

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta lesnická a dřevařská

Katedra myslivosti a lesnické zoologie



Věková struktura, reprodukční potenciál a vliv prostředí na populační dynamiku bažanta obecného (*Phasianus colchicus* Linné, 1758) v současné kulturní krajině

*Age structure, reproduction rate and environmental impacts on population dynamics of ring-necked pheasants (*Phasianus colchicus* Linné, 1758) in current cultural landscape*

Disertační práce

Školitel: Doc. Ing. Vladimír Hanzal, CSc.

Doktorand: Ing. Tomáš Zíka

Praha 2014

Poděkování:

V prvé řadě bych chtěl poděkovat svému školiteli doc. Ing. Vladimíru Hanzalovi, CSc. za četné konzultace, metodické vedení a ochotu v průběhu celého mého studia.

Velmi bych chtěl poděkovat své přítelkyni Míše za pomoc a cenné připomínky k disertační práci a rovněž za velkou trpělivost k mému „bažantímu postižení“ a zaneprázdnění☺.

Rád bych poděkoval především svým rodičům, kteří mě podporovali v průběhu celého studia a také prokázali velkou dávku pochopení pro mé časové vytížení.

V mnoha ohledech bych rád poděkoval prof. Mgr. Miroslavu Šálkovi, Dr. za spolupráci a pomoc při statistickém zpracování.

Můj dík náleží i mému dřívějšímu školiteli doc. Ing. Miloslavu Vachovi, CSc.

V neposlední řadě patří poděkování všem myslivcům ze studijní oblasti Brandýs nad Labem a Praha, kteří přispěli ke zpracování této práce sběrem vzorků primárních proximálních letek.

Na závěr bych poděkoval všem, kteří mi při zpracování práce byli nápomocni a věnovali svůj čas. Zvláště mám na mysli JUDr. Lubomíra Štíchu, který je pracovníkem státní správy myslivosti na Městském úřadě Brandýs nad Labem.

Nerad bych v poděkování opomněl instituce, které mi poskytly data, bez kterých by tato práce nemohla vzniknout. Konkrétně se jedná o Ministerstvo zemědělství ČR, Českou informační agenturu životního prostředí a Český hydrometeorologický ústav.

Všem upřímně děkuji!

V této práci bylo citováno podle impaktovaného vědeckého časopisu *Forest Ecology and Management*.

Prohlášení:

Prohlašuji, že jsem disertační práci na téma „Věková struktura, reprodukční potenciál a vliv prostředí na populační dynamiku bažanta obecného (*Phasianus colchicus* Linné, 1758) v současné kulturní krajině“ vypracoval samostatně s použitím uvedené literatury a na základě konzultací a doporučení školitele.

Souhlasím se zveřejněním disertační práce dle zákona č. 111/1998 Sb., o vysokých školách v platném znění, a to bez ohledu na výsledek její obhajoby



.....
Ing. Tomáš Zíka

V Praze dne 7. 3. 2014

ABSTRAKT

Ve správní oblasti Brandýs nad Labem a Praha byla v letech 2004-2011 studována populační dynamika bažanta obecného (*Phasianus colchicus* Linné, 1758). Studijní oblast se skládá z uceleného území o výměře 36,6 tis. ha rozděleného na 38 honiteb. V oblasti se nachází dlouhodobě lovecky obhospodařovaná divoká populace, která je pouze marginálně ovlivňována vypouštěním uměle odchovaných bažantů. Vypouštění jedinců pocházejících z umělých odchovů bylo v závislosti na roku realizováno pouze ve 3-6 honitbách, a to převážně samicemi v hnízdním období za účelem podpory reprodukce populace.

Detailní znalosti parametrů populace jsou nezbytnými podklady pro stanovení managementových zásad pro hospodaření s volně žijícími živočichy. Základní charakteristiky divoké populace v současné agrární krajině jsou popsány velmi omezeně, proto byla práce zaměřena na studium věkové struktury a reprodukčního potenciálu dominantně divoké populace. K určení věkové struktury populace bylo využito metody měření průměru primární proximální letky. Z ulovených samců bylo v letech 2009-2011 odebráno celkem 1487 vzorků. Na základě zastoupení samců a samic v populaci byla početně zjišťována věková struktura samic a následně obou pohlaví dohromady. V porovnání s jinými studii byl zjištěn relativně vysoký podíl dospělých jedinců. Nicméně v průběhu sledovaného období zastoupení dospělých jedinců klesalo: 2009 (♂ 44,7 %; ♀ 69,5 %; ♂♀ 60,7 %), 2010 (♂ 35,2 %; ♀ 61,3 %; ♂♀ 51,5 %), 2011 (♂ 29,8 %; ♀ 57,4 %; ♂♀ 47,0 %). Snižování podílu dospělé zvěře se současně odráželo v postupném zvyšování míry reprodukce (RRK): 2009 (♂ 124 %; ♀ 44 %; ♂♀ 65 %), 2010 (♂ 184 %; ♀ 63 %; ♂♀ 94 %), 2011 (♂ 236 %; ♀ 74 %; ♂♀ 113 %). Ve studijní oblasti mohou být loveni pouze samci, proto je v populaci zastoupeno více samic. Z tohoto důvodu dosahují samice zdánlivě v procentuálním vyjádření nižší reprodukce (RRK) než samci. Výsledky ze studijní oblasti celkově ukazují na nižší produktivitu populace v porovnání s dříve publikovanými studii.

Vliv faktorů prostředí na populační dynamiku v letech 2004-2011 byl analyzován pomocí lineárního smíšeného modelu s náhodným efektem (LMM). U signifikantní hladiny významnosti je uveden znaménkem vliv, v případě uvozovek je naznačena relativně silná, ale nesignifikantní vazba. Byl detekován vliv: I) *klimatické podmínky* – srážky: květen ($p = 0,0139$; -), srážky: červen ($p = 0,5926$), délka slunečního svitu: květen-červen ($p = 0,7569$); II) *struktura biotopu* – ostatní plochy ($p = 0,0001$; +), lesní půda ($p = 0,0002$; -), hustota vodních toků ($p = 0,0467$; +), ekologické zemědělství ($p = 0,1415$; "+"), trvalé travní porosty ($p = 0,3462$), hustota silniční sítě ($p = 0,6696$), sady ($p = 0,7691$), vinice ($p = 0,9042$);

III) *myslivecký management* – lov predátorů: *Vulpes vulpes* ($p = 0,0001$; +), *Pica pica* a *Corvus corone* ($p = 0,2084$), *Sus scrofa* ($p = 0,4454$), *Martes martes* a *M. foina* ($p = 0,6055$); vypouštění uměle odchovaných jedinců v hnízdní sezóně ($p = 0,0016$; +). Přestože vypouštění uměle odchovaných bažantů v hnízdním období (zvláště samic) mělo pozitivní dopad na podzimní početnost, tento management je velmi neefektivní. V honitbách, kde bylo opatření realizováno, bylo pouze ve dvou letech (2005, 2008) uloveno více jedinců než bylo vypuštěno.

V zemědělské krajině Brandýska, kde nebyly realizovány žádné cílené prvky „set-aside“ managementu, bylo loveno v průměru $7,9 \pm 3,2 \text{ ♂/100 ha}$. V honitbách přímo sousedících s Prahou, kde se ve větší míře nacházejí neobdělávané pozemky („přírodní set-aside“ management), dosahovala průměrná výše odlovu v letech 2004-2011 dvakrát vyšší hodnoty ($15,5 \pm 8,5 \text{ ♂/100 ha}$).

KLÍČOVÁ SLOVA

bažant obecný, struktura populace, reprodukce, divoká populace, primární proximální letka, struktura biotopu, klimatické faktory, predační kontrola, Česká republika

ABSTRACT

Population dynamics of wild population of the ring-necked pheasants (*Phasianus colchicus* Linné, 1758) was studied in the district Brandýs nad Labem and Prague between 2004 and 2011. The study included 38 hunting grounds covering an area of 36.6 thousand hectares. The study area is influenced only marginally by hand-reared pheasants and there is a long-term huntable wild pheasant population. Especially hand-reared females were released during the breeding seasons in several hunting grounds (3-6) in the study area in order to support the reproduction of wild populations.

Detailed knowledge of demographic parameters (such as age structure and reproduction rates) is crucial for guiding conservation and management decisions regarding wildlife populations. Such parameters of wild bird populations in the current agricultural landscape remain very poorly described. Therefore, age structure and reproduction rates of predominantly wild populations of the ring-necked pheasant across the intensively managed agricultural landscape were researched. To determine the age of individuals, I used proximal primary feather shaft diameters of 1 487 feather samples from males hunted between 2009 and 2011. Moreover, I evaluated the age structure of females as well as both sexes together based on the sex ratio and annual game census. A relatively high proportion of adults in the population in comparison with other studies were found. However, the number of adults decreased throughout the years: 2009 (♂ 44.7%; ♀ 69.5%; ♂♀ 60.7%), 2010 (♂ 35.2%; ♀ 61.3%; ♂♀ 51.5%), 2011 (♂ 29.8%; ♀ 57.4%; ♂♀ 47.0%). The decrease of adults went hand in hand with increase of juveniles and reproduction rates of the study population: 2009 (♂ 124%; ♀ 44%; ♂♀ 65%), 2010 (♂ 184%; ♀ 63%; ♂♀ 94%), 2011 (♂ 236%; ♀ 74%; ♂♀ 113%). Only males were hunted in the study area so I determined higher proportions of females in population for all years. This is the main reason why the reproduction rate of females was lower in percentage expression. Generally, results showed lower productivity of pheasants in the study area in comparison with earlier published studies.

Impacts of environment factors on population dynamics were analysed by the linear mixed-effects model (LMM) between 2004 and 2011. The study investigated following factors: I) *climatic conditions* – May precipitation ($p = 0,0139$; -), June precipitation ($p = 0,5926$), May-June duration of sunshine ($p = 0,7569$); II) *habitat structure* – other areas ($p = 0,0001$; +), forests ($p = 0,0002$; -), density of watercourses ($p = 0,0467$; +), organic farming ($p = 0,1415$; “+”), meadows ($p = 0,3462$), density of roads ($p = 0,6696$), orchards ($p = 0,7691$), vineyards ($p = 0,9042$); III) *game management practises* – predator control:

Vulpes vulpes ($p = 0.0001$; +), *Pica pica* and *Corvus corone* ($p = 0,2084$), *Sus scrofa* ($p = 0,4454$), *Martes martes* and *M. foina* ($p = 0,6055$); released hand-reared pheasants in the breeding season ($p = 0,0016$; +). Although releasing hand-reared pheasants (especially females) had the positive influence on density of autumn population, this management is very inefficient. Hunting grounds harvested only two years (2005, 2008) more males than they released in the breeding season.

Agricultural landscape of the district Brandýs nad Labem where had no acreage in a directed set-aside management produced the average harvest 7.9 ± 3.2 ♂/100 ha. Hunting grounds around Prague where larger proportion of uncultivated lands (“natural” set-aside management) occurred had twice higher average harvest between 2004 and 2011 (15.5 ± 8.5 ♂/100 ha).

KEYWORDS

Ring-necked pheasant, population structure, reproduction rate, wild population, proximal primary feather, habitat structure, climatic factors, predator control, Czech Republic

Seznam použitých zkratk

ACP...*Agricultural Conservation Program*

CAP*...*Common Agricultural Policy (EU)*

CAP...*Cropland Adjustment Program (USA)*

CENIA...*Česká informační agentura životního prostředí*

CREP...*Conservation Reserve Enhancement Program*

CRP...*Conservation Reserve Program*

CSP...*Conservation Security Program*

ČHMÚ...*Český hydrometeorologický ústav*

DZ...*dospělá zvěř (zazvěřování; Mysl 1-01, MZe ČR)*

EAFRD...*European Agricultural Fund for Rural Development*

EU...*Evropská unie*

FACE...*The European Federation of Associations for Hunting & Conservation*

FGWPSP...*Feed Grain and Wheat Price Support Program*

FWPP...*Farmable Wetlands Pilot Program*

HRDP... *Horizontal Rural Development Plane*

JSS...*jarní sčítaný stav (Mysl 1-01)*

JTH...*jakostní třída honitby*

KOP...*koeficient očekávané produkce*

LMM... *linear mixed-effects model (lineární smíšený model)*

LPIS...*Land Parcel Identification System*

LSP...*license shooting preserve*

MSZ...*minimální stav zvěře*

MYSL 1-01...*roční výkaz o honitbách, stavu a lovu zvěře (MZe ČR)*

MZ...*mladá zvěř (zazvěřování; Mysl 1-01, MZe ČR)*

MZD...*meliorační a zpevňující dřeviny*

MZe ČR...*Ministerstvo zemědělství České republiky*

MŽP ČR...*Ministerstvo životního prostředí České republiky*

NSZ...*normovaný stav zvěře*

OPŽP...*Operační program Životní prostředí*

ORP...*obec s rozšířenou působností*

OSSM...*orgán státní správy myslivosti*

PBS...*pheasants brood survey*

PGC...*Pennsylvania Game Commission*

PPL...*primární proximální letka*

PPM...*pheasants per miles*

PPOK...*Program péče o krajinu*

PRV...*Program rozvoje venkova*

RRK...*reálný reprodukční koeficient*

SAPARD...*Special Action Programme for Pre-Accession Aid for Agriculture and Rural Development*

SBCR...*Soil Bank Conservation Reserve*

SD GFP...*South Dakota Game, Fish & Parks*

SD...*standard deviation*

SSSR...*Svaz sovětských socialistických republik*

ÚSC...*územně samosprávný celek*

WHIP...*Wildlife Habitat Incentives Program*

WPRA...*Wild Pheasant Recovery Areas*

WRP...*Wetlands Reserve Program*

WSR...*winter sex ratio*

Obsah

1 ÚVOD	12
2 LITERÁRNÍ REŠERŠE	14
2.1 TAXONOMIE.....	14
2.2 ROZŠÍŘENÍ	16
2.2.1 Původní areál	16
2.2.2 Introdukovaný areál	17
2.2.3 Introdukce do Evropy	18
2.3 PODDRUHY A VARIETY INTRODUKOVANÉ DO ČESKÝCH ZEMÍ	19
2.4 HISTORIE CHOVU BAŽANTA OBECNÉHO V ČESKÝCH ZEMÍCH	20
2.5 BIOLOGIE.....	25
2.5.1 Popis.....	25
2.5.2 Biotop	27
2.5.3 Denzita a populační dynamika	30
2.5.4 Migrace a pohybová aktivita	47
2.5.5 Reprodukce	48
2.5.6 Potravní nároky.....	52
2.5.7 Predace a mortalita.....	53
2.5.8 Způsoby chovu.....	59
2.5.9 Choroby.....	61
2.5.10 Určování věku.....	66
2.7 BONITACE PROSTŘEDÍ V ČR	69
2.8 LEGISLATIVNÍ STATUT A MYSLIVECKÝ VÝZNAM V ČR	71
3 CÍLE PRÁCE	73
4 MATERIÁL A METODIKA	74
4.1 CHARAKTERISTIKA OBLASTI.....	74
4.2 STRUKTURA BIOTOPU	76
4.3 PRIMÁRNÍ PROXIMÁLNÍ LETKA A VĚKOVÁ STRUKTURA SAMCŮ	78
4.4 REÁLNÝ REPRODUKČNÍ KOEFICIENT A VĚKOVÁ STRUKTURA SAMIC	79
4.5 ANALYTICKÉ A STATISTICKÉ ZPRACOVÁNÍ	80
5 VÝSLEDKY.....	82
5.1 VÝVOJ POPULAČNÍ DYNAMIKY	82
5.2 VĚKOVÁ STRUKTURA A REPRODUKČNÍ UKAZATELE POPULACE	84
5.2.1 Primární proximální letka a věková struktura samců.....	84
5.2.2 Věková struktura celé populace.....	87
5.2.3 Reprodukční ukazatele.....	88

5.3 VYHODNOCENÍ FAKTORŮ PROSTŘEDÍ.....	90
5.3.1 Lineární smíšený model s náhodným efektem (LMM).....	90
5.3.2 Klimatické faktory	91
5.3.3 Struktura biotopu.....	94
5.3.4 Myslivecký management.....	100
6 DISKUZE.....	106
7 NÁVRHY NA IMPLEMENTACI DO PRAXE	128
7.1 MYSLIVECKÉ PLÁNOVÁNÍ.....	128
7.2 STRUKTURA BIOTOPU	130
7.3 MANAGEMENT TRAVNÍCH POROSTŮ	132
7.4 ORNÁ PŮDA	134
7.5 ZIMNÍ BIOTOP A KRYT	138
7.6 RÁMCOVÝ MANAGEMENT PLÁN.....	140
7.1.1 Obecná východiska.....	140
7.1.2 Základní managementová opatření	142
8 ZÁVĚR.....	156
9 LITERATURA	160
9.1 LITERÁRNÍ ODKAZY	160
9.2 OSTATNÍ ODKAZY	173
10 SEZNAM OBRÁZKŮ, GRAFŮ, TABULEK A PŘÍLOH	175
10.1 OBRÁZKY	175
10.2 GRAFY	176
10.3 TABULKY.....	179
10.4 PŘÍLOHY	180
11 PŘÍLOHY	183

1 Úvod

Bažant obecný (*Phasianus colchicus* Linné, 1758) patří z hlediska mysliveckého (loveckého) managementu mezi nejdůležitější druhy „drobné“ pernaté zvěře na světě (Johnsgard, 1999). Je to dáno nejen rozsáhlým původním areálem výskytu, ale hlavně jeho introdukcí na další kontinenty. V současnosti bažant obecný patří díky svému areálu výskytu k nejrozšířenějšímu druhu bažantů (Madge and McGowan, 2002). Značnou popularitu si jako lovná zvěř získal především v Evropě a v Severní Americe.

V důsledku negativních antropogenních vlivů, které souvisely s intenzifikací a „racionalizací“ zemědělské výroby, se začala od 2. poloviny 20. století ve vyspělých státech „západního“ světa snižovat denzita „divoké“ populace bažanta obecného (Draycott et al., 2002). Na hrozbu likvidace vhodných biotopů, která souvisí s hospodářským rozvojem v Číně, poukazují např. Nan et al. (2004).

Výše zmíněný trend se týkal i Československa a posléze České republiky (ČR). Populace bažantů vykazovaly od skončení 2. světové války do poloviny 70. let 20. století setrvalý nárůst. Na počátku 70. let 20. století byla odhadována hnízdní početnost bažanta obecného v českých zemích na 1 100 tis. jedinců. Celkový odlov kulminoval a pohyboval se na nad úrovni 1 mil. jedinců (Felix, 1980). Do této doby tvořili dominantní část úlovků jedinci z volně žijící „divoké“ populace. Československo se řadilo úrovní chovu bažanta obecného k absolutní světové špičce (Andreska and Andresková, 1993).

Díky pokračující intenzifikaci zemědělské výroby začala od 2. pol. 70. let 20. století klesat početnost „divoké“ populace. „Přírodní“ úbytek byl kompenzován vypouštěním uměle odchovaných bažantů pro účely lovu a posílení přírodních populací. Tento způsob přetrvává do současnosti. Přináší s sebou ovšem rizika spojená s dalším negativním působením na divokou populaci (Hill et al., 1990).

Z důvodu budoucí obhajitelnosti myslivosti před veřejností by se chov bažanta obecného a ostatní zvěře měl přednostně orientovat na trvale udržitelný management divoké populace. Samozřejmě je nutné brát v úvahu neoddiskutovatelný význam intenzivních chovů v tradičních bažantnicích.

Prvním krokem úspěšného „divokého“ chovu je vhodně strukturovaný biotop, který splňuje ekologické nároky druhu. Současný způsob „standardní“ zemědělské výroby ve vyspělých státech světa není vhodný pro většinu ptačích druhů, které jsou vázány biotopem na zemědělskou kulturní krajinu, např. Baldi et al. (2005) a Shipley and Scott (2006). Současná

evropská dotační politika realizovaná v ČR prostřednictvím PRV¹ 2007-2013 neobsahuje žádné povinné a komplexní opatření ve vztahu k volně žijícím živočichům. Navíc v dnešní době zpravidla nedochází k funkčnímu propojení subjektů působících v primární sféře, v tomto případě myslivost-zemědělství. Otázkou do budoucna zůstává, jak efektivně zapojit subjekty, převážně zemědělské, do agro-environmentálních opatření. Diverzifikace českého zemědělství ve vztahu k volně žijícím živočichům a jeho kladný příspěvek ke krajínotvorbě je nízký. Záměrem EU na rozpočtové období 2014-2020 je opětovně zavést prvky „set-aside“ managementu a nově „greeningu“ do společné zemědělské politiky, což by byla jedna z potenciálních šancí pro stabilizaci početnosti bažanta obecného a ostatních druhů, které negativně ovlivňuje intenzivní zemědělská výroba. Ovšem bude velmi podstatné v jaké podobě bude původní myšlenka implementována do programového dokumentu a praxe.

V dnešní době je na převážné části našeho území pro úspěšný „divoký“ chov bažanta obecného výrazným limitujícím faktorem způsob zemědělské výroby, který lze jen obtížně kompenzovat intenzivní mysliveckou péčí o zvěř. Nicméně na území ČR se stále vyskytují lokality, kde je denzita divoké populace vysoká, popřípadě na úrovni blízké se maximálním hodnotám z minulosti (Fuchs et al., 2002; Šťastný et al., 2006). Zpravidla se vyznačují omezeným hospodářským využíváním, blízkostí velkých měst nebo vysokou intenzitou myslivecké péče. Budoucnost „divokého“ bažanta a ostatních živočichů, kteří jsou vázáni na kulturní agrární ekosystémy, bude velmi záležet na budoucí podobě zemědělské politiky.

S úbytkem divoké populace bažanta obecného byly eliminovány výzkumné aktivity, které se zabývají věkovou strukturou populace a jejím reprodukčním potenciálem v současné kulturní krajině. Tyto dvě charakteristiky patří mezi základní parametry, které vyjadřují stabilitu a dlouhodobou udržitelnost populace. Vzhledem k tomu, že populace v ČR jsou stále více ovlivňovány vypouštěním uměle odchovaných jedinců, je velmi komplikované pro výzkum nalézt ucelenou lokalitu, kde stále ještě dominuje divoká populace. Z toho důvodu byla vybrána studijní oblast spadající pod správní oblast Brandýs nad Labem a Prahu, která splňuje výše uvedené kritérium. Současně bylo jedním z cílů práce vyhodnotit vliv struktury biotopu, klimatických faktorů a mysliveckého managementu na populační dynamiku bažanta obecného v oblasti, kde převládá přirozeně reprodukcující se populace.

¹ Program rozvoje venkova

2 Literární rešerše

2.1 Taxonomie

Ve 20. století prošla taxonomie původního řádu hrabaví (Galliformes) výraznými změnami. Peters (1934) dělil řád na šest čeledí: tabonovití (Megapodiidae), hokovití (Cracidae), tetřevovití (Tetraonidae), **bažantovití (Phasianidae)**, perličkovití (Numididae) a krocanovití (Meleagrididae). Řád obsahoval 93 rodů a 267 druhů. Mayr and Amadon (1951) členili řád na čeledi: Megapodiidae, Cracidae, **Phasianidae** a Meleagrididae. Do hrabavých zařadili 240 druhů. Prvním, kdo v rámci vnitřního členění rozdělil řád do dvou nadčeledí, byl Wetmore (1960). Do nadčeledi Cracoidea náležely čeledi Megapodiidae, Cracidae a do Phasianoidea patřily čeledi Tetraonidae, **Phasianidae**, Numididae a Meleagrididae. Podobné členění zachoval Johnsgard (1973) ovšem s rozdílem, že v Phasianoidea ponechal pouze čeledi **Phasianidae** a Numididae. Celkem rozlišoval 245 druhů.

Sibley and Monroe (1990) na základě provedených DNA analýz provedli největší zásah do taxonomie hrabavých (Galliformes). Z dřívějšího samostatného řádu nově vyčlenili řád Craciformes, pod který spadaly čeledi Cracidae (50 druhů) a Megapodidae (19 druhů). Do zeštíhleného řádu Galliformes nově patřily čeledi: **Phasianidae** (177 druhů), Numididae (6 druhů) a Odontophoridae (31 druhů).

Současné taxonomické členění „původního“ řádu hrabavých (Galliformes) dle Madge and McGowan (2002).

Třída: **ptáci** - Aves

Řád: **hokové** - Craciformes

Čeď: **hokovití** – Cracidae

Čeď: **tabonovití** - Megapodiidae

Řád: **hrabaví** - Galliformes

Čeď: **perličkovití** – Numididae

Čeď: **krocanovití** - Meleagrididae

Čeď: **tetřevovití** - Tetraonidae

Čeď: **křepelovití** - Odontophoridae

Čeď: **bažantovití** - Phasianidae

Podčeď: **Perdicinae**

Podčeď: **Phasianinae**

Druhy: **bažant obecný** - *Phasianus colchicus* Linné, 1758

bažant pestrý - *Phasianus versicolor* Vieillot, 1825

Bažant obecný: Common pheasant, Ring-necked pheasant, Black-necked pheasant, Mongolian pheasant (An); faisan de Colchide (Fr); Edelfasan, Jagdfasan (Ně).

Bažant pestrý: Green pheasant, Japanese pheasant (An); faisan versicoloré (Fr); bunt Fasan, grün Fasan (Ně).

Podle výše uvedené taxonomie je bažant pestrý považován za samostatný druh, ale mezi různými autory stále nepanuje shoda ohledně jeho zařazení. Felix (1980) bažanta pestrého řadí pouze jako subspecii a rovněž Johnsgard (1999) poukazuje na jeho diskutabilní zařazení mezi samostatný druh.

Bažant obecný se v původním areálu v závislosti na autorovi vyskytuje v 27 až 42 poddruzích, např. Wayre (1969), Felix (1980) a Johnsgard (1999). Nejčastěji je bažant obecný řazen do 30 subspecií, které geograficky spadají do pěti skupin (Vaurie 1965):

- I. Skupina: „colchicus“ – „černokrcí“ bažanti**
 - *Phasianus colchicus colchicus* Linné, 1758 - „southern Causasian pheasant“
 - *Phasianus colchicus septentrionalis* Lorenz, 1888 - „northern Caucasian pheasant“
 - *Phasianus colchicus talischensis* Lorenz, 1888 - „Talisch Causasian pheasant“
 - *Phasianus colchicus persicus* Severtzov, 1875 - „Persian pheasant“
- II. Skupina: „principalis-chrysomelas“ – „bělokřídlí“ bažanti**
 - *Phasianus colchicus principalis* P. L. Sclater, 1885 - „Prince of Wales pheasant“
 - *Phasianus colchicus zarudnyi* Buturlin, 1904 - „Zarudny's pheasant“
 - *Phasianus colchicus bianchii* Buturlin, 1904 - „Bianchi's pheasant“
 - *Phasianus colchicus chrysomelas* Severtzov, 1875 - „Khivan pheasant“
 - *Phasianus colchicus zerafschanicus* Tarnovski, 1893 - „Zerafshan pheasant“
- III. Skupina: „mongolicus“ – „kyrgyzští“ bažanti**
 - *Phasianus colchicus turcestanicus* Lorenz, 1896 - „Syr Daria pheasant“
 - *Phasianus colchicus mongolicus* J. F. Brandt, 1844 - „Kirghiz pheasant“
- IV. Skupina: „tarimensis“ – „tarimští“ bažanti**
 - *Phasianus colchicus tarimensis* Pleske, 1888 - „Tarim pheasant“
 - *Phasianus colchicus shawi* Elliot, 1870 - „Yarkand pheasant“
- V. Skupina: „torquatus“ – „šedohřbetí“ bažanti**
 - *Phasianus colchicus hagenbecki* Rothschild, 1901 - „Kobdo ring-necked pheasant“
 - *Phasianus colchicus pallasi* Rothschild, 1903 - „Manchurian ring-necked pheasant“
 - *Phasianus colchicus karpowi* Buturlin, 1904 - „Korean ring-necked pheasant“
 - *Phasianus colchicus kiangsuensis* Buturlin, 1904 - „Shansi pheasant“

- *Phasianus colchicus alaschanicus* Alphéraky & Bianchi, 1908 - „Alashan pheasant“
- *Phasianus colchicus edzinensis* Suhskin, 1926 - „Gobi ring-necked pheasant“
- *Phasianus colchicus satscheuensis* Pleske, 1892 - „Satchu ring-necked pheasant“
- *Phasianus colchicus vlangalii* Przevalski, 1876 - „Zaidan pheasant“
- *Phasianus colchicus strauchi* Przevalski, 1876 - „Strauch’s pheasant“
- *Phasianus colchicus suehschanensis* Bianchi, 1906 - „Sungpan pheasant“
- *Phasianus colchicus sohokhotensis* Buturlin, 1908 - „Sohokhoto pheasant“
- *Phasianus colchicus elegans* Elliot, 1870 - „Stone’s pheasant“
- *Phasianus colchicus rothschildi* La Touche, 1921 - „Rothschild’s pheasant“
- *Phasianus colchicus decollatus* Swinhoe, 1870 - „Kweichow pheasant“
- *Phasianus colchicus takatsukasae* Delacour, 1927 - „Tonkinese ring-necked pheasant“
- *Phasianus colchicus torquatus* Gmelin, 1789 - „Chinese ring-necked pheasant“
- *Phasianus colchicus formosanus* Elliot, 1870 - „Taiwan ring-necked pheasant“

Autoři, kteří řadí bažanta pestrého pouze mezi poddruhy, rozšiřují předcházejících pět skupin ještě o jednu: „**versicolor**“ – **bažanti „zelení“** (Felix, 1980). Nyní je bažant pestrý zařazován jako samostatný druh se třemi subspeciemi (Madge and McGowan, 2002):

- *Phasianus versicolor versicolor* Vieillot, 1825 - „southern green pheasant“
- *Phasianus versicolor tanensis* Kuroda, 1919 - „Pacifik green pheasant“
- *Phasianus versicolor robustipes* Kuroda, 1919 - „northern green pheasant“

Z této práce nelze bažanta pestrého vyloučit. Přestože se nyní jedná o samostatný druh, byl dříve introdukovan do českých zemí, kde se běžně křížil s introdukovanými poddruhy bažanta obecného.

2.2 Rozšíření

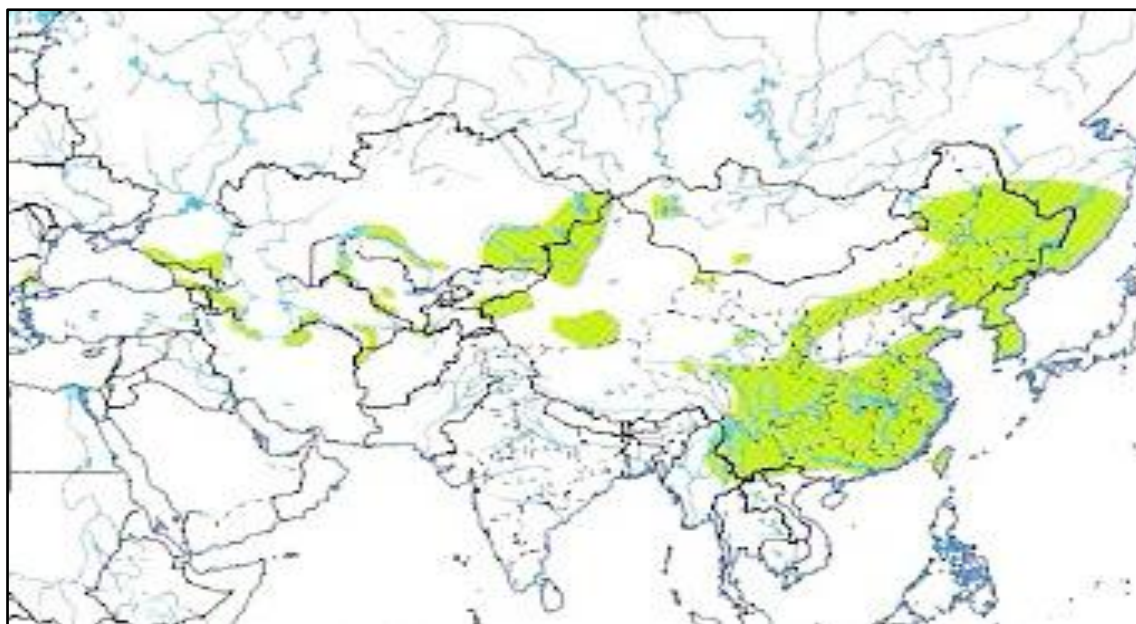
2.2.1 Původní areál

Přirozený areál výskytu bažanta obecného se rozprostírá od Kavkazu přes celou Asii až k Tichému oceánu (obr. č. 1). Nicméně jeho rozšíření není spojité, což umožnilo vznik mnoha subspecií. V místech, kde se překrývají areály jednotlivých poddruhů, dochází ke křížení.

Pro zjednodušení bude popsáno rozšíření bažanta obecného ve svém původním areálu dle sdružených skupin (Vaurie, 1965):

- 1) **skupina „colchicus“** – nejzápadnější část výskytu; oblast Kavkazu mezi Černým a Kaspickým mořem, jižní a jihovýchodní pobřeží Kaspického moře; vyskytují se až do nadmořské výšky 1000 m n. m.
- 2) **skupina „principalis-chrysomelas“** – východně od Kaspického moře, oblast střední Asie (Uzbekistán, Turkmenistán, Afghanistan); rozšíření do 600 m n. m.
- 3) **skupina „mongolicus“** – východně od Aralského jezera k Balchašskému jezeru (Kazachstán), Kyrgyzstán, dále východně do oblasti východního Turkestánu (SZ Čína); výskyt do nadmořské výšky 1200 m n. m.
- 4) **skupina „tarimensis“** - západní Čína v povodí řeky Tarim; nadmořská výška 700 – 1300 m n. m.
- 5) **skupina „torquatus“** - nejvýchodnější část přirozeného areálu, střední a východní Čína, Korea, nejvýchodnější oblasti Ruska; rozmanité biotopy od výšky 600 do 3300 m n. m.

Bažant pestrý je přirozeným areálem vázán na území Japonska s výjimkou ostrova Hokaido. Vertikálně je výskyt limitován výškou cca 1100 m n. m.



Obr. č. 1 Původní areál rozšíření bažanta obecného (Madge and McGowan, 2002)

2.2.2 Introdukovaný areál

Bažant obecný patří díky rozsáhlým introdukčním pokusům mezi velmi rozšířené druhy (obr. č. 2). Vzhledem k tomu, že se jedná o myslivecky a lovecky velmi atraktivní druh, je mu v zemích Evropy a USA věnována značná pozornost. Přestože se zde vyskytují

relativně početné divoké populace, dochází každoročně k umělému odchovu a vypouštění milionů jedinců do volné přírody, převážně pro lovecké účely (Johnsgard, 1999; Sage et al., 2003; Santilli and Bagliacca, 2008).

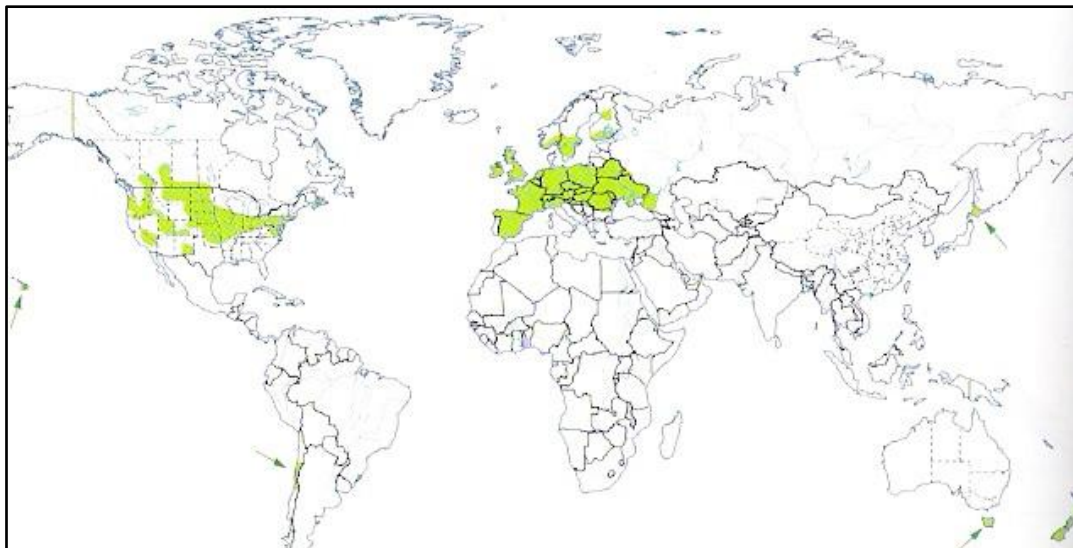
Současný introdukovaný areál zahrnuje: téměř celou Evropu, USA, Kanadu, Austrálii, Nový Zéland, Chile, Havajské ostrovy a Japonsko.

2.2.3 Introdukce do Evropy

Od pradávna se lidstvo snažilo obohatit místní faunu druhy, které byly objeveny na různých zahraničních výpravách. Důležitou roli hrála možnost využít druh jako další zdroj potravy a později i pro lovecké účely. V tomto směru se celosvětově nejúspěšnějším kurem stal bažant obecný (Madge and McGowan, 2002).

Do Evropy byl přivezen starověkými Řeky. Konkrétně se jednalo o poddruh *P. c. colchicus* (bezobojkový), jehož přirozeným areálem výskytu je oblast Kavkazu u Černého moře. Tento poddruh se stal základem pro všechny budoucí evropské populace až do 18. století, kdy byly do Evropy postupně přiváženy další poddruhy: *P. c. torquatus*, *P. (c.) versicolor*, *P. c. formosanus*, *P. c. mongolicus* atd. Dodnes ovšem není zcela jisté, zda populace, které se nacházely v jihovýchodní Evropě (Bulharsko, Řecko, evropská část Turecka) nejsou původní (Johnsgard, 1999). Do roku 1260 př. n. l. se datuje odkaz na řeckou výpravu. Na východním pobřeží Černého moře poblíž řeky Phasis (v současnosti Rion) objevili Řekové na území Colchidy (Gruzie) neznámého ptáka. Druh byl pojmenován *Phasianus ornis*. Pozdější vědecké označení vychází z místa objevení – Colchidy. Několik jedinců bylo odchyceno a přivezeno do antického Řecka. Jeho chov se díky jeho potravní hodnotě rychle rozšířil. Z Aristotelových spisů vyplývá, že ve 4. stol. př. n. l. byl bažant po celém Řecku všeobecně známý, odtud se v 5. stol. př. n. l. dostal do „Imperia Romana“ (starověký Řím). Zde se chov bažanta těšil velké oblibě pro chutnou zvěřinu a jeho estetickou hodnotu. Spolu s růstem římského impéria se rozšiřoval i chov bažantů (Felix, 1980).

První zmínka o chovu na britských ostrovech se vztahuje k roku 924 (Dyk, 1942). Vybraná ustanovení Kapitulárií Karla Velikého se zmiňují o chovu bažantů na území dnešní Francie v 8. století (Rakušan, 2001). Dyk (1942) a Sekera (1954) datují výraznější rozvoj chovu bažantů ve Francii až do 15. století. Vzhledem k tomu, že většina Galie, dnešní Francie, patřila ve starověku do Římské říše, zdá se druhá varianta jako méně pravděpodobná. V průběhu středověku docházelo k šíření bažanta do dalších zemí Evropy. Podrobnosti ohledně historie chovu v českých zemích budou uvedeny níže (kapitola 2.4).



Obr. č. 2 Introdukovaný areál bažanta obecného (Madge and McGowan, 2002)

2.3 Poddruhy a variety introdukované do českých zemí

Bažant obecný, který je v současnosti chován v honitbách ČR, vznikl křížením mezi jednotlivými (pod)druhy a varietami, jež k nám byly postupně introdukovány. Za posledních 100-150 let vznikl postupnou hybridizací v českých zemích doslova a do písmene bažant „obecný“, někdy označovaný jako bažant lovný (Kostroň, 1953). Tento trend se dotkl téměř celé Evropy. U našich volně žijících populací je téměř nemožné rozlišovat jednotlivé subspecie (Sekera, 1954).

Introdukce (Vach et al., 2010):

- a) *Phasianus colchicus colchicus* – bažant obecný bezobojkový
 - historické označení tzv. „bažant český“
 - oblast původu: Abcházie, Arménie, Ázerbájdžán, Gruzie, SZ Irán; možnost původních populací v Turecku, Řecku a Bulharsku (Madge and McGowan, 2002)
 - introdukce do českých zemí – „raný středověk“ období nelze zcela přesně specifikovat
- b) *Phasianus colchicus torquatus* - bažant obecný obojkový
 - oblast původu: střední a východní Čína (severní hranice – ÚSC² Shandong a Henan; jižní hranice – ÚSC Guangdong, S Vietnam)

² Územně samosprávný celek

- introdukce do českých zemí – 2. pol. 19. století
- c) *Phasianus colchicus mongolicus* - bažant obecný sedmiříčský
 - oblast původu: východní a jihovýchodní směr od Balchašského jezera (Kazachstán, Kyrgyzstán, SZ Čína)
 - introdukce do českých zemí - 1. pol. 20. století
- d) *Phasianus (colchicus) versicolor* - bažant (obecný) pestrý
 - oblast původu: Japonsko (kromě ostrova Hokaido)
 - introdukce do českých zemí – 2. pol. 19. století
- e) *Phasianus colchicus formosanus* – bažant obecný formozský
 - oblast původu: Taiwan
 - introdukce do českých zemí – přelom 19. a 20. století
- f) *Phasianus colchicus colchicus* var. *tenebrosus* – bažant obecný temný
 - vyšlechtěn v Anglii v 1. pol. 20. století z *P. c. colchicus* a *P. (c). versicolor*
 - introdukce do českých zemí - 1. pol. 20. století
- g) *Phasianus colchicus colchicus* var. *isabellinum* – bažant obecný plavý
 - pravděpodobně spontánní varieta *P. c. colchicus* z Maďarska
 - introdukce do českých zemí - 1. pol. 20. století

2.4 Historie chovu bažanta obecného v českých zemích

Pojmem bažantnictví se rozumí souhrn všech lidských (mysliveckých) aktivit a činností, které mají za primární cíl zlepšování životního prostředí bažantů, jejich úspěšný chov a lov.

Dyk (1942) rozděluje bažantnictví:

- a) ve volných honitbách
- b) soustředěné – jedná se o chov v bažantnicích

Z existujících historických pramenů nelze přesně určit, kdy se v českých zemích začalo s chovem bažanta obecného. Při archeologických průzkumech v okolí Starého Města z 9. století, dřívější Velkomoravská říše, byly objeveny kosti tří bažantů (Hrubý, 1964). S největší pravděpodobností se jednalo o jedince, kteří sloužili k okrasným účelům, a neznamenal to zatím důkaz vlastní chovu. Na možnost, že se u nás bažant vyskytoval již v dobách Římské říše, poukazují Hudec and Černý (1977). Dyk (1942) a Sekera (1954) datují

počátek chovu bažanta v českých zemích do 11. století. Odtud se pravděpodobně šířil do okolních zemí.

První zprávy o přítomnosti bažanta v Bavorsku pochází z roku 1330, kdy Ludvík Bavor žádal o zaslání bažantů z Čech. Z této doby pocházejí informace, že v 1336 založil Karel IV. první bažantnici v Počáplích u Králova Dvora, která byla provozována až do 19. století. V tehdejší době se však nejednalo o bažantnictví v současném slova smyslu. Bažanti byli chováni v proutěných voliérách pro okrasu nebo maso. O tom svědčí doporučení mistra Havla, lékaře Karla IV., který předepisoval svému panovníkovi mimo jiné i bažantí zvěřinu. Rozvojem chovu bažantů za vlády Lucemburků se zabývala kniha Petra de Crescentiis „*Ruralium commodorum libri*“, v překladu Dvanáct knih o zemědělství. V osmé a deváté knize se zabýval parametry voliérové bažantnice a vlastním chovem (Rakušan, 2001).

Po skončení husitských válek se postupně měnil způsob hospodaření na zemědělské půdě. Zakládaly se velkostatky, které hospodařily ve vlastní režii a nevyužívaly pouze naturální dávky od poddaných. Životní prostředí se měnilo zakládáním obor, výsadbou stromořadí a byly zřizovány bažantnice s parametry podobnými dnešním. To pravděpodobně umožnilo postupné šíření bažantů do volné přírody, i když zatím v omezené míře (Rakušan, 2001).

Více údajů o chovu bažantů lze nalézt z 16. století, kdy díky hospodářské konjunktuře docházelo k dalšímu rozvoji bažantnictví. V roce 1565 byla Vilémem z Rožmberka zřízena bažantnice u Třeboně, kterou považoval Bohuslav Balbín (1621-1688) ve svých spisech za nejstarší. V roce 1579 byla založena bažantnice u Roudnice a posléze i Mšecká. O přítomnosti bažantů ve volné přírodě svědčí zákaz císaře Ferdinanda I. obyvatelům Litoměřicka a poddaným klášterů chytat bažanty. Rovněž v 16. století zakazoval císař Maxmilián I. poddaným rušit bažantí a srnčí zvěř v lese pastvou skotu (Andreska and Andresková, 1993). K šíření bažantů do „volnosti“ napomohlo zavádění usměrněného (polodivokého) chovu (Rakušan, 2001). Ke konci 16. století bylo evidováno 74 bažantnic, z toho 68 v Čechách a 6 na Moravě. V této době byla úroveň chovu bažantů v českých zemích vyhlášena po celé Evropě. Bažant obecný „kolchidský“ se stal významným obchodním artiklem. V okolních zemích byl označován jako bažant „český“, konkrétně ve Francii jako „Faisan de Bohême“ a v Německu „der böhmische Jagdfasan“ (Dyk, 1942).

V 17. století se bažantnictvím ve svých *Miscellaneích* zabýval Bohuslav Balbín. Popisuje, že zvláště na Královéhradecku se bažanti vyskytují ve volnosti ve vysokých

počtech. Dále se zabývá tehdejší usměrněným chovem. Na zimu byli bažanti převážně pomocí podražců odchytáváni a komorováni. Část bažantnice, kde docházelo ke komorování, byla oplocena dřevěným plotem s ostny, aby se zabránilo vniku predátorů. Vlastní životní prostředí bažantů bylo tvořeno hustým podrostem, který poskytoval kryt a možnosti hřadování, dále místy pro popelení a čistým potokem. Následovalo „třídění“, kdy část bažantů bylo zapeřeno na jídlo, někteří byli prodáváni živí a zbytek se ponechal na chovné hejno do příštího roku. Za optimální zastoupení samců³ a samic pro reprodukci se uváděl poměr pohlaví 1 : 8 (♂ : ♀). Jak vyplývá z historických pramenů, bažantí zvěřina byla hodnocena nejen pro svoji chutnost, ale i pro cenu. Na vídeňský císařský dvůr byli dodáváni bažanti až za cenu 6 zlatých. V jarním období docházelo k vypouštění bažantů do volnosti, kde se přirozeně reprodukovali. V tomto období se práce bažantníků a personálu soustředovala na ochranu bažantů před nepříznivými vlivy prostředí, aby byl zajištěn maximální přírůstek. Kromě úprav prostředí se to týkalo také tlumení predátorů. Bohužel i díky tehdejší neznalosti všech trofických vazeb, docházelo k lovu většiny predátorů, přestože některé druhy neměli na populaci bažanta obecného negativní vliv. Zajímavá je Balbínova poznámka o reprodukční schopnosti a hnízdní ekologii bažanta: „*Sám jsem viděl a navštívil některé bažantnice v Čechách, naplněné v zimě i třemi sty i více bažanty. Na jaře je vypouštějí na svobodu, aby se mohli pářit a mít mladé. Rozmnožují se úžasnou měrou, rozhodně větší, než ostatní slepičí rod, vejce ukládají na vlhké louky anebo pod nějaký nápadný strom ke kořenům mezi křoví, zahřívají je a v určité době vyvádějí mladé.*“ (Andreska and Andresková, 1993). O zvýšené ochraně bažantí zvěře vypovídají pokyny a instrukce na některých panstvích. Na křivoklátském panství bylo pod hrozbou trestů zakazováno sbírání samic a vajec z hnízd a musela být uplatňována důsledná ochrana hnízd a mladých bažantů při senoseči. Kníže Schwarzenberg nařídil zřízení komory v žimutické bažantnici na Hluboké, kde se dbalo na zvýšenou ochranu zvěře před nepříznivými činiteli. Bažantí komory byly vyhlášeny také na Židlochovicku v roce 1697. Instrukce týkající se ochrany zvěře byly vyhlášeny v roce 1682 na chlumeckém panství, kde se myslivci museli zúčastňovat senosečí a dávat pozor, aby nebyla vysekávána bažantí hnízda. V případě nalezení hnízda, se dané místo označilo a nesmělo být vysečeno do zdárného odchovu kuřat (Andreska and Andresková, 1993). Výše uvedené informace vypovídaly o odborných znalostech bažantníků, kteří si již tehdy uvědomovali důležitost ochrany zvěře a jejího biotopu pro úspěšný chov.

³ Pro účely této práce budou jedinci bažanta obecného označováni jako samec, samice a mlád'ata. Nebudou používány běžnější myslivecké termíny kohout, slepice a kuře.

O rozvinutosti našeho bažantnictví svědčilo i to, že si Albrecht z Valdštejna nechal v roce 1628 dovézt „české“ bažanty na svá panství (Schwerinu a Guströw). Na konci třicetileté války nechal švédský generál Königsmark odchytat bažanty v černokostelecké bažantnici a odvedl bažantníka Mádra i se svou rodinou na své severoněmecké panství. Dalším důkazem o významu bažanta pro české země je jeho vyobrazení na královském korunovačním jablku (Rakušan, 2001).

Významné bažantnice popisované B. Balbínem v 17. století: třeboňská, teplická, horšovotýnská, liběšická, královská v Brandýse, královská v Králově Dvoře, milovická, liběchovská, zvoleněveská; dále v Benátkách nad Jizerou, Ratajích, Obříství, Chlumci, Smiřicích, Náchodě, Jaroměři, Opočně, Křinci, Dymokurech, Jičíně, Častolovicích, Kyšperku, Pardubicích, Hradci Králové, Uhřetěvsi, na Žampachu atd. (Andreska and Andresková, 1993).

Lov bažantů se odvíjel od tehdejších zbraní. Do 16. století byl bažant loven ve volnosti výhradně do sítí (např. podražec). Je známo, že již v roce 1630 se k lovu využívaly ručnice. V té době ještě nebyly vyvinuty brokové zbraně určené k lovu zvěře v pohybu. Proto se lov ručnicemi omezoval převážně na střelbu na zahradované bažanty. Sokolnictví se na lovu podílelo poměrně malou měrou (Rakušan, 2001).

Do 18. století se bažanti chovali stejným způsobem, jaký uváděl Balbín. Z tohoto století pocházejí již první zprávy o významných honech. František Lotrinský spolu s devíti hosty ulovil v roce 1748 v okolí Poděbrad 6 110 kusů zvěře, z toho 1 708 bažantů. O dva roky později ulovil na stejném místě s 12 hosty v průběhu čtyř dnů 1 306 bažantů. V roce 1758 se 40 hosty bylo uloveno za 18 dní mimo jiné zvěře 9 904 bažantů. Na konci 18. století se začínala uplatňovat novinka v chovu bažantů. Samicím se odebíraly vejce ze snůšky, ty se následně dávaly vysedět pod krůty, či domácí slepice. Náhradní snůšku bažantí samice vyseděla „normálně“. Nový prvek v odchovu zvyšoval celkový přírůstek (Andreska and Andresková, 1993).

Od 19. století nastává výrazný rozvoj bažantnictví v českých zemích. Jedním z faktorů bylo omezování nákladných chovů spárkaté zvěře šlechtou a vývoj modernějších palných zbraní. Nově konstruované brokové zbraně umožňovaly způsob jak „efektivně“ lovit zvěř v běhu, či letu.

Podrobnějším popisem bažantnice z pol. 19. století se zabývá Schönberger. V knize „Praktische Anweisung zur Fasanenzuch nach der in Böhmen üblichen Weise“ rozebírá způsob chovu v bažantnicích. Navrhuje založit bažantnici ve vzdálenosti jedné hodiny cesty

od lesa. Důvodem bylo pravděpodobně částečně omezit vliv predátorů, kteří se v lesních komplexech vyskytovali ve větší početnosti. Z přírodních podmínek doporučuje přítomnost křovin, vody a vzrostlých jehličnatých stromů pro hřadování. V centru bažantnice by se mělo oplotit 24 jiter (6,72 ha) do výšky „pěti střevíců“, kam se posléze vypustí 8 samců a 112 samic. Pro zvýšení produkce se během snůšky odebíraly vejce. Ta se dávala po dvaceti pod krůty, které později vylíhlé bažanty vychovávaly. Bažantí samice po odebrání vajec vyvedly v bažantnici náhradní snůšky. Tato metoda vedla k ročnímu přírůstku 500 ks bažantů. V průběhu listopadu byli bažanti odchytáváni u zásypů pomocí podražců a přemístěni do voliéry. Zde se po 14 dnech krmení třídili na budoucí chovné hejno, prodej (živí, nebo zapeření) a jedince určené k lovu. Schönberger líčí, že dříve docházelo k pořádání lovů i ve voliérách. Díky vývoji loveckých zbraní byl již upřednostňován lov na bažanty ve volnosti (Andreska and Andresková, 1993).

V roce 1846 bylo v Čechách (bez Moravy a Slezska) evidováno 186 bažantnic. Celkem čítalo chovné hejno 24 355 bažantů, z toho bylo pouze 3120 bažantů chovaných volně. Roční produkce dosahovala 47 540 bažantů. Na tomto základě lze usuzovat, že se bažantnice soustřeďovaly hlavně na voliérový chov. Změny nastaly v 60. letech 19. století, kdy mnohá panství začala přecházet výhradně na divoké chovy. Na panství Hluboká se od voliérového chovu upustilo v roce 1867 (Andreska and Andresková, 1993). Černý (1864) píše: *„Před několika ještě lety pěstovalo se v Čechách nejvíce takzvané bažantnictví domácí čili výchov. V posledním však čase upouští se skoro vesměs od tohoto způsobu a zavádí se myslivosti příslušnější bažantnictví na divoko, kteréžto tak popsati, aby k úplnému seznámení se s ním sloužilo, jest účelem tohoto spisku.“*

Chov „na divoko“ kladl mnohem větší nároky na vhodný biotop. Prostředí bylo nutné upravit tak, aby v maximální možné míře odpovídalo nárokům bažanta. Měnila se druhová a prostorová skladba porostů, zakládaly se nové remízy, důležitá byla přítomnost vodního zdroje. Vhodným prostředím pro bažanta jsou druhově pestré a věkově rozrůzněné porosty dřevin a keřů, které splňují potravní a krytové požadavky, dále mozaikovitě zastoupení dřevinných formací ve volné zemědělské krajině. Na některých místech bylo chovu bažanta podřízeno téměř vše, lesnictvím počínaje a zemědělstvím konče. K pozitivním důsledkům rozhodně patřilo vytvoření funkčně a esteticky hodnotného prostředí. V této době byl našim historickým bažantnicím dáván typický ráz, který u některých přetrval dodnes např. Konopiště. Dodnes jsou tradiční historické bažantnice ceněny pro svoji „krajinnou architekturu“. K negativním jevům tehdejšího rozvoje chovu drobné zvěře náležela snaha

o maximální eliminaci zvěře „škodné“, přičemž některé druhy byly téměř vyhubeny. Trvalo ještě dlouhou dobu, než byla pochopena úloha predátorů v ekosystému.

Na počátku 20. století se v bažantnictví objevila další novinka, umělá líheň. V roce 1912 byla využívána ve Inářské bažantnici líheň značky Tiemann (Andreska and Andresková, 1993). Do myslivecké praxe se dostávala pozvolna. Stále dlouhou dobu přetrvávala metoda, kdy se vejce odebírala ze snůšek nebo z vysečených hnízd dávala pod domácí slepice a krůty. V období mezi světovými válkami dominoval divoký popřípadě usměrněný (polodivoký) způsob chovu. Tehdejší způsob hospodaření člověka v krajině to plně umožňoval. Stavby drobné zvěře obecně (koroptev polní *Perdix perdix*, zajíc polní *Lepus europaeus*) dosahovaly nejvyšší početnosti v historii českých zemí.

Po druhé světové válce až do 70. let stále převažoval divoký chov. Ve velkých státních bažantnicích se už v této době postupně začalo přecházet stále více na voliérový chov. Přestože v tomto období byl reprodukční potenciál volně žijících populací dostatečný, rostly požadavky na množství ulovené zvěře, které mohly být naplněny pouze s pomocí voliérového chovu. V bažantnici na Hluboké se až do 60. let praktikoval sběr vajec od volně žijícího chovného hejna. V 70. letech důsledkem druhé fáze kolektivizace venkova došlo k výraznému narušení stability a struktury agrární krajiny, která výrazně snižovala reprodukční potenciál divoké populace bažantů. Od této doby se neprotikoval voliérový chov pouze ve státních bažantnicích, ale i v honitbách, kde se dosud uplatňoval výhradně divoký chov. V současné době pochází převážná část ulovených bažantů z umělých chovů (Andreska and Andresková, 1993). Bližší podrobnosti o vývoji početnosti bažanta obecného ve 2. pol. 20. století budou popsány níže (kapitola 2.5.3).

2.5 Biologie

2.5.1 Popis

Vzhledem ke křížení, které probíhalo kontinuálně mezi jednotlivými introdukovanými subspeciemi, je zbarvení jedinců (primárně samců) v české přírodě značně variabilní. Obr. č. 3-6 znázorňují „čisté“ poddruhy.

Popis samce bažanta obecného bude zaměřen na „nejtypičtějšího“ jedince, který se v naší přírodě vyskytuje. Největším podílem jsou pravděpodobně v našich populacích zastoupeny ssp. *colchicus* a *torquatus* (Hudec et al., 2005). Znaky ssp. *colchicus* se vyznačují nepřítomností bílého obojku na krku, hnědými svrchními křídelními pery, kaštanovým až

hnědočerveným zbarvení kostřece. Od ssp. *torquatus* mají naše populace typický bílý obojek, zpravidla v přední části přerušovaný, bílý proužek nad okem, vrchní křídelní pera jsou zbarveny do šeda a kostřec do šeda až olivově zelena s modrým nádechem. Krk a hlava jsou zbarveny černomodře s typickým kovovým leskem, v některých případech s šedozelenou, či hnědozelenou barvou temena hlavy. Na krku je u většiny našich jedinců zastoupen v různé míře bílý obojek. Tělo je zbarveno do hněda s měděno-bronzovým leskem a černými okraji per. Dolní hřbet je zbarven do hněda až šeda se zelenomodrým nádechem. Samec se vyznačuje dlouhým klínovitým ocasem složeným z 18 příčně pruhovaných tatrěních per. Nejvýše odlišná je od výše uvedeného popisu var. *tenebrosus*. Samec je typický nepřítomností bílého obojku na krku a celkovou černomodrou barvou s kovovým leskem.

Vzhled samice je mnohem více „unifikovanější“ než u samce. Dominantní část samic je zbarvena zemitě hnědě s černými středy per. Spodní část těla bývá světlejší. U samic ssp. *tenebrosus* je celkové zbarvení tmavě hnědé až do černa. Typický je opět dlouhý klínovitý ocas, nicméně kratší než u samce. V některých případech se může u samic objevit podobné zbarvení jako u samce. Často se jedná o hormonální poruchu. Od samce ji lze odlišit nepřítomností ostruhy na stojáku (Hudec et al., 2005).

Anatomické rozměry v českých zemích (Hudec et al., 2005):

Délka křídla: ♂ 245 mm (227-295), ♀ 223,4 mm (215-231)

Délka ocasu: ♂ 438,9 mm (315-604), ♀ 285,8 mm (230-340)

Zobák: ♂ 32 mm (29-34), ♀ 28,2 mm (24-35)

Běhák: ♂ 82,4 mm (62-92), ♀ 68,9 mm (56,5-80)

Hmotnost: ♂ 1250,2 g (950-2056), ♀ 980,2 g (760-1460)

Anatomické rozměry v původním areálu (Dementiev and Gladkov, 1967; Delacour, 1977):

a) *Phasianus colchicus colchicus*

Délka křídla: ♂ 238-258 mm, ♀ 210-220 mm

Délka ocasu: ♂ 425-536 mm, ♀ 290-310 mm

Hmotnost: ♂ 1150 g, ♀ 850 g

b) *Phasianus colchicus mongolicus*

Délka křídla: ♂ 248-267 mm, ♀ 215 mm

Délka ocasu: ♂ 510-580 mm, ♀ 312 mm

Hmotnost: ♂ 1100 g, ♀ 800 g

c) *Phasianus colchicus torquatus*

Délka křídla: ♂ 240-254 mm, ♀ 208 mm

Délka ocasu: ♂ 425-560 mm, ♀ 266 mm



Obr. č. 3 Bažant obecný bezobojkový (*Phasianus colchicus colchicus*), Vach et al. (2010)

2.5.2 Biotop

Díky rozsáhlému nativnímu areálu jednotlivých subspecií bažanta obecného a introdukci na většinu kontinentů je velmi komplikované jasně specifikovat nároky na biotop. Zvláště když v oblastech, kde byl introdukován, dále docházelo ke křížení mezi přivezenými poddruhy (Johnsgard, 1999).

K základním předpokladům vhodného biotopu patří dostatek potravní nabídky, krytu a hnízdních příležitostí. V introdukovaném areálu nejčastěji obsazuje zemědělsky využívanou krajinu s výskytem rozptýlené zeleně a malých lesíků. Bažantovi obecnému vyhovují neobdělávané pozemky, pozemky porostlé křovinami popřípadě stromy, ovšem příliš hustý zápoj nepreferuje. V evropských a severoamerických podmínkách je výskyt limitován výškou sněhové pokrývky a v nadmořských výškách nad 700 m n. m. bývá výskyt řídký (Cramp and Simmons, 1980). Rád obsazuje teplé křovinami porostlé stráně, vegetací zarostlé mokřiny, přítomnost vodního zdroje patří k základním životním podmínkám. V USA je jeho areál rozšíření spjatý se zemědělskými oblastmi (obiloviny, sojové boby, vojtěška a kukuřice), kde se nacházejí lesní a křovinaté okraje, mokřiny, nevyužívané a křovinami porostlé plochy. V suchých J a JZ oblastech je výskyt podmíněn zavlažovanými poli. Smith et al. (1999)

zjistili v Marylandu výraznou preferenci mokřadů, křovinatých porostů a polí před lesními porosty.



Obr. č. 4 Bažant obecný obojkový (*Phasianus colchicus torquatus*), Vach et al. (2010)

Na Havajských ostrovech bažant obecný obsazuje prostředí od 0 do 3355 m n. m. Roční úhrn srážek se pohybuje od 250 do 7620 mm. V tamějších podmínkách využívá širokou škálu biotopů: zemědělsky využívané i neobdělávané pozemky, traviny, lesy, všechny klimatické podmínky a půdní typy (Schwartz and Schwartz, 1951).

Výskyt v oblasti bývalého SSSR⁴ je vázan na údolí řek zarostlá křovinami, rákosovými porosty a zemědělsky využívanou krajinu. Přes říční údolí vystupuje do vysokých nadmořských výšek: 1500 až 2600 m n. m. (Dementiev and Gladkov, 1967).



Obr. č. 5 (vlevo) Bažant obecný bezobokový temný (*Phasianus colchicus colchicus* var. *tenebrosus*), Vach et al. (2010)

Obr. č. 6 (vpravo) Bažant pestrý (*Phasianus versicolor*), Vach et al. (2010)

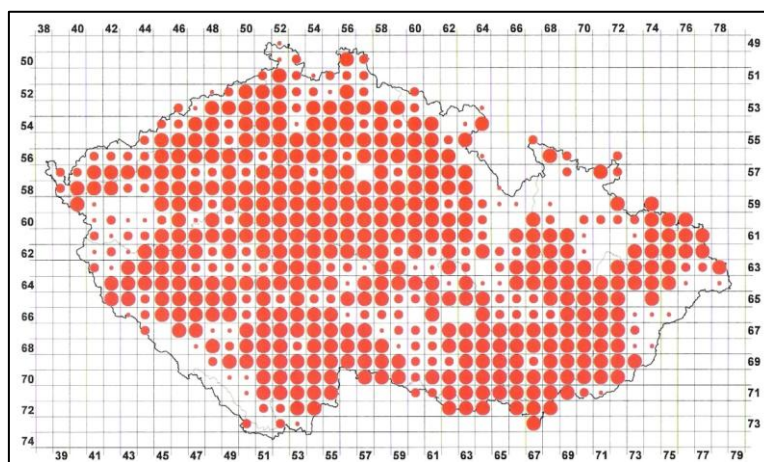
⁴ Svaz sovětských socialistických republik

Biotop většiny poddruhů v Číně rozděluje Cheng (1963) do třech základních skupin:

- a) **údolí řek** – břehy zarostlé vegetací, okolí často zemědělsky využívané
- b) **horské oblasti** – zemědělsky využívaná krajina s přítomností bambusových (*Bambusa* spp.) lesů a lesíků nebo pozemků porostlých nízkými borovými (*Pinus* spp.) porosty, nadmořské výšky přes 3000 m n. m., výjimečně až 3965 m n. m. (Vaurie, 1965)
- c) **rovinaté zemědělské oblasti** – rýžové, obilné a řepkové oblasti

V českých zemích dosahuje bažant nejvyšších populačních hustot v nejteplejších a zemědělsky nejúrodnějších oblastech. Obývá převážně zemědělsky využívanou krajinu, jejíž textura je typická přítomností lesíků, křovinatých mezí, vodotečí, zarostlých břehů rybníků a rákosových porostů. Rozsáhlým lesním porostům se vyhýbá (Hudec et al., 2005). S oblibou využívá vinice, sady, zahrady v nejbližším okolí člověka. V současnosti bažant nachází vhodné podmínky v okolí měst, kde se vyskytuje velké množství neobdělávaných pozemků, dostatek krytu a „nulová“ intenzita zemědělské výroby působí pozitivně na životní podmínky (neaplikace pesticidů => dostatek živočišné nabídky, pestřejší zastoupení plevelů; neprováděno sečení píce atd.).

Při pravidelném mapování hnízdního rozšíření ptáků bažant obecný v letech 1973-1977 obsadil v českých zemích 95 % čtverců, 93 % kvadrátů v letech 1985-1989 a při posledním mapování v letech 2001-2004 celkem 89 % čtverců viz obr. č. 7 (Šťastný et al., 2006).



Obr. č. 7 Rozšíření bažanta obecného v ČR v letech 2001-2003 (Šťastný et al., 2006)

Behnke and Claussen (2007) poukazují na vhodnost určitých subspecií do konkrétního prostředí. Jako jednu z příčin klesajících stavů bažanta obecného v Německu v 2. pol. 20. století vidí problém v křížení poddruhů a jejich vypouštění do nevhodného prostředí.

Úbytek početnosti bažantů v lesnatějších a smíšených honitbách vidí v nevhodném poddruhu *P. c. torquatus*, který dokáže dosáhnout vysoké početnosti v zemědělsky obhospodařované krajině s nízkou lesnatostí, ale lesnatější biotop mu nevyhovuje. Naopak *P. c. colchicus* popisují jako vhodný poddruh do honiteb s vyšší lesnatostí (> 30 %), podobně jako *Phasianus versicolor*. Jednu z možností jak zvýšit populační hustotu vidí v opětovném získání co „nejčistějších“ subspecií a jejich vypouštění do prostředí, které nejvíce odpovídají jejich nárokům.

2.5.3 Denzita a populační dynamika

Informace o početnosti a populační hustotě jsou lépe popsány v introdukovaných populacích než v přirozeném areálu rozšíření.

Denzita novozélandských populací se pohybuje v rozmezí 2,3-12,3 ♂♀/100 ha⁵ (Johnsgard, 1999). Na Havajských ostrovech dosahovala průměrná hustota ve 40. letech 20. století 7,4 ♂♀/100 ha, přičemž v závislosti na biotopu oscillovala mezi 3,9-38,6 ♂♀/100 ha (Schwartz and Schwartz, 1951).

Vysoké početnosti jsou bažanti schopni docílit zvláště na izolovaných lokalitách. Na ostrov Pelee (Ontario, Kanada) o výměře 4,05 ha bylo v roce 1927 vypuštěno 36 jedinců a v roce 1934 činila stabilní populace 12,3 ♂♀/ha. Podobný průběh se stal na ostrově Protection u pobřeží Washingtonu, kde se početnost bažantů zvýšila za pět let po vypuštění na 96 ♂♀/100 ha. Celková výměra ostrova čítá 160 ha (Stokes, 1954).

Ve státě Nebraska (USA) byla zjišťována populační hustota na třech různých lokalitách s vhodným biotopem. Hodnoty se pohybovaly od 7,4 do 19,8 ♂♀/100 ha (Baxter and Wolfe, 1973).

Na počátku 40. let 20. století, když byla populační hustota bažanta obecného ve státě Iowa (USA) velmi vysoká, zjistil Kozicky and Hendrickson (1951) hnízdní abundanci samic až 30,9 ♀/100 ha. Průměrná hodnota se ve sledované oblasti (ÚSC Winebago) rovnala 15,4 ♀/100 ha.

V některých oblastech SSSR byla zjištěna produkce 20 a více úspěšně vyvedených snůšek na 100 ha (Dementiev and Gladkov, 1967).

Li (1996) při mapování populační hustoty bažanta obecného v Číně dospěl k velmi širokému rozpětí hodnot od 0,6 do 64,0 ♂♀/100 ha.

⁵ Pro označování denzity bažanta obecného budou v této práci používány zkratky a symboly: ♂/100 ha; ♀/100 ha a ♂♀/100 ha, příp. ks/100 ha.

Celosvětová populace bažanta obecného je odhadována na 50 mil. jedinců a po snížení početnosti v posledních desetiletích je v současnosti označována za stabilní (Johnsgard, 1999).

2.5.3.1 Vývoj početnosti v českých zemích

Při mapování hnízdního rozšíření ptáků byla odhadnuta početnost bažanta v českých zemích v letech 1985-1989 na 300 až 600 tis. jedinců. V letech 2001-2003 došlo k poklesu abundance o cca 50 % na 150-300 tis. jedinců. Početnost bažanta obecného měla vzestupnou tendenci rámcově do poloviny 70. let, od té doby se velikost volně žijících populací snižovala. Na Českomoravské vrchovině byl odhadován pokles mezi obdobími 1985-1989 a 2001-2003 o 50 % (Šťastný et al., 2006). Na podkladě sčítání k 31. 3. běžného roku, které je každoročně na území České republiky sumarizováno, se početnost bažanta obecného oproti 70. létům 20. století snížila o cca 75 % (Mysl 1-01, MZe ČR).

V současnosti jsou vysoké populační hustoty často dosahovány v urbanistických oblastech, kde se nachází neobdělávané pozemky a paradoxně větší biotopová a potravní diverzita než ve „standardně“ obhospodařované kulturní krajině. Hanák (1996, 2002) zjistil v zámeckém parku v Budišově u Třebíče populační hustotu v letech 1992, 1996 a 2001 v rozmezí 20,2-30,3 ♂♀/100 ha. V brněnské zoologické zahrádě se početnost pohybovala v letech 1965-1990 mezi 9,6-22,6 ♂♀/100 ha v expoziční části a 17,7-30,3 ♂♀/100 ha v nezastavěné části (Hanák, 1995). V hlavním městě Praze a jeho okolí je bažant obecný nejpočetnější druh z řádu hrabavých (Galliformes). Jeho výskyt byl zjištěn na 95 % území města, chybí pouze v plně zastavěných lokalitách bez zastoupené zeleně. V některých částech dosahovala populační hustota cca 50 ♂♀/100 ha (Fuchs et al., 2002).

Přestože je bažant na našem území vázán výskytem především na nížiny a pahorkatiny (do 600-700 m n. m.), jsou známy případy výskytu ve vyšších nadmořských výškách. V Krkonoších hnízdit nepřiliš hojně do 900 m n. m., úspěšně vyvedená rodinka byla zjištěna na horském hřebeni ve 1200 m n. m. (Ouzký, 1977). Na Šumavě byla zjištěna přítomnost bažantů na lokalitě Prokop (890 m n. m.) a na transektu ve výšce 778 m n. m. byla na druhotně neobdělávaných loukách kvantifikována denzita 0,18 „páru“/1000 m (Bufka and Kloubec, 1998).

Trend v početnosti a populační dynamice bažanta obecného v dlouhodobém horizontu lze zjistit na základě kontinuálně vedené myslivecké statistiky Ministerstva zemědělství ČR. Jedná se o každoroční vyhodnocování výkazů Mysl 1-01. Součástí evidence jsou: výše

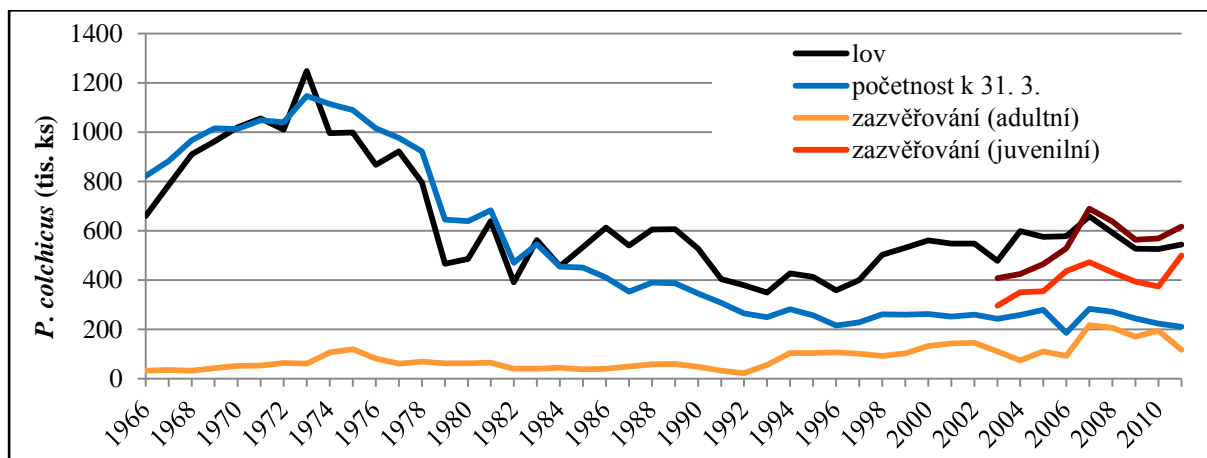
odlovu, sčítané stavy k 31. 3. běžného roku (JSS⁶), prováděné zazvěřování (dospělou zvěří; od roku 2003 i mladou zvěř v letním období), normovaná plocha bažanta obecného atd.

Graf č. 1 zachycuje vývoj v odlovu, početních stavech a zazvěřování v letech 1966-2011 (Mysl 1-01, MZe ČR). Z grafu je patrný nárůst početnosti odlovu do roku 1973, kdy bylo uloveno 1 247 tis. jedinců (45 ks/100 ha normované plochy), rovněž kulminovaly jarní sčítané stavy 1 147 tis. jedinců (41 ks/100 ha). Do roku 1984 jsou křivky odlovu a početních stavů silně statisticky signifikantně korelovány (korelační analýza 1966-1984: $r = 0,96$; $n = 19$; $p = 0,0001$) a lov zpravidla nepřekročil jarní stavy. Po roce 1984 dochází ke stabilizaci výše odlovu, ovšem jarní početnost klesala poloviny 90. let, kdy se ustálila. Charakteristickým jevem je zvyšování rozdílu mezi lovem a vykazovanými jarními stavy. To se mimo jiné projevilo tím, že obě veličiny přestaly signifikantně závislé (korelační analýza 1985-2011: $r = 0,33$; $n = 27$; $p = 0,089$). Tento fakt by přirozeně ukazoval na zvýšení reprodukční schopnosti volně žijící populace, ovšem to je v rozporu s tehdejšími trendem. Jak poukazovali Nováková (1980), Andreska and Andresková (1993) a Hudec and Šťastný (2005) početnost a reprodukční potenciál bažanta se v přírodě snižovaly. Jednalo se o důsledek vzniklý vypouštěním uměle odchovaných jedinců, který „zakrýval“ úbytek divoké populace. V grafu není nárůst počtu vypuštěných jedinců v 80. letech příliš znatelný, neboť do roku 2002 bylo evidováno pouze množství dospělých zvěře odchované a vypuštěné pro podporu kmenových stavů. Zpravidla se jednalo o posilování početnosti populace v hnízdním období. Od roku 2003 jsou zaznamenávány i počty vypuštěných mladých jedinců z umělých a polodivokých chovů pro účely zazvěřování, které je prováděno zpravidla v letním období. Na celkovém vypouštění se to projevilo zvýšením hodnoty o dalších cca 300-500 tisíc jedinců za rok. Graf č. 2 znázorňuje výši odlovu a zazvěřování (dospělá zvěř + mladá zvěř) na 100 ha normované plochy bažanta. Z výsledků je viditelná současná vysoká závislost dnešního odlovu na umělém odchovu, dokonce v letech 2007-2011 byl počet ulovených bažantů nižší než vypuštěných. Ukazuje to na dnešní nestabilitu přírodních populací.

Jedním z důsledků intenzivních chovů je možnost lovit samice. Od 80. let je znatelné, že se snižuje počet ulovených samců připadajících na ulovenou samici. V letech 1966-1978 připadalo na jednu ulovenou samici průměrně 8,25 (6,6-12,8) samců, od roku 1984 je to pouze 2,21 (1,6-2,9). V současnosti je možné v honitbách lovit samice odstřelem pouze v uznaných bažantnicích (vyhláška MZe ČR č. 245/2002 Sb.). Na tomto základě lze odhadem

⁶ jarní sčítané stavy

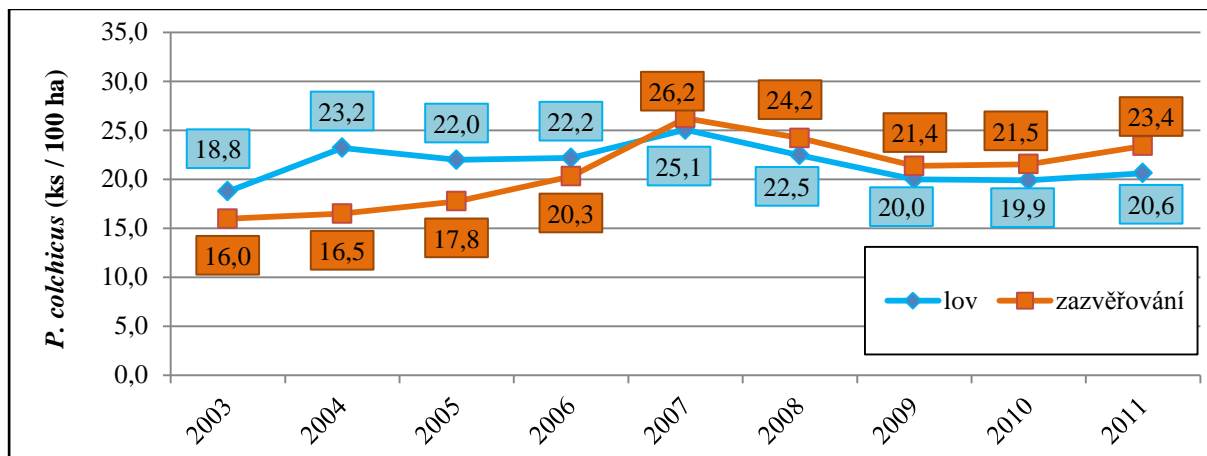
zjistit podíl bažantnic a následně uměle odchovaných jedinců na celkovém lovu. Bažantnice jsou v současnosti zaměřeny de facto ze 100 % na umělý odchov.



Graf č. 1 Lov, jarní sčítané stavy a zazvěřování u bažanta obecného v českých zemích v letech 1966-2011 (Mysl 1-01, MZe ČR)

K zjištění rámcové struktury odlovu v bažantnicích byly použity údaje z jedné z největších bažantnic v České republice, která je spravována Lesním závodem Konopiště. V bažantnici Konopiště bylo v letech 2009-2011 průměrně ročně vypouštěno 105 tisíc bažantů v poměru pohlaví 1 : 1. Průměrný odlov činil 49 tisíc jedinců. Celkově bylo uloveno **1,2x** více samců než samic. Důvodem vyššího lovu samců může být nejen vyšší predace samic, ale i větší zaměření lovců na větší a nápadnější samce. Předpoklad odchovu a vypouštění bažantů v poměru pohlaví 1 : 1 je možné ve standardních bažantnicích v podstatě zobecnit. I když je pravděpodobné, že bude ve výsledku vypouštěno více samců z důvodu potřeby většího množství samic pro chovné hejno v porovnání se samci. V celostátním měřítku bylo v průměru vypouštěno **1,37x** více samců než samic (2004-2011). Takto vysoký rozdíl je způsoben tím, že umělý odchov je praktikován nejen v uznaných bažantnicích. V těchto honitbách na základě legislativně nastavených podmínek není možné lovit samice. Proto jsou zde pro účely lovu vypouštěni dominantně samci. V rámci celé republiky bylo v letech 2004-2011 uloveno průměrně 191 tis. samic (bažantnice), z toho je možné odhadnout lov uměle odchovaných samců (bažantnice a ostatní honitby s umělým odchovem) na 314 tis. ks (odlov samic x **1,2** x **1,37**). Odhadem za výše uvedené období, kdy bylo uloveno průměrně 563 tisíc bažantů, připadalo 505 tisíc na jedince pocházející z umělých chovů, což je cca 90 %. Maximálně 10 % (58 tis.) ulovených bažantů by mohlo pocházet z „divoké populace“. Samozřejmě jde pouze o hrubý odhad, nicméně celková čísla se pravděpodobně reálně blíží skutečnosti. Data použitá v rozboru pocházejí z resortního

statistického zjišťování (Mysl 1-01, MZe ČR). Zde bych jen poznamenal, že v odborných kruzích se často vedou spory o reálnosti myslivecké statistiky. Jsem přesvědčen, že tato data nemá důvod nikdo „nalhávat“. Navíc „drobná zvěř“ nepatří mezi druhy, které působí vážné hospodářské škody, proto uživatelé honiteb v těchto případech nejsou nuceni upravovat výsledné statistiky k docílení lepšího „obrazu skutečnosti“.



Graf č. 2 Výše odlovu a zazvěřování u bažanta obecného v letech 2003-2011 (Mysl 1-01, MZe ČR)

2.5.3.2 Vývoj početnosti v zahraničí

Pokles početnosti bažanta obecného ve 2. polovině 20. století zasáhl většinu zemí vyspělého světa. Nejvíce studií, které se tímto trendem zabývaly, pochází ze Severní Ameriky a Evropy. Za nejčastější příčinu je označována intenzifikace zemědělské výroby, likvidace rozptýlené zeleně a úbytek biotopů vhodných pro hnízdění a odchov mláďat (Farris et al., 1977; Warner, 1981; Leptich, 1992; Musil and Connelly, 2009). Nárůst používání pesticidů souvisí s omezování potravní nabídky zvláště bezobratlých, kteří jsou v prvních třech týdnech dominantní složkou potravy mláďat. Zvyšuje jejich mortalitu, zhoršuje fyzickou kondici a způsobuje větší náchylnost k predaci (Trautman, 1982). K významným faktorům, které ovlivnily pokles početnosti, patří nárůst predáčního tlaku. Ten je způsoben nejen nárůstem abundance predátorů, ale je také přímým důsledkem zhoršení kvality biotopu a větší zranitelnosti hnízd a jedinců k predaci (Riley and Schulz, 2001; Whittingham and Evans 2004).

Jednou z možností jak kompenzovat úbytek divoké populace je vypouštění uměle odchovaných jedinců pro posílení přírodních populací. Důsledkem je také rozšíření loveckých možností. Tento způsob přináší negativa ve vysoké mortalitě, nutnosti důsledně tlumit

predátory, predační atraktivitě vypuštěných bažantů a s tím související větší tlak na divoké jedince (Draycott et al., 2002).

V Itálii (Toskánsko) byly vyhodnocovány různé přístupy k managementu bažantů v 19 ÚSC o výměře 1,634 mil. ha. Průměrný odlov se pohyboval v letech 2001-2003 v rozmezí 2,5-9 ks/100 ha.

Bylo srovnávány dva základní managementy (Santilli and Bagliacca, 2008):

- 1) podpora přírodních populací umělým odchovem
- 2) systém „chráněných“ území (500-2000 ha) bez lovu bažanta, kde jsou pro jeho chov vytvořeny vhodné podmínky; tyto oblasti slouží jako komory zvěře, které zvyšují populační hustotu v jejím okolí; dále je prováděn odchyt divokých jedinců a vypouštění do jiných lokalit pro posílení početních stavů

Za dlouhodobě nejefektivnější systém byl vyhodnocen druhý způsob, kdy nejlepší varianta jak dlouhodobě úspěšně hospodařit s bažantem je komplexní práce s biotopem se zaměřením na divokou populaci

Na početnost bažanta obecného podobně jako na ostatní druhy má hlavní vliv prostředí a biotop, ve kterém žije. V tomto případě se jedná o zemědělsky využívanou kulturní krajinu. Bez systematického a komplexního přístupu k hospodaření nebude do budoucna možné zvýšit početnost bažanta obecného a dalších ptačích druhů zemědělské krajiny. Všeobecný úbytek tzv. „farmland birds“ v posledních několika desetiletích patří mezi průvodní jevy intenzifikace zemědělství v Evropě a Severní Americe (Berthelsen et al., 1989; Baldi and Faragó, 2007; Herzon et al., 2008).

V USA došlo k postupné stabilizaci populace bažanta obecného od roku 1985, kdy byl ustanoven program CRP⁷. Jednalo se o dotačně podpořená opatření, jejichž cílem bylo omezit půdní erozi, utlumit produkci plodin na orné půdě a zlepšit životní prostředí volně žijících živočichů. Berthelsen et al. (1989) sledovali vliv opatření na populační dynamiku bažanta obecného v „Southern High Plains“ (Texas).

V oblasti byly nejvíce využívány dotační tituly:

- 1) trvalé původní a nepůvodní traviny – 882 tis. ha
- 2) trvalý kryt pro volně žijící živočichy – 17 tis. ha
- 3) podpora stávajících travin – 3,6 tis. ha

⁷ Conservation Reserve Program

- 4) každoročně obnovované potravní plochy pro volně žijící živočichy („políčka pro zvěř“) – 117 ha

Na zkoumané ploše (čtyři ÚSC), která zahrnovala 47 tis. ha ploch zahrnutých v CRP, byla zjištěna přímá produkce způsobená opatřeními 174 tis. bažantích mlád'at. Hnízdní hustota dosahovala 1,41 hnízda/ha CRP ploch. Po zahrnutí velikosti snůšky, oplozenosti vajec, predačního tlaku činil podzimní přírůstek 43,5 tis. jedinců. Při výpočtu byla zvolena velmi konzervativní hodnota hnízdní úspěšnosti 0,24, která výsledek oproti skutečnosti spíše podhodnotila. Autoři zjistili jednoznačně pozitivní vliv CRP na populaci bažanta v několika faktorech: zvýšení zastoupení neobdělávaných travin na úkor orné půdy zlepšil hnízdní kryt; v zimě budou plochy poskytovat kryt, který propojí krajinu migračními koridory (zlepšení krajinné infrastruktury), zvýšení potravní nabídky a snížení zimní mortality.

Pozitivně vliv CRP na početnost bažanta v USA hodnotili (Warner, 1994; King and Savidge, 1995; Best et al., 1997).

Důležitým aspektem, který ovlivňuje abundanci bažanta, není jen celková výměra CRP ploch, ale i jejich prostorová konfigurace a textura. Vhodná prostorová struktura výrazně zvyšuje účinnost opatření (Rodenhouse et al., 1993; Best et al., 1997).

V rámci CAP*⁸ EU byl od 90. let zaveden tzv. „set-aside“ management („zelené úhory“). Jednalo se o povinné dotačně podpořené opatření, které mělo omezit zemědělskou produkci v členských státech snížením výměry pro komerční produkci a naopak zlepšit environmentální funkce zemědělství. K hlavním důvodům patřila zemědělská nadprodukce EU a nízké výkupní ceny potravinářských plodin. V závislosti na roku se rozsah závazných opatření pohyboval do roku 2007 mezi 5-15 % produkční plochy.

Mezi hlavní opatření náležely (Price et al., 2003):

- 1) „*non-rotational*“ **management** – daný půdní blok (LPIS⁹) nebo jeho část (okraje, pruhy) zůstával více jak jeden rok vyloučen ze zemědělské produkce; limitováno použitím pesticidů a vyloučení průmyslových hnojiv
- 2) „*rotational*“ **management** – konkrétní půdní blok byl na jeden rok vyjmut z komerční zemědělské produkce, limitováno použitím pesticidů (maximálně

⁸ Common Agricultural Policy = Společná zemědělská politika

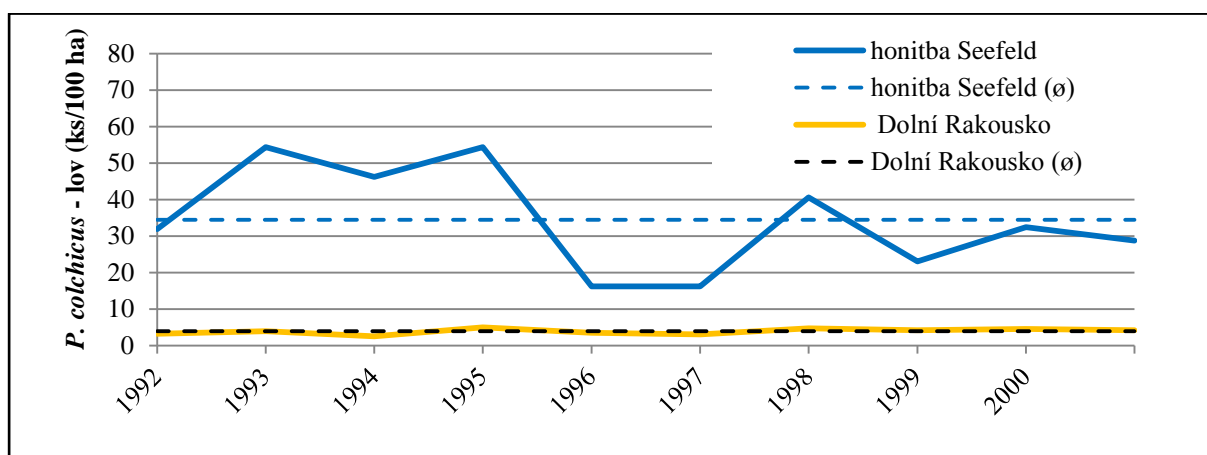
⁹ Land Parcel Identification System = GIS software pro vedení a aktualizaci registru půdních bloků (evidence půdy) dle zákona č. 252/1997 Sb., o zemědělství, rozšířený o další funkční vlastnosti potřebné především pro účely administrace dotací

1x ročně pro kontrolu zaplevelení) a vyloučení průmyslových hnojiv; různě nastavené mechanismy kultivace dle předchozí a následné zemědělské plodiny

3) **průmyslové plodiny** – jedná se o komerční produkci plodin na celém příslušném půdním bloku, které slouží k jiným než potravinářským účelům

V roce 2007 ve Velké Británii spadalo do „set-aside“ managementu 369 tis. ha (46 % „non-rotational“, 29 % „rotational“ a 25 % připadalo na průmyslové plodiny).

Přestože se CRP a program EU v mnoha bodech lišil, vycházel z podobných příčin a měl podobný dopad na agrární ekosystémy. Vyjmutím části plochy z běžné zemědělské produkce došlo k diverzifikaci prostředí, což mělo za následek kladný vliv na společenstva organismů vázaných na zemědělskou krajinu (Firbank et al., 2003).

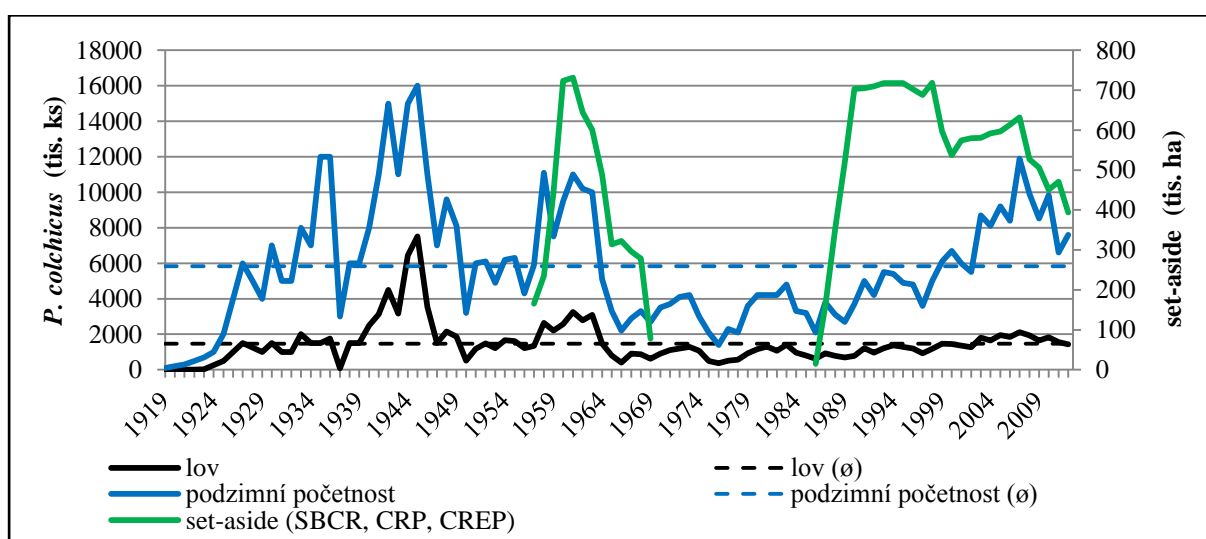


Graf č. 3 Údaje o odlovu bažanta obecného v Dolním Rakousku a honitbě Seefeld (Draycott et al., 2002)

Přesto je v současné době možné eliminovat negativní faktory zemědělské výroby a dosáhnout vysoké početnosti divoké populace bažanta obecného. Nutností je komplexní přístup k úpravě biotopu a zemědělskému hospodaření. Draycott et al. (2002) uvádí jako příklad modelovou honitbu Seefeld v Dolním Rakousku (u hranice s ČR), kde dokázali zajistit stabilní a trvale udržitelnou divokou populaci. Roční odlov v letech 1991-2000 dosahoval průměrně 34 ks/100 ha (graf č. 3). V ostatních honitbách v ÚSC, kde nejsou prováděna žádná cílená managementová opatření bylo loveno 3,9 ks/100 ha. Na některých zkusných plochách, kde se pravidelně zjišťuje početnost hnízdní populace byla zjištěna početnost samic 100 ♀/100 ha. Struktura biotopu honitby Seefeld o výměře 2400 ha: 800 ha ozimá pšenice, 200 ha ozimý ječmen, 100 ha jarní ječmen, 200 ha cukrové řepy, 300 ha kukuřice, 130 ha řepky, 200 ha „rotational set-aside“, 70 ha „non-rotational set-aside“, 250 ha lesa, 100 ha mokřadů, 50 ha větrolamů.

2.5.3.3 Odlišný vývoj populační dynamiky ve vybraných státech světa

Do této kapitoly jsou zařazeny záměrně dva státy USA (Jižní Dakota, Pensylvánie), kde ze současného pohledu proběhl zcela odlišný vývoj v početnosti bažanta obecného. Pro rychlejší srovnání níže uvedených dat s ČR (79 tis. km²) je rozloha Jižní Dakoty 200 tis. km² a Pensylvánie 119 tis. km². Severoamerický kontinent byl zvolen i proto, že je zde možné dohledat dlouhodobý vývoj populací včetně studií popisujících hlavní příčiny změn v početnosti. Jako relevantní veličinu pro zjištění trendu populační dynamiky je možné využít víceleté statistiky odlovu (Mayer, 1983; Santilli and Bagliacca, 2008). Lze konstatovat, že do poloviny 60. let 20. století byl trend v obou státech do značné míry podobný (grafy č. 4 a 5).

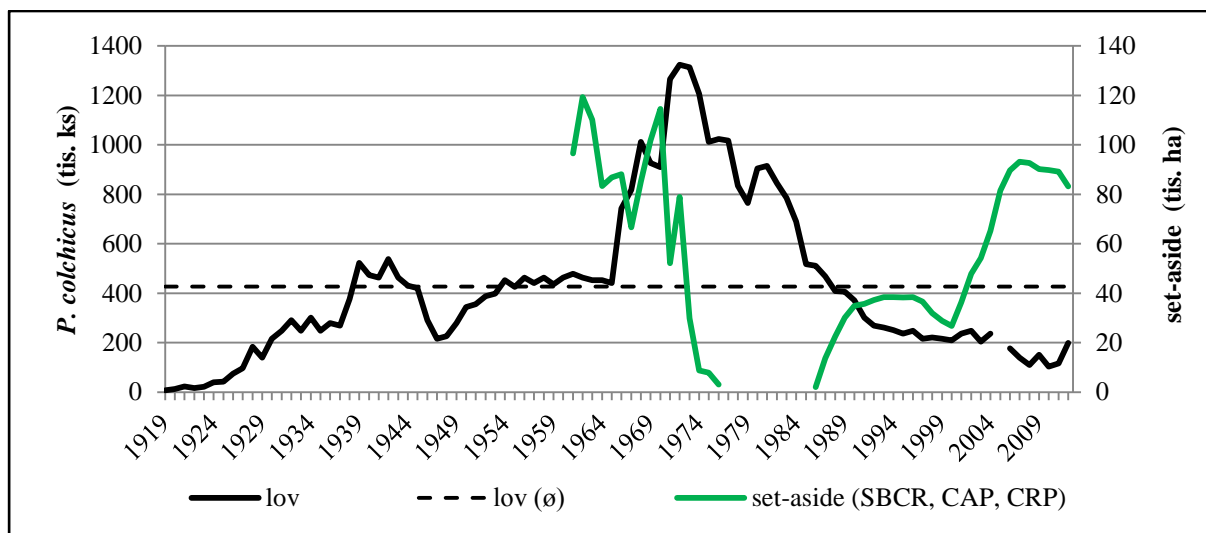


Graf č. 4 Základní ukazatele populační dynamiky bažanta obecného v Jižní Dakotě (USA) v letech 1919-2012 a set-aside management – SBRP¹⁰, CRP, CREP¹¹ (Switzer, 2009)

Křivka populační dynamiky je do této doby charakteristická výraznou meziroční fluktuací, nicméně z dlouhodobého měřítka se jedná o období s výrazně nadprůměrnou populační hustotou. Zásadní změny v početnosti jsou dle převážné většiny autorů dávány do souvislosti s federální zemědělskou politikou USA a se způsobem hospodářského využívání krajiny (Jarvis and Simpson, 1978; Riley, 1995; Moynahan and Walker, 2004). Lze konstatovat, že populace bažanta obecného reagovala na praktikované způsoby hospodaření obdobně i v ostatních státech USA.

¹⁰ Soil Bank Conservation Reserve - program, který podporoval převod zemědělské půdy na neobhospodařované traviny (1956-1961); kontrakty na 3, 5, 10 let, proto bylo opatření realizováno až do počátku 70. let 20. stol.

¹¹ Conservation Reserve Enhancement Program – modifikace CRP reagující na specifika různých států



Graf č. 5 Celkový odlov bažanta obecného v Pensylvánii (USA) v letech 1915-2012 a set-aside management – SBCR, CAP¹², CRP (Klinger, 2008)

Příkladem moderního a racionálního přístupu k managementu volně žijících populací bažanta obecného je Jižní Dakota. V letech 1919 až 1945 postupně docházelo k prudkému nárůstu početnosti, pouze v letech 1937-1939 byl znatelný pokles v důsledku nepříznivých klimatických podmínek (graf č. 4). K tomuto trendu přispěla i „velká hospodářská krize“, jejímž následkem se výrazně snížili ceny komodit, a proto bylo mnoho zemědělských pozemků nevyužíváno, což zapříčinilo vznik vhodného prostředí pro bažanta obecného. Rovněž způsob zemědělské výroby byl v porovnání s dnešní dobou více „extenzivnější“. Ve 30. letech 20. století se rovněž ve větším měřítku začala uplatňovat mechanizace zemědělské výroby. Zvýšily se výnosy a produktivita, což mělo za následek „nadprodukcii“ a tlak na další snižování cen. Proto v letech 1936-1942 federální vláda vytvořila tzv. ACP¹³ (obdobu dnešního „set-aside“ managementu). Program měl jako nástroj zemědělské politiky USA snížit výměru orné půdy a převádět ji do režimu „klidu“. Jednalo se hlavně o přeměnu na nevyužívané travní porosty, další kvalitativně vhodný biotop pro bažanta obecného. Cílem bylo utlumit produkci a tím docílit vyšších cen komodit. Období po konci druhé světové války se vyznačovalo poklesem početnosti, které bylo zapříčiněno ukončením ACP a novými intenzivními přístupy k obhospodařování agrární krajiny (Jarvis and Simpson, 1978; Riley, 1995; Perkins et al., 1997; Klinger, 2008). Nevyužívané plochy byly zúrodňovány a převáděny na ornou půdu, dále byly likvidovány prvky rozptýlené zeleně, meliorovány

¹² Cropland Adjustment Program – program schválen 1965, mimo jiné podporoval diverzifikaci zemědělské výroby, uvedení části produkční půdy do „klidu“, závazek 5 – 10 let

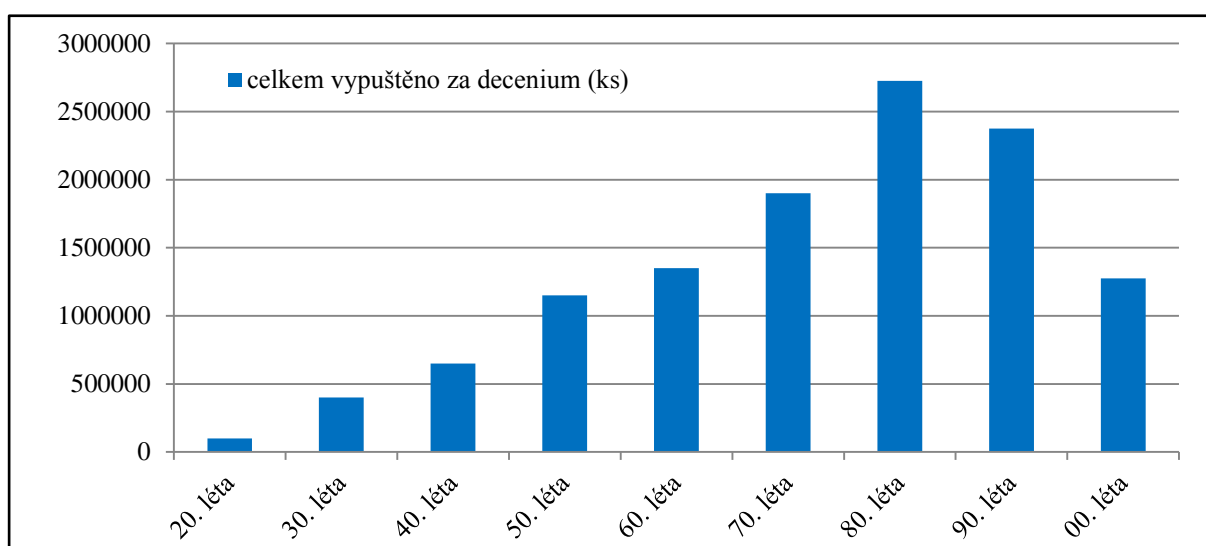
¹³ Agricultural Conservation Program

pozemky, vysoušeny mokřady a k tomu začaly být v širokém měřítku aplikovány pesticidy a průmyslová hnojiva. Jako vysoce produkční pícnina začala být na rozsáhlých plochách pěstována vojtěška setá (*Medicago sativa*), která je velmi atraktivním hnízdním krytem pro hnízdící samice. Ovšem termíny jednotlivých sečí (zpravidla 3-4x ročně) a způsob sklizně způsobují obrovské ztráty (mortalita mladé i dospělé zvěře, vysečení hnízd), které eliminují reprodukci druhu (Warner and Etter, 1989).

V roce 1956 byl schválen nový program zemědělské politiky USA tzv. SBCR, jehož cílem bylo opět utlumit zemědělskou produkci. Hlavním nástrojem bylo převádění významného podílu orné půdy na víceleté neobdělávané travní porosty. Smlouvy byly podepisovány na tři, pět, popř. deset let. Důsledkem bylo rapidní zvýšení početního stavu bažantů napříč svým areálem výskytu v USA. V případě Jižní Dakoty je tento trend jednoznačně patrný, neboť zde je management bažanta obecného dlouhodobě zaměřen na kvalitní divokou populaci. Je zde patrná přímá závislost mezi výměrou „set-aside“ a vývojem početních stavů, kdy s postupným ukončováním managementu došlo k prudkému poklesu početnosti koncem 60. let (graf č. 4). Podobný trend, i když s jistým zpožděním, je patrný i v Pensylvánii, kde nastal zlom v početnosti v roce 1973 (graf č. 5). Důvodem je fakt, že v tomto státě byla divoká populace více ovlivňována vypouštěním uměle odchovaných jedinců (graf č. 6). V 60. letech se jednalo průměrně o cca 135 tis., v 70. letech 190 tis. a v 80. letech již 273 tis. bažantů ročně, což bylo nejvíce v historii (Klinger, 2008). V posledních dvou zmíněných dekádách se nejvíce snížila početnost populace. Management byl stále více zaměřován na umělý odchov, nejdříve na vypouštění mladé zvěře v letním období až po zazvěřování vybraných lokalit těsně před začátkem lovecké sezóny a v jejím průběhu. V tomto ohledu proběhl v Pensylvánii téměř analogický vývoj jako v českých zemích.

Od poloviny 80. let 20. století se již populační dynamika bažanta obecného v Jižní Dakotě a Pensylvánii začala vyvíjet zcela rozdílným způsobem. Výrazným mezníkem pro bažanta obecného a další druhy agrární krajiny se v mnoha státech USA stal rok 1985, kdy byl schválen v rámci zemědělské politiky USA („Farm Bill“) „Conservation Reserve Program“ (CRP). Ten je v různých obměnách součástí zemědělských programů dodnes. Nejedná se o jedno konkrétní opatření, ale cca 30 různých dotačních podtitulů, které byly původně zaměřeny na snížení eroze a zvýšení kvality vody, později na zlepšení biotopů pro volně žijící zvěř a rekonstrukci krajinné infrastruktury (Hallett et al., 1988; Haroldson, 2005; Veverka et al., 2013). Z pohledu bažanta obecného bylo od samého počátku nejdůležitější opatření, které mělo sloužit převážně ke snížení půdní eroze v zemědělské krajině. Stát

v tomto směru podporoval vznik velkých bloků trvale neobdělávaných travních porostů na původně orné půdě. De fakto se jedná období dříve realizovaných programů (ACR, SBCR), jejichž důsledkem bylo rovněž zvýšení početnosti bažanta obecného (Dahlgren, 1967; Haroldson, 2005; Nielson et al., 2006). Důsledkem výše zmíněného programu bylo zajištění rozsáhlého a bezpečného hnízdního krytu (nenarušený zemědělským využíváním), zvýšení potravní nabídky (zvláště hmyzu nezbytného pro odchov mláďat) a trvalá přítomnost vzrostlé vegetace, která by standardním hospodařením byla odstraněna sklizní zemědělských plodin.



Graf č. 6 Souhrnné údaje o vypouštění uměle odchovaných jedinců bažanta obecného v Pensylvánii (USA) za jednotlivá decenia (Klinger, 2008)

V Jižní Dakotě, kde se i po výrazném úbytku početnosti v 60. letech minulého století stále vyskytovala relativně početná divoká populace, zareagoval bažant obecný po zavedení CRP postupným a trvalým zvyšováním svých početních stavů (graf č. 4). V roce 2007 byla odhadována podzimní početnost před začátkem lovecké sezóny na 11,9 mil. bažantů, což je výše srovnatelná s historicky nejvyššími hodnotami. Navíc stanovení loveckých limitů a kritérií pro každý rok (délka sezóny, hodiny lovu, počet ulovených jedinců na lovce atd.) podléhá důslednému monitoringu populací v průběhu roku. Bažanti jsou v letním období sčítáni na vybrané síti pozemních komunikací (index PPM¹⁴), dále je sledován průměrný počet kuřat na samici (index PBS¹⁵), odhadována celková podzimní početnost populace a sledován poměr pohlaví (počet samců na 100 samic) před a po lovecké sezóně (WSR¹⁶) za

¹⁴ pheasants per miles

¹⁵ pheasants brood survey

¹⁶ winter sex ratio

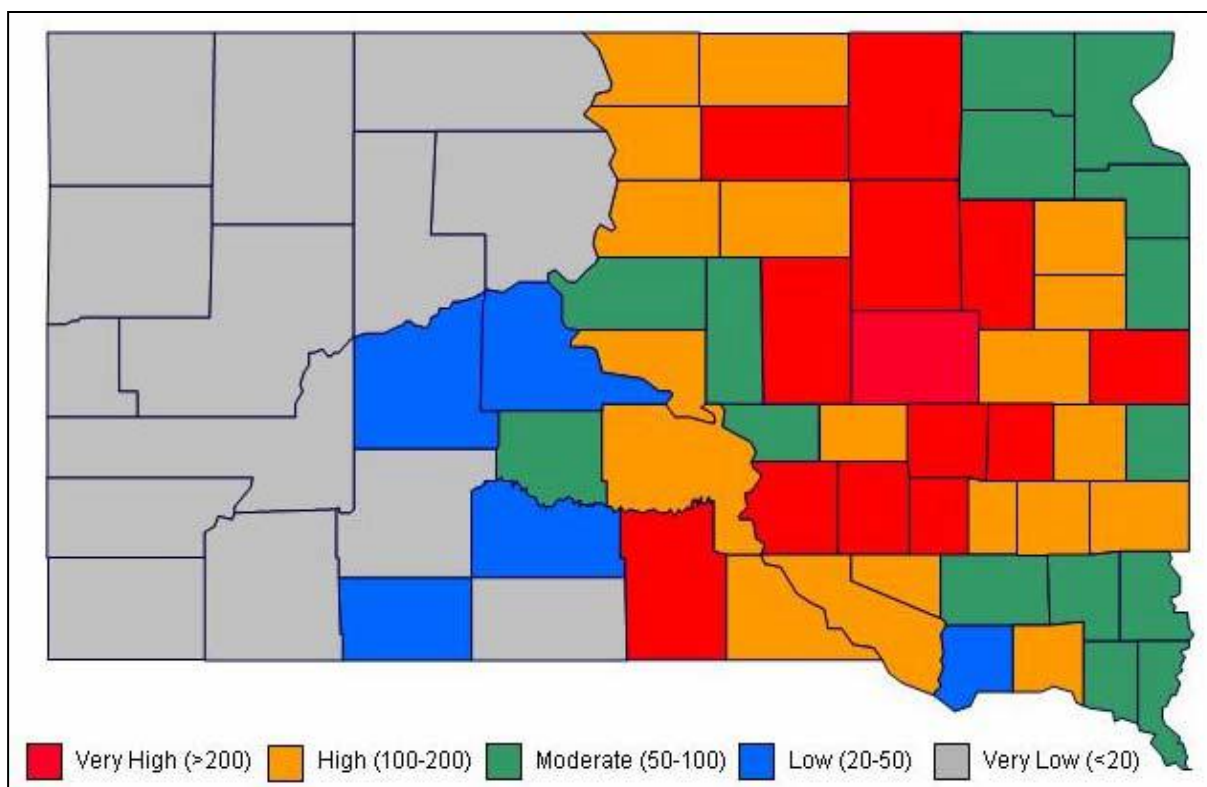
účelem monitoringu populací a stanovení dlouhodobě únosné míry loveckého tlaku. Před začátkem lovecké sezóny zpravidla připadá 90 samců na 100 samic (Switzer, 2009). Na základě studií severoamerických populací bylo zjištěno, že lze odlovit až 90 % samců bez následného vlivu na reprodukci v dalším roce (Hartman and Sheffer, 1971; Wechsler, 1986). V Jižní Dakotě dosahoval v letech 1949-2012 poměr pohlaví po lovecké sezóně průměrně 37 (♂) : 100 (♀), s minimem 21 : 100 (roky: 1980, 1981, 1983) a maximem 63 : 100 (1950). V letech 2007-2012 se WSR pohyboval v rozmezí 41-50, což z dlouhodobého pohledu znamená, že nebyl odloven potenciál populace v daném roce. V tomto případě však došlo k poklesu podzimní početnosti bažanta obecného o 36 % (u lovu o 33 %). Zásadní negativní faktor, který ovlivnil snížení početnosti populace, bylo snižování ploch zahrnutých do CRP o 37,6 % (graf č. 4). I přes zmíněné snížení početnosti v důsledku změn v zemědělské politice USA („Farm Bill“), jejíž důsledkem bylo snížení výměry vhodného biotopu, patří Jižní Dakota v současnosti mezi státy světa s absolutně nejvyšší početností divoké populace. Průměrná odhadovaná denzita populace v období 1998-2008 dle jednotlivých okresů je odrazem moderního přístupu k managementu divoké populace, kde základní myšlenkou jak docílit vysoké početnosti je kvalitní biotop (obr. č. 8).

Zde bych jen poznamenal, že i v Jižní Dakotě jsou vypouštění uměle odchovaní jedinci. Jedná se o tzv LSP¹⁷, což jsou lokality (farmy), kde je povolen intenzivní umělý odchov drobné zvěře. Jsou schvalovány a monitorovány SD GFP¹⁸. Těchto farem je v posledních deseti letech na území Jižní Dakoty okolo 200 a bylo na nich uloveno 200-275 tis. bažantů ročně (z toho cca 50 tis. divokých). Tato data nejsou zahrnována do statistik o celostátním lovu a početnosti populace, viz graf č. 4. V LSP jsou označováni uměle odchovaní jedinci a následně je monitorován podíl lovu divokých bažantů.

Jak bylo uvedeno výše, v Pensylvánii se populace od 80. let 20. století vyvíjela v porovnání s Jižní Dakotou zcela jiným směrem. V Jižní Dakotě se projevilo ukončení SBRP okamžitým snížením početnosti populace (polovina 60. let 20. století), ovšem v Pensylvánii nastal zlom v populaci až po roce 1973. Důvodem byl vysoký podíl „set-aside“ ploch až do roku 1972 a zvyšují se počet vypouštěných jedinců do 80. let minulého století (grafy č. 4, 5 a 6). Došlo tak k podobnému efektu jako v českých zemích, kdy lovecký management byl zaměřen na umělý odchov a divoká populace se začala postupně destabilizovat a mizet.

¹⁷ license shooting preserve – z pohledu ČR obdoba bažantnice

¹⁸ South Dakota Game, Fish & Parks – obdoba ministerstva zemědělství a životního prostředí



Obr. č. 8 Průměrná letní denzita (ks/mi^2) populace bažanta obecného v Jižní Dakotě (USA) v letech 1999-2008 (Switzer, 2009)

Hartman and Sheffer (1971) rozdělily dle podmínek prostředí stát na tři kvalitativní stupně (primární, sekundární a terciální). V roce 1970 odhadovali celkovou početnost před loveckou sezónou na 2,5-3,0 mil. bažantů, která byla v té době nejvyšší v historii Pensylvánie a patřila k nejvyšším i v rámci USA. Poměr pohlaví se před začátkem lovecké sezóny blížil 1 : 1, zpravidla s mírným nadbytkem samic. Odhadovaná jarní denzita samic byla: primární (15-46 ♀/100 ha), sekundární (4-15 ♀/100 ha) a terciální oblast (0-3 ♀/100 ha). Po roce 1973 následoval prudký pokles početnosti. Počátkem 90. let 20. století zjistil Hardisky (1993) na vybraných lokalitách denzitu pouze 0,0-1,5 ks/100 ha. Blancher et al. (2007) odhadovali v roce 2004 jarní početnost na území Pensylvánie na 30 tis. jedinců. V roce 2007 dosahovala populační hustota v nejproduktivnějších oblastech 1,9-3,9 ks/100 ha, v převážné většině oblastí s výskytem bažanta obecného činila 0,0-1,2 ks/100 ha. V 70. - 80. letech minulého století tvořili podstatnou část úlovku bažanti z divoké populace (85 %), v 90. letech 45 % a v roce 2010 již pouze 20 % (Veverka et al., 2013).

Výrazné snížení početnosti bažanta obecného a dalších druhů zemědělské krajiny v posledních 40 letech je nejčastěji připisováno poklesu výměry agrární krajiny v důsledku výstavby, ekonomického rozvoje a zalesňování půdy, dále intenzifikaci zemědělské výroby (Staback and Klinger, 1998). Tyto změny se nejvíce dotkly primární oblasti výskytu bažanta,

kde se vyskytovalo 95 % pensylvánské populace. Výměra agrární krajiny se zde zredukovala o ¼ plochy. K dalším negativním faktorů patřilo: dvojnásobná osevní plocha vojtěšky (minimální hnízdní úspěšnost); zvýšení produkční plochy kukuřice a sóji (eliminace pestré potravní nabídky); snížení výměry oseté ozimou pšenicí a ječmenem (úbytek hnízdního biotopu – náhradní snůšky).

Změny v populační dynamice v Pensylvánii jsou podobně jako v ostatních státech odrazem vývoje v dostupnosti vhodného biotopu, který je v agrární krajině nejvíce utvářen zemědělskou dotační politikou. „Set-aside“ plochy, které se nacházely v Pensylvánii v letech 1961-1973 (SBCR¹⁹, CAP²⁰, FGWPSP²¹; graf č. 5), byly v převážné míře zakládány v primární oblasti výskytu bažanta, kde zaujímal 7-10 % zemědělské půdy, což se projevilo výrazným nárůstem početnosti bažanta. V převážné většině případů se jednalo víceleté neobhospodařované travní porosty, které zajišťovaly bezpečný hnízdní kryt, bohatou potravní nabídku a kryt po sklizni okolních plodin. Tyto plochy zpravidla doplňovaly texturu orné půdy, což způsobilo diverzifikaci do té doby unifikovaného prostředí. Od poloviny 70. let 20. století byly tyto aktivity v podstatě utlumeny až do roku 1985, kdy vstoupil v platnost CRP. Hartman and Sheffer (1971) zjistili, že výše uvedený zemědělský management, jehož důsledkem byly rozsáhlé plochy hnízdního krytu, zajišťoval produkci 1 000-800 tis. bažantů ročně. V letech 1962-1997 došlo k poklesu výměry „set-aside“ v primární bažantí oblasti o 100 tis. ha. Ukončení výše zmíněných praktik mělo za následek snížení výměry bezpečného hnízdního krytu mezi roky 1966 a 1992 o 86 % (Klinger and Hardisky, 1998). Od roku 1986 začal být v Pensylvánii zaváděn do praxe CRP. Program, jehož důsledkem se díky dlouhodobě nesečeným travním porostům (10, popř. 15 let) v převážné většině případů podařilo zvýšit početnost divokých populací, např. Jižní Dakota, Severní Dakota, Minnesota atd. Nicméně v Pensylvánii k podobnému efektu nedošlo. Přestože bylo do poloviny 90. let 20. století v CRP opatření zahrnuto cca 40 tis. ha, v primární oblasti výskytu bažanta bylo využíváno minimálně a pokud bylo, často docházelo k ilegálnímu sečení ploch. V Pensylvánii bylo do CRP zahrnuto < 1 % zemědělské půdy, zatímco např. v Jižní Dakotě, Iowě, Montaně podíl činil > 10 %. V roce 2003 byl schválen CREP pro Pensylvánii, který měl za hlavní cíl rovněž zajistit neobdělávané plochy travních porostů. Do roku 2008 bylo

¹⁹ Soil Bank Conservation Reserve

²⁰ Cropland Adjustment Program

²¹ Feed Grain and Wheat Price Support Program - 1961-1973, cílem bylo zvýšení cen obilnin snižováním jejich osevní plochy a produkce, tyto plochy byly převáděny na nesečené travní porosty

pod opatření CRP a CREP začleněné 230 tis. ha. Bohužel pouze v několika případech (okresech) se jednalo o případy, kdy v primární oblasti výskytu bažanta byla zahrnuta výměra v rozsahu 5-10 % zemědělské půdy (Klinger, 2008).

Hlavními důvody proč divoká populace nezareagovala rychlým nárůstem početnosti po zavedení CRP a CREP jako v jiných státech byly: opatření nebyla cílena do oblasti přirozeného výskytu bažanta obecného; počty divokých jedinců byly v mnoha místech minimální až nulové, navíc jsou zbytkové populace ovlivňovány pravidelným vypouštěním uměle odchovaných bažantů. S ohledem na tyto skutečnosti PGC²² začala s pokusy o obnovu volně žijících populací. Vypouštění uměle odchovaných jedinců do zlepšených biotopových podmínek zpravidla končilo neúspěšně, proto se PGC zaměřila na obnovu divoké populace pomocí WPRA²³ (k roku 2012 existují čtyři). Vybrány byly oblasti s potenciálně vhodnou strukturou prostředí (< 20 % lesní porosty; > 50 % orné půdy; > 20 % travních porostů; < 10 % urbanizovaných ploch), kde se nachází minimálně 5 % ploch s nesečeným hnízdním krytem (CRP, CREP), viz obr. č. 9. Do lokalit bylo ročně v průběhu tří let vypouštěno cca 300 bažantů obecných odchycených z divokých populací (Jižní Dakota, Montana). Pracovníci PGC nejprve provádí monitoring stávající populace rok před prvním vypouštěním a následně je každoročně telemetricky sledována část vypuštěných jedinců (pohybová aktivita, mortalita, preferovaný biotop, hnízdní úspěšnost aj.). Monitoring početnosti populace probíhá ještě tři roky po posledním vypouštění pro účely vyhodnocení, zda byla v oblasti obnovena reprodukce schopná populace. V založených WPRA není možné vypouštět uměle odchované bažanty a prozatím je ani lovit. Cílem PGC je obnovit jarní populaci minimálně na úrovni 4 ♀/100 ha (Klinger, 2008). Vzhledem k tomu, že tyto snahy začaly být ve větším měřítku realizovány po roce 2007, nelze jejich důsledek pro budoucí početnost bažanta v Pensylvánii jednoznačně zhodnotit. Nicméně podstatným faktem je, že v některých lokalitách byla při jarním sčítání zjištěna početnost 3,1 ♀/100 ha a pravidelná reprodukce samic (DeLong and Appelman, 2008).

Shrnutí

Jižní Dakota a Pensylvánie jsou státy, kde od poloviny 80. let 20. století probíhá odlišný vývoj v početnosti bažanta obecného. V Jižní Dakotě, kde se i přes pokles početnosti způsobený ve změně agrární politiky stále vyskytovala početná divoká populace, reagoval

²² Pennsylvania Game Commission – z pohledu ČR obdoba ministerstva pro volně žijící zvěř

²³ Wild Pheasant Recovery Areas – „oblasti divokého chovu bažanta obecného“

bažant obecný velmi rychle po zavedení CRP a dlouhodobě populace rostla na jedny z nejvyšších hodnot od ukončení SBCR. Od roku 2008, kdy se začala snižovat výměra CRP, početnost zareagovala okamžitým poklesem. Opakem byla Pensylvánie, kde přes nárůst výměry CRP a CREP ploch k podobnému jevu nedošlo. Bylo to způsobeno tím, že tento „set-aside“ se nacházel v minimální míře v primární oblasti výskytu bažanta, jeho procentuální zastoupení bylo horším nastavením plateb nižší a také byly plochy proti dikci opatření nelegálně sekány. Dále se management stále více zaměřoval na vypouštění a lov uměle odchovaných jedinců a areál rozšíření zbytků divoké populace se snižoval a fragmentoval. Z tohoto důvodu bylo nutné zahájit projekt WPRA, jehož cílem je navrátit divokou populaci do oblastí, kde se zlepšila struktura a podmínky biotopu.



Obr. č. 9 Ukázka biotopu ve WPRA (PGC Pennsylvania, <http://www.pgc.state.pa.us>)

Absolutní většina studií, které byly provedeny na severoamerickém kontinentu, považuje za základní předpoklad trvale udržitelné divoké populace vhodný biotop (Wechsler, 1986; Switzer, 2009; Veverka et al., 2013 atd.). Ten musí zajišťovat hlavně bezpečný hnízdní kryt (např. nesekané travní porosty v rámci CRP), dostatečnou potravní nabídku v průběhu celého roku (např. CRP – hmyz, semena) a zimní kryt (křovinato-stromové formace). Velmi důležité je, aby opatření byla aplikována v širokém měřítku. To je v podstatě možné pouze v rámci (nad)národní dotační politiky, která historicky vždy výrazně ovlivňovala (pozitivně i negativně) „krajinnou infrastrukturu“ USA a tím i početnost bažanta obecného a dalších

druhů vázaných na agrocenózy. Mnohé studie se rovněž zabývaly predáčním tlakem a jeho vlivem na početnost bažanta (Chesness et al., 1968; Frey et al., 2003). Přestože je predace zpravidla hlavní příčinou mortality, není z dlouhodobého hlediska efektivní zaměřit management pouze na tlumení predátorů. Tímto způsobem není možné vždy zvýšit denzitu bažanta obecného, jehož celkové rozšíření, reprodukce, přežívání a početnost je vázána dominantně na odpovídající životní prostředí (Tucker and Heath, 1994; Draycott et al., 2002). Přestože i v USA jsou některé druhy predátorů bažanta loveny, není tomu dávana zdaleka taková váha jako například v českých zemích, kde je predace mnohdy považována za jeden nejdůležitějších faktorů úbytku divoké populace.

2.5.4 Migrace a pohybová aktivita

Bažant obecný náleží mezi stálé druhy a tendence k větší migraci se zpravidla nevyskytuje. Cramp and Simmons (1980) zjistili ve švédských, britských, norských a finských populacích, že pohybová aktivita samců a samic v průběhu života dosahuje maximálně několika kilometrů, téměř nikdy vzdálenost nepřesáhla 10 km. Vyskytly se výjimky migrace přesahující 40 km ve Švédsku a jeden samec ve Finsku za 13 měsíců dokonce překonal vzdálenost 210 km.

Barancheev (1965) zjistil v oblasti povodí řeky Amur, která tvoří přirozenou hranici mezi Čínskou lidovou republikou a SSSR (dnes Rusko), pravidelné a rozsáhlé migrace bažantů. V průběhu silných zim migrovali bažanti, převážně samci, z Číny do povodí řeky Amur.

Migrační aktivita je často spojena se sezónními změnami hnízdního a zimního biotopu, který souvisí s redukcí krytových a potravních možností od léta důsledkem sklizně zemědělských kultur.

Nízká migrační a pohybová aktivita byla sledována u severoamerických populací (Gates and Hale, 1974). U 12 zimních skupin ve Wisconsinu bylo zjištěno, že pohyb u 11 z nich byl mezi krytem a zdrojem potravy do 0,4 km, pouze u jednoho hejna do 0,8 km. K totožným výsledkům dospěl i Schick (1952). Mezi počátkem ledna a rozpadem zimních hejn zjistil Johnsgard (1999) podobné výsledky, kdy průměrný pohybový rádius se pohyboval okolo 0,6 km.

Po konci zimy s rozpadem skupin začnou bažanti vyhlédávat hnízdní teritoria. První začnou budoucí hnízdní okrsky obsazovat samci. Pohyb juvenilních jedinců bývá průměrně 1,08 km (výjimečně 5,47 km) naproti tomu adultních 0,38 km (výjimečně 2,9 km). Starší

samci mají tendenci obsazovat lokality z předcházejícího roku. Podobné známky jeví i samice, jejichž vzdálenost je oproti samcům vyšší. Mladé samice průměrně odcházejí ze zimního biotopu později než staré a dále (2,11 km) oproti 1,21 km u starých. Adultní samice mají snahu obsazovat biotop z předcházející sezóny (Johnsgard, 1999).

Gates and Hale (1974) při studiu domovského okrsku samců od jara do září objevili, že 90 % jedinců obsazovalo území o výměře do 16,2 ha. Ani v jednom případě nepřekročilo 130 ha. Smith et al. (1999) sledoval u telemetricky sledovaných jedinců domovský okrsek („home range“) a jádrový okrsek („core range“). Předchozí studii více odpovídala hodnota jádrového okrsku. U samců hodnota „home range“/„core range“ průměrně dosahovala: zima (68,1 / 27,5 ha), hnízdní období (83,0 / 41,6 ha) a období léto-podzim (23,0 / 5,9 ha). Analogicky v případě samic: zima (49,7 / 22,5 ha), hnízdní období (235,9 / 58,8 ha) a období léto-podzim (51,2 / 12,9 ha).

2.5.5 Reprodukce

Bažant obecný patří mezi polygamní druhy. Sekera (1954) poukazuje na možnost, že některé populace v dřívější části SSSR žijí monogamně. Počet samic, které připadají na jednoho samce, je závislý na struktuře biotopu, populační hustotě a poměru pohlaví v populaci (Taber, 1949). Pro naše podmínky jsou uváděny hodnoty 1 : 3-10 ve prospěch samic (Sekyra, 1954; Mottl et al., 1966; Hanuš and Fišer, 1975; Hromas et al., 2000).

V závislosti na klimatických podmínkách může tok v našich podmínkách začínat již koncem února, zpravidla až v průběhu března a rámcově trvá do konce května. Koubek and Kubišta (1991) sledovali na jižní Moravě období toku (20. 3. - 20. 5. 1989) a stanovili jeho vrchol na 10. 4. - 30. 4. V průběhu toku samci obhajují svá teritoria. Koubek and Kubišta (1990) zkoumali na výměře 360,3 ha velikost teritoria a domovského okrsku u telemetricky sledovaných jedinců (jižní Morava, 1987-1988). Průměrná velikost teritoria resp. domovského okrsku se v období toku dosahovala 4,1 resp. 18,8 ha. Teritoria zabírala z celkové sledované plochy 45,5 % (1987) a 36,4 % (1988). Samci při výběru teritoria preferovali sady, vinice, okraje lesů, břehy u vodotečí, původní luční společenstva, ani v jednom případě samci nevyužili pro výběr teritoria volné prostranství bez krytu.

Ridley (1983) zjistil, že průměrná velikost teritoria se pohybuje v rozmezí 1-5 ha. Poukazoval také na to, že část jedinců nevykazuje teritorialitu. Kozłowa (1947) studiem bažanta obecného ve svém původním areálu (Tádžikistán) stanovil velikost tokaniště na cca 5 ha, ovšem nezjistil žádné agresivní jednání samce při narušení lokality jiným jedincem.

Edminster (1954) uváděl větší plochu teritoria 10-30 ha. Sklon k obhajobě většího teritoria dává Hill and Robertson (1988a) do souvislosti s větší hmotností samce, která zpravidla ukazuje na jedince staršího jednoho roku.

Průběh snůšky je podobně jako období toku ovlivněno mnoha faktory, které vycházejí z geografické oblasti, průběhu zimy, fotoperiody, tělesné kondice samice, lokálních teplot atd. (Gates and Hale, 1975).

Beklová and Pikula (1992) sledovali průběh hnízdění bažanta obecného v českých zemích. Průměrná úplná snůška obsahovala 11,1 vajec (min. 6 – max. 19). Období snášení trvalo od 4. dubna do 20. června, přičemž snůška vrcholila 10. května. Mezi 26. dubnem a 20. květnem bylo sneseno 63 % všech vajec. Dlouhá perioda snášení (77 dní) je způsobena náhradními snůškami založenými po neúspěšném prvním pokusu.

Cramp and Simmons (1980) uvádí průměrnou velikost snůšky ve Švýcarsku (236 hnízd) 11,9 ks a v Anglii (210 hnízd) 11,8 ks. V Jižní Dakotě (USA) dosahovala velikost snůšky ve vzorku 4 940 hnízd průměrně 10,6 vajec (Trautman, 1982). Pro stát Wisconsin uvádí Gates and Hale (1975) průměrně 11,2 vajec (574 hnízd). Velikost snůšky je podle něho ovlivněna jejím začátkem. Hnízda založená do 15. května obsahovala větší počet vajec (12,5 ks) než po tomto datu (10,0 ks). Rozdíl vidí v nižší velikosti náhradní snůšky založené v pozdější době. Průměrně samice snáší 1 vejce za 1,4 dne (Johnsgard, 1999).

Seubert (1952) poukazoval na vysokou schopnost samic založit náhradní snůšku po neúspěšném prvním pokusu. Ze 137 neúspěšných hnízd založilo druhou snůšku 57 % samic a 7,5 % třetí. Dumke and Pils (1979) při studiu wisconsinské populace udáděli schopnost založit druhou snůšku u 67 % samic a třetí u 9 %. Statisticky vycházelo 1,8 hnízda na samici a z celkového počtu odchovalo alespoň jedno mládě 75 % samic. Vzdálenosti mezi jednotlivými hnízdními pokusy téže samice se pohybovaly v rozmezí 40 až 2300 m (Penrod et al., 1982).

Bažant obecný patří mezi druhy, které primárně hnízdí na zemi. Samice zakládá hnízdo v blízkosti tokaniště samce (Seubert, 1952). Hnízdo má tvar oválného důlku, zpravidla vystlaného peřím a okolní vegetací. V Čechách bylo z celkového počtu 322 hnízd umístěno (Hudec et al., 2005): v lese 69 (21,5 %), na loukách 52 (16,1 %), v remízích 37 (11,5 %), v bažinatých místech a na březích rybníků 36 (11,2 %), v úhorech a mezích 30 (9,3 %), v sadech 26 (8,1 %), v obdělávaných polích 21 (6,5 %), v blízkosti cest 21 (6,5 %), na lesních loukách a pasekách 11 (3,4 %), v parcích 9 (2,8 %), na ostrůvcích rybníků 6 (1,9 %), v okolí budov 3 (0,9 %) a ve chmelnici 1 (0,3 %).

Na základě okolní vegetace bylo umístění 311 hnízd (Hudec et al., 2005):

- a) **v hustém bylinném pokryvu 204 (65,6 %):** 148 (47,5 %) v trávě, v kopřivách 26 (8,3 %), ve vojtěšce 13 (4,2 %), v obilí 6 (1,9 %), v jeteli 5 (1,6 %), v lopuchu 4 (1,3 %), v řepce 1 (0,3 %), lupina 1 (0,3 %),
- b) **volně na zemi v jehličí a listí 13 (4,2 %),**
- c) **nebylinný kryt 90 (28,9 %):** pod keřem 45 (14,4 %), u paty stromu 28 (9,0 %), v ostružinách 9 (2,9 %), u hromady klestu 3 (1,0 %), mezi kmeny stromů 2 (0,7 %), v hromadě plevelu 1 (0,3 %), pod převislým břehem 1 (0,3 %), pod balvanem 1 (0,3 %),
- d) **nad úrovní terénu 4 (1,3 %):** na hlavatých vrbách 3 (1,0 %), na borovici 1 (0,3 %).

Shipleý and Scott (2006) ve státě Ohio zjistili u telemetricky sledovaných samic 4,0 % hnízd na zemi bez významnější okolní vegetace; 63,5 % ve vyšší bylinné vegetaci; 15,0 % v porostech keřů a 17,5 % v lesních porostech.

Vejce jsou zbarveny do hněda s olivovým nádechem, do šeda, popřípadě žlutošeda. Hmotnost se nejčastěji pohybuje mezi 29 až 31 g, délka 43-45 mm a šířka 34-36 mm (Sekera, 1954).

Délka inkubace se v různých geografických podmínkách liší a osciluje mezi 23 až 28 dny (Johnsgard, 1999), v českých zemích 24-25 dní (Sekera, 1954). Období hnízdění a odchovu mláďat je rozhodující pro budoucí početnost a stabilitu populace. Mortalita a ztráty na populaci v průběhu roku jsou vysoké, proto je velmi důležitá hnízdní úspěšnost, která minimálně nahradí celoroční ztráty. Pouze taková populace může být v přírodě trvale udržitelná a samozřejmě přiměřeně lovecky využívána.

Havránek (1995) sledoval predanční tlak na uměle založená hnízda v různých typech prostředí. V otevřené zemědělské krajině bylo zničeno 91,9 % vajec, v členité krajině 68,8 %, v příměstské oblasti Prahy 63,3 % a v lesnaté oblasti 57,5 %. V bažantnicích došlo průměrně ke zničení 62,3 % vajec.

Sage et al. (2003) porovnávali ve Velké Británii rozdíl v hnízdní úspěšnosti mezi samicemi pocházejícími z divokého chovu a uměle odchovanými. V případě uměle odchovaných samic se jednalo o jedince vypuštěné v předcházejícím roce. Studie probíhala v letech 1999 a 2000. V případě divokých samic, které zahájily inkubaci, úspěšně dokončilo snůšku 49 % z nich. U uměle odchovaných samic se jednalo pouze o 22 %. Velký rozdíl nebyl zapříčiněn predací, ale opuštěním snůšky (41 % uměle odchované; 6 % divoké). Výrazné rozdíly nebyly zjištěny u výběru hnízdního biotopu: a) divoké ♀ - pole 12,2 %,

neobdělávané pozemky 77,6 %, louky 10,2 %; b) uměle odchované ♀ - pole 22,2 %, neobdělávané pozemky 74,1 %, louky 3,7 %.

Shipley and Scott (2006) sledovali hnízdní úspěšnost u populací ve státě Ohio. Z počtu samic, které zahájily inkubaci úspěšně odchovalo snůšku 50 %. Draycott et al. (2008) zkoumali v letech 1990-2003 hnízdní úspěšnost na pěti lokalitách ve Velké Británii a jedné v Rakousku. Celkem bylo úspěšně vyvedeno 144 hnízd ze 444 (34 %). Na ztrátách se nejvíce podílely: predace na hnízdě, či úplné zničení snůšky predátorem 195 (43 %); opuštění hnízda 46 (10 %); predace samic mimo hnízdo 31 (6,8 %); zemědělské práce 25 (5,5 %); přirozený úhyn 2 (0,5 %) a vyplavení 1 (0,2 %). Příčinou hnízdního neúspěchu byly: neprůkazný původce 33 %, krkavcovití 24 %, liška obecná 23 %, ostatní savci 13 %, jezevec lesní 7 %. Pravděpodobnost denního „přežití“ hnízda byla stanovena na cca 0,96.

Vysoká mortalita je typická u mladé zvěře. Wagner et al. (1965) vidí hlavní příčiny v úhynu mláďat ve Wiconsinu v počasí (teplota, srážky), predaci, ilegálním lovu samic, zemědělských pracech a v populační hustotě (reprodukční potenciál se snižuje s nárůstem početnosti). Baxter and Wolfe (1973) nerozebírali příčiny mortality, ale její celková míra od narození do 6. – 10. týdne dosahovala od 30 do 56 % (průměrně 38,2 %). Riley et al. (1998b) sledovali ve státě Iowa přežívání jednodenních kuřat v průběhu 28 dní. V letech 1990-1994 se pohybovala míra mortality mezi 63-54 %. Nejčastějším důvodem byla predace (85 %): liška obecná (*Vulpes vulpes*), lasice hranostaj (*Mustela erminea*) a norek americký (*Mustela vison*). Vliv na mortalitu měly také srážky nad 60 mm. Nebyla zjištěna závislost mezi stářím samice a přežíváním kuřat. Průměrná denní mortalita se rovnala 0,023, přičemž index denní úmrtnosti se snižoval o 10 % s každým získaným gramem hmotnosti mláďete.

V letech 1946-1981 byla sledována v Illinois početnost mláďat v rodinných hejnech a jejich přežívání do 5. - 6. týdne života. Nebyl zjištěn statisticky významný rozdíl v počtu narozených mláďat, ovšem ve schopnosti přežívání ano. Do roku 1955 činila míra přežívání 78 %; 71 % (1956-1959); 64 % (1960-1964); 61 % (1965-1969); 51 % (1970-1974) a 54 % (1975-1981). Příčiny autoři dávají do souvislosti s intenzifikací zemědělské výroby. Hill and Robertson (1988a) považovali rovněž intenzifikaci zemědělství za jednu z příčin zvyšování mortality mláďat. Jejím přímým důsledkem je omezování potravní nabídky, což má za následek nižší dostupnost hmyzu. Mláďata jsou nucena rozšiřovat svůj domovský okrsek a následkem toho jsou citlivější na predáční tlak.

Od vylíhnutí se na výchově podílí výlučně samice, která se o mláďata stará do rozpadu rodinných hejnech, což je mezi 70. - 80. dnem života. Do rozmnožování se zapojují již

v následujícím reprodukčním období. Přes svoji samostatnost tvoří mladí jedinci s adultními v období podzimu a zimy sexuálně oddělené skupiny (Johnsgard, 1999).

V tab. č. 1 je provedena sumarizace vybraných reprodukčních ukazatelů z různých států USA.

charakteristika	rozsah	průměr
hnízdění úspěšnost (%)	15-46	26,4
samice, které vyvedou mláďata (%)	43-88	57,6
oplozenost vajec (%)	89-95	92,9
oplozenost vajec v úspěšné snůšce (%)	85-96	90,7
hnízda zničená zemědělskou výrobou (%)	0-74	29,6
hnízda zničená predací (%)	3-78	31,1
počet mladých samic na podzim vztažené k jarní početnosti samic (ks)	1,3-1,9	1,5
nárůst početnosti samic jaro-podzim (%)	86-179	115,7
celkový nárůst početnosti populace jaro-podzim (%)	134-227	187,6
podíl mláďat v podzimní populaci (%)	47-83	59,7

Tab. č. 1 Reprodukční ukazatele bažanta obecného (Hickey, 1955; Wagner et al., 1965; Gates and Hale, 1975)

2.5.6 Potravní nároky

Farský (1948) provedl rozbor 643 žaludků juvenilních a adultních jedinců. Dominantní složku potravy činily **rostlinné zbytky (64,1 %)**, **24,5 % živočišné** a **11,4 % nerostné látky**. Z celkového množství rostlinné potravy tvořily: 32,7 % semena a hlízy (hlízy zemědělských plodin 12,3 %, semena lesních stromů 11,4 %, semena plevelů 9 %) 31,4 % vegetační části rostlin. Jmenovitě byly zastoupeny (150 druhů): nažky akátu, žaludy, kukuřice, pšenice, oves, svída, růže, hlízy brambor, ostružiny, semena a kořeny cukrovky, zbytky trav, mechu atd. Živočišná část obsahovala: hmyz (Insecta), ryby (Osteichthyes), měkkýše (Mollusca), plazy (Reptilia), hraboše polní (*Microtus arvalis*), rejsky (*Sorex spp.*) atd. V průběhu roku převažovala rostlinná potrava, podíl živočišné složky vzrůstal od května do července.

U mladých bažantů do stáří devíti týdnů sledovali Hudec et al. (2005) rozbořem 300 žaludků zastoupení potravy. Zjistili, že živočišná složka potravy je dominantní do stáří tři týdnů (1. týden – 80 %; 3. týden – 60 %; od 4. týdne < 50 %), poté její zastoupení významně klesá. Po devátém týdnu podíl rostlinné složky přesahuje 99 %. Z živočichů se v trávicím traktu vyskytují: brouci (Coleoptera), motýli (Lepidoptera), blanokřídlí (Hymenoptera), dvoukřídlí (Diptera), stejnokřídlí (Homoptera) atd. Rostlinná složka je zastoupena semeny hluchavkovitých (Lamiaceae), lipnicovitých (Poaceae), merlíkovitých (Chenopodiaceae), hvozdíkovitých (Caryophyllaceae), rdesnovitých (Polygonaceae) atd.

Cramp and Simmons (1980) a Glutz (1973) se zabývali analyzováním potravy u evropských populací bažanta obecného. Zelená složka potravy tvořila největší část v jarním a zimním období. V letním období výrazně narůstal podíl členovců a jiné živočišné složky na úroveň cca 50 %. V období dozrávání kulturních plodin tvoří vysoký podíl semena pšenice, ovsa, ječmene a kukuřice. Další důležitou součástí potravy jsou semena trav a ovoce.

Korchsgen (1964) výzkumem potravních nároků bažanta obecného ve státě Missouri (USA) zjistil, že nejvýznamější složkou jsou zemědělské plodiny. Od jara do zimy tvořily dominantní část (jaro – 65,1 %, léto – 63,3 %, podzim – 86,2 %, zima – 75,2 %, průměr – 73 %). Nejvyšší podíl tvořila kukuřice 64,8 %, dále pšenice 2,0 %, čirok 1,6 %, rýže 1,3 % a ječmen 0,1 %. „Nezemědělské plodiny“ (plevele a ostatní rostliny) tvořily v průběhu roku 15,5 %. Celoročně byla živočišná složka zastoupena pouze 1,5 %, s nejvyšším podílem v létě resp. na podzim (4,5 % resp. 2,5 %). Minerální složka tvořila 0,4 %.

Trautman (1952) při rozborech potravy bažantů v Jižní Dakotě (USA) objevil podobně jako Korchsgen (1964) vysoký podíl zemědělských plodin. Jejich zastoupení se měnilo v závislosti na ročním období od 75,8 % na jaře do 86,0 % v zimě (průměr 81,7 %). Procentuální zastoupení v běžném roce: kukuřice 57,2 %, pšenice 10,7 %, ječmen 6,6 %, oves 3,9 %, len 1,2 %, čirok 0,7 %, proso 0,7 % a ostatní plodiny 0,7 %. Plevlele a ostatní nezemědělské plodiny měli v potravě zastoupení pouze 4,5 %. Živočiškové dosahovali nejvyššího podílu na jaře (12,8 %) a v létě (9,3 %), celoroční průměr 5,4 %. Podíl minerální hmoty činil 1,1 %.

Laughrey and Stinton (1955) sledovali v Ontariu (Kanada) zastoupení jednotlivých složek potravy u juvenilních jedinců do stáří 12 týdnů. V prvních třech týdnech dominovala živočišná složka 98 % (členovci 95,5 %, měkkýši 2,5 %). Mezi 4. – 6. týdnem klesl podíl živočišné bílkoviny na 46,8 %, přičemž výrazně vzrostlo zastoupení rostlinné složky, nejvíce obiloviny 35,1 %, ovoce 9,4 % a semena plevelů 6,4 %. V 10. – 12. týdnu dosahoval poměr živočišné a rostlinné části potravy 8,5 % : 91,5 %. Zastoupení živočišné složky v průběhu 12 týdnů: členovci 40,8 % a měkkýši 1,0 %. Podíl rostlinné složky v průběhu 12 týdnů: obiloviny 30,5 %, semena plevelů 12,0 %, ovoce 11,4 %, „zelená hmota“ 4,3 %.

2.5.7 Predace a mortalita

Bažant obecný patří mezi druhy s vysokou mírou mortality. Mezi hlavní příčiny patří široké spektrum predátorů, které má ve volné přírodě. Díky rozsáhlé introdukci do různých částí světa je velmi komplikované popsat celou šíři nejdůležitějších predátorů.

Výčet možných predátorů bažanta obecného v Česku (Sekera, 1954; Michaelli, 1999):

a) savci (Mammalia)

- jezevec lesní – *Meles meles*, kuna lesní – *Martes martes*, kuna skalní – *Martes foina*, lasice hranostaj – *Mustela erminea*, kočka domácí (*Felis silvestris catus*), lasice kolčava – *Mustela nivalis*, liška obecná – *Vulpes vulpes*, mýval severní - *Procyon lotor*, pes (*Canis lupus familiaris*), prase divoké – *Sus scopa*, psík mývalovitý – *Nyctereutes procyonoides*, tchoř tmavý – *Putorius putorius*, atd. (řazeno abecedně)

b) ptáci (Aves)

- jestřáb lesní – *Accipiter gentilis*, káně lesní – *Buteo buteo*, moták pochop – *Circus aeruginosus*, straka obecná – *Pica pica*, vrána obecná – *Corvus corone*, výr velký – *Bubo bubo* atd. (řazeno abecedně)

Výše uvedený seznam není samozřejmě úplný, neboť spektrum možných predátorů je velmi široké. Nebyly uváděny druhy, které díky vzácnému výskytu nemají významnější vliv na populace bažantů. V souhrnu jsou zastoupeni predátoři adultních, juvenilních jedinců či výhradní původci hnízdní predace.

V 60. letech byly zjišťovány příčiny mortality na telemetricky sledovaných samicích bažanta obecného ve státě Wisconsin (USA). Z celkového množství 105 uhynulých samic, byla nejčastější příčinou predace (76; 72,4 %). Na predaci se nejvíce podíleli savci 46 (60,6 %), následně dravci s počtem 19 (25 %). V 11 (14,4 %) případech nebylo možné jednoznačně identifikovat původce (Wagner et al., 1965).

Schick (1952) identifikoval v Michiganu (USA) v průběhu dvou let druhy predátorů u 214 uhynulých samic. Sledovaná plocha představovala výměru 3 600 ha. V 77 případech (36 %) byla predace způsobena savci a v 81 (38 %) dravci. Johnsgard (1999) zkoumal podíl savců a dravců na celkové zimní mortalitě (Wisconsin). V 95 (49 %) případech ze 194 byli původcem dravci a v 66 (34 %) savci. Oba výše uvedení autoři považují za hlavního predátora lišku (liška obecná – *Vulpes vulpes*, nebo liška šedá - *Urocyon cinereoargenteus*). Norka amerického (*Mustela vison*), kuny (*Martes spp.*), domácí kočky a psy považují za méně významné.

Wagner et al. (1965) považoval ve Wisconsinu za nejvýznamnějšího dravce bažanta obecného výra viržinského (*Buteo virginianus*). Procenticky vyjádřené celoroční ztráty na populaci způsobené dravci resp. liškami tvořily 9 % resp. 8-14 %. V míře predace adultních jedinců vidí jednu z hlavních příčin, která ovlivňuje početnost. Gates (1971) ve stejném státě

zjistil, že nejvyšší mírou se na mortalitě podílí káně rudoocasé (*Buteo jamaicensis*). Schick (1952) uvádí, že k nejdůležitějším ptačím predátorům v Michiganu patří jestřáb Cooperův (*Accipiter cooperii*) a moták pilich (*Circus cyaneus*).

Smith et al. (1999) zkoumali v Marylandu (USA) mortalitu telemetricky sledovaných dospělých jedinců (10 ♂; 16 ♀; období 4. 1. - 15. 12. 1988). Celkem 50 % samic a 70 % samců přežilo do počátku hnízdního období. Do konce období přežili dva samci a dvě samice, tj. index přežití pouze 15,4 %, ovšem u dalších čtyř jedinců (2 ♂; 2 ♀) přestalo fungovat vysílací zařízení a jejich výsledek nemohl být vyhodnocen. Z potvrzených 18 uhynulých jedinců byla v 11 (61 %) případech potvrzena predace (28 % - *Vulpes vulpes*, *Urocyon cinereoargenteus*; 33 % - *Bubo virginianus*). K dalším důvodům patřily: doprava 2 (11 %), lov 3 (17 %) a neidentifikovatelné příčiny 2 (11 %).

Gates and Hale (1974) zkoumali ve Wisconsinu míru přežívání u adultních jedinců. Celoroční index přežívání samic vyčíslili na 11 až 33 % (podzim – jaro: 27 až 64 %; jaro – podzim: 34 až 58 %). Průměrně celoroční mortalita dosahovala 76 %. U samců byl celoroční index přežívání ještě nižší, průměrně pouze 7 %. Přestože je v mortalitě zahrnut i lov, jedná se v porovnání s ostatními studii z Wisconsinu o nízké číslo (Buss, 1946; McCabe, 1949).

Dumke and Pils (1973) zjišťovali mortalitu v průběhu roku na telemetricky sledovaných samicích:

- 1) 16. říjen – 14. prosinec: „lovecká sezóna“
 - juvenilní ♀: 34,6 %
 - adultní ♀: 20,5 %
- 2) 15. prosinec – 18. únor: „rané zimní období“
 - juvenilní ♀: 36 %
 - adultní ♀: 31,5 %
- 3) 19. únor – 14. duben: „pozdní zima až časně jaro“
 - juvenilní ♀: 9,6 %
 - adultní ♀: 28,2 %
- 4) 15. duben – 28. červen: „hnízdící období“
 - juvenilní (méně než rok) ♀: 9,6 %
 - adultní (více jak 1 rok) ♀: 28,2 %
- 5) 29. červen – 27. srpen: „období odchovu mláďat“
 - juvenilní (± rok) ♀: 4,7 %
 - adultní (± 2 roky) ♀: 5,2 %

6) 28. srpen – 15. říjen: „období po skončení hlavního odchovu mláďat“

- starší jednoho roku ♀: 0,2 %
- starší dvou let ♀: 0,0 %

Celková mortalita v průběhu roku činila u samic 73,9 % (koeficient přežití 26,1 %)

Vzhledem k výraznému pohlavnímu dimorfismu bažanta obecného byly zjišťovány možné vazby mezi tzv. „multiple ornaments“ a indexem přežívání samců. Jennions et al. (2001) pokládá vliv za negativní, nicméně Höglund and Sheldon (1998) a Price et al. (1993) za pozitivní, neboť považují „multiple ornament“ za projev samcovy vitality a genetické kvality. Grahn (1993) prokázal pozitivní efekt „kvality“ druhotných pohlavních znaků na přežívání samců.

Papeschi and Dessi-Fulgheri (2003) objevili pozitivní korelaci mezi mírou přežívání a morfologickými parametry (sledované období únor–červen). V letech 1991, 1994 a 1995 bylo odchyceno dohromady 72 samců z divoké populace. Byli označeni telemetrickým zařízením, rozdělení do věkových skupin (Greenberg et al., 1972) a před opětovným vypuštěním změřeny následující parametry: délka ocasních per (± 1 mm), délka křídla (± 1 mm), vertikální výška poušek ($\pm 0,1$ mm), délka ostruh ($\pm 0,1$ mm) a hmotnost (± 10 g). Pozitivní signifikantní vliv na délku přežívání měly jak u ročních, tak u starších jedinců znaky: délka ostruhy, délka ocasních per (klínu) a výška poušek. Za výše zmiňované tři roky bylo z celkových 72 samců (36 ks do 1 roku; 36 starší jednoho roku) předováno 18 ks (11; 7), přežilo 38 ks (19; 19), 2 (2; 0) ks uhynuli na silnici a 14 ks (4; 10) ztratilo signál a nebylo hodnoceno. Dominantního predátora tvořila v 15 případech liška obecná (*Vulpes vulpes*), u zbylých 3 samců nebylo možné původce identifikovat. Pokud nebude bráno v úvahu 14 ks se ztraceným signálem, míra přežívání za dané pěti měsíční období dosahovala 65,5 %.

Pozitivní korelaci mezi délkou ostruhy a mírou přežívání zjistili rovněž Schantz et al. (1989), Göransson et al. (1990) a Grahn (1993). Předpokládali, že kvalita a velikost znaků se odvíjí od vitality a genetické výbavy samce. Ten své kvality uplatňuje i tím, že je schopný v období reprodukce získat vhodnější biotop, který také nepřímo ovlivní míru mortality.

Musil and Connelly (2009) zkoumali možnosti, jak posílit stávající populace bažantů (Idaho, USA). V letech 2000–2001 vypustili na vybrané lokality (Jefferson a MiniCassia) 143 bažantů (♂ 31; ♀ 112) odchycených ve volnosti a 1289 ks (♂ 230; ♀ 1059), kteří pocházeli z farmového chovu. V první skupině bylo telemetricky označeno celkem 118 ks (♂ 16; ♀ 102) a ve druhé 107 ks (♂ 18; ♀ 89). V letech 2000 a 2001 trvala sledovaná perioda od 1. března do 1. října, přičemž byla mimo jiné u obou skupin zjišťována míra přežívání.

V obou letech dosahovali bažanti odchycení z volnosti signifikantně větší schopnost přežívání, než uměle odchovaní. U „divokých“ samic činil počet přeživších na konci sledovaného období 40-43 %, zatímco u uměle odchovaných pouze 4-8 %. U samců se z uměle odchovaných jedinců nedožil konce období žádný a z „divokých“ v roce 2000 resp. 2001 cca 20 % resp. 70 %. Příčiny úhynu byly: 54 % neznámý predátor, 26 % predátor z řádu savců, 12 % predátor z řádu ptáků, 4 % přirozená smrt a 4 % lidské činnosti. Vysoká mortalita byla dosahována zvláště v prvních několika dnech po vypuštění, což je zpravidla způsobeno neznámým prostředím, postupnou aklimatizací a u uměle odchovaných jedinců problém s přechodem na přirozenou potravu (Hessler et al., 1970; Kurzejeski and Root, 1988; Wilson et al., 1992; Musil et al., 1993).

Shiplee and Scott (2006) poukazují na nízkou schopnost přežívání farmově odchovaných bažantů. V letech 1994-1996 prováděli výzkum s vypouštěním dvou subspecií bažanta obecného (ssp. *P. c. torquatus* a *P. c. strauchi*). V prvním případě bylo cílem podpořit přirozenou populaci *P. c. torquatus*. U *P. c. strauchi* se jednalo o snahu rozšířit bažanta do dalších biotopů. Tento poddruh ve své domovině (Čína) využívá více lesnatý biotop a častěji zde i hnízdí. Snahou bylo snížit ztráty na hnízdech způsobené zemědělskými pracemi. Celkem bylo vypuštěno ssp. *torquatus* resp. ssp. *strauchi* 108 ks (♂ 24; ♀ 84) resp. 2 078 ks (♂ 1 116; ♀ 962). Část jedinců bylo vybaveno radiotelemetrií. Index přežívání se u obou poddruhů významně nelišil a v 21. týdnu se letech 1994-1996 pohyboval v rozmezí 5-14 %. Hlavním důvodem úhynu byla predace:

- a) *P. c. strauchi* – 113 uhynulých samic, hlavní příčina úmrtí predace: savci (44 %) a ptáci (18 %), další příčiny vysečení, doprava, utonutí, pytláctví
- b) *P. c. torquatus* - 110 uhynulých samic, hlavní příčina úmrtí predace: savci (28 %) a ptáci (28 %), další příčiny vysečení, doprava, utonutí, pytláctví

Ve srovnání se zahraničím bylo v českých zemích provedeno poměrně málo studií. Kožená (1988) se zabývala rozbořem potravy lišky obecné v agrární krajině jižní Moravy. V celkovém počtu vzorků byli nejčastěji přítomni hlodavci - Rodentia (62,5 %), 46,3 % zajíc polní (*Lepus europaeus*) a v 43,8 % zbytky peří a kostí ptáků (bažant obecný ve 20 % vzorků). Dále se jako složky potravy vyskytovaly hmyz (18,1 %) a ovoce (14,4 %). Nejčastěji zastoupenými druhy v potravě byli: 1. hraboš polní (*Microtus arvalis*), 2. zajíc polní (*Lepus europaeus*) a 3. bažant obecný (*Phasianus colchicus*).

Na základě výše uvedených studií je predace zpravidla považována za hlavní příčinu mortality. Ovšem problematiku je nutno chápat v širších souvislostech. Predace je mnohdy

následkem zhoršených životních podmínek druhu, které jsou dány nevhodnou strukturou biotopu (Wechsler, 1986; Klinger, 2008; Veverka et al., 2013) a nepříznivými klimatickými podmínkami (Gabbert et al., 1999; Draycott et al., 2002; Bogenschutz et al., 2011).

Wechsler (1986) poukazuje na vliv studeného a deštivého jara na mortalitu mláďat, která nemají v průběhu prvních týdnů života vyvinutu dostatečnou termoregulaci organismu. Zjistil, že vylíhla mláďata hynou již při vystavení teplotě 7,2 °C po dobu tří hodin. Teplota a srážky navíc působí na dostupnost potravní nabídky hmyzu. Na těžších půdách se může bahno nabalovat na končetiny a znemožňovat pohyb jedince, který se vysiluje a díky snížené mobilitě trpí potravním deficitem. Tyto faktory ovlivňují mortalitu nejen přímo, ale vzhledem k nižší fyzické kondici i nepřímo (náchyllost k predaci). Na sníženou schopnost přežívání mláďat v průběhu 28 dní po vylíhnutí v důsledku srážek upozorňují Riley et al. (1998b). Pokud se srážky pohybovaly 100 % nad dlouhodobým průměrem, index přežívání činil pouze 11 %. Hlavní příčinu vidí opět v nedostatečné termoregulaci a snížené produkci a dostupnosti živočišné bílkoviny (hmyz) v prostředí, podobně Stokes (1968). Draycott et al. (2002) zjistili negativní vztah mezi srážkovým úhrnem a celkovou početností divoké populace bažanta obecného v Dolním Rakousku (honitba Seefeld). K podobným závěrům dospěli v Iowě (USA) Bogenschutz et al. (2011), kdy vlhké a studené jaro výrazně snižuje reprodukční potenciál v daném roce.

Dalším kritickým obdobím, které může velmi negativně ovlivnit přežívání jedinců je zimní období. Výška sněhové pokrývky a nízké teploty zhoršují dostupnost potravy a fyzickou kondici jedinců. Následek je buď přímá mortalita, nebo zvýšená predační zranitelnost populace. Homan et al. (2000) zjistili, že pokud se průměrná týdenní teplota v zimě zvýšila o 1 °C, stoupl index přežívání o 6 % a při zvýšení sněhové pokrývky o 2,5 cm, klesl index přežívání o 8 %. Perkins et al. (1997) zaznamenali v Iowě, že tuhá zima (1993-1994) způsobila pokles početnosti populace o 65 % v porovnání s mírnou zimou 1992-1993. Průměrný zimní index přežívání dosahuje v Jižní Dakotě hodnoty 0,41, přičemž v závislosti na podmínkách (výška sněhové pokrývky, teplota) v konkrétním roce se pohybuje v rozmezí 0,04-0,87 (Gabbert et al. 1999). Naopak v případě vhodného biotopu, intenzivního mysliveckého managementu a mírné zimy může index přežívání dosahovat velmi vysokých hodnot (95-97 %), viz. Wilson et al. (1992) a Draycott et al. (2002).

Tělesná kondice, ve které populace přečká zimní období, je základním předpokladem pro dobrý zdravotní stav jedinců, jež přímo ovlivňuje reprodukční potenciál v jarním období (Wechsler, 1986; Draycott et al., 2005; Veverka et al., 2013).

Přestože dopad klimatických faktorů nelze přímo ovlivnit, je nezbytné zajistit dostatek kvalitního biotopu pro hnízdění, odchov mláďat a zimní přežívání, čímž je možné negativní dopady eliminovat (Rotella et al., 1996; Riley and Schulz, 2001).

S ohledem na klimatické podmínky v ČR je pravděpodobné, že srážky a průběh zimního období mohou negativně ovlivnit přežívání a mortalitu jedinců. Samozřejmě to závisí na podmínkách v konkrétním roce. Ovšem z důvodu rozšíření divoké populace bažanta obecného na převážné většině našeho území do 70. let 20. století lze předpokládat, že kromě horských (podhorských) oblastí nejsou klimatické podmínky hlavním limitujícím faktorem pro existenci divoké populace.

2.5.8 Způsoby chovu

V českých, evropských a světových podmínkách jsou rozlišovány základní tři způsoby chovu bažanta obecného (Dyk, 1942; Sekera, 1954; Hessler et al., 1970; Hanuš and Fišer, 1975; Vach et al., 1999; Hromas et al., 2000; Behnke and Claussen, 2007 aj.):

a) *divoký (volný)*

Při divokém chovu je nutné se zaměřit na stávající přírodní populaci a cílenými zásahy a úpravami prostředí eliminovat negativní vlivy (Behnke and Claussen, 2007). Je vždy nezbytné vycházet z ekologických nároků druhu. Divoký chov a jeho úspěšnost jsou podmíněny: vhodným biotopem, klimatickými faktory (teplota, srážky, výška a délka sněhové pokrývky atd.), početností predátorů, antropogenními vlivy (intenzita zemědělské výroby, doprava, zábor půdy pro stavební účely atd.). Vzhledem k tomu, že se jedná o nejpřirozenější způsob, měl by být upřednostňován (Sekera, 1954). Z pohledu celkové ekonomiky je tento chov nejméně nákladný (Musil and Connelly, 2009).

Možnosti zlepšení životního prostředí bažanta obecného:

- zlepšování potravní nabídky – políčka pro zvěř
- navrácení rozptýlené zeleně do zemědělské krajiny a péče o stávající – měla by tvořit vyvážený kompromis mezi funkcemi krytovými, potravními, hnízdními, hřadovacími atd.
- rekonstrukce současných, často nevyhovujících remízů - např. přestárle smrkové remízy
- zakládat dočasné remízy – slunečnice, topinambur, kukuřice
- zajistit dostatek vodních zdrojů v krajině – výstavba nových rybníků, umělá napajedla
- udržovat v souladu se zákonem početnost predátorů na únosné úrovni

- řádné přikrmování v období nouze
- využívat dotační tituly, které pozitivně ovlivňují biotop – evropské fondy (EAFRD²⁴, OPŽP²⁵), národní zdroje (MZe ČR – příspěvky na vybrané činnosti mysliveckého hospodaření, MŽP ČR – PPOK²⁶) aj.

b) polodivoký (usměrněný)

Při tomto způsobu se chov soustředí na líhnutí vajec odebraných ve volné přírodě. Jedná se o snůšky buď vysečené, nebo lze odebírat vejce průběžně v době snášení. Tímto způsobem je docíleno větší produkce vajec. Vylíhnutá kuřata se následně vypouštějí do honitby. Tento způsob doplňuje divoký chov a výhodou je odchov kuřat z vajec, která pocházejí z přirozených hnízd (dobrý genetický základ). K nevýhodám patří časová náročnost a nutnost pořízení líhni. V dnešních podmínkách patří tento způsob chovu mezi okrajové záležitosti (Vach et al., 1999).

c) krotký (umělý)

Tento druh chovu v sobě skrývá mnohá pozitiva, ale i negativa. K záporům patří bezpochyby domestikace bažantů, nákladnost na provoz a údržbu celého areálu (krmivo, personál, líhne, ostruhárny), stálý veterinární dohled, problém s následným vypouštěním bažantů do volné přírody a jejich „zdivočením“ (vysoké ztráty a relativně nízká slovitelnost). Mezi klady je možné zařadit vysokou produkci zvěře, kterou by nebylo možné ve volné honitbě odchovat. To se týká hlavně bažantnic, které se v současných podmínkách bez krotkého chovu neobejdou.

Vyjma tradičních bažantnic by se myslivecký management ve většině honiteb měl ubírat cestou k životaschopným a trvale udržitelným volně žijícím populacím. Jedním z důvodů je obhajitelnost práva myslivosti před laickou veřejností, která nebude do budoucna stále více chápat vypouštění tisíců bažantů převážně pro účely lovu.

Bažantnictví má svoji nezastupitelnou roli v oblasti krajinné architektury. V důsledku porostních úprav bažantnic vznikalo jedinečné a rozmanité prostředí, které vybočuje z jisté „jednotvárnosti“ dnešní kulturní krajiny např. Konopiště a židlochovické bažantnice. V důsledku různorodého prostředí bažantnic se z nich stává významný krajinný prvek, který

²⁴ European Agricultural Fund for Rural Development

²⁵ Operační program Životní prostředí

²⁶ Program péče o krajinu

se vyznačuje vysokou ekologickou stabilitou, který působí kladně na kvantitu a diverzitu živočišných a rostlinných druhů. Ukázalo se, že intenzivní chov v bažantnicích nepůsobí negativně na ekosystémovou rovnováhu, spíše naopak (Havránek, 1995).

Způsoby umělého odchovu jsou podrobně rozepsány v myslivecké literatuře (Dyk, 1942; Sekera, 1954; Rakušan, 1998; Vach et al., 1999; Hromas et al., 2000; Behnke and Claussen, 2007 atd.).

2.5.9 Choroby

Z veterinárního hlediska patří volně žijící bažant v našich klimatických a geografických podmínkách k odolnému druhu. Závažné problémy vznikají převážně v umělých chovech, kde jsou bažanti chováni ve vysokých počtech a riziko nákazy přes veterinární zajištění chovu je vysoké (Dyk, 1942).

Behnke and Claussen (2007) rovněž poukazují na vysokou rezistenci bažantů ve volnosti v Německu. V divokých chovech se choroby vyskytují zřídka. Závažnější veterinární problémy mohou vznikat v bažantnicích, kde celkový odlov převyšuje 6 ks/1 ha.

Dle původce choroby rozdělujeme na **přenosné**, které jsou charakteristické šířením mezi zdravými a nakaženými jedinci, a **nepřenosné**, jež jsou způsobeny nevhodnou strukturou potravy popřípadě její toxicitou. Vzhledem k tomu, že tato práce se přímo nezabývá veterinární problematikou, bude níže uveden pouze stručný přehled některých onemocnění (abecedně), která se vyskytují v českých chovech bažanta obecného (Slamečka et al., 2001).

I. Přenosné choroby:

a) Bakteriální

Botulismus

Onemocnění způsobují toxiny bakterie *Clostridium botulinum*. K příznakům patří ochrnutí krku, končetin a v poslední fázi i dýchacích svalů. Jedná se celosvětově rozšířené onemocnění vodní pernaté zvěře, které se vyskytuje také u bažantů, kteří se nakazili toxickou potravou poblíž vodního zdroje. Dalším zdrojem nákazy jsou larvy a hmyz, který se vyvíjí na uhynulých jedincích. Výrazně větší vliv má botulismus na vodní pernatou zvěř. U bažanta obecného mohou vzniknout závažné škody v bažantnicích. Projevuje se hromadnými úhyny. Léčba se neprovádí, ale vypuštěnou zvěř lze v oblastech výskytu očkovat (Vach et al., 1999).

Červenka ptáků

Je způsobena bakterií červenky prasat (*Erysipelothrix rhusiopathiae*). Choroba zpravidla propuká ve voliérových chovech, kde může být příčinou předcházející využívání zařízení k chovu prasat. K infekci dochází po oslabení organismu přímým stykem nebo kontaminovanou zeminou. Projevuje se nechutenstvím, malátností a průjmy. Onemocnění se projevuje hromadnými úhyny (40-50 %). Léčba je možná (Vach et al., 1999).

Cholera drůbeže

Při propuknutí infekce se vyznačuje vysokou mortalitou. Jedná se o nebezpečné onemocnění, neboť zárodky se vyskytují i u zdravé zvěře a nákaza může snadno propuknout při oslabení organismu. Příznaky jsou průjem, hlenohnisavé výtoky z nosních otvorů, celková slabost. Přenáší se přímým kontaktem, znečištěnou potravou, trusem a predátory. Zpravidla má akutní průběh (Rakušan, 1998).

Paratyf (salmonelóza)

Patří mezi celosvětově rozšířené a závažné onemocnění s rizikem přenosu na člověka. U bažantů se nejčastěji objevuje v umělých chovech. Onemocnění je zapříčiněno zárodky z rodu *Salmonella*. K hromadným úhynům dochází hlavně u mladé zvěře. Příznaky jsou provázeny průjmy, křečemi a ochablostí. Uzdravená zvěř působí jako přenašeč. K přenosu dochází vodou, trusem, potravou a hlodavci (Rakušan, 1998).

Pulorová nákaza (tyfus)

Druh salmonelózy ptáků, která je způsobena druhy *Salmonella galinarum* a *S. pullorum*. Často se vyskytuje u dospělých ptáků chronicky, ti jsou následně nositeli. Samice přenášejí nemoc díky infikované snůšce. Zárodky se buď nevyvinou, nebo, pokud se kuřata vylíhnou, dochází k hromadným úhynům. Choroba není přenosná na člověka, je provázena bílým průjmem. Onemocnění se vyskytuje hlavně v umělých chovech, méně ve volné přírodě. Léčba je možná, nicméně důležitější podobně jako u ostatních chorob je důsledná hygiena chovu.

Tuberkulóza

Původcem je *Mycobacterium avium*. Choroba je běžná zejména u starších jedinců nejen ve voliérových chovech, ale i ve volnosti. V průběhu onemocnění se vyskytuje průjem, hubnutí, malátnost a poruchy létání. Než tuberkulóza propukne v hromadnější úhyn, projevuje se ojedinělou mortalitou. Na zvětšených játrech a slezině se nalézají šedavé uzlíky velikosti hrachu. K šíření dochází přímým stykem, trusem, vodou a kontaminovanými

předměty. Ve voliérových chovech patří k prevenci odstraňování starších jedinců z chovu (Hromas et al., 2000).

b) Parazitární

Histomonóza

Náleží k onemocnění střev a jater, jež způsobuje bičíkovitý parazit *Histomonas meleagridis*. K nákaze dochází konzumací nakaženého krmiva, vodou nebo pozřením vajíček roupa kuřího (*Heterakis gallinae*), který působí jako rezervoár výskytu. Nepatří k druhu, které by byl odolný vůči klimatickým faktorům, ale ve vajíčkách roupa kuřího se vyznačuje vysokou rezistencí. U bažantů se nejvíce vyskytuje ve voliérových chovech u 4-20 týdenních jedinců. Je provázen až 95 % mortalitou. U mladé zvěře probíhá akutně, u starší chronicky. Prevencí je nenakupování zvěře z postižených chovů a pravidelné odčervování. Je možná i léčba (Rakušan, 1998).

Kokcidióza

Jedná se nejběžnější a nejzávažnější onemocnění v umělých chovech, které se vyskytuje pravidelně. Je způsobeno kokcidiemi z rodu *Eimeria*, které se vyskytují v tlustém a tenkém střevě. U mladých jedinců (2-6 týdny) probíhá onemocnění akutně s mortalitou do 50 % u starších chronicky. Příznaky jsou ospalost, svěšení křídel, záněty střev s tvorbou bílých povlaků a průjem. Onemocnění je účinně léčitelné (Hromas et al., 2000).

Nematózy trávicího traktu

Jedná se o onemocnění, které způsobují drobní čárkovití červi (hlístice) napadáním střev, jícnu či volete. U hrabavé zvěře se nejčastěji vyskytují rody *Capillaria*, *Heterakis* (roupi) a *Trichostrongylus* (vlasovky) ve střevech a ve voleti rod *Eucoleus*. Nejrozšířenějším parazitem slepého střeva nejen bažantů je roup kuří (*Heterakis gallinae*). Onemocnění se projevuje sníženým přírůstem a zánětlivými změnami v trávicím traktu. Průběh zvláště u starší zvěře probíhá chronicky bez klinických příznaků. Nejnáchylnější jsou opět jedinci ve voliérových chovech. K šíření dochází požíráním vylučovaných vajíček. Onemocnění je poměrně snadno léčitelné (Vach et al., 1999).

Syngamóza

Patří k závažným onemocněním, které může významným způsobem ovlivnit úspěšnost umělého odchovu. Původcem je hlístice srostlice trvalá (*Syngamus trachea*), která parazituje v průdušnici, působí zánětlivě. Vzhledem k trvalému spojení obou pohlaví je typická tvarem

do písmene „Y“. Příznaky jsou „kýchání“ způsobené zhoršeným dýcháním a stále pootevřený zobák. Onemocnění se šíří pozřením vylučovaných vajíček vodou, trusem, půdou a krmivem. V dnešní době je dobře léčitelné (Behnke and Claussen, 2007).

Trichomóza

U bažanta způsobuje onemocnění střev, jater a volete bičíkovec *Tetratrichomonas phasiani*. Patří k onemocnění, které může zásadním způsobem ovlivnit úspěšnost chovu (úhynů až 50 %). Nákaza se šíří např. přímým kontaktem a vodou. Parazité jsou vylučováni trusem, kde na sluníčku velmi rychle hynou. Zdrojem nákazy je vlhčí neosluněné místo. Často se objevuje po oslabení organismu např. po nedoléčené kokcidióze. Nejvíce je vnímavá mladá zvěř ve stáří 4 až 8 týdnů. Projevuje se omezením příjmu potravy, žlutooranžovým průjmem, načepýřeným peřím a apatií. Léčba je možná.

Ektoparazité

U bažanta se jak v divokých, tak voliéroových chovech vyskytují četní ektoparazité: blechy (*Ceratophyllus gallinae*, *C. garei*), čmelíci (*Dermanyssus gallinae*), klíšťata (*Ixodes ricinus*, *Haemaphysalis concinna*), lupovka perohub (*Cnemidocoptes levis*), všenky (*Goniocotes gallinae*, *Menacanthus pallidulus*) aj. (Hudec et al., 2005).

c) Virové

Aviární leukóza

Nádorové onemocnění, které způsobuje na slezině a játrech šedožluté nádorovité útvary. K přenosu dochází exkrementy a vejci. Často probíhá skrytě a jedinci jsou následně přenašeči (vironosiči). V ČR patří k ojedinělým onemocněním (Slamečka et al., 2001).

Klasický mor drůbeže

Onemocnění se vyznačuje rychlým průběhem, který je doprovázen vysokou mortalitou do 36 až 72 hodin od propuknutí nákazy. K příznakům patří nekoordinovatelnost pohybů, otok hlavy a krku, průjem a zánět spojivek. V současné době se onemocnění v ČR nevyskytuje.

Mramorová slezina bažantů

Choroba se vyskytuje převážně v umělých chovech. Původcem je adenovirus, který způsobuje zvětšení a mramorovitou texturu sleziny. Nejvíce vnímaví jsou čtyřtýdenní jedinci s největší mortalitou v 8 až 12 týdnech stáří. Často probíhá chronicky. Projevuje se sníženým

příjmem potravy, apatií, ovšem hynou i jedinci v dobrém zdravotním stavu. Mortalita dosahuje 5-25 % (Slamečka et al., 2001).

Pseudomor drůbeže (newcastelská nemoc)

Onemocnění se vyznačuje akutním průběhem, úmrtnost dosahuje až 100 %. Přenos nastává trusem a vejci. Bývá zavlečena do odchoven z drůbežích chovů. Příznaky jsou špatná motorika pohybu, omezené schopnosti létání, průjem, nervové a dýchací poruchy. Jedná se o celosvětově rozšířené a nebezpečné onemocnění. Léčba se neprovádí, důležitější je prevence (karanténa a kontrola dovezené zvěře, nezakládat chovy poblíž drůbežáren). Choroba je opět vázána dominantně na umělé chovy (Rakušan, 1998).

Ptačí neštovice

Jedná se o celosvětově rozšířené virové (*poxvirus*) onemocnění. Choroba má formu slizniční (vznik pablán na orgánech horních cest dýchacích) a kožní (změny na kůži). K příznakům patří horší příjem potravy, průjem a ztížené dýchání. Šíří se přímo (kontakt, hmyz) nebo kontaminovanými předměty (Vach et al., 1999).

II. Nepřenosné choroby (Slamečka et al., 2001):

Dna drůbeže

K příčinnám patří porucha ledvin a látkové výměny, což způsobuje usazování krystalků moči v kloubech nebo vznik povlaků na játrech. Projevuje se hlavně ve voliéroových chovech u dvoutýdenních kuřat.

Kanibalismus

Problémy vznikají pouze ve voliéroových chovech. Projevuje se štípáním peří, kůže a kloaky. Jedná se o běžné onemocnění, pokud jsou bažanti chováni ve vysokých koncentracích a mají nevhodnou strukturu potravy atd. Prevencí je zajištění dostatečného prostoru a vhodné potravy.

Methemoglobinemie

Nadměrný přísun dusičnanů a dusitanů vodou nebo zelenou potravou způsobuje zvětšení sleziny, překrvení jater a tmavé zbarvení krve. Problémy vznikají v podstatě pouze u umělých chovů.

Peróza

Vzniká ve voliérových chovech u 3-5 týdenních bažantů. Hlavní příčinou je nadbytek makroprvků (P, Ca) a nedostatek Mn a vitaminů B. K příznakům patří deformace končetin a šlach.

Plísňová onemocnění

- Aspergylomykóza

Relativně běžné onemocnění, které může vzniknout v umělých chovech. Příčinou jsou plísně z rodu *Aspergillus*, které se vyskytují ve zkaženém krmivu. Způsobují jedincům dýchací potíže, šedé nálezy na vzdušných vacích a průjem. Nejúčinnější prevencí je jakostní krmivo.

- Aflatoxikóza

Onemocnění je důsledkem vylučování toxinu plísní z rodu *Aspergillus* (*A. fumigatus* a *A. flavus*). Jedná se o závažné onemocnění ve voliérových chovech, které se projevuje hromadnými úhyny. Příčinou je intoxikovaná podestýlka a krmivo. Bývají napadena játra (žlutavý nádech, zvětšení), ledviny, mozek a srdce.

Poruchy v oblasti vitaminů

Problém se týká zpravidla umělých chovů a je způsoben nevhodným složením potravy. Mohou nastat tři případy: avitamózy (absolutní nedostatek vitaminů), hopovitamínózy (částečný nedostatek) a hypervitaminozy (nadbytek).

Stres

Příčiny jsou různé: vysoká koncentrace jedinců, transport, nestálost prostředí, vniknutí predátorů do voliéry, ve skupině se vyskytují jedinci různého stáří atd. Problém je de facto omezen na intenzivní voliérové chovy.

2.5.10 Určování věku

Na rozdíl od větší „spárkaté“ zvěře je u „drobné“ zvěře komplikované až nemožné určit věk na větší vzdálenost. Zpravidla určujeme věk až v těsném kontaktu (odchycení a ulovení jedinci). Je možné využít různé metody, ovšem s různou spolehlivostí, proto je možné metody pro zpřesnění kombinovat. U bažanta obecného se stáří lépe posuzuje u samců než u samic.

Z praktického hlediska jsou nejpoužitelnější tři metody:

a) délka ostruhy

Délkou ostruhy jako determinačním znakem pro určení stáří se zabývali v českých zemích Nováková (1951), Sekera (1954), Nečas and Hanuš (1962), Koubek and Hrabě (1984) a v zahraničí Linduska (1945), Stokes (1957), Gates (1966) aj. Tento determinační znak lze využít pouze u samců. Samicím až na zanedbatelné výjimky ostruhy na stojících chybí. Samce je možné rozdělit do dvou skupin: do jednoho roku a starší. Ostruha samců do jednoho roku bývá kratší a kuželovitá, zatímco u starších je delší, lesklá a často zahnutá nahoru (obr. č. 10).

Koubek and Hrabě (1984) zjistili signifikantní rozdíl mezi délkou ostruhy u juvenilních (0^+) a adultních (1^+) jedinců. Průměrná délka ostruhy měří u skupiny (0^+) 8,434 mm (0-15,2) a u (1^+) 12,673 mm (6,7-16,5). Statisticky významný rozdíl byl prokázán u uměle odchovaných samců, kteří měli oproti divokým samcům delší ostruhy. Nevýhodou metody je poměrně široký interval překrývání mezi skupinami.

b) průměr trnu (brku) první proximální (primární) letky

K autorům metody patří Greenberg et al. (1972). Jedná se o jednoduchý determinační znak, který je schopný rozdělit bažanty do dvou věkových skupin (0^+ ; 1^+). V letech 1969-1970 a 1970-1971 byli v podzimních (říjen-listopad) a zimních (leden-únor) měsících odchyceni samci (353 ks) a samice (519 ks) z divoké populace (USA, Illinois). Byl měřen průměr brku v nejširším místě první primární letky. Spolu s třetí sekundární letkou vyrůstají při přepeřování z juvenilního do adultního šatu jako první. Pera by měla být předsušená minimálně 24 hodin před měřením při teplotě cca 50 °C. Referenční metodou pro ověřování věku byla hloubka Fabriciovy bursy (Robertson, 1958).

Samci

Průměrná hodnota na *podzim* chycených juvenilních jedinců (0^+) byla 2,9950 ± 0,1564 mm a 3,4578 ± 0,1797 mm u adultních (1^+). Mezní hodnota pro rozdělení do jednotlivých věkových tříd je **3,210 mm**.

Průměrná hodnota v *zimě* chycených juvenilních jedinců (0^+) byla 2,9121 ± 0,1534 mm a 3,3697 ± 0,2765 mm u adultních (1^+). Mezní hodnota pro rozdělení do jednotlivých věkových tříd je **3,210 mm**.

U samců pracuje metoda s mírou spolehlivosti 92 % (*podzim*) a 98 % (*zima*).

Samice

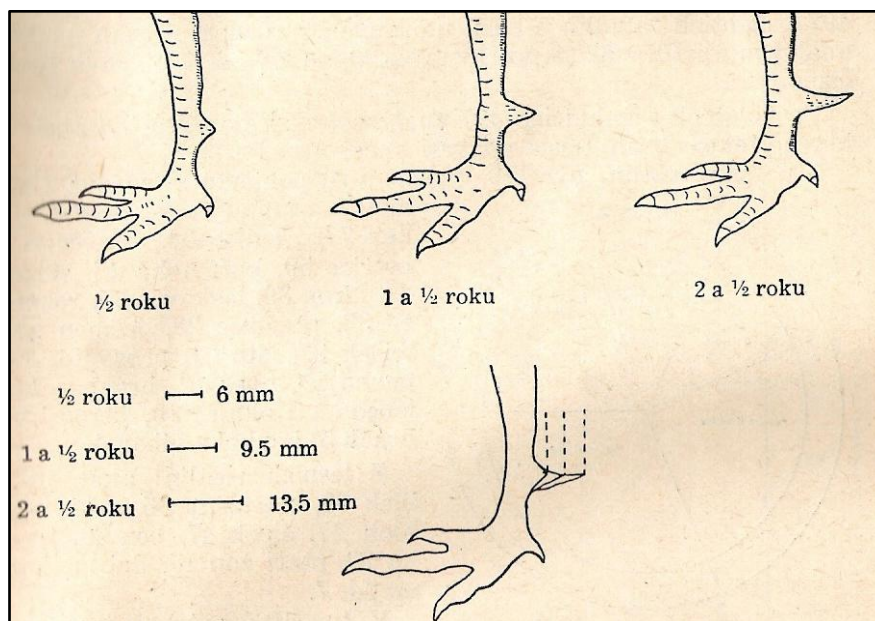
Průměr brku na *podzim* chycených juvenilních jedinců (0^+) byla $2,7291 \pm 0,1382$ mm a $3,0798 \pm 0,1366$ mm u adultních (1^+). Mezní hodnota pro rozdělení do jednotlivých věkových tříd je **2,908 mm**.

Průměr brku v *zimě* chycených juvenilních jedinců (0^+) byla $2,6726 \pm 0,1234$ mm a $3,0597 \pm 0,1518$ mm u adultních (1^+). Mezní hodnota pro rozdělení do jednotlivých věkových tříd je **2,858 mm**.

U samic pracuje metoda s mírou spolehlivosti 90 % (*podzim*) a 92 % (*zima*).

c) *Fabriciova bursa*

Jedná se vchlípeninu, která se nachází na okraji kloaky. Ve druhém roce života tento znak zaniká. Metoda je v terénu snadno aplikovatelná. K výhodám patří možnost určení stáří u samic i samců. U bažantů, kteří jsou hodnoceni v říjnu a listopadu, je znakem juvenilního jedince hloubka bursy 8 mm a více (Robertson, 1958). Metodu použili také Linduska (1943) a Pikula (1976).



Obr. č. 10 Určování věku bažanta obecného dle délky ostruhy (Sekera, 1954)

K dalším zkoumaným metodám náleží klasifikace na základě hmotnosti oční čočky (Dahlgren et al., 1965; Labisky et al., 1969). Jako doplňující kritérium lze použít i délku ocasních per a hmotnost. Koubek and Hrabě (1984) zjistili, že samci z věkové skupiny (0^+) váží průměrně 1243 g (1^+), zatímco starší 1370 g. Rozsah hmotností u všech jedinců (275 ks) se pohyboval mezi 800-1600 g. S přihlédnutím k rozdílným geografickým podmínkám,

k překrývání intervalu hmotností ve věkových třídách a vyšší hmotnosti jedinců z umělého chovu je způsob vhodný pouze jako doplňující kritérium.

2.7 Bonitace prostředí v ČR

V rámci platné legislativy jsou honitby pro chov bažanta obecného zařazovány do jakostních tříd dle vhodnosti přírodních podmínek. Legislativně podmínky upravuje vyhláška MZe ČR č. 491/2002 Sb., vyhláška o způsobu stanovení minimálních a normovaných stavů zvěře a o zařazování honiteb nebo jejich částí do jakostních tříd. Na základě provedené bonitace uvádí OSSM²⁷ do „rozhodnutí o uznání honitby“ příslušnou jakostní třídu honitby, poměr pohlaví, koeficient očekávané produkce, minimální a normovaný stav zvěře.

Minimální stav zvěře (MSZ)

Jedná se o tabulkovou hodnotu, která vyjadřuje početnost (ks/100 ha) bažanta obecného, kdy by měl být daný druh schopen přirozené reprodukce. Je stanoven v § 9 vyhlášky č. 491/2002 Sb. počtem 5 ks/100 ha. Výsledný minimální stav na honitbu je určen přepočtem na plochu, kterou bažant skutečně využívá. Celkový kalkulovaný minimální stav nesmí klesnout pod hranici 5 ks při zachování poměru pohlaví 1 : 4 (♂ : ♀), jinak nelze daný druh v honitbě chovat. V honitbě, jež není uznanou bažantnicí, nelze bažanta chovat na nižší výměře než 100 ha.

Obdobně se minimální stav určuje v části honitby, která je uznanou bažantnicí. Je získán přepočtem na výměru uznané bažantnice (28 ks/100 ha). Výsledný minimální stav nesmí klesnout pod 7 ks, přičemž musí být upraven v poměru pohlaví 1 : 4 (♂ : ♀). Nově založená bažantnice musí splňovat podmínky minimální výměry 100 ha (vyhláška MZe ČR č. 7/2004 Sb.). Bažantnice uznané dle dřívější legislativy (zákon č. 23/1962 Sb, o myslivosti) zůstaly zachovány. Může se stát, že plocha uznané bažantnice nedosahuje 100 ha. Jedná se o důsledek dřívější legislativy, kdy nebyla minimální plocha striktně stanovena.

Jakostní třída honitby (JTH)

Na základě přílohy č. 3²⁸ (vyhláška č. 491/2002 Sb.) je honitba, nebo její příslušná část zařazena do jedné jakostní třídy (I-IV) viz tab. č. 2. Ta je stanovena aritmetickým průměrem dílčích jakostních tříd určených pro nadmořskou výšku, polní a lesní část honitby.

²⁷ orgán státní správy myslivosti – konkrétně obec s rozšířenou působností

²⁸ přílohy odkazující na legislativu nejsou součástí příloh disertační práce, u nich je použito zkrácené označení „přil. č.“

Od jakostní třídy se odvíjí koeficient očekávané produkce (KOP). Jedná se o relativní číslo, které vyjadřuje „očekávaný přírůstek“ (početnost v předhnízdním období bez ohledu na pohlaví x KOP). KOP: I. jakostní třída (0,8-1,5); II. (0,5-1,2); III. (0,3-0,6) a IV. 0,2-0,4.

průměrná nadmořská výška (m n. m.)	jakostní třída podle nadmořské výšky	přírodní podmínky polní části honitby	jakostní třída polní části honitby	přírodní podmínky lesní části honitby	jakostní třída lesní části honitby
do 200	I.	ekologicky relativně stabilní krajina	I.	listnaté lesy o výměře do 10 ha a remízky s dřevitým bylinným podrostem	I.
201-400	II.	krajina s omezenou intenzitou zemědělského využití a s ekologicky stabilizujícími prvky	II.	listnaté lesy a převážně listnaté o výměře do 100 ha s podrostem a s rozpracovanou obnovou	II.
401-600	III.	krajina s intenzivní zemědělskou činností a s ekologicky stabilizujícími prvky	III.	listnaté až smíšené lesy s převahou jehličnanů s podrostem nebo s rozpracovanou obnovou	III.
nad 600	IV.	krajina s intenzivní zemědělskou činností bez ekologicky stabilizujících prvků	IV.	jehličnaté a převážně jehličnaté lesy bez podrostu, neobnovované (I. věková třída lesa max. do 10%)	IV.

Tab. č. 2 Zařazení honitby do jakostní třídy pro bažanta obecného (vyhláška č. 491/2002 Sb.)

Normovaný stav zvěře (NSZ)

Označuje tabulkovou hodnotu, jež by měla vyjadřovat vyváženou míru mezi početními stavy zvěře a přírodními podmínkami.

Určuje se na skutečnou plochu, kterou bažant využívá. Získá se přepočtem hodnot z přílohy č. 5 vyhlášky č. 491/2002 Sb., viz tab. č. 3. Honitbu je předtím nutné zařadit do příslušného čtverce bioindikační sítě ČR (A, B, C a D). Na jejím základě je ČR rozdělena na vodorovnou osu „x“ (38-79) a svislou „y“ (49-74). U výsledného normovaného stavu je nutné zachovat poměr pohlaví 1 : 4 (♂ : ♀).

U bažantnic se normovaný stav stanovuje na základě lokálních přírodních podmínek, ovšem nejméně ve výši 37 ks/100 ha. Opět musí být po provedeném přepočtu na skutečnou výměru bažantnice dodržen poměr pohlaví 1 : 4 (♂ : ♀).

Normovaný stav u bažanta nelze určit: a) pokud se v honitbě fyzicky nevyskytuje (s výjimkou § 5 odst. 2 zákona č. 449/2001 Sb.), b) nejsou splněny podmínky pro stanovení minimálního stavu a c) není možné bažanta chovat (§ 3 odst. 1 zákona č. 449/2001 Sb.).

Pro ilustraci je uvedena souhrnná tabulka resortního statistického zjišťování Ministerstva zemědělství ČR za rok 2011 (tab. č. 4). Jedná se o celorepublikovou sumarizaci formuláře Mysl 1-01 (MZe ČR). Jsou uvedeny stanovené minimální a normované stavy, výměra a procentuální podíl jakostních tříd.

zařazení území do bioindikační sítě	normovaný stav jedinců bažanta obecného na 100 ha			
	jakostní třída honitby			
	I.	II.	III.	IV.
A	37 a více	35	21	16-20
B	36	28-24	16-20	11 -15
C	28-35	21-27	11-15	8-10
D	21-27	20	10	5-7

Tab. č. 3 Normovaný stav bažanta obecného v podmínkách ČR (vyhláška č. 491/2002 Sb.)

jakostní třída	bažant v bažantnici				bažant mimo bažantnici			
	norm. (ks)	min. (ks)	výměra		norm. (ks)	min. (ks)	výměra	
			(ha)	(%)			(ha)	(%)
I.	11 002	5 747	21 376	22,9	18 287	3 556	71 918	2,8
II.	84 582	54 854	22 983	24,6	120 214	26 636	527 505	20,7
III.	24 517	9 263	41 312	44,2	168 816	66 645	1 387 259	54,6
IV.	9 129	2 054	7 878	8,4	45 003	26 307	556 232	21,9
celkem	129 230	71 918	93 549	100	352 320	123 144	2 542 914	100

Tab. č. 4 Normované, minimální stavy a jakostní třídy honiteb v ČR za rok 2011 (Mysl 1-01, MZe ČR)

2.8 Legislativní statut a myslivecký význam v ČR

Bažant obecný (*Phasianus colchicus*) náleží dle § 2 písmene d) zákona č. 449/2001 Sb., o myslivosti ve znění pozdějších předpisů, mezi druh zvěře, který lze obhospodařovat lovem.

Doba lovu je stanovena § 1 a § 2 vyhlášky MZe ČR č. 245/2001 Sb., o době lovu jednotlivých druhů zvěře a o bližších podmínkách provádění lovu ve znění pozdějších předpisů:

a) uznané bažantnice [§ 2 písm. k) zákona o myslivosti]

- samec: 16. října – 31. ledna

- samice: 16. října – 31. ledna
- b) mimo uznané bažantnice
 - samec: 16. října – 31. prosince (na stejné honební ploše lze lovit bažanta maximálně dvakrát za rok)
- c) zvláštní druhy a podmínky lovu
 - loveckými dravci: 1. září – 31. prosince
 - odchytem v bažantnicích: 1. února – 31. března
 - odchytem mimo bažantnice: 1. ledna – 31. března
 - § 2 odst. 4) celoročně – veřejná, neveřejná a vojenská letiště

Bažant obecný je z hlediska početnosti, výše lovu a produkce zvěřiny naší myslivecky nejdůležitější „drobnou“ zvěří (Mysl 1-01, MZe ČR).

3 Cíle práce

Současný management bažanta obecného v ČR je v mnoha ohledech úzce zaměřen na vypouštění uměle odchovaných jedinců před začátkem lovecké sezóny. Hlavním důvodem je udržení loveckých možností, které by byly díky úbytku divoké populace výrazně eliminovány. V menší míře dochází k vypouštění uměle odchované zvěře v hnízdním období, aby byla podpořena reprodukce volně žijící populace. Bohužel tento stav trvá již od 80. let 20. století a výzkumy zabývající se stavem divoké populace na rozdíl od některých zahraničních států chybí.

V posledních deseti letech máme v ČR minimální až žádné informace o věkové struktuře volně žijící populace a její reprodukci. Tyto dvě charakteristiky patří mezi základní ukazatele stability populace. Dále nebyly na rozsáhlejší území komplexněji vyhodnocovány faktory (struktura biotopu, klimatické faktory, myslivecký management), které ovlivňují populační dynamiku volně žijících populací.

Na základě výše uvedených skutečností byla pro hodnocení vybrána oblast, která není, podobně jako většina území ČR, silně ovlivňována vypouštěním velkého množství uměle odchovaných jedinců.

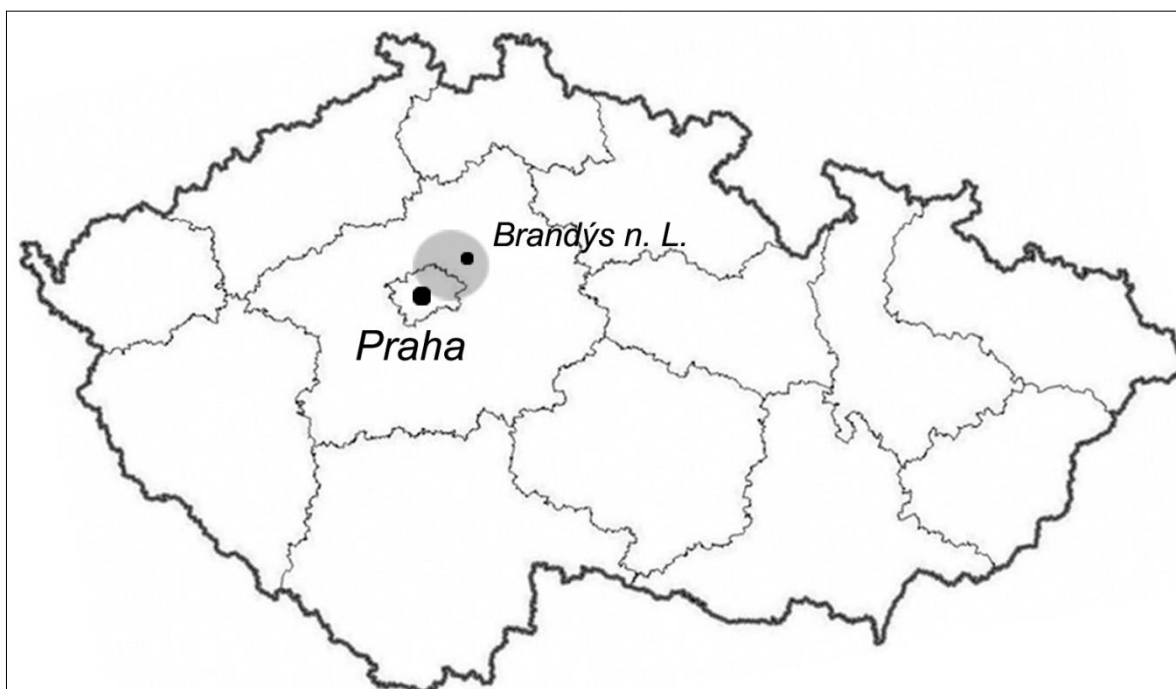
Disertační práce bude zaměřena na následující cíle:

- 1) Popsat věkovou strukturu divoké populace bažanta obecného ve studijní oblasti v letech 2009-2011, neboť se jedná o jeden ze základních parametrů vyjadřující stabilitu populace.
- 2) Charakterizovat reálné reprodukční schopnosti divoké populace v období 2009-2011 ve studijní oblasti.
- 3) Analyzovat vliv vybraných faktorů prostředí (struktura biotopu, klimatické podmínky, myslivecký management) na populační dynamiku bažanta obecného ve sledované oblasti.
- 4) Na základě dosažených výsledků ve studijní oblasti a dostupné literatury stanovit základní východiska pro moderní přístup k managementu bažanta obecného, který by zajistil trvale udržitelnou a reprodukce schopnou divokou populaci ČR.

4 Materiál a metodika

4.1 Charakteristika oblasti

Pro účely studie byla vybrána oblast (50°09'N, 15°37'E) vymezená 38 honitbami, které spadají do správní působnosti Městského úřadu Brandýs nad Labem (Středočeský kraj; 30 honiteb) a Magistrátu hl. m. Prahy (kraj Praha; 8 honiteb). Vzhledem k tomu, že vliv faktorů na populační dynamiku bažanta obecného na dotčeném území byl zjišťován v letech 2004-2011, nebyly k dispozici v každém roce informace ze všech honiteb. Část z nich nebylo uvedeno do souladu se zákonem č. 449/2001 Sb., o myslivosti, a tak v nich nebylo standardně vykonáváno právo myslivosti. Proto v závislosti na roku byly do studie zahrnuty údaje z 31-38 honiteb. Ucelené území se nachází S-SV-V směrem od Prahy (obr. č. 11).



Obr. č. 11 Lokalizace studijní oblasti v rámci ČR

Celková výměra studijní oblasti je 36,6 tis. ha. Z hlediska struktury biotopu tvoří dominantní zastoupení orná půda (79,5 %), dále lesní půda 13,7 %, ostatní plochy 4,1 %, vodní plochy 1,13 %, trvalé travní porosty 0,97 %, sady 0,67 % a vinice 0,01 %. Definice ostatních ploch a způsob odvození struktury prostředí bude blíže specifikována v metodice níže (kapitola 4.2). Převážná část území je intenzivně obdělávaná zemědělská krajina. Hlavními pěstovanými plodinami jsou pšenice, ječmen, kukuřice, řepka a v menší míře slunečnice a cukrová řepa. Produkce ovoce a zeleniny byla v posledním desetiletí utlumena.

Zvláště v honitbách, které přímo navazují na Prahu lze najít výjimky z intenzivního hospodaření. Nacházejí se zde lokality s neobdělávanými pozemky, které většinou tvoří plochy zarostlé travinatosou vegetací a keři, popř. náletovými pionýrskými dřevinami. V mnoha případech se jedná o plochy přechodně vyjmuté ze zemědělského hospodaření, které jsou určeny pro budoucí zástavbu a ekonomický rozvoj. Převážná část území je nížina rovinatého charakteru s průměrnou nadmořskou výškou 230 m n. m. V letech 2004-2011 dosahoval roční srážkový úhrn oblasti průměrně 538 mm (průměr ČR 674 mm) a teplota hodnoty 9,8 °C, průměr ČR 8,3 °C (ČHMÚ²⁹). Studijní oblast patří do klimatické oblasti T2 – teplé, pouze okrajově v jižní části do MT10 – mírně teplé (Quitt, 1971).

Myslivecký management je ve sledované oblasti zaměřen hlavně na hospodaření s trvale udržitelnou divokou populací. Pouze minimální část honiteb vypouští v hnízdním období uměle odchované jedince s cílem podpořit reprodukci divoké populace (3-6 honiteb; pouze ORP Brandýs nad Labem). Množství vypouštěné uměle odchované zvěře bylo v průběhu sledovaného období vyrovnané bez výrazných meziročních výkyvů, průměrně $1,1 \pm 0,3$ (SD³⁰) ♂/100 ha (Mysl 1-01, MZe ČR). Převážně se jednalo o samice ($0,9 \pm 0,1$ ♀/100 ha), samci byli vypouštěni v minimální míře ($0,2 \pm 0,2$ ♂/100 ha). Na sledovaném území ani v širším okolí není uznána žádná bažantnice, která by mohla ovlivnit výši lovu. S ohledem na průměrný lov oblasti ($8,9 \pm 3,6$ ♂/100 ha), obecně extrémně vysokou mortalitu uměle odchovaných bažantů a jejich minimální reprodukční schopnosti (Shipleý and Scott, 2006; Musil and Connelly, 2009) lze předpokládat, že zastoupení uměle odchovaných jedinců v populaci bude marginální. Zvláště při porovnání počtu vypouštěných samců a jejich průměrném lovu bude roční úlovek tvořen v podstatě pouze divokými jedinci. Pro účely této disertační práce bude o celkové populaci ve studijní oblasti uvažováno jako o divoké.

Data o lovu byla využita jako hlavní nástroj pro určení populačních hustot v konkrétních honitbách a dynamiky jejich změn. V případě divoké populace se jedná o objektivní veličinu, která reálně popisuje početnost bažanta obecného v daném roce (Mayer, 1983; Draycott et al., 2002; Santilli and Bagliacca, 2008).

V porovnání s ČR je oblast specifická, neboť na převážné většině republiky je myslivecký management zaměřen na lov a vypouštění uměle odchované zvěře. Na území ČR bylo v letech 2004-2011 uloveno v průměru na normovanou plochu bažanta obecného

²⁹ Český hydrometeorologický ústav

³⁰ standard deviation – směrodatná odchylka

$21,9 \pm 1,7$ ♂♀/100 ha ($14,3 \pm 1,5$ ♂/100 ha; $7,6 \pm 0,6$ ♀/100 ha) a vypuštěno $21,7 \pm 2,8$ ♂♀/100 ha ($12,4 \pm 2,3$ ♂/100 ha; $9,3 \pm 1,0$ ♀/100 ha).

Na základě výše uvedených skutečností je dotyčná oblast v rámci ČR vhodná pro studium parametrů divoké populace, a to věkové struktury, reprodukčních ukazatelů, populační dynamiky a faktorů, které na ni působí.

Ke zpracování disertační práce byla využita k popisu honiteb a celé studijní oblasti data z resortního statistického zjišťování „Roční výkaz o honitbě, stavu a lovu zvěře“ (Mysl 1-01, MZe ČR), konkrétně u bažanta obecného lov, zazvěřování a jarní sčítaný stav k 31. 3. (JSS), dále údaje o lovu potenciálních predátorů bažanta (liška obecná *Vulpes vulpes*; straka obecná *Pica pica* a vrána obecná *Corvus corone*; kuna lesní *Martes martes* a kuna skalní *Martes foina*; prase divoké *Sus scrofa*).

Koeficienty očekávané produkce bažanta obecného (KOP) byly získány z rozhodnutí o uznání honiteb.

Klimatická data použitá k popisu studijní oblasti byla získána od ČHMÚ. Pro 30 honiteb spadajících pod správní oblast Brandýs nad Labem byly využity údaje z automatizované stanice Brandýs nad Labem. K popisu 8 honiteb přímo navazujících na hlavní město (správní působnost Magistrátu hl. m. Prahy) byla zdrojem informací automatizovaná stanice Kbely. K dispozici byla měsíční data o teplotě (°C), srážkovém úhrnu (mm) a délce slunečního svitu³¹ (h).

4.2 Struktura biotopu

K přesnému popisu struktury prostředí v takto širokém měřítku byl použit geografický a informační software ArcGIS od společnosti ESRI, konkrétně ArcCatalog 9.2 a ArcMap 9.2. Ke zpracování byl využit souřadnicový systém S-JTSK_Krovak_East_North.

Bylo zjišťováno zastoupení následujících charakteristik prostředí jednotlivých honiteb: lesní půda³² (%), orná půda³³ (%), trvalé travní porosty³⁴ (%), sady³⁵ (%), vinice³⁶ (%), vodní

³¹ udává počet hodin za den, měsíc nebo rok, po které přímé sluneční záření dosahovalo zemského povrchu; trvání slunečního svitu záleží na délce dne, na výskytu oblačnosti a mlh a na překážkách v okolí místa pozorování

³² dle zákona č. 289/1995 Sb., o lesích – pozemky určené k plnění funkcí lesa

³³ dle zákona č. 252/1997 Sb., o zemědělství - zemědělsky obhospodařovaná půda, na které se pěstují v pravidelném sledu, popřípadě pod skleníky, nebo pod pevným anebo přenosným krytem, zemědělské plodiny a která není travním porostem

plochy (%), ostatní plochy (%), ekologické zemědělství³⁷ (%), hustota vodních toků (km/100 ha) a hustota silniční sítě (km/100 ha). Do ostatních ploch byly zahrnuty pozemky, které nebylo možné zařadit do žádné ostatní kategorie. V převážné většině případů jde o marginální části biotopu, které nejsou intenzivně zemědělsky obhospodařovány. Jedná se například o půdu, která není využívána a je zpravidla dočasně ponechána samovolnému vývoji (zvláště v okolí Prahy); liniové plochy v krajině na rozmezí půdních bloků (meliorační strouhy, úzké pruhy rozptýlené zeleně, okraje polních cest); dále plochy příkopů a okraje silnic atd.

Při zpracování v prostředí ArcGIS byla použita jak cizí (MZe ČR, CENIA³⁸), tak vlastní digitální geografická data. K vylišení hranic sledovaných 38 honiteb byla použita vrstva *HRANICE_HONITEB* (MZe ČR).

Hlavním zdrojem pro získání informací o využití zemědělské části krajiny byla data geografického informačního systému LPIS (MZe ČR), který je hlavním registrem pro využití zemědělské půdy. Základní vylišenou jednotkou je tzv. půdní blok³⁹ (farmářský blok), který eviduje plochu s jedním druhem kultury a subjektem. Tento registr byl podkladem pro

³⁴ dle zákona č. 252/1997 Sb., o zemědělství - zemědělsky obhospodařovaná půda, na které se nachází stálá pastvina, popřípadě souvislý porost s převahou travin určený ke krmným účelům nebo k technickému využití, který může být nejvýše jednou za 5 let rozorán za účelem obnovy travního porostu

³⁵ dle zákona č. 252/1997 Sb., o zemědělství - zemědělsky obhospodařovaná půda, která je souvisle osázena ovocnými stromy, případně ovocnými keři; do plochy této zemědělsky obhospodařované půdy se započítává související manipulační prostor, který nesmí přesahovat 12 metrů na začátku a na konci řad a šířku jednoho meziřadí, v nejvyšší započítatelné šířce 8 metrů, podél řad po obou stranách ovocného sadu

³⁶ dle zákona č. 252/1997 Sb., o zemědělství - zemědělsky obhospodařovaná půda, která je souvisle osázena keři vinné révy a opatřena opěrným zařízením, které musí být nainstalováno nejpozději do 2 let od výsadby; do plochy této zemědělsky obhospodařované půdy se započítává související manipulační prostor, který nesmí přesahovat 8 metrů na začátku a na konci řad a šířku jednoho meziřadí, v nejvyšší započítatelné šířce 3 metrů, podél řad po obou stranách vinice

³⁷ dle zákona č. 242/2000 Sb., o ekologickém zemědělství - zvláštní druh zemědělského hospodaření, který dbá na životní prostředí a jeho jednotlivé složky stanovením omezení či zákazů používání látek a postupů, které zatěžují, znečišťují nebo zamořují životní prostředí nebo zvyšují rizika kontaminace potravního řetězce, uvedeno procento z výměry honitby

³⁸ Česká informační agentura životního prostředí

³⁹ souvislá plocha zemědělsky obhospodařované půdy zřetelně v terénu oddělená zejména lesním porostem, zpevněnou cestou, vodním tokem nebo zemědělsky neobdělávanou půdou

zastoupení: orné půdy, trvalých travních porostů, sadů, vinic a plochy ekologického zemědělství. Vznik LPISu je primárně vázán na kontrolu žádostí o dotace od hospodařících subjektů, proto u nežadatelů musely být zemědělsky obhospodařované plochy dodatečně vektorizovány na podkladě ortofoto snímků (CENIA).

Data o zastoupení lesní půdy, vodních ploch, hustoty vodních toků a silniční sítě byly vyhotoveny na podkladě vrstvy DMU_25 (CENIA).

Plocha půdy, kterou nebylo možné zařadit do konkrétního hospodářského využití, byla začleněna do ostatní plochy, viz podrobnosti výše.

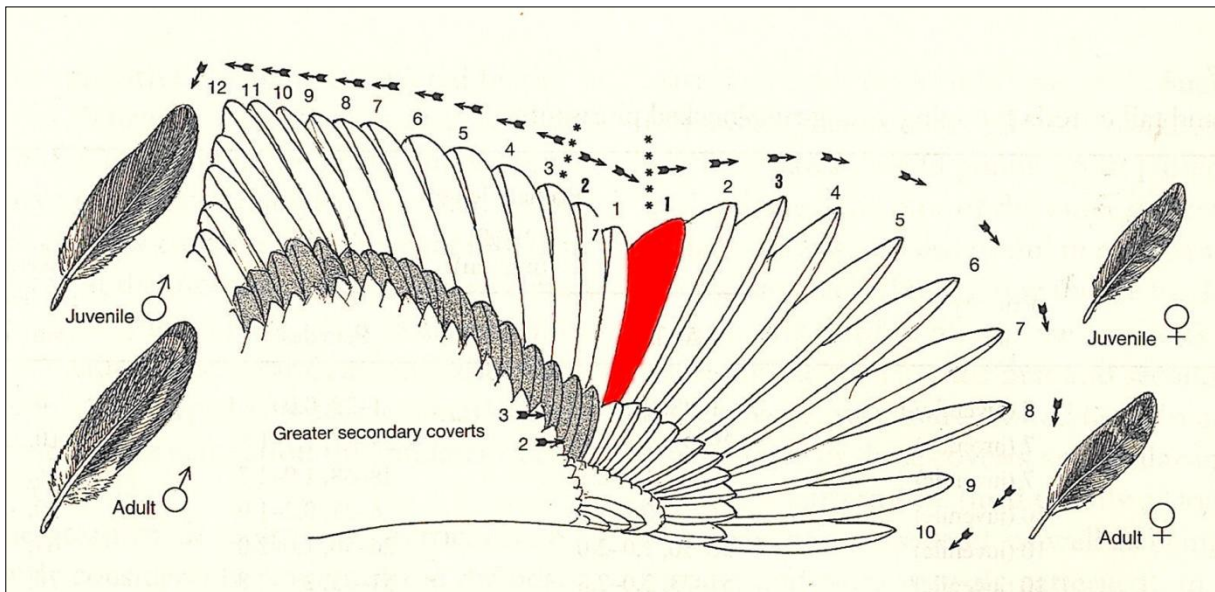
Pomocí analytických funkcí *intersect* a *clip* došlo k výběru a přiřazení všech sledovaných atributů z podkladových vrstev DMU_25 a vrstvy LPIS (LPIS a vlastní vektorizovaná data) k polygonům jednotlivých honiteb, aby je bylo možné v rámci těchto základních referenčních jednotek dále vyhodnocovat. Následně byly u všech linií a polygonů pomocí funkce *calculate value* vypočteny délky, resp. plochy. Tyto údaje byly tabelárně uspořádány a přepočteny na srovnávací výměru 100 ha honební plochy, aby je bylo možné mezi sledovanými honitbami porovnávat.

4.3 Primární proximální letka a věková struktura samců

V průběhu lovecké sezóny (19. 10. – 31. 12.) byly v letech 2009-2011 odebírány primární proximální letky (PPL) z ulovených samců bažanta obecného (obr. č. 12). Na základě měření průměru brku (průměr z dvou na sebe kolmých měření) byly determinovány dvě věkové kategorie, a to na juvenilní (0^+) a adultní (1^+). Průměrná hodnota byla dle Greenberg et al. (1972) stanovena na 2,995 mm u juvenilních jedinců (0^+) a 3,458 mm u adultních (1^+). Mezní hodnota pro rozdělení do jednotlivých věkových tříd u samců je 3,210 mm. K nevýhodám metody patří zařazení jedinců starších dvou let (2^+) do skupiny 1^+ . Ovšem díky minimálnímu zastoupení samců 2^+ nevzniká žádný významný problém. Koubek and Hrabě (1984) zjistili zastoupení jedinců ze skupiny 2^+ v populaci pouze cca 1 %. Pro účely této práce je hodnotící kritérium dostačující pro posouzení procentuálního zastoupení přírůstku v populaci. Míra spolehlivosti metody dosahuje 92 % v podzimních měsících a 98 % v zimních měsících. Tento způsob posuzování věku byl zvolen pro svoji jednoduchost, snadné získání velkého množství vzorků a vysokou míru spolehlivosti.

Před měřením byly vzorky vysoušeny 24 hodin v troubě při teplotě 50°C , aby byla redukována variabilita způsobená vlhkostí. PPL byly měřeny do 6 hodin od vyjmutí z trouby (Woodburn et al., 2006).

K měření PPL bylo využito posuvného digitálního měřítka Proma 150D, které pracuje s přesností na dvě desetinná místa.



Obr. č. 12 Primární proximální letka (PPL) bažanta obecného (*Phasianus colchicus*), kresba upravena autorem dle Johnsgard (1999)

4.4 Reálný reprodukční koeficient a věková struktura samic

Na základě poměru pohlaví samců a samic a jejich vzájemném relativním zastoupení v předhnízním období (Mysl 1-01, MZe ČR) byly s pomocí níže uvedených vzorců (1-3) vypočteny reálné reprodukční koeficienty (RRK) vztažené do doby lovecké sezóny (16. 10. – 31. 12.) pro samce, samice a celou populaci (Gates and Hale, 1975). Předpokladem pro výpočet je reprodukce druhu v poměru pohlaví 1 : 1 (Johnsgard, 1999) a rámcově stejná mortalita samců a samic v populaci (Gates and Hale, 1975; Grahn, 1993). V případě samců byla získána věková struktura na základě měření PPL a z toho následně počítán RRK (σ^7), viz vzorec (1). Samice není možné ve studijní oblasti lovit (vyhláška č. 245/2002 Sb.), proto nebylo možné odvodit zastoupení juvenilních a adultních jedinců dle PPL, ale početně dle vzorců (4) a (5). Při výpočtech RRK (σ^7) a RRK ($\sigma^7\sigma^7$) bylo využito výše uvedených předpokladů dle Gates and Hale (1975), viz vzorce (2) a (3).

$$(1) \text{RRK}(\sigma^7) = \frac{\sigma_{1-}^7}{\sigma_{1+}^7} \times 100$$

$$(2) \text{RRK}(\text{♀}) = \frac{\sigma}{\text{♀}} \times \frac{\sigma 1^-}{\sigma 1^+} \times 100$$

$$(3) \text{RRK}(\sigma \text{♀}) = \left[\frac{\sigma 1^-}{\sigma 1^+} \right] \times \left[\frac{\sigma}{\sigma \text{♀}} + \frac{\sigma}{\text{♀}} \times \frac{\text{♀}}{\sigma \text{♀}} \right] \times 100$$

$$(4) \text{♀} 1^- = \frac{\text{RRK}(\text{♀})}{\text{RRK}(\text{♀}) + 100} \times 100$$

$$(5) \sigma \text{♀} 1^- = \frac{\text{RRK}(\sigma \text{♀})}{\text{RRK}(\sigma \text{♀}) + 100} \times 100$$

RRK (σ ; ♀ ; $\sigma \text{♀}$)...*reálný reprodukční koeficient samců, samic a celé populace; přírůstek juvenilních jedinců vztahovaný do doby lovecké sezóny (%)*

$\sigma 1^-$...*zastoupení juvenilních samců (PPL); (%)*

$\sigma 1^+$...*zastoupení adultních samců (PPL); (%)*

$\frac{\sigma}{\text{♀}}$...*poměr pohlaví získaný z JSS*

$\frac{\sigma}{\sigma \text{♀}}$...*relativní zastoupení samců v populaci vypočítané dle JSS*

$\frac{\text{♀}}{\sigma \text{♀}}$...*relativní zastoupení samic v populaci vypočítané dle JSS*

$\text{♀} 1^-$...*zastoupení juvenilních samic kalkulované z RRK (♀); (%)*

$\sigma \text{♀} 1^-$...*zastoupení juvenilních jedinců populaci kalkulované z RRK ($\sigma \text{♀}$); (%)*

4.5 Analytické a statistické zpracování

Ke zjištění závislosti mezi výší lovu bažanta obecného a jeho JSS byla použita KORELAČNÍ ANALÝZA (Pearsonův korelační koeficient „r“).

Normalita naměřených průměrů PPL byla testována KOLMOGOROV-SMIRNOVOVÝM TESTEM. Data neměla normální rozdělení, proto byly rozdíly mezi hodnotami PPL v letech 2009-2011 počítány KRUSKAL-WALLISOVOU ANOVOU. DUNNOVÝM POST HOC TESTEM byly následně detekovány rozdíly mezi konkrétními roky.

Ve výše uvedených případech a při výpočtech standardních statistik byla data zpracována v programu STATISTICA, ver. 12 (STATSOFT).

Za období 2004-2011 byl analyzován vliv faktorů prostředí na populační dynamiku bažanta obecného v jednotlivých honitbách. K vyhodnocení byl použit LINEÁRNÍ SMÍŠENÝ MODEL S NÁHODNÝM EFEKTEM (LMM, „linear mixed-effects model“). Nástrojem pro statistické zpracování byl program R, ver. 3.0.2 (R DEVELOPMENT CORE TEAM 2009), konkrétně *package* LME4, *funkce* LME (Zuur et al., 2009).

Jako vysvětlovaná proměnná byla zvolena veličina VÝŠE LOVU bažanta obecného v dotčených honitbách ($\hat{\sigma}/100$ ha), neboť se jedná u divoké populace o objektivní veličinu populační dynamiky a denzity (Mayer, 1983; Draycott et al., 2002; Santilli and Bagliacca, 2008; Switzer, 2009). Data o LOVU bažanta byla pro účely statistického zpracování logaritmována. Efekt pseudoreplikací byl eliminován na základě doporučení Pinheiro and Bates (2000) tím, že HONITBÁM byl přisouzen statut náhodného efektu. Faktor ROK byl určen jako *fitovaná* proměnná. Počítán byl tzv. plný model, kde vysvětlujícími proměnnými byly následující parametry honiteb:

- a) struktura biotopu: LESNÍ PŮDA (%); TRVALÉ TRAVNÍ POROSTY (%); SADY (%); VINICE (%); OSTATNÍ PLOCHY (%); EKOLOGICKÉ ZEMĚDĚLSTVÍ (%); HUSTOTA VODNÍCH TOKŮ (km/100 ha) a HUSTOTA SILNIČNÍ SÍTĚ (km/100 ha)
- b) klimatické faktory: ÚHRN SRÁŽEK (květen; odchylka od průměru 2004-2011; mm), ÚHRN SRÁŽEK (červen; odchylka od průměru 2004-2011; mm); DÉLKA SLUNEČNÍHO SVITU (květen-červen; h)
- c) myslivecký management: ZAZVĚŘOVÁNÍ (ks/100 ha); LOV LIŠKY OBECNÉ (ks/100 ha); LOV STRAKY OBECNÉ A VRÁNY OBECNÉ (ks/100 ha); LOV KUNY LESNÍ A KUNY SKALNÍ (ks/100 ha); LOV PRASETE DIVOKÉHO (ks/100 ha)

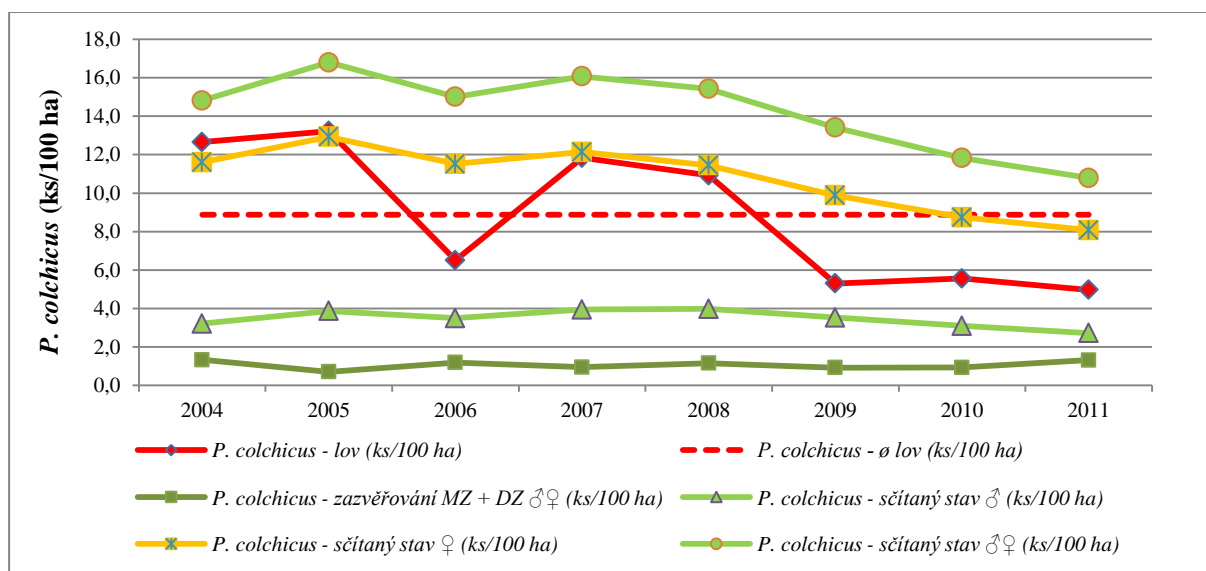
Při interpretaci výsledků LMM byla zvolena signifikantní hladina významnosti $p = 0,05$. Korelační vztahy kontinuálních proměnných byly testovány pomocí Pearsonova korelačního koeficientu. Na základě předběžné korelační analýzy a s ohledem na fakt, že oblast se nachází v jedné z klimaticky nejteplejších oblastí, nebyl do modelu zahrnut faktor teploty. Vzhledem k tomu, že zastoupení orné půdy je v převážné většině honiteb dominantní složkou prostředí a je vysoce korelované s faktorem lesní půda ($r = -0,99$; $n = 288$; $\mathbf{p} < 0,0001$), nebyl tento faktor do analýzy rovněž zařazen.

Vzhledem k velmi podobné potravní ekologii kuny skalní a kuny lesní byly údaje o lovu sloučeny, stejně tak u vrány obecné a straky obecné.

5 Výsledky

5.1 Vývoj populační dynamiky

Souhrnné ukazatele populační dynamiky bažanta obecného v letech 2004-2011 ve sledované oblasti jsou znázorněny na grafu č. 7, kam byly zařazeny údaje o odlovu samců (samice nejsou loveny) a JSS (♂, ♀, ♂♀) k 31. 3. běžného roku (Mysl 1-01, MZe ČR). Výše odlovu a sčítané stavy jsou na základě provedené korelační analýzy veličiny signifikantně závislé ($r = 0,83$; $n = 8$; $p = 0,011$). Data byla doplněna o výši zazvěřování, což je veličina, jejíž meziroční výkyvy mohou mít potenciální vliv na odlov, popř. sčítané stavy. Bažant obecný z umělého chovu byl v průběhu sledovaného období vypouštěn v 3-6 honitbách, dominantně v hnízdním období, tedy po době sčítání (k 31. 3.). Proto nebyly ovlivněny výsledky sčítání. Lze konstatovat, že míra vypouštění byla ve sledovaných letech relativně vyrovnaná bez výrazné meziroční fluktuace, průměrně $1,1 \pm 0,3$ (SD⁴⁰) ♂♀/100 ha ($0,2 \pm 0,2$ ♂/100 ha; $0,9 \pm 0,1$ ♀/100 ha). V závislosti na roku výsledky zahrnovaly informace z 31 až 38 honiteb. Důvodem bylo, že ne všechny honitby byly uvedeny do souladu se zákonem č. 449/2001 Sb., o myslivosti, a tak v nich nebylo standardně vykonáváno právo myslivosti. Proto hodnoty nejsou absolutní za oblast, ale jsou vztaženy na 100 ha plochy v té době uznaných honiteb.



Graf č. 7 Základní ukazatele populační dynamiky bažanta obecného ve studijní oblasti v letech 2004-2011 (MZ – mladá zvěř; DZ – dospělá zvěř; Mysl 1-01, MZe ČR)

⁴⁰ standard deviation (směrodatná odchylka)

S ohledem na výši odlovu, jako jednoho ze základních ukazatelů populační dynamiky divokých populací, byly nadprůměrné odstřely za období 2004-2011 soustředěny do prvních pěti let, s výjimkou roku 2006. V letech 2009-2011 dosahoval lov již pouze podprůměrných hodnot (\bar{x} 5,3 ♂/100 ha). Souhrnný průměrný odlov oblasti činil $8,9 \pm 3,6$ ♂/100 ha (průměr vypočítán jako průměr z jednotlivých let), s maximem 13,2 ♂/100 ha (2005) a minimem 5,0 ♂/100 ha (2011). Honitby spadající pod správní působnost Magistrátu hl. m. Prahy, které v podstatě tvoří přechod mezi urbanizovaným územím a volnou kulturní krajinou, dosahovaly průměrně vyššího odlovu ($15,5 \pm 8,5$ ♂/100 ha). V případě působnosti Městského úřadu Brandýs nad Labem průměrný lov činil $7,9 \pm 3,2$ ♂/100 ha, což je téměř dvakrát méně.

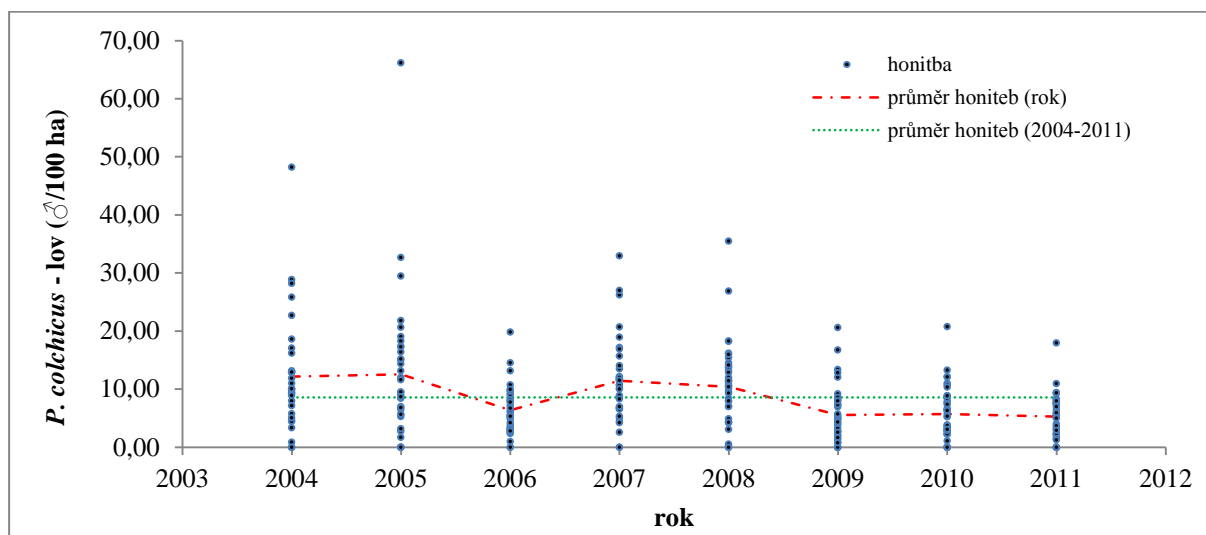
Celkový trend za oblast v podstatě kopíroval vývoj v jednotlivých honitbách. Tab. č. 5 sumarizuje vývoj lovu ve sledovaných honitbách. Veličina „změna oproti průměru“ je vždy vztažena k průměrnému odlovu honitby a ne oblasti. Tento ukazatel jednoznačněji ukazuje vývoj v oblasti, než faktor („meziroční změna“). Pokud bychom vzali faktor „změna oproti průměru“, tak je celkový trend oblasti ze 70,0 % až 86,1 % kopírován stejným trendem v konkrétních honitbách. V tomto ohledu to vytváří předpoklad, že na populační dynamiku bažanta obecného působily v dané oblasti jednotlivé faktory se stejným, popř. obdobným dopadem. Odlov v konkrétních honitbách se v závislosti na roku pohyboval v rozmezí 0,0-66,2 ♂/100 ha, kde celkový průměr činil $8,6 \pm 7,8$ ♂/100 ha (průměr vypočítán ze všech uznaných honiteb v letech 2004-2011), viz graf č. 8. V souladu s poklesem početnosti bažanta obecného se postupně zvýšil počet honiteb, kde není prováděn jeho odlov ze dvou (2004) na čtyři honitby (2011).

rok	změna oproti průměru		meziroční změna		odlov <i>P.c.</i> (počet honiteb)	neloven <i>P.c.</i> (počet honiteb)	honitby celkem ^(a)
	pokles	nárůst (stagnace)	pokles	nárůst (stagnace)			
2004	5	24	-	-	29	2	31 (7)
2005	8	25	11	18	33	2	35 (3)
2006	23	10	24	9	33	2	35 (3)
2007	5	29	3	30	34	2	36 (2)
2008	5	31	17	17	36	2	38 (0)
2009	27	8	31	5	35	3	38 (0)
2010	27	7	19	16	34	4	38 (0)
2011	29	4	21	13	33	4	37 (1)

^(a) honitby neuznané dle zákona č. 449/2001 Sb., o myslivosti

Tab. č. 5 Vývoj populační dynamiky bažanta obecného (P. colchicus) na základě odlovu v jednotlivých honitbách studijní oblasti

Souhrnné ukazatele populační dynamiky bažanta obecného v letech 2004-2011 rozdělené dle správní působnosti na ORP Brandýs nad Labem a Prahu jsou graficky znázorněny v příl. č. 1.1-1.31 a 2.1-2.9. Jedná se o sumarizaci údajů jak za obě správní oblasti, tak i za konkrétní honitby.



Graf. č. 8 Vývoj populační dynamiky bažanta obecného (*P. colchicus*) ve studijní oblasti dle jednotlivých honiteb

5.2 Věková struktura a reprodukční ukazatele populace

5.2.1 Primární proximální letka a věková struktura samců

V letech 2009-2011 bylo odebráno a změřeno ve sledované oblasti celkem 1487 prvních proximálních letek (PPL) z ulovených samců bažanta obecného, ze kterých byl následně zjišťován věk jedinců. Vzorky PPL ze samic nebyly sbírány. Vzhledem k nastaveným legislativním podmínkám v ČR nelze lovit samice mimo uznané bažantnice, přičemž žádná se ve sledovaném území nenachází. Podíl PPL z ulovených jedinců činil 33,6 % (2009); 18,8 % (2010); 25,2 % (2011) a souhrnně 25,8 % (2009-2011). V roce 2009 byly odebrány PPL v 19 honitbách, tj. 54,3 % všech uznaných honiteb, kde byl bažant obecný loven, v roce 2010 (11 / 32,4 %) a v roce 2011 (13 / 39,4 %). K rozdělení samců do věkových skupin (juvenilní, adultní) na základě měření PPL byla použita hodnota 3,21 mm (Greenberg et al., 1972). Celkový naměřený průměr PPL se od roku 2009 do 2011 postupně snižoval (tab. č. 6). Hodnoty se pohybovaly v rozmezí 2,51-4,15 mm. Lze konstatovat, že rozsah (min. – max.) naměřených průměrů PPL byl v jednotlivých letech podobný, stejně tak se téměř nelišily směrodatné odchylky.

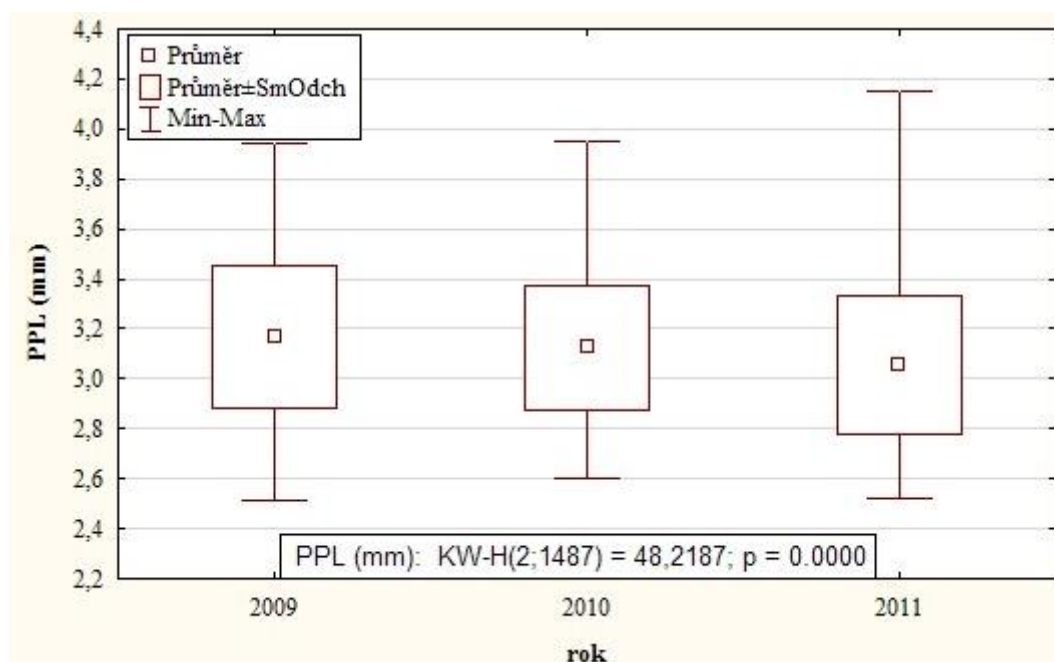
rok	juvenilní (♂)			adultní (♂)			celkem (♂)	
	N ^(a)	průměr ± SD ^(b)	min - max	N	průměr ± SD	min - max	N	průměr ± SD
2009	360	2,95 ± 0,14	2,51 - 3,20	291	3,44 ± 0,15	3,22 - 3,94	651	3,17 ± 0,29
2010	248	2,97 ± 0,12	2,60 - 3,20	135	3,41 ± 0,16	3,21 - 3,95	383	3,13 ± 0,25
2011	319	2,90 ± 0,14	2,52 - 3,16	134	3,42 ± 0,17	3,22 - 4,15	453	3,05 ± 0,28
celkem	927	2,94 ± 0,14	2,51 - 3,20	560	3,43 ± 0,16	3,21 - 4,15	1487	3,12 ± 0,28

^(a) počet odebraných prvních proximálních letek

^(b) standard deviation (směrodatná odchylka)

Tab. č. 6 Charakteristika odebraných prvních proximálních letek z odlovených samců bažanta obecného (*P. colchicus*) ve studijní oblasti v letech 2009-2011

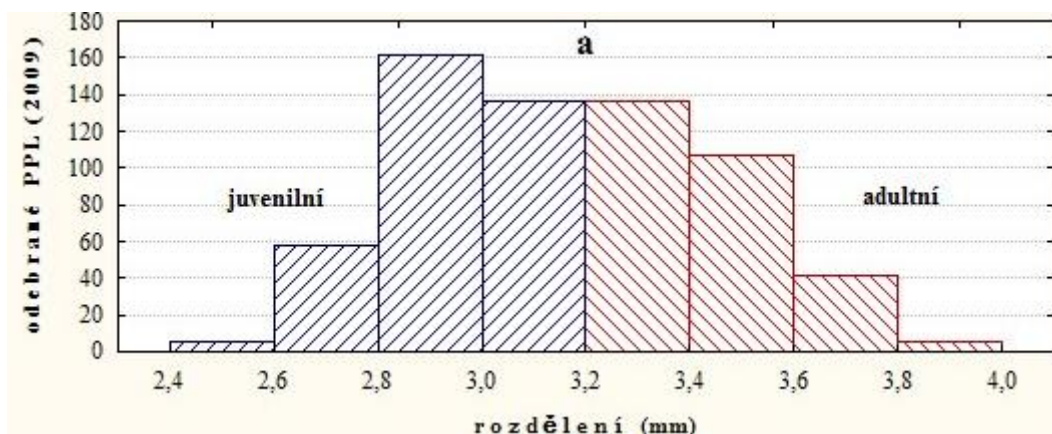
Kolmogorov-Smirnovův test nepotvrdil normální rozdělení změřených průměrů PPL ($D = 0,091$, $p < 0,01$). K zjištění rozdílů PPL (mm) v jednotlivých letech byla použita Kruskal-Wallisova anova, která zjistila signifikantní rozdíl mezi soubory dat [$H(2, 1487) = 48,219$; $p < 0,001$], viz graf č. 9. Dunnův post hoc test detekoval statisticky významné rozdíly mezi roky 2009 a 2011 ($p < 0,001$), stejně tak mezi roky 2010 a 2011 ($p < 0,001$), ale již ne v letech 2009 a 2010 ($p > 0,23$).



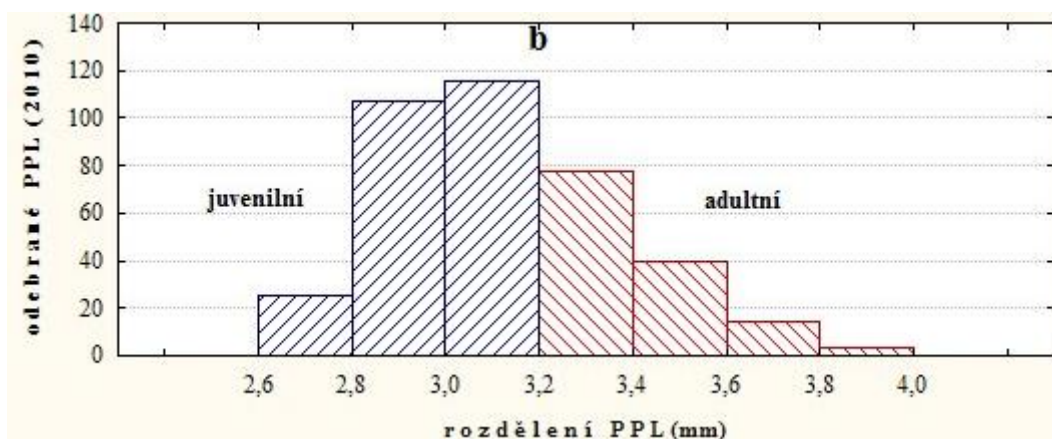
Graf č. 9 Hodnoty naměřených primárních proximálních letek (PPL, mm) z ulovených samců bažanta obecného v letech 2009-2011

Grafy č. 10 (a, b, c, d) znázorňují rozdělení průměrů PPL v letech 2009, 2010, 2011 a následně souhrnně za roky 2009-2011. Rok 2009, kdy došlo meziročně k největšímu poklesu výše lovu v letech 2004-2011 (-51,4 %), je typický nejnižším podílem juvenilních samců jedinců v populaci: 55,3 % (j♂) : 44,7 % (a♂). V následujících dvou letech se

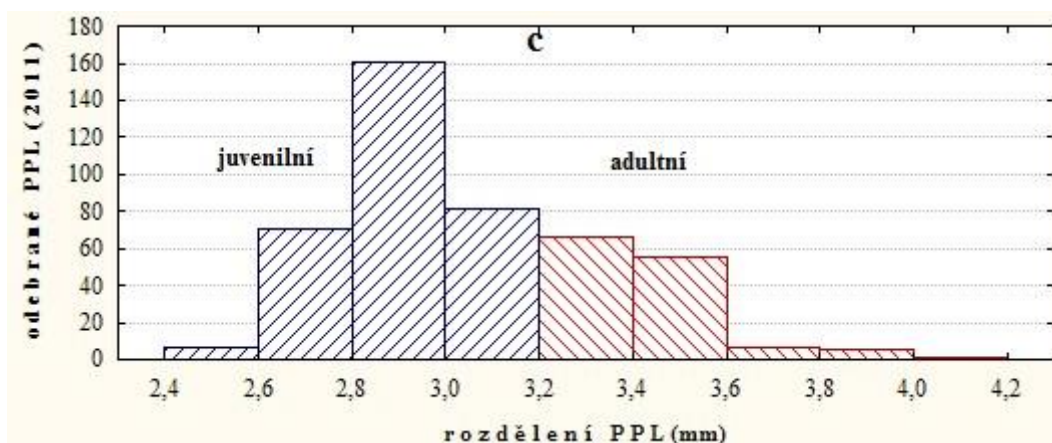
zastoupení juvenilních samců postupně zvyšovalo [2010: 64,8 % (j♂) : 35,2 % (a♂); 2011: 70,2 % (j♂) : 29,8 % (a♂)]. Z celkem odebraných PPL (1487 ks) patřilo 62,3 % (927 ks) juvenilním samcům a 37,7 % (560 ks) adultním.



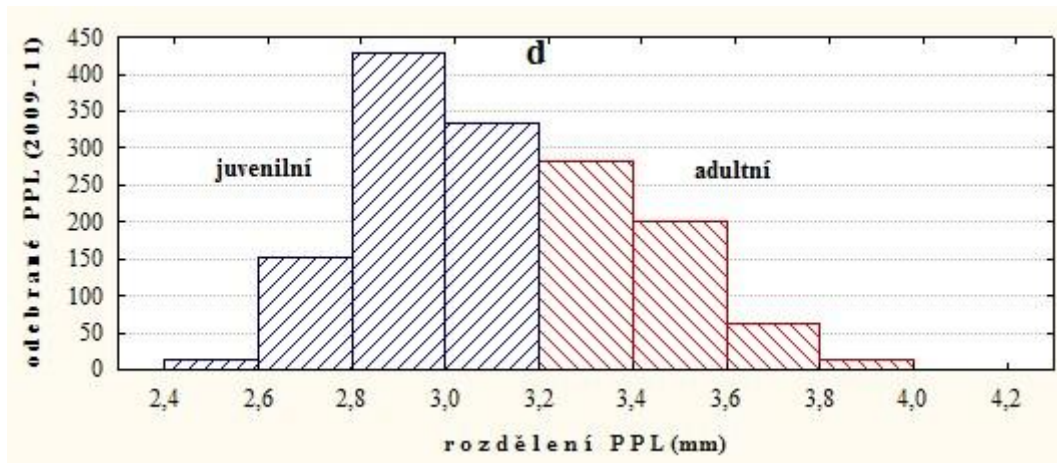
Graf č. 10(a) Rozdělení odebraných prvních proximálních letek (PPL) bažanta obecného (*P. colchicus* - ♂) do věkových kategorií ve studijní oblasti v roce 2009



Graf č. 10(b) Rozdělení odebraných prvních proximálních letek (PPL) bažanta obecného (*P. colchicus* - ♂) do věkových kategorií ve studijní oblasti v roce 2010



Graf č. 10(c) Rozdělení odebraných prvních proximálních letek (PPL) bažanta obecného (*P. colchicus* - ♂) do věkových kategorií ve studijní oblasti v roce 2011



Graf č. 10(d) Celkové rozdělení odebraných prvních proximálních letek (PPL) bažanta obecného (*P. colchicus* - ♂) do věkových kategorií ve studijní oblasti v letech 2009-2011

5.2.2 Věková struktura celé populace

Věková struktura samců byla zjišťována na základě přímého měření PPL, jak bylo uvedeno v kapitole 5.2.1. V případě věkové struktury samic a obou pohlaví dohromady bylo nutné výsledky odvodit početně na základě RRK, viz kapitola 4.4. Lov samic je ve sledované oblasti zakázán, proto nebylo možné využít přímé metody.

Důsledkem toho, že jsou loveni pouze samci, je poměr pohlaví vychýlen ve prospěch samic a z toho plyne jejich větší početnost v populaci. Na základě sčítání populace v jarním období k 31. 3. běžného roku (JSS) se poměr pohlaví (♂ : ♀) v době, kdy byla sledována populační dynamika (2004-2011), pohyboval mezi hodnotami 0,28-0,36 (Mysl 1-01, MZe ČR). V letech 2009-2011, kdy byla sledována věková struktura populace, poměr činil 0,33-0,36. Tyto skutečnosti ovlivňují rozdílné výsledky v zastoupení juvenilních a adultních jedinců u samců, samic a následně celé populace. Bažant obecný se rozmnožuje v poměru pohlaví 1 : 1, proto vyšší početnost samic v populaci způsobuje v porovnání se samci nižší procentuální počet juvenilních jedinců.

rok	odlov (ks) ♂	N ^(a) PPL ^(b)	podíl ^(c) %	juvenilní (%)			adultní (%)		
				♂	♀	♂♀	♂	♀	♂♀
2009	1938	651	33,6	55,3	30,5	39,3	44,7	69,5	60,7
2010	2039	383	18,8	64,8	38,7	48,5	35,2	61,3	51,5
2011	1795	453	25,2	70,2	42,6	53,0	29,8	57,4	47,0
celkem	5772	1487	25,8	62,3	36,1	45,7	37,7	63,9	54,3

^(a) počet odebraných prvních proximálních letek

^(b) primární proximální letky

^(c) podíl odebraných PPL z celkového odlovu

Tab. č. 7 Věková struktura populace bažanta obecného (*P. colchicus*) ve studijní oblasti v letech 2009-2011

Tab. č. 7 zachycuje věkovou strukturu populace členěnou dle pohlaví v letech 2009-2011. V souladu s výše uvedenými skutečnostmi bylo v každém roce nižší zastoupení juvenilních samic v porovnání se samci. V letech 2009-2010 bylo v celé populaci vyšší procento adultní zvěře než juvenilní. V případě samic bylo procento adultní zvěře vyšší v každém roce.

5.2.3 Reprodukční ukazatele

V období 2009-2011 byly sledované reprodukční ukazatele populace bažanta obecného ve studijní oblasti. Základním vstupem byly informace o zastoupení juvenilních a adultních jedinců získané měřením PPL ulovených samců a poměr pohlaví v populaci k 31. 3. běžného roku (Mysl 1-01, MZe ČR). Konkrétní vzorce pro výpočet RRK (σ ; ρ ; $\sigma\rho$) včetně předpokladů pro výpočet jsou blíže specifikovány v kapitole 4.4.

rok	jarní početnost (ks/100 ha)			poměr pohlaví	odlov (ks/100 ha)		RRK ^(b)		
	průměr ± SD ^(a)				průměr ± SD		%		
	σ	ρ	$\sigma\rho$	$\sigma : \rho$	σ		σ	ρ	$\sigma\rho$
2009	3,5 ± 3,4	9,9 ± 5,0	13,4 ± 7,6	0,35	5,3 ± 4,8		124	44	65
2010	3,1 ± 2,5	8,7 ± 4,7	11,8 ± 6,4	0,36	5,6 ± 4,6		184	63	94
2011	2,7 ± 2,5	8,1 ± 5,2	10,8 ± 6,9	0,33	5,0 ± 3,8		236	74	113
průměr	3,1 ± 2,8	8,9 ± 4,9	12,0 ± 7,0	0,35	5,3 ± 4,4		181	60	91

^(a) standard deviation (směrodatná odchylka)

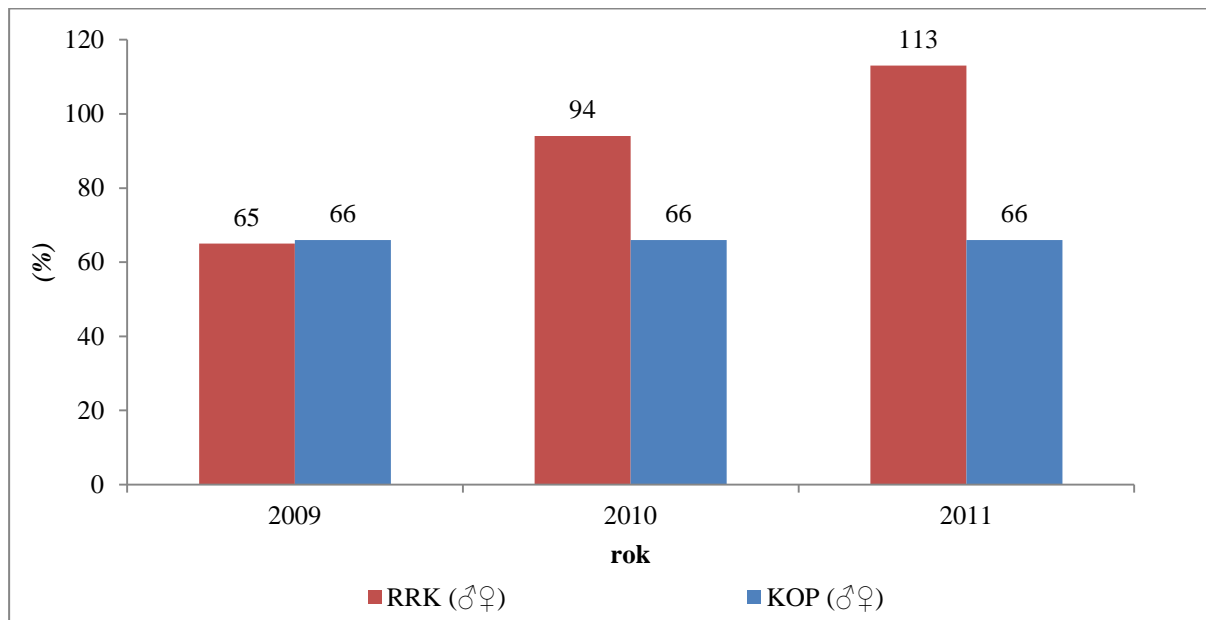
^(b) reálný reprodukční koeficient

Tab. č. 8 Reálný reprodukční koeficient populace bažanta obecného (*P. colchicus*) ve studijní oblasti v letech 2009-2011

RRK samců, samic a obou pohlaví dohromady měl od roku 2009 do 2011 rostoucí tendenci (tab. č. 8). RRK je možné interpretovat jako reprodukční úspěšnost, která je vztažena k podzimnímu období. Např. v roce 2009 dosáhl RRK (σ) hodnoty 124 %, což znamená, že v podzimní populaci připadalo na 100 adultních samců 124 juvenilních. RRK (ρ) byl ve všech letech nižší než RRK (σ), což je podobně jako u věkové struktury dáno poměrem pohlaví a vyšší početností samic v populaci. V absolutním vyjádření by přírůstek v daném roce měl být u obou pohlaví obdobný, pokud bude vycházeno z reprodukčního koeficientu 1 : 1 a přibližně stejné mortality juvenilních jedinců obou pohlaví.

V roce 2009, kdy došlo k největšímu meziročnímu poklesu odlovu (-51,4 %), byl RRK ($\sigma\rho$) za sledované období nejnižší (65 %), viz tab. č. 8. V roce 2010 stoupla hodnota

RRK (σ°) a spolu s tím i lovu (+ 5,7 %). Ovšem v následujícím roce i přes další zvýšení RRK (σ°), lov znovu poklesl (-10,7 %). Jarní početnost (JSS) v letech 2009-2011 kontinuálně klesala (Mysl 1-01, MZe ČR).



Graf č. 11 Srovnání reálného reprodukčního koeficientu (RRK) a koeficientu očekávané produkce (KOP) ve studijní oblasti v letech 2009-2011

Na grafu č. 11 jsou pro srovnání vyneseny hodnoty RRK celé populace a KOP, které jsou legislativně nastaveny rozhodnutím o uznání v jednotlivých honitbách (vyhláška MZe ČR č. 491/2002 Sb.). KOP vyjadřuje tabulkový nárůst populace v konkrétní honitbě do začátku lovecké sezóny. Měl by ve své podstatě stanovit potenciální výši odlovu v daném roce. V tomto směru není KOP plně srovnatelný s RRK, který nevyjadřuje přírůstek od jara do podzimu, neboť do něho nejsou zahrnuty údaje o mortalitě dospělých jedinců. Proto, pokud by byl RRK vztažen k jarní populaci, výsledky by nadhodnotil. V případě, že by byly známy místní údaje o mortalitě dospělých jedinců, měly by být hodnoty „teoreticky“ stejné. Například, pokud by mortalita adultních jedinců z jarní populace byla od března do podzimu cca 50 % (standardní míra mortality), bylo by nutné jarní početnost o toto číslo snížit a k němu následně přičíst RRK, tak by byla získána celková početnost podzimní populace. Přes shora citované skutečnosti je RRK velmi objektivní veličinou určení reprodukce v každém roce, která je získána na základě přímého měření. Blíže uvedeno v metodice (kapitola 4.4). KOP je pro každou honitbu stanoven konstantně. Pro celou oblast byl vypočítán jako vážený aritmetický průměr KOP ze všech honiteb, přičemž váha KOP v dané honitbě byla její celková výměra.

Na základě poměru pohlaví získaného z JSS a RRK samců a samic lze zpětně vypočítat odhadovaný poměr pohlaví ($\sigma^7 : \text{♀}$) v podzimní populaci: 2009 – 0,54 (σ^7) : 1 (♀); 2010 – 0,62 : 1; 2011 – 0,64 : 1.

5.3 Vyhodnocení faktorů prostředí

5.3.1 Lineární smíšený model s náhodným efektem (LMM)

V tab. č. 9 jsou uvedeny všechny faktory, které byly vyhodnocovány LMM za účelem jejich vlivu na populační dynamiku bažanta obecného ve studijní oblasti v letech 2004–2011. VÝŠE LOVU bažanta obecného ($\sigma^7/100$ ha) byla vysvětlována proměnná, náhodným efektem HONITBA a fitovanou proměnnou ROK.

faktor	n = 288	estimate	SE	df	χ^2	p	vliv
ostatní plochy (%)		0,14851	0,03813	1,19	16,894	0,0001	+
<i>Vulpes vulpes</i> - lov (ks/100 ha)		0,06914	0,02060	1,19	10,255	0,0001	+
lesní půda (%)		-0,13083	0,03722	1,19	14,271	0,0002	-
<i>Phasianus colchicus</i> - zazvěřování (ks/100 ha)		0,06033	0,01827	1,19	9,9535	0,0016	+
úhrn srážek: V. (mm)		-0,05851	0,02391	1,19	6,0563	0,0139	-
hustota vodních toků (km/100 ha)		0,05470	0,03199	1,19	3,9564	0,0467	+
ekologické zemědělství (%)		0,03810	0,03001	1,19	2,1621	0,1415	(+)
<i>Pica pica</i> + <i>Corvus corone</i> - lov (ks/100 ha)		0,02526	0,02096	1,19	1,5826	0,2084	
trvalé travní porosty (%)		0,02331	0,03060	1,19	0,8872	0,3462	
<i>Sus scrofa</i> - lov (ks/100 ha)		0,02948	0,02405	1,19	0,5823	0,4454	
úhrn srážek: VI. (mm)		0,00829	0,01481	1,19	0,2862	0,5926	
<i>Martes martes</i> + <i>M. foina</i> - lov (ks/100 ha)		0,00794	0,02003	1,19	0,2669	0,6055	
hustota silniční sítě (km/100 ha)		-0,01383	0,04150	1,19	0,1821	0,6696	
délka slunečního svitu: V. - VI. (h)		-0,00525	0,01882	1,19	0,0958	0,7569	
sady (%)		-0,00829	0,03591	1,19	0,0862	0,7691	
vinice (%)		-0,00017	0,03131	1,19	0,0145	0,9042	

n...počet pozorování
SE...standard error
df...stupně volnosti
 χ^2 ...hodnota chí-kvadrátu
p...hladina významnosti

Tab. č. 9 Souhrnné výsledky lineárního smíšeného modelu s náhodným efektem (LMM) kalkulující vliv faktorů prostředí na početnost bažanta obecného ve studijní oblasti v letech 2004–2011

Vyhodnocované faktory jsou uspořádány hierarchicky dle dosažené hladiny významnosti „p“. Faktor s nejvyšším vlivem (pozitivní, negativní) je zařazen na prvním místě tabulky a s nejnižší vahou na posledním. U statisticky signifikantních faktorů je vliv (pozitivní, negativní) na početnost bažanta obecného znázorněna pomocí znamének (+, -). Červeně jsou zvýrazněny faktory splňující hladinu signifikance $p < 0,05$. Zeleně je zvýrazněn faktor, který sice nespĺňuje zvolenou hladinu významnosti, ale měl relativně silný vliv na početnost bažanta obecného v letech 2004-2011 [$p = (0,05;0,15)$]. V tomto případě je vliv faktoru uveden v závorkách. Při $p > 0,15$ nebyl do tabulky vliv faktoru pomocí znaménka zahrnován. Bližší interpretace a popis jednotlivých faktorů je uveden níže v kapitolách 5.3.2-5.3.4.

5.3.2 Klimatické faktory

Průměrné hodnoty základních klimatických činitelů za sledované období 2004-2011⁴¹: teplota 9,8 °C; roční úhrn srážek 538 mm; délka slunečního svitu 1688 h. Dlouhodobé průměrné hodnoty srážek a teploty stanovené za období 1961-1990 pro ČR jsou: teplota 8,3 °C; roční úhrn srážek 674 mm (ČHMÚ). Studijní oblast tedy spadá v rámci území ČR mezi lokality srážkově podprůměrné a teplotně nadprůměrné.

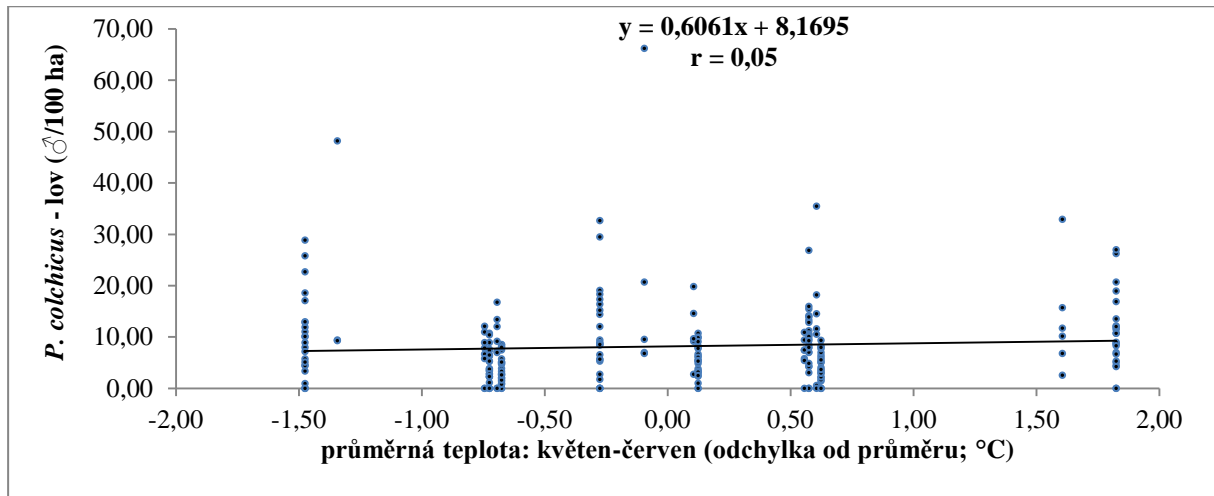
Příl. č. 3.1-3.2 zachycují základní klimatický popis studijní oblasti v letech 2004-2011 (ČHMÚ). V přehledu jsou zahrnuty měsíční informace o srážkovém úhrnu (mm), teplotě (°C) a délce slunečního svitu (h).

Do analýzy vlivu klimatických faktorů na populační dynamiku bažanta obecného, která byla vyhodnocována pomocí výše uvedeného LMM, byly začleněny veličiny, které se přímo vztahují k období reprodukce bažanta obecného: **úhrn srážek (květen; odchylka od průměru 2004-2011), úhrn srážek (červen; odchylka od průměru 2004-2011) a délka slunečního svitu (květen-červen)**. Pro honitby spadající pod správní oblast obce s rozšířenou působností Brandýs nad Labem byly využity údaje z meteorologické stanice Brandýs nad Labem. V případě honiteb spadajících pod Magistrát hl. m. Prahy byly do analýzy zahrnuty naměřené hodnoty z meteorologické stanice Kbely.

Vzhledem k tomu, že se studijní oblast nachází v rámci ČR v klimaticky velmi teplé oblasti, nebyla do LMM zahrnuta veličina teploty (Quitt, 1971). Navíc korelační analýza

⁴¹ celkové průměrné hodnoty za studijní oblast byly získány jako průměr z dat naměřených na automatizovaných meteorologických stanicích Brandýs nad Labem a Kbely

indikovala marginální vliv průměrné květnové a červnové teploty (odchyly od průměru 2004-2011) na populační dynamiku v daném roce ($r = 0,05$, $n = 288$, $p = 0,38$), viz graf č. 12.



Graf č. 12 Vliv průměrné teploty (květen-červen; odchylka od průměru 2004-2011) na výši odlovu bažanta obecného v jednotlivých honitbách studijní oblasti

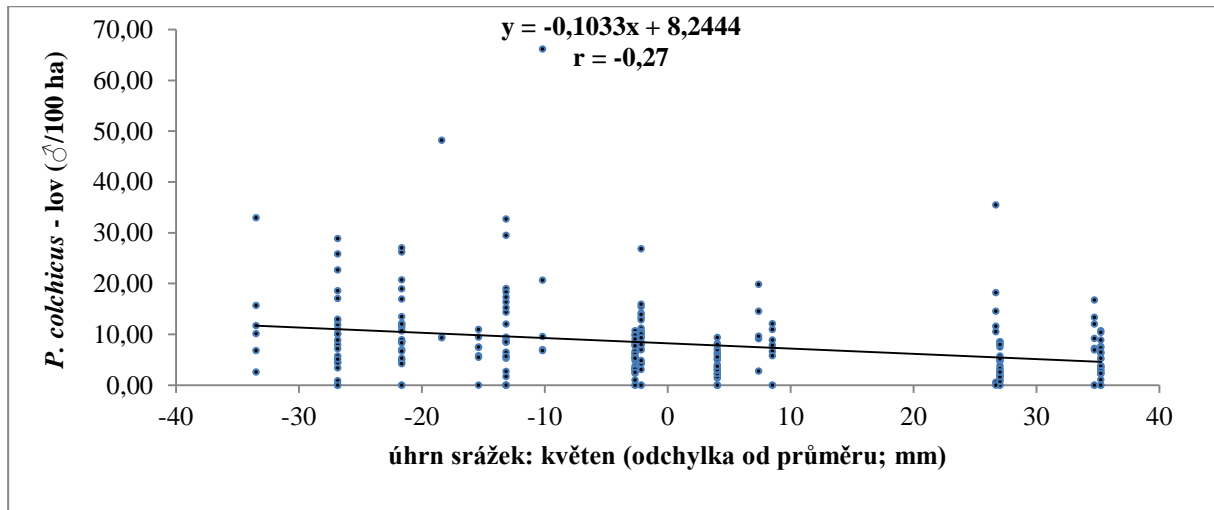
Úhrn srážek (květen)

Průměrné srážkové úhrny za měsíc květen byly v průběhu sledovaného období ve studijní oblasti $60,9 \pm 20,8$ mm (Praha: $61,5 \pm 23,4$ mm; Brandýs n. L. $60,2 \pm 21,9$ mm).

Do statistického vyhodnocení vlivu květnového úhrnu srážek na populační dynamiku bažanta obecného byla zahrnuta veličina změna (kladná, záporná) výše srážek oproti průměrné hodnotě za období 2004-2011. Analýza dat pomocí LMM potvrdila **signifikantní negativní závislost mezi květnovým úhrnem srážek a početností bažanta obecného** v daném roce ($n = 288$, $p = 0,0139$), viz tab. č. 9. Při interpretaci výsledků to znamená, že čím více jsou květnové srážky nad průměrnými hodnotami sledovaného období, tím je početnost (odlov) podzimní populace nižší a naopak. Graf č. 13 znázorňuje vliv odchylky od průměrných květnových srážek na odlov bažanta obecného v jednotlivých honitbách ($n = 288$).

Jak vyplývá z populační dynamiky bažanta obecného ve studijní oblasti, početně nadprůměrnými byly roky 2004-2005 a 2007-2008 (graf č. 7). V letech 2004 (-37,3 %), 2005 (-19,2 %) a 2007 (-45,3 %) byly naměřené srážky procentuálně výrazně pod průměrnými hodnotami období. Pouze v roce 2008 byly srážky nadprůměrné (+20,2 %), nicméně v tomto roce došlo v porovnání s předcházejícím rokem o pokles odlovu (-7,6 %). Zvláště v roce 2009, kdy došlo k největšímu meziročnímu poklesu početnosti (-51,4 %), byly květnové srážky ze sledovaného období nejvíce vychýleny od průměrné hodnoty (+50,7 %). Početně

výrazně podprůměrný rok 2010 byl rovněž charakteristický zvýšeným srážkovým úhrnem (+36,0 %).



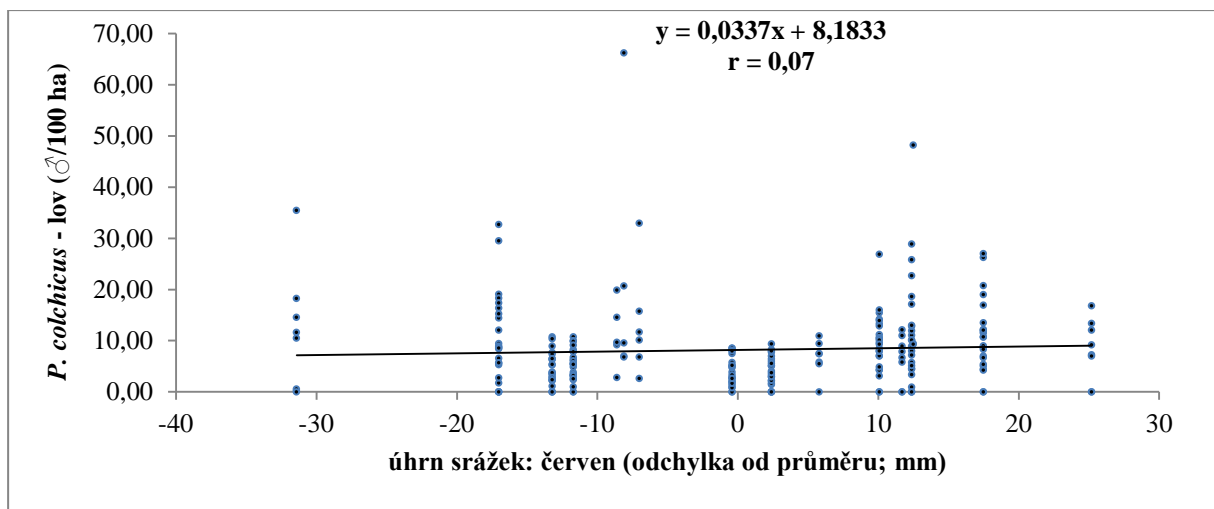
Graf č. 13 Vliv květnového úhrnu srážek (změna oproti průměru) na výši odlovu bažanta obecného v jednotlivých honitbách studijní oblasti (2004-2011)

Úhrn srážek (červen)

Průměrný srážkový úhrn v červnu dosahoval ve studijní oblasti v letech 2004-2011 výše $75,0 \pm 10,2$ mm (Praha: $70,3 \pm 17,5$ mm; Brandýs n. L.: $79,6 \pm 12,9$ mm).

Graf č. 14 popisuje vztah mezi odlovem bažanta obecného a červnovým úhrnem srážek (odchylka od průměru) za sledované období dle honiteb ($n = 288$).

Analýza LMM **neprokázala vliv** červnových srážek na populační dynamiku bažanta obecného ve studijní oblasti v letech 2004-2011 ($n = 288$, $p = 0,5926$; tab. č. 9).



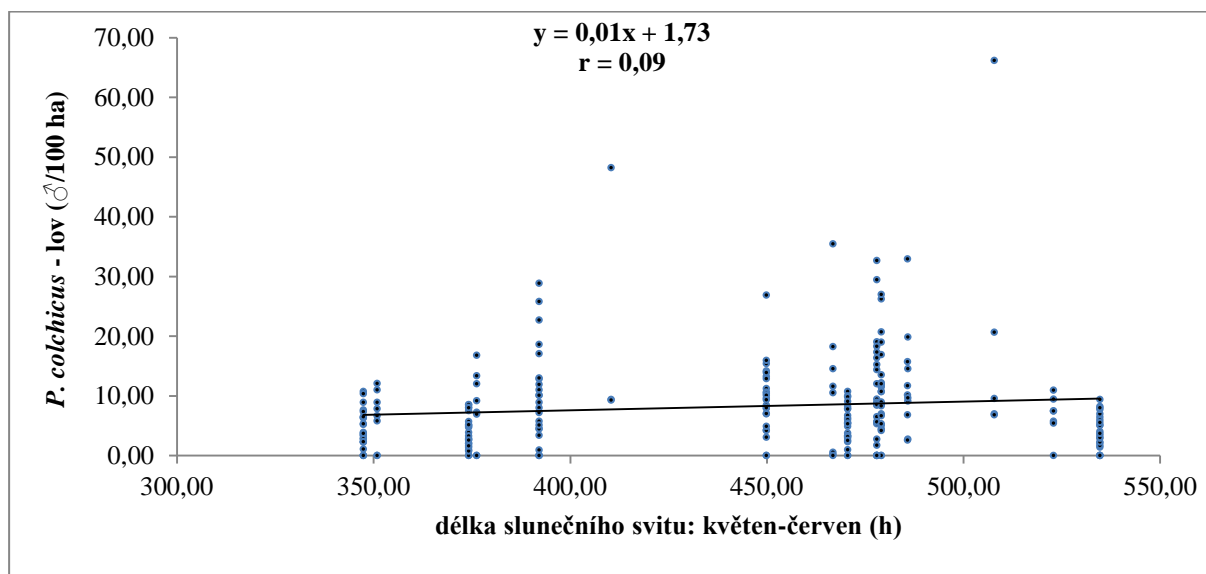
Graf č. 14 Vliv červnového úhrnu srážek (změna oproti průměru) na výši odlovu bažanta obecného v jednotlivých honitbách studijní oblasti (2004-2011)

Délka slunečního svitu (květen-červen)

Průměrná délka slunečního svitu za květen až červen se ve studijní oblasti pohybovala na úrovni $445,8 \pm 63,2$ h (Praha: $450,8 \pm 63,7$ h; Brandýs n. L.: $440,8 \pm 63,4$ h).

Graf č. 15 znázorňuje závislost mezi odlovem bažanta v jednotlivých honitbách a délkou slunečního svitu.

Statistické vyhodnocení pomocí LMM **neprokázalo** na zvolené hladině významnosti vliv délky slunečního svitu na populační dynamiku bažanta obecného ve studijní oblasti v letech 2004-2011 ($n = 288$, $p = 0,8324$), viz tab. č. 9.



Graf č. 15 Vliv délky slunečního svitu (květen-červen) na výši odlovu bažanta obecného v jednotlivých honitbách studijní oblasti (2004-2011)

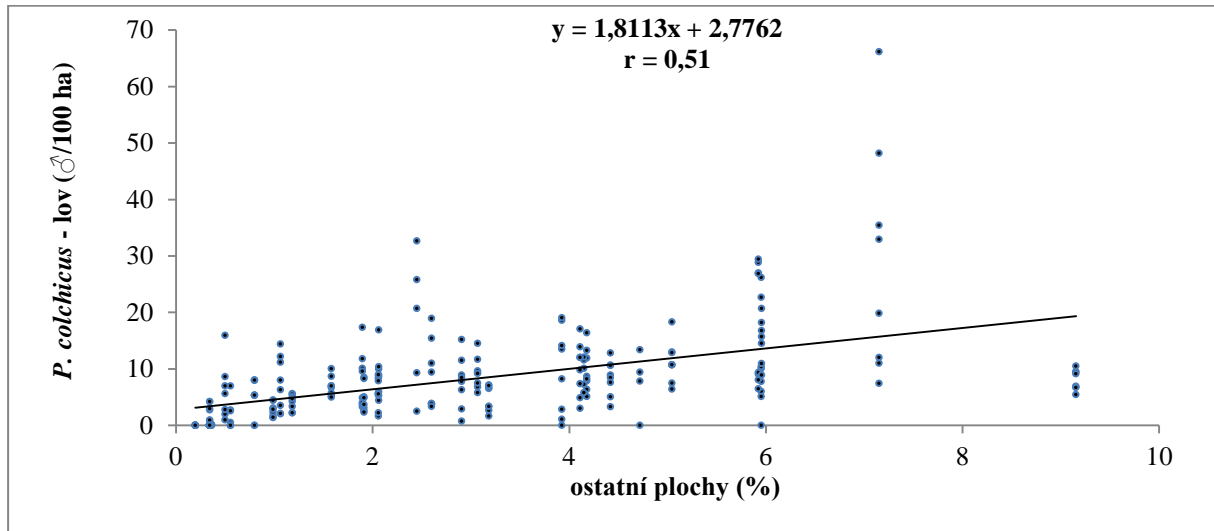
5.3.3 Struktura biotopu

Softwarem ArcGIS bylo zmapováno zastoupení vybraných složek biotopu ve všech sledovaných honitbách (38), viz kapitola 4.2. Struktura biotopu na základě vlastních a externích dat (LPIS, CENIA) byla analyzována k roku 2011. Kompletní charakteristika biotopu v jednotlivých honitbách není vzhledem k rozsahu dat blíže uvedena v textové části práce, ale v příl. č. 4.

Ostatní plochy

Celkové zastoupení dotyčných ploch tvořilo 4,07 % výměry studijní oblasti. Zastoupení ostatních ploch v honitbách ($n = 38$) se pohybovalo v rozmezí 0,20-9,16 % (průměr: $3,11 \pm 2,16$ %).

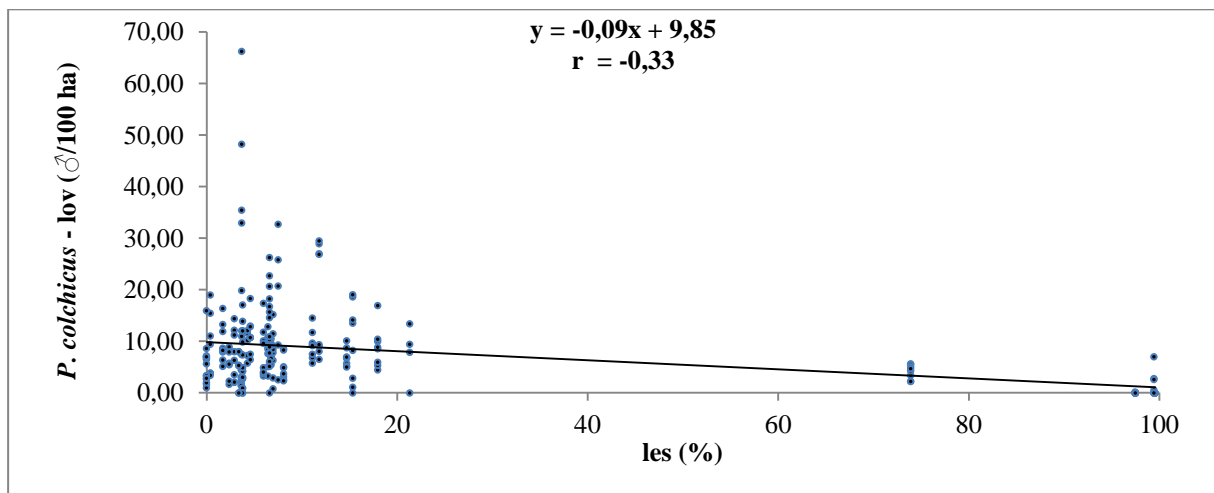
Vyhodnocení LMM **prokázalo pozitivní signifikantní** vliv zastoupení ostatních ploch na početnost bažanta obecného ve studijní oblasti ($n = 288$, $p = 0,0001$), viz tab. č. 9. V tomto ohledu se jednalo o nejvýznamnější ze všech vyhodnocovaných faktorů. Tento trend indikuje rovněž graf č. 16.



Graf č. 16 Vliv zastoupení ostatních ploch na výši odlovu bažanta obecného v jednotlivých honitbách studijní oblasti v letech 2004-2011

Lesní půda

Zastoupení lesní půdy vztažené na celou studijní oblast dosahovalo 13,7 %. Průměrný podíl lesa kalkulovaný jako aritmetický průměr zastoupení lesní půdy v jednotlivých honitbách činil $18,2 \pm 30,5$ % ($n = 38$), s minimem 0 % a maximem 99,6 %. Kromě pěti honiteb, kde podíl lesní půdy přesahoval 50 %, dominuje ve studijní oblasti agrární krajina.

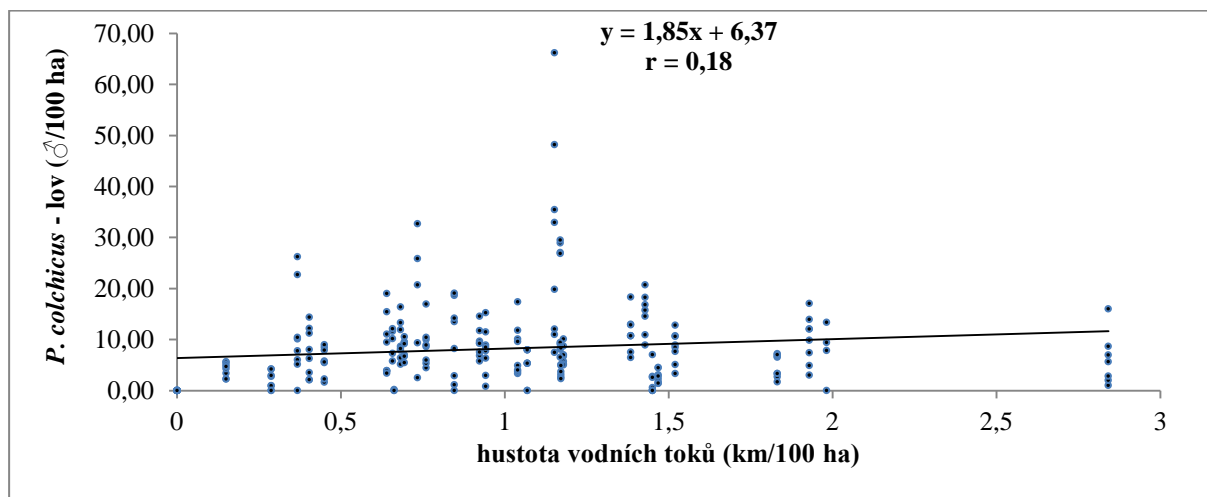


Graf č. 17 Vliv zastoupení lesních porostů na výši odlovu bažanta obecného v jednotlivých honitbách studijní oblasti v letech 2004-2011

Závislost mezi odlovem bažanta obecného a zastoupením lesa znázorňuje graf č. 17. Stejný trend byl potvrzen analýzou pomocí LMM, kdy zvyšující se podíl lesa ve studijní oblasti **signifikantně negativně ovlivňuje** početnost bažanta obecného v jednotlivých honitbách ($n = 288$, $p = 0,0002$). Z hlediska statistické významnosti se jedná o třetí nejdůležitější faktor, viz tab. č. 9.

Hustota vodních toků

Celková hustota vodních toků byla ve sledované oblasti 1,36 km/100 ha. Průměrná hustota vodních toků vypočítaná z hodnot jednotlivých honiteb dosahovala $1,04 \pm 0,60$ km/100 ha ($n = 38$) a pohybovala se v rozmezí 0,00-2,84 km/100 ha.



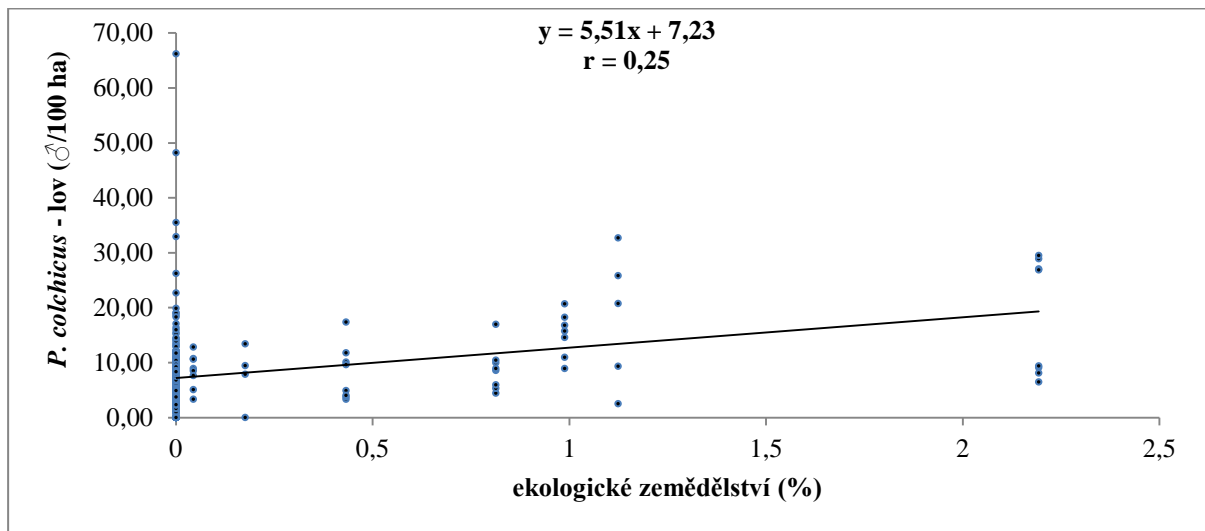
Graf č. 18 Vliv hustoty vodních toků na výši odlovu bažanta obecného v jednotlivých honitbách studijní oblasti v letech 2004-2011

Podobně jak naznačuje trend lineární regrese (graf č. 18), tak i statistické vyhodnocení LMM **potvrdilo signifikantní pozitivní vazbu** mezi hustotou vodních toků a početností bažanta obecného v honitbách studijní oblasti ve sledovaném období 2004-2011 ($n = 288$, $p = 0,0467$), viz tab. č. 9.

Ekologické zemědělství

Z celkové výměry studijní oblasti zaujímalo pouze 0,13 % půdy hospodaření v režimu ekologického zemědělství. Průměrné zastoupení ekologického zemědělství vztahované k výměře jednotlivých honiteb bylo $0,15 \pm 0,44$ % ($n = 38$). Tento způsob hospodaření byl praktikován v sedmi honitbách: Horoušany (0,04 %), Máslovice (0,81 %), Měšice-Veleň (0,43 %), Odolena voda (2,19 %), Veliká Ves (1,12 %), Horní Počernice (0,18 %) a Uhříněves (0,99 %).

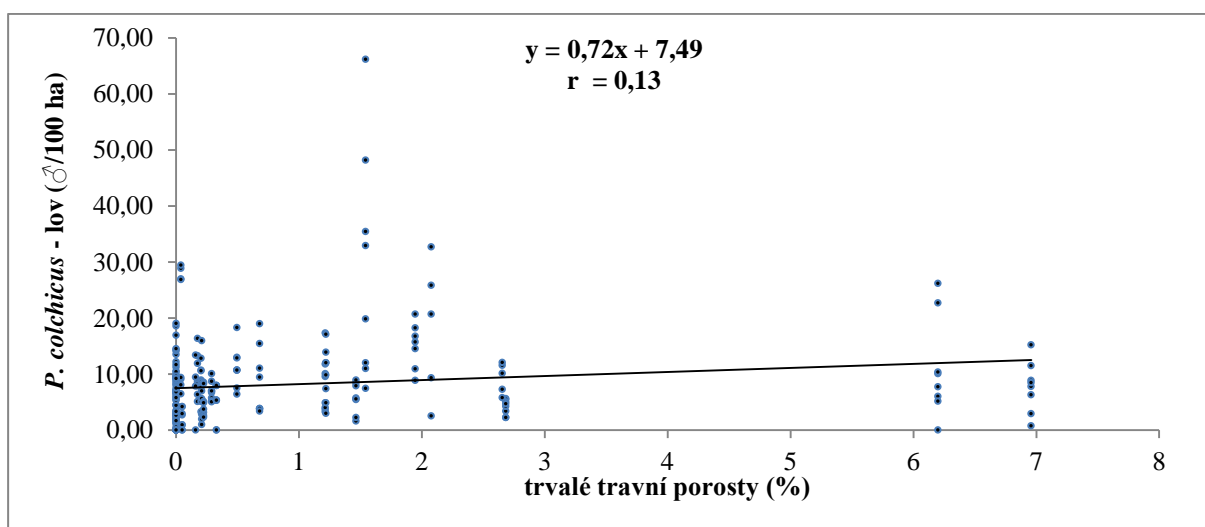
Analýza za pomoci LMM **neprokázala** závislost na zvolené hladině významnosti $p = 0,05$. Ovšem výsledky ukazují na **relativně silnou pozitivní vazbu** mezi výší odlovu bažanta obecného a ekologickým zemědělstvím ($n = 288$, $p = 0,1415$), viz tab. č. 9 a graf č. 19.



Graf č. 19 Vliv hospodaření v režimu ekologického zemědělství na výši odlovu bažanta obecného v jednotlivých honitbách studijní oblasti v letech 2004-2011

Trvalé travní porosty

Celkové zastoupení trvalých travních porostů bylo ve studijní oblasti relativně nízké (0,97 %). Průměrný podíl trvalých travních porostů vypočítaný ze zastoupení v jednotlivých honitbách dosáhl podobné výše ($0,96 \pm 1,58$ %). Zjištěné hodnoty se pohybovaly v rozmezí 0,00-6,96 % výměry honiteb ($n = 38$).



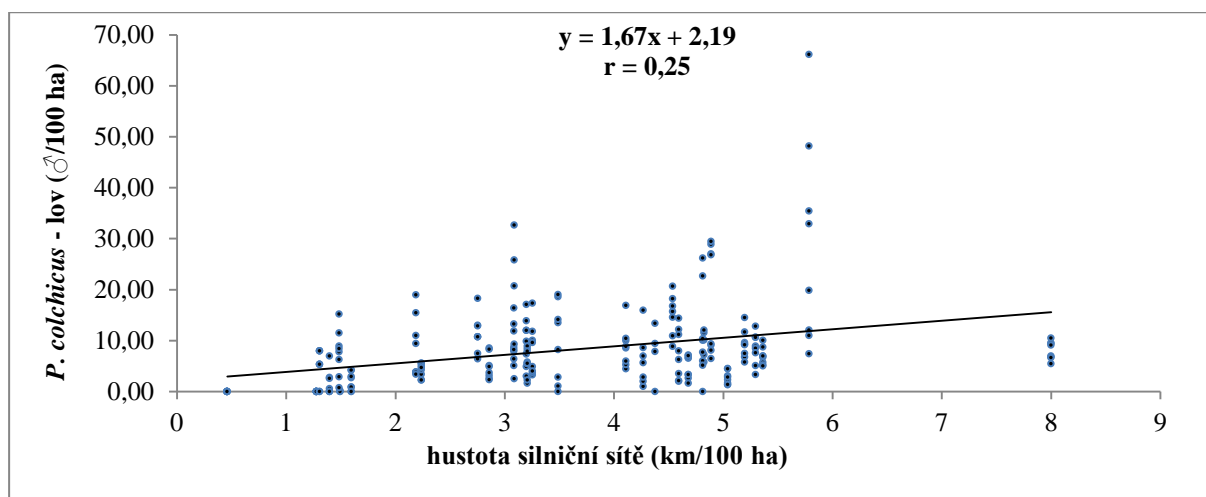
Graf č. 20 Vliv zastoupení trvalých travních porostů na výši odlovu bažanta obecného v jednotlivých honitbách studijní oblasti v letech 2004-2011

Závislost odlovu bažanta obecného na podílu trvalých travních porostů za období 2004-2011 je znázorněna výše (graf č. 20). Přestože trend lineární regrese naznačuje mírnou pozitivní závislost, statistická analýza pomocí LMM **neprokázala** na zvolené hladině významnosti **signifikantní závislost** ($n = 288$, $p = 0,3462$), viz tab. č. 9.

Hustota silniční sítě

Hustota silniční sítě v celé studijní oblasti činila 3,64 km/100 ha. Průměrná hodnota vypočítaná z údajů jednotlivých honiteb byla $3,48 \pm 1,64$ km/100 ha ($n = 38$), s minimem 0,46 km/100 ha a maximem 8,00 km/100 ha.

Graf č. 21 znázorňuje rozdělení odlovu bažanta obecného ve vztahu k hustotě silniční sítě. Přestože trend lineární regrese naznačuje pozitivní vazbu, výsledky získané LMM neprokázaly na zvolené hladině významnosti žádnou **signifikantní závislost** ($n = 288$, $p = 0,6696$), viz tab. č. 9.

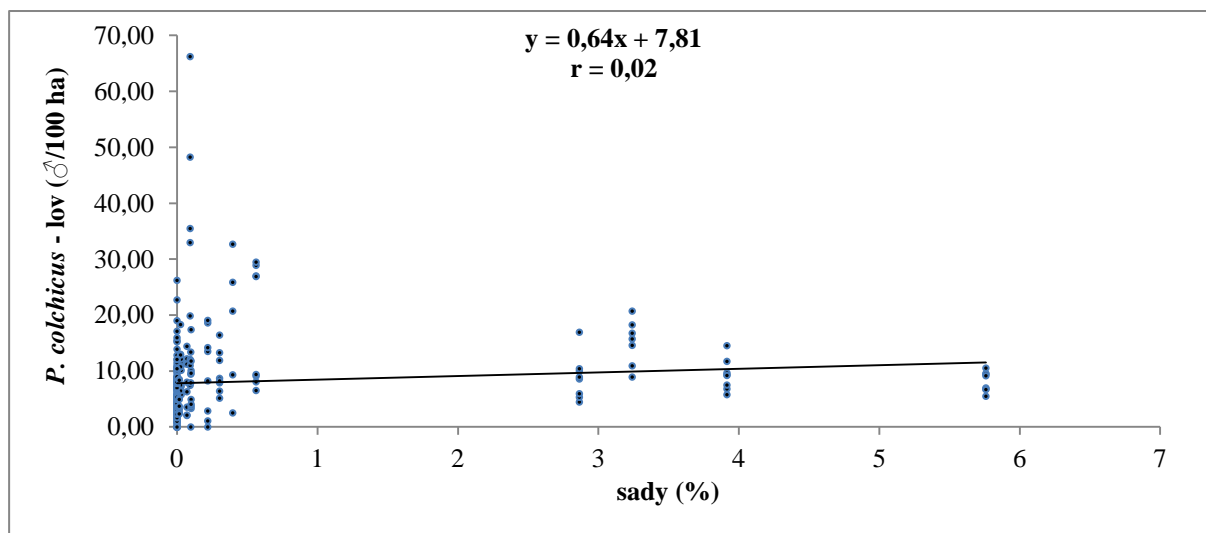


Graf č. 21 Vliv hustoty silniční sítě na výši odlovu bažanta obecného v jednotlivých honitbách studijní oblasti v letech 2004-2011

Sady

V rámci studijní oblasti bylo celkové zastoupení sadů 0,67 %. Procentuální podíl kalkulovaný jako aritmetický průměr z jednotlivých honiteb dosahoval $0,63 \pm 1,53$ % ($n = 38$) a pohyboval se v rozsahu 0,00-5,84 %.

Statistické vyhodnocení pomocí LMM **nepotvrdilo** na zvolené hladině významnosti vliv zastoupení sadů na populační dynamiku bažanta obecného ve studijní oblasti v letech 2004-2011 ($n = 288$, $p = 0,7691$), viz tab. č. 9. Závislost lovu bažanta obecného a zastoupení sadů dle honiteb je graficky znázorněno níže (graf č. 22).

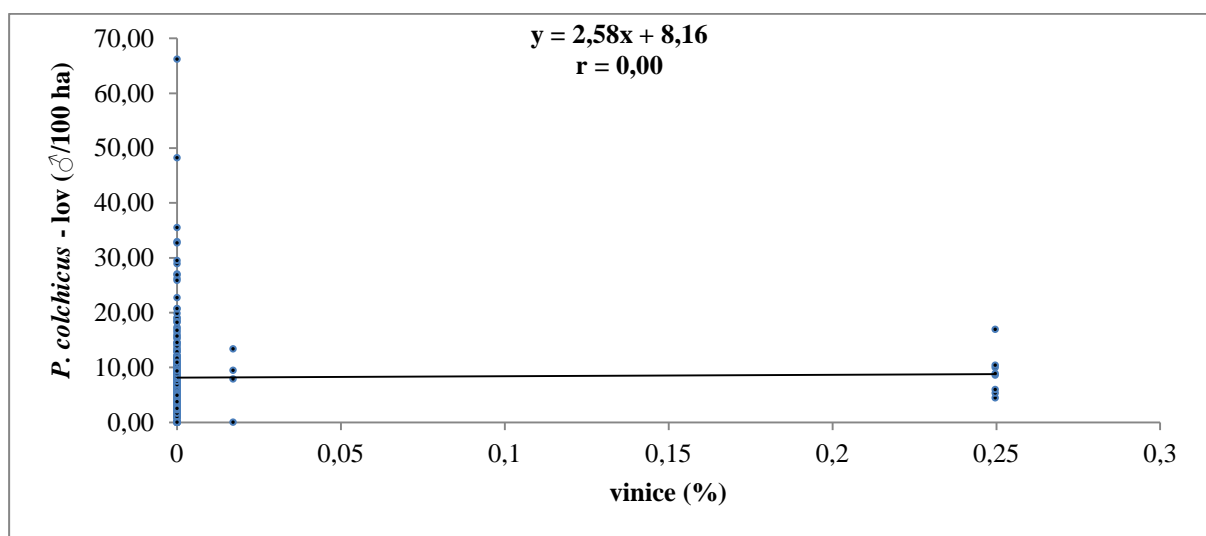


Graf č. 22 Vliv zastoupení sadů na výši odlovu bažanta obecného v jednotlivých honitbách studijní oblasti v letech 2004-2011

Vinice

V rámci studijní oblasti dosahovala výměra vinic pouze 0,01 %. Průměrné zastoupení vinic kalkulované z jednotlivých honiteb bylo stejné jako jejich celkový podíl v oblasti ($0,01 \pm 0,04$ %; $n = 38$). Tento způsob zemědělské výroby byl realizován pouze ve dvou honitbách: Máslovice (0,25 %) a Horní Počernice (0,02 %).

Výstupy z LMM neprokázaly statisticky signifikantní závislost mezi zastoupením vinic a početností bažanta obecného ($n = 288$, $p = 0,9042$), viz tab. č. 9. Graf č. 23 znázorňuje výši odlovu v honitbách s ohledem na zastoupení vinic.



Graf č. 23 Vliv zastoupení vinic na výši odlovu bažanta obecného v jednotlivých honitbách studijní oblasti v letech 2004-2011

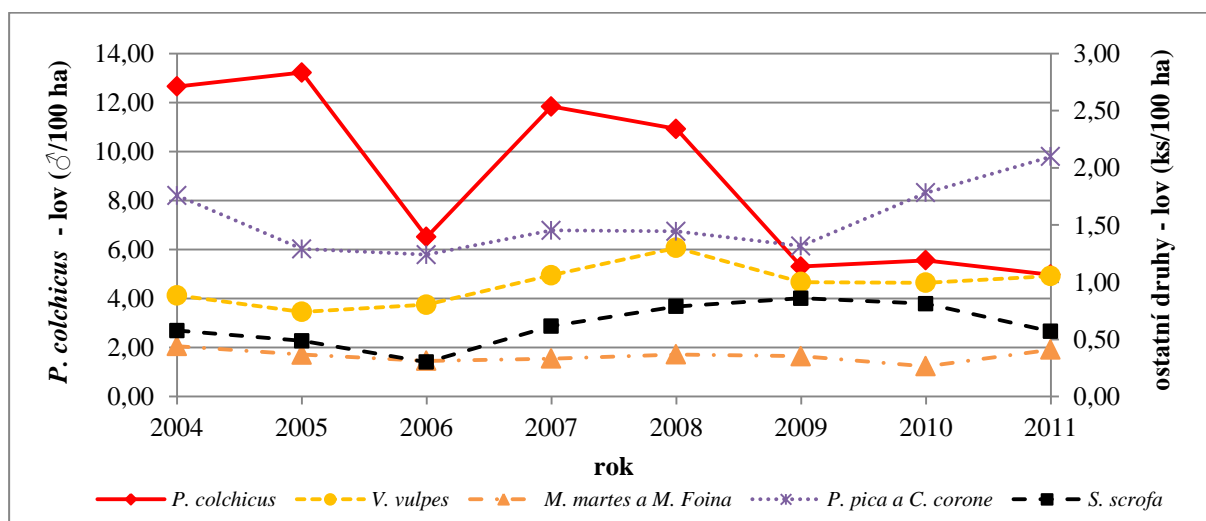
5.3.4 Myslivecký management

5.3.3.1 Predace („predator control“)

K tradičnímu a dlouhodobému nástroji, který je v mysliveckém managementu využíván ke zvýšení početnosti bažanta obecného a ostatních druhů drobné zvěře, je eliminace predáčního tlaku pomocí odlovu legislativně povolených druhů predátorů. Ve studijní oblasti byl vyhodnocován vliv výše lovu šesti potenciálních predátorů bažanta obecného na jeho populační dynamiku v letech 2004-2011. Nebyla tedy zjišťována přímá predace, ale účinek tlumení početnosti predátorů (tzv. predáční kontrola – „predator control“) na populační dynamiku bažanta obecného v jednotlivých honitbách. Takto zvolený způsob umožňuje zahrnout do vyhodnocení pouze druhy, u kterých je legislativně povolen lov. Do statistické analýzy pomocí LMM byla zahrnuta míra predáční kontroly (ks/100 ha) u níže uvedených druhů (abecedně):

- kuna lesní (*Martes martes*) a kuna skalní (*Martes foina*) – z důvodu velmi podobné potravní ekologie byly druhy vyhodnocovány společně
- liška obecná (*Vulpes vulpes*)
- prase divoké (*Sus scrofa*)
- straka obecná (*Pica pica*) a vrána obecná (*Corvus corone*) - z důvodu velmi podobné potravní ekologie byly druhy vyhodnocovány společně

Graf č. 24 znázorňuje souhrnné údaje o odlovu bažanta obecného a analyzovaných predátorů ve studijní oblasti.



Graf č. 24 Souhrnný odlov bažanta obecného a vybraných druhů predátorů ve studijní oblasti v letech 2004-2011

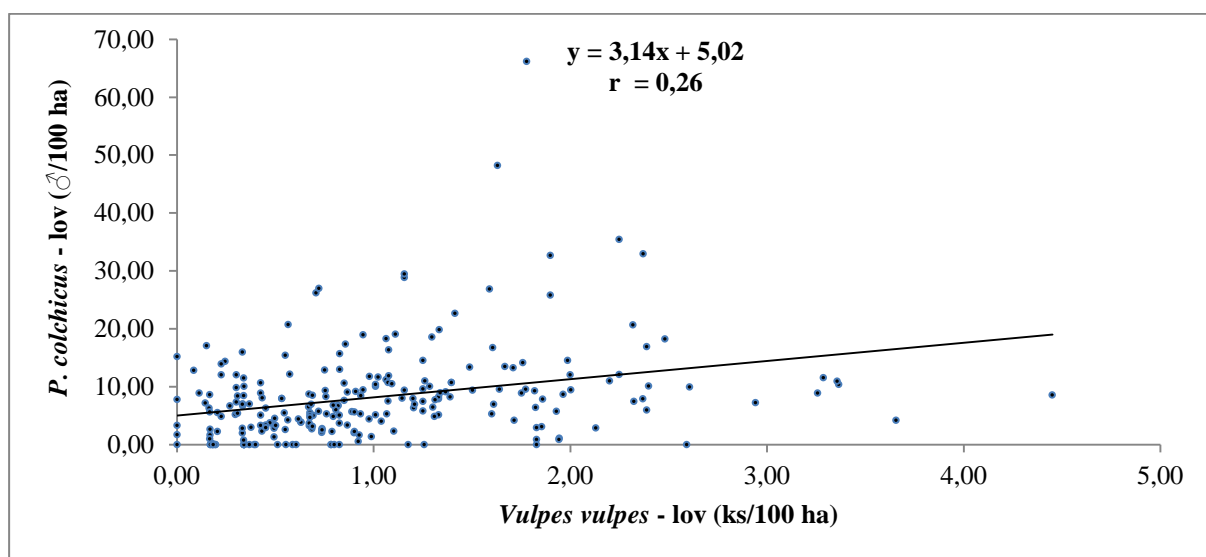
Údaje o lovu vybraných predátorů v jednotlivých honitbách za období 2004-2011, které byly statisticky zpracovány LMM, jsou díky rozsáhlosti uvedeny v příl. č. 5 (Mysl 1-01, MZe ČR).

Liška obecná

Průměrný lov lišky obecné vztažený na celou studijní oblast byl $0,98 \pm 0,17$ ks/100 ha ($n = 8$; min. 0,74; max. 1,30), viz graf č. 24.

V jednotlivých honitbách za sledované období dosahovala průměrná hodnota odlovu rovněž výše $0,98 \pm 0,74$ ks/100 ha ($n = 288$; min. 0,00; max. 4,45), viz graf č. 25.

Statistické vyhodnocení za pomoci LMM prokázalo, že odlov lišky obecné patří mezi druhý nejvýznamnější faktor, který **ovlivňuje (pozitivně)** početnost bažanta obecného ve studijní oblasti ($n = 288$, $p = 0,0001$), viz tab. č. 9.



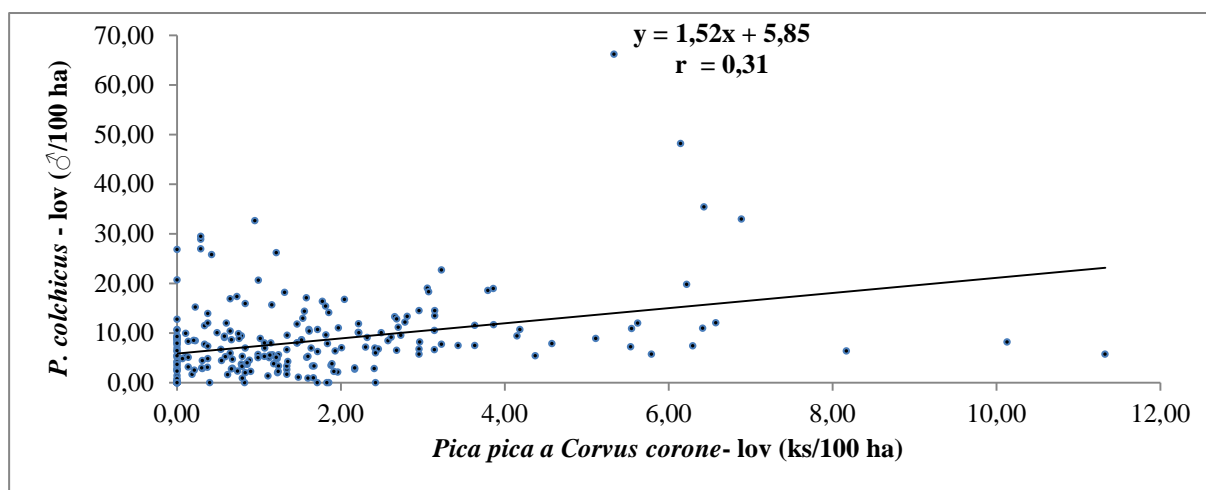
Graf č. 25 Vliv lovu lišky obecné na lov bažanta obecného v jednotlivých honitbách v letech 2004-2011

Straka obecná a vrána obecná

Průměrný lov obou druhů ve studijní oblasti činil za sledované období $1,55 \pm 0,30$ ks/100 ha ($n = 8$), s minimem 1,24 ks/100 ha v roce 2006 a maximem v roce 2011 ve výši 2,10 ks/100 ha (graf č. 24).

Průměrný odlov kalkulovaný z hodnot jednotlivých honiteb dosahoval výše $1,48 \pm 1,78$ ks/100 ha ($n = 288$) a pohyboval se v intervalu 0,00-11,33 ks/100 ha.

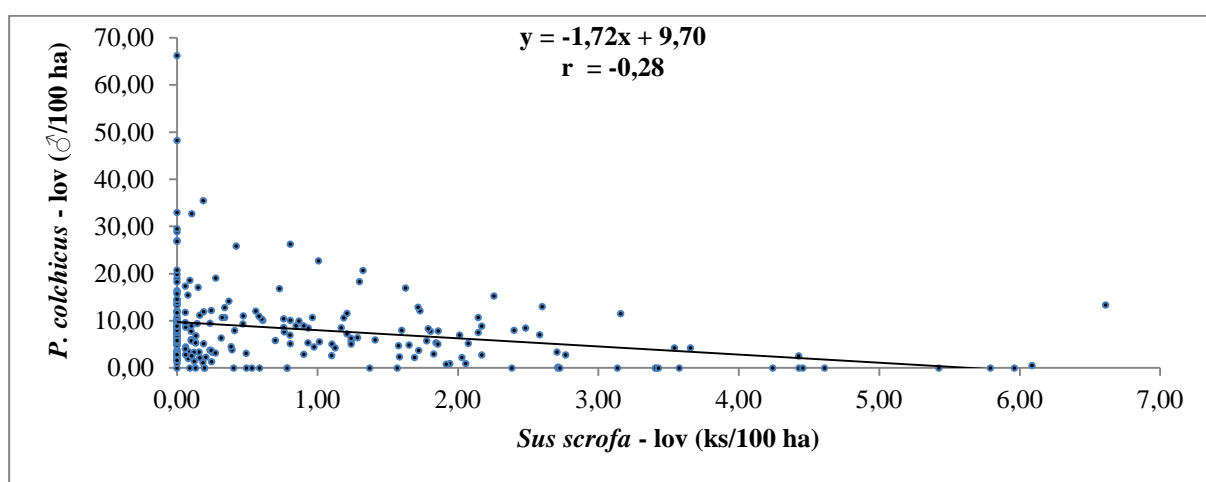
Výsledný trend lineární regrese mezi lovem obou druhů a bažantem obecným indikuje pozitivní závislost (graf č. 26). Statistické zpracování dat LMM **neprokázalo** mezi veličinami statisticky signifikantní závislost ($n = 288$, $p = 0,2084$).



Graf č. 26 Vliv lovu straky obecné a vrány obecné na lov bažanta obecného v jednotlivých honitbách v letech 2004-2011

Prase divoké

Za sledované období bylo v celé studijní oblasti loveno průměrně $0,63 \pm 0,19$ ks/100 ha ($n = 8$; min. 0,30; max. 0,86). Průměrná výše odlovu v jednotlivých honitbách byla $0,76 \pm 1,21$ ks/100 ha ($n = 288$). Odlov se v honitbách pohyboval v rozmezí 0,00-6,61 ks/100 ha. Jak už naznačuje poměrně vysoká směrodatná odchylka, tak celkové rozmezí hodnot, odlov prasete divokého na rozdíl od ostatních sledovaných predátorů vykazuje v rámci studijní oblasti největší stupeň nerovnoměrnosti. Z celkového počtu údajů z honiteb za období 2004-2011 ($n = 288$) bylo celkem 110 případů, kdy lov dosáhl nulové hodnoty. Z toho vyplývá, že prase divoké se ve studijní oblasti nevyskytuje rovnoměrně. Větší početnost a tedy i lov jsou vázány převážně na honitby, které mají v rámci oblasti vyšší zastoupení lesa.



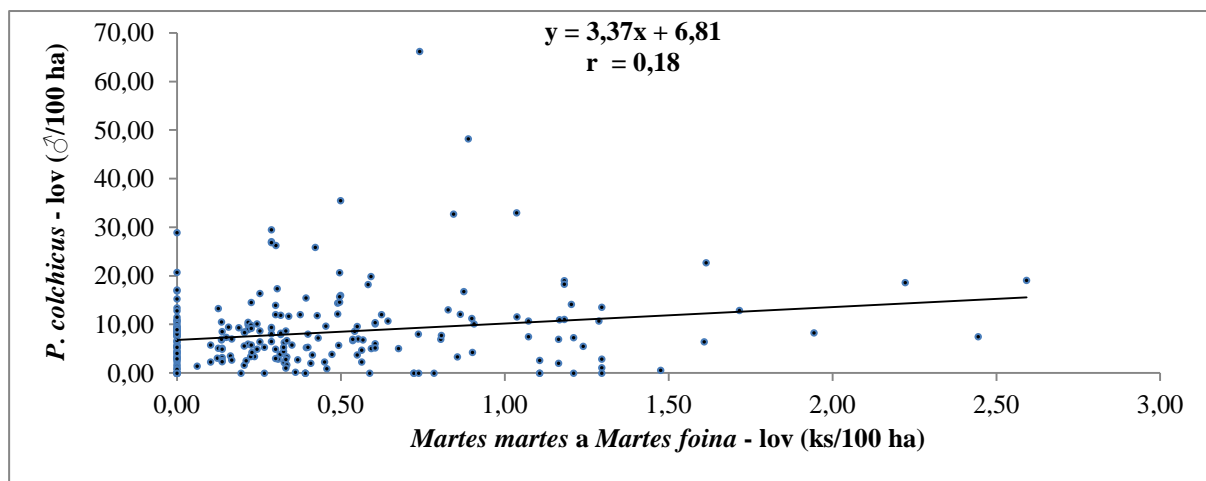
Graf č. 27 Vliv lovu prasete divokého na lov bažanta obecného v jednotlivých honitbách v letech 2004-2011

Trend lineární regrese ukazuje jako u jediného sledovaného predátora na negativní závislost mezi lovem prasete divokého a bažanta obecného (graf č. 27). **Nicméně analýza pomocí LMM neprokázala vliv** odlovu prasete divokého na početnost bažanta obecného ve studijní oblasti ($n = 288$, $p = 0,4454$), viz tab. č. 9.

Kuna lesní a kuna skalní

Průměrně bylo za období 2004-2011 loveno ve studijní oblasti $0,36 \pm 0,06$ ks/100 ha ($n = 8$) kuny lesní a kuny skalní. V závislosti na roku se míra predační kontroly pohybovala v rozmezí 0,26-0,44 ks/100 ha (graf č. 24). V případě těchto hodnot se jedná o souhrn za celou studijní oblast v jednotlivých letech.

V honitbách dosahovala průměrná výše lovu za sledované období hodnoty $0,36 \pm 0,45$ ks/100 ha ($n = 288$), s minimem 0,00 ks/100 ha a maximem 2,59 ks/100 ha.



Graf č. 28 Vliv lovu kuny lesní a kuny skalní na lov bažanta obecného v jednotlivých honitbách v letech 2004-2011

Trend lineární regrese naznačuje pozitivní závislost mezi lovem bažanta obecného a kuny lesní a kuny skalní (graf č. 28). Ovšem vyhodnocení zvoleným LMM **neprokázalo na statisticky významné hladině** významnosti vliv lovu kuny lesní a kuny skalní na početnost bažanta obecného ve studijní oblasti ($n = 288$, $p = 0,6055$), viz tab. č. 9.

5.3.3.2 Vypouštění uměle odchovaných jedinců

Ve studijní oblasti bylo v závislosti na roku ve 3-6 honitbách praktikováno zazvěřování uměle odchovanou zvěří. Zpravidla byla vypouštěna dospělá zvěř z voliérovcích chovů v hnízdním období za účelem zvýšení reprodukčního potenciálu populace. Z tohoto důvodu byl poměr pohlaví při zazvěřování vychýlen výrazně ve prospěch samic (♂: 13-28 %;

♀: 72-87 %), viz tab. č. 10. Ve zmíněné tabulce jsou uvedeny souhrnné ukazatele o zazvěřování nejen v jednotlivých honitbách, ale i ve studijní oblasti jako celku. V případě veličiny *honitby* jsou popsány vybrané ukazatele průměrného lovu v honitbách podle toho, zda docházelo k zazvěřování, nebo nikoliv. V zazvěřování podle honiteb jsou uvedeny průměrné hodnoty vztažené pouze k honitbám, kde bylo vypouštění v daném roce realizováno, proto jsou celková data o zazvěřování za celou studijní oblast výrazně nižší.

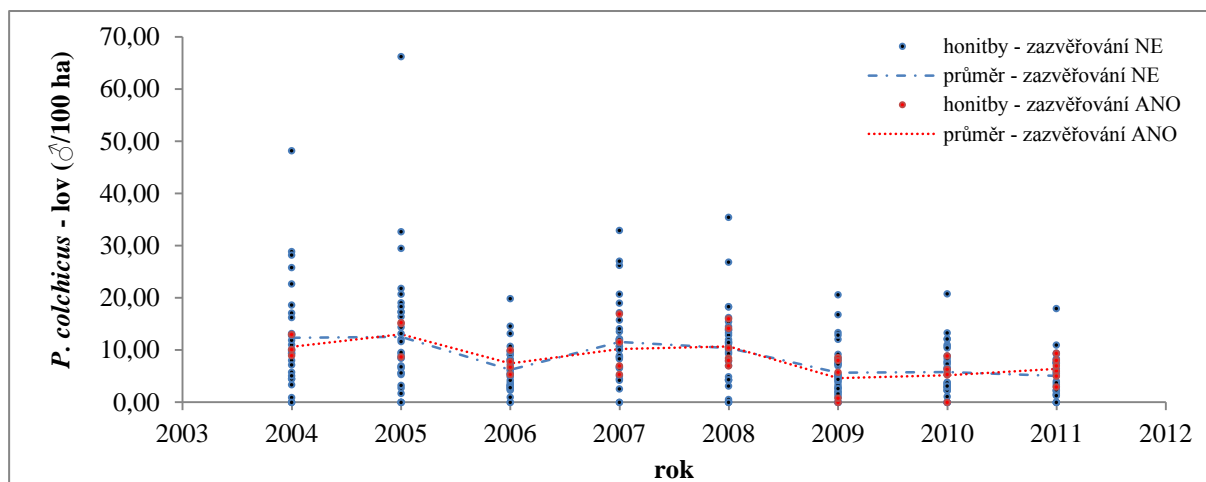
rok	honitby							studijní oblast (celkem)				
	zazvěřování - NE		zazvěřování - ANO					ø lov (♂/100 ha)	N	ø zazvěřování (ks/100 ha)		
	ø lov (♂/100 ha)	N ^(b)	ø lov (♂/100 ha)	N	ø zazvěř. (ks/100 ha)					♂	♀	♂♀
2004	12,35	28	10,66	3	2,85	11,73	14,58	12,65	31	0,26	1,07	1,33
2005	12,51	32	13,01	3	1,73	7,76	9,49	13,22	35	0,13	0,58	0,71
2006	6,23	31	7,46	4	3,44	9,35	12,79	6,51	35	0,32	0,87	1,19
2007	11,57	32	10,19	4	2,72	7,61	10,32	11,84	36	0,25	0,70	0,95
2008	10,37	32	10,67	6	1,77	6,78	8,55	10,92	38	0,24	0,92	1,16
2009	5,69	33	4,62	5	1,05	6,45	7,50	5,30	38	0,13	0,80	0,93
2010	5,76	33	5,16	5	1,00	6,76	7,76	5,56	38	0,12	0,81	0,93
2011	5,02	31	6,39	6	2,88	7,39	10,27	4,97	37	0,37	0,95	1,32

^(a) průměrný odlov

^(b) počet honiteb

Tab. č. 10 Sumarizace vypouštění uměle odchované zvěře (zazvěřování) dle honiteb a celé studijní oblasti v letech 2004-2011 (Mysl 1-01, MZe ČR)

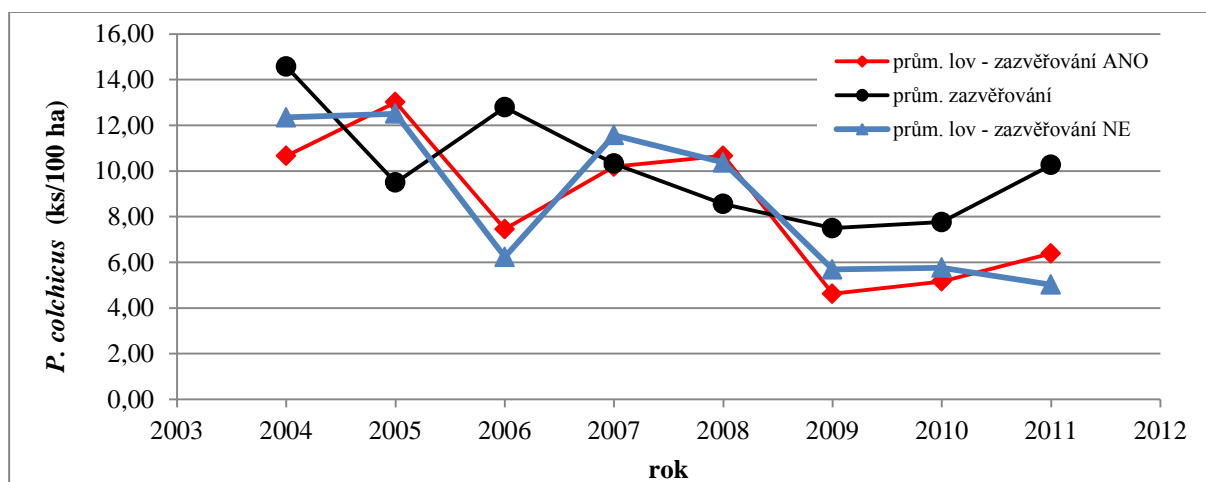
Vyhodnocení pomocí LMM prokázalo statisticky signifikantní pozitivní závislost mezi výší odlovu bažanta obecného a zazvěřováním ($n = 288$, $p = 0,0016$), viz tab. č. 9. Důsledkem je, že v honitbách, kde je vypouštěna v hnízdním období uměle odchovaná zvěř, se míra zazvěřování v závislosti na roku kladně projevila na podzimním odlovu. Ovšem to neznamená, že tyto honitby mají automaticky vyšší reprodukci a následně i podzimní odlov v porovnání s honitbami, kde byl management zaměřen pouze na divokou populaci. Tento fakt ukazuje průměrná výše odlovu bažanta obecného v honitbách, kde docházelo k zazvěřování a kde nikoliv (tab. č. 10; graf č. 29). Trend byl v jednotlivých letech v obou případech de facto totožný, což statisticky signifikantně potvrzuje korelační analýza ($r = 0,93$, $n = 8$, $p = 0,001$). V žádném roce nedošlo v honitbách, kde bylo realizováno zazvěřování, k výrazně vyššímu odlovu v porovnání s ostatními honitbami. Pokud by byla srovnávána data z honiteb, kde bylo v daném roce praktikováno zazvěřování, tak celková průměrná výše odlovu v nich byla za období 2004-2011 dokonce nižší (8,1 ♂/100 ha) než v honitbách bez zazvěřování (8,6 ♂/100 ha). Lze tedy konstatovat, že pokud došlo v daném roce k poklesu početnosti divoké populace, zazvěřování tomuto trendu nezabránilo (graf č. 29).



Graf č. 29 Porovnání výše odlovu bažanta obecného v honitbách, kde v daném roce bylo, popř. nebylo realizováno zazvěřování

Na nízkou efektivitu vypouštění uměle odchované zvěře rovněž poukazuje graf č. 30. Za období 2004-2011 bylo pouze v letech 2005 a 2008 docíleno vyššího odlovu samců, než kolik bylo vypuštěno zvěře v hnízdním období. S ohledem na to, že u vypouštěné zvěře dominují samice (tab. č. 10), tyto výsledky indikují na velmi nízkou reprodukci uměle odchovaných samic. V žádném roce se zazvěřování pomocí samic v hnízdním období neprojevovalo výrazným zvýšením odlovu samců v podzimním období. Snížení početnosti divoké populace bažanta obecného v daném roce nebylo adekvátně kompenzováno dodatečným reprodukčním potenciálem vypuštěných uměle odchovaných samic. I z tohoto důvodu působí zvolený způsob mysliveckého managementu jako minimálně efektivní.

Podrobné informace o výši zazvěřování členěné dle konkrétních honiteb ve studijní oblasti je uvedeno v příl. č. 6.



Graf č. 30 Znárodnění průměrné výše zazvěřování a následného odlovu v porovnání s honitbami, kde byl management zaměřen pouze na divokou populaci

6 Diskuze

Populační dynamika

Vývoj populační dynamiky bažanta obecného v letech 2004-2011 je charakteristický výraznou meziroční fluktuací v početnosti (graf č. 7). Výše lovu, která byla v porovnání s JSS charakteristická většími meziročními změnami, byla pro účely této práce zvolena jako základní veličina vyjadřující denzitu a populační dynamiku v honitbách a celé oblasti. V populacích, kde dominují volně žijící jedinci, se jedná o objektivní veličinu, která reálně popisuje početnost bažanta obecného (Mayer, 1983; Draycott et al., 2002; Santilli and Bagliacca, 2008; Switzer, 2009). Hodnoty JSS a lovu ve výše uvedených letech ukazovaly v podstatě shodný trend a jejich korelace byla statisticky signifikantní, viz kapitola 5.1. Tento fakt je typický pro populace, kde dominantní část tvoří jedinci pocházející z divokého chovu a nedochází k výraznému ovlivňování populace vypouštěním uměle odchovaných bažantů. V českých zemích byla velmi těsná korelace typická do počátku 80. let 20. století, kdy bylo možné konstatovat, že v populacích dominovali divocí jedinci (Mysl 1-01, MZe ČR; graf č. 1). Na základě těchto skutečností lze považovat populaci ve studijní oblasti za divokou s marginálním podílem umělého odchovu, a proto je vhodná ke studiu parametrů divoké populace.

Celkový vývoj ve studijní oblasti byl všeobecným odrazem trendu v jednotlivých honitbách (tab. č. 5, graf č. 8). Pravděpodobnou příčinou je, že v rámci oblasti působily v jednotlivých letech plošně a se stejným vlivem podobné faktory. Meziroční fluktuace populace bývá podle většiny autorů způsobena klimatickými podmínkami (srážky v hnízdním období; výška a délka sněhové pokrývky; teplota atd.), např. Riley et al. (1998b), Homan et al. (2000), Draycott et al. (2002) a Klinger (2008). Naopak dlouhodobá denzita je důsledkem struktury prostředí a dostupností kvalitativně vhodného biotopu (Hill and Robertson, 1988a; Perkins et al., 1997; Switzer, 2009). Faktory prostředí a jejich vliv budou podrobněji rozebírány v diskuzi níže.

S ohledem na nastavený lovecký management, kdy jsou loveni pouze samci, není pravděpodobné, že by lovecký tlak způsobil u polygamního druhu výrazný pokles početnosti. Poměr pohlaví ($\sigma^A : \text{♀}$) získaný z JSS, který se v oblasti po lovecké sezóně pohyboval v rozmezí 0,28-0,36, by neměl ovlivnit reprodukci v dalším roce (Wechsler, 1986; Haroldson, 2005; Switzer, 2009). Některé studie dokonce stanovují udržitelnou míru lovu do 90 % samců bez negativního vlivu na populaci (Schick, 1952; Wagner et al., 1965; Hartman and Sheffer, 1971). Nicméně tyto studie vznikly v době, kdy divoké populace dosahovaly na dotčených

lokalitách (USA) vysoké početnosti díky vhodným biotopovým podmínkám. Proto v intenzivně zemědělsky využívané krajině, kde se nacházejí málo početné, popř. izolované populace a která neposkytuje optimální předpoklady pro reprodukci a přežívání jedinců, je nutné zvolit „konzervativnější“ procento lovu samců. Lov nad 90 % samců v těchto případech může snížit genetickou variabilitu populace (Warner and Phillip, 1988) a negativně ovlivnit reprodukční potenciál (Barrowclough, 1980).

S ohledem na široké spektrum činitelů, kteří ovlivňují populaci bažanta obecného v rámci států a kontinentů (klimatické podmínky; struktura biotopu; predace; způsob hospodaření v krajině; agrární politika; myslivecký management), není možné objektivně porovnávat vývoj početnosti divoké populace v jednotlivých letech. Jen v rámci ČR je srovnání velmi komplikované díky vypouštění vysokých počtů uměle odchovaných bažantů, různým biotopovým a klimatickým podmínkám. Přesto byly hodnoty lovu a JSS podobné jako ve studijní oblasti v letech 2009-2011 pod průměrnými hodnotami za posledních osmi let, v případě lovu se jednalo o rozmezí 5,9-9,1 % (pouze ♂ 9,5-12,6 %), u JSS o 0,6-14,6 %. Ve studijní oblasti byl pokles v porovnání s průměrem za období 2009-2011 vyšší: lov 37,1-43,8 % (loveni pouze ♂), JSS 6,3-24,5 %. Důvodem je, že na rozdíl od ČR je početnost sledované oblasti minimálně ovlivňována vypouštěním uměle odchovaných bažantů.

Věková struktura a reprodukční ukazatele populace

Na základě sběru a měření PPL byla studována věková struktura populace a RRK v letech 2009-2011. V souvislosti s populační dynamikou bažanta obecného ve studijní oblasti se jednalo o periodu, kdy byla početnost pod průměrnými hodnotami let 2004-2011.

Věková struktura a RRK, jak vyplývá z kapitoly 4.3 a 4.4, jsou přímo korelované veličiny. Čím je vyšší podíl juvenilních jedinců v populaci, tím je vyšší přírůstek v daném roce a tedy i hodnota RRK a naopak. Ve sledovaném období byl nižší podíl mladé zvěře v roce 2009, do roku 2011 se postupně zvyšoval.

Vzorky PPL byly ve studijní oblasti odebírány v říjnu až prosinci (lovecká sezóna 16. 10 – 31. 12.), proto výsledky nejsou plně porovnatelné s Woodburn et al. (2006), kteří odebírali PPL z jedinců odchycených v únoru a březnu. Greenberg et al. (1972) sbírali PPL v období říjen-listopad (Illinois, USA) a dospěli k téměř totožným výsledkům. Juvenilní jedinci měli průměrnou hodnotu PPL $3,00 \pm 0,16$ mm a adultní $3,46 \pm 0,18$ mm, v případě této studie juvenilní $2,94 \pm 0,14$ mm a adultní $3,43 \pm 0,16$ mm (tab. č. 6). Zjistili také, že u jedinců, kteří spadají do juvenilní kategorie, mají větší průměr bažanti z pozdějších snůšek. Naopak u adultních platí čím starší jedinec, tím je větší průměr PPL. Rovněž upozorňují na

fakt, že výsledné hodnoty ovlivňuje reprodukční schopnost populace v daném roce, která determinuje zastoupení věkových tříd. Celkové zastoupení juvenilních samců ve studijní oblasti [$\sigma(j)$ 62,3 %; 2009-2011] bylo nižší než v Illinois [$\sigma(j)$ 80,1 %; 1969-1970]. Na rozdíl od této studie, jimi naměřené PPL splňovaly parametry normálního rozdělení.

Ve studijní oblasti bylo zjištěno zastoupení juvenilních jedinců v období 2009-2011: 55,3-70,2 % (σ); 30,5-42,6 % (♀) a 39,3-53,0 % ($\sigma\text{♀}$), viz tab. č. 7. Studie převážně většiny autorů referovaly zpravidla vyšší podíl mladé zvěře. Např. Stokes (1968) při osmiletém výzkumu divoké populace v Utahu (USA) popsal zastoupení mladých samců v rozmezí 82-92 %, u samic 63-82 %. Hartman and Sheffer (1971) zjistili podíl juvenilních samců na celkovém odlovu v Pensylvánii v letech 1961-1970 od 80 % do 93 %. Edminster (1954) a Johnsgard (1999) poukazují, že podíl adultních jedinců v populaci zpravidla dosahuje maximálně 25 %. Na vyšší podíl mladé zvěře než v této studijní oblasti dále odkazovali: Janson (1963), Gates and Hale (1975), Engbring (1976), Woodburn et al. (2006).

Variabilita naměřených průměrů PPL pravděpodobně indikuje dlouhý průběh hnízdní sezóny v důsledku častých náhradních snůšek (predace, zemědělské práce, počasí), viz grafy č. 10 (a, b, c, d). To poukazuje na ne příliš optimální podmínky hnízdění v letech 2009-2011. Vzhledem k tomu, že bažant obecný ve volné přírodě patří mezi druhy krátkou délkou života (Hill and Robertson, 1988a; Johnsgard, 1999), bylo předpokládáno, že rozložení naměřených průměrů PPL bude více asymetrické s výrazně vyšším podílem juvenilních jedinců. Poměrně vysoké zastoupení adultních bažantů může být rizikem budoucího vývoje populace, protože ke kompletní výměně celé populace dochází v horizontu 2-3 let (Wechsler, 1986; Klinger, 2008).

Zvláště v roce 2009 byl zjištěn vysoký podíl dospělé zvěře (σ 44,7 %; ♀ 69,5 %; $\sigma\text{♀}$ 60,7 %) v populaci (tab. č. 7), a proto i nejnižší RRK (tab. č. 8). Přestože v následujících dvou letech RRK vzrostl, pouze v roce 2010 byl dosažen vyšší odlov. Paradoxně nejnižší odlov byl v roce 2011, tedy v době s nejvyšší hodnotou RRK. Jedním z důvodů bylo, že díky poklesu početnosti v předcházejících dvou letech byl mnoha honitbách omezen lov. V letech 2009-2011 byly dosahovány podprůměrné hodnoty lovu a rovněž se snižovaly JSS. Lze to vysvětlit tím, že v průběhu dané periody nebyl docílen takový RRK, který byl umožnil meziroční zvýšení početnosti populace.

Podíl juvenilních jedinců a RRK byl vyšší u samců než samic ve všech sledovaných letech, což je důsledkem nastaveného lovecké managementu vyplývající z platné legislativy. Poměr pohlaví je uměle upravován ve prospěch samic a nedosahuje hodnoty 1 : 1 jako

v populacích, které nejsou ovlivňovány lovem samců (Dále, 1952). V divokých populacích, kde jsou loveni samci, působí na zastoupení početnost samic pouze přirozená roční mortalita, která zpravidla dosahuje nižší úrovně než celkové procento lovu samců, např. Wechsler (1986), Switzer (2009) atd. Důsledkem je vyšší zastoupení samic v podzimní populaci. Poměr pohlaví se dle Hallett et al. (1988) pohyboval v letech 1957-1969 (Illinois) v rozmezí 0,57-0,88 : 1 ve prospěch samic. Hartman and Sheffer (1971) zjistili na přelomu 60. a 70. let 20. století v Pensylvánii poměr pohlaví cca 0,9 (♂) : 1 (♀). Snyder (1977) zjistil v coloradské podzimní populaci v 70. letech minulého století (USA) průměrný poměr pohlaví 0,76 (♂) : 1 (♀). Switzer (2009) odhaduje poměr pohlaví v Jižní Dakotě na 0,9 : 1 ve prospěch samic. Poměr pohlaví v podzimní populaci vypočítaný na základě RRK se ve studijní oblasti v letech 2009-2011 pohyboval mezi 0,54-0,64 (♂) : 1 (♀). Na základě výše uvedených skutečností je RRK v procentuálním vyjádření díky reprodukci v poměru pohlaví 1 : 1 a vyšší početnosti samic vždy nižší u samic. V absolutních hodnotách je přírůstek populace u samic a samců při předpokládané stejné mortalitě v podstatě totožný (Gates and Hale, 1975; Grahn, 1993).

Je důležité poznamenat, že RRK (♂, ♀, ♂♀) nelze interpretovat jako nárůst početnosti v absolutním vyjádření od jara do podzimu, protože do vzorce (kapitola 4.4) nebyly zahrnuty informace o mortalitě jarní populace (JSS) do podzimu, která nebyla ve studijní oblasti zkoumána. To ovšem nic nemění na tom, že RRK je objektivním vyjádřením reprodukce v daném roce. Stejně tak převážná část zde uvedených studií popisuje reprodukci a další parametry populační dynamiky v relativním vyjádření pomocí indexů, které v dlouhodobějším časovém horizontu snáze predikují reprodukční, popř. loveckou úspěšnost v běžném roce. Například v Jižní Dakotě, která patří mezi státy s nejvyšší početností divoké populace na světě, je popisována populační dynamika v celostátním měřítku pomocí několika dlouhodobě sledovaných indexů (Switzer, 2009). V letním období je na vybrané síti silnic prováděno dle jednotné metodiky sčítání bažantů a zjišťován počet bažantů na míli a průměrný počet kuřat na samici. Oba ukazatele jsou sledovány kontinuálně od roku 1949 a jsou podkladem pro predikci lovu a stanovení maximálního počet ulovených bažantů na lovce a den. Celková početnost podzimní populace je odhadována dle výše lovu a poměru pohlaví před a po lovecké sezóně. Tento systém je v porovnání s mysliveckým plánováním v ČR pružnější a lépe reaguje na aktuální podmínky v daném roce. V ČR je na každou honitbu legislativně stanoven konstantní KOP, který by měl vyjadřovat přírůstek populace, který lze teoreticky odlovit. Už s ohledem na výrazné meziroční změny RRK (graf č. 10) a fluktuaci populace (graf č. 7) je aplikace tohoto přístupu v plánování u bažanta obecného nevhodná.

Reprodukční schopnosti (RRK) populace ve studijní oblasti byly zpravidla nižší než v jiných citačních zdrojích (Stokes, 1968; Johnsgard, 1999 atd.). Například Gates and Hale (1975) použili stejný přístup k výpočtu reprodukce jako v této práci. U samic zjistili průměrný přírůstek ve výši 100 % a v případě celé populace o 225 %. V případě studijní oblasti byly hodnoty RRK v letech 2009-2011 podstatně nižší 60 % (♀) a 91 % (♂♀). To může být ovlivněno i tím, že RRK byl sledován v době, kdy se početnost bažanta nacházela ve všech sledovaných letech pod průměrnými hodnotami. Dalším důvodem může být nižší reprodukční potenciál studijní oblasti, který je důsledkem intenzivního zemědělského hospodaření (Warner et al., 1984; Grove et al., 2001), úbytkem vhodného biotopu zábořím zemědělské půdy (Klinger, 2008), predačním tlakem (Shiple and Scott, 2006; Draycott et al., 2008) atd.

Informace o věkové struktuře a reprodukci jsou nezbytné parametry pro stanovení trvale udržitelné míry lovu divoké populace a zjištění potenciální stability populace. Bohužel na území ČR byly výzkumné aktivity zabývající podobnou tematikou utlumeny, což pravděpodobně souvisí s úbytkem početnosti bažanta obecného a tím, že převážná část republiky je velkou měrou ovlivňována vypouštěním uměle odchovaných jedinců. Většina studií vznikla před více než dvaceti lety a navíc se zpravidla zabývaly jiným okruhem témat: umělým odchovem (Dyk, 1942; Kostroň, 1953; Sekera, 1954; Hanuš and Fišer, 1975), hnízdní biologii a teritorialitou (Koubek and Kubišta, 1990; Koubek and Kubišta, 1991; Beklová and Pikula, 1992) a rozbořem potravy (Farský, 1948; Janda, 1964).

Z výše uvedených citačních zdrojů vyplývá, studie zabývající se věkovou strukturou a reprodukci divoké populace vznikaly především v USA a v Evropě do 70. let 20. století, kdy se na obou kontinentech vyskytovaly početné reprodukce schopné divoké populace. Následný úbytek početnosti způsobil, že management populací byl stále více orientován na umělý odchov. Zvláště v Evropě je v některých státech vypouštěno vysoké množství uměle odchované zvěře, aby byly zvýšeny lovecké možnosti. Tím se snižuje prostor pro výzkum struktury divokých populací a pro porovnání výsledků se studijní oblastí. Větší prostor v této oblasti poskytují některé státy USA (Jižní Dakota, Severní Dakota, Minnesota, Montana, Illinois, Iowa atd.), kde po stabilizaci populací zavedením CRP v polovině 80. let došlo k zvýšení jejich početnosti (Haroldson, 2005; Switzer, 2009; Veverka et al., 2013).

Klimatické faktory

V případě divoké populace bažanta obecného patří klimatické podmínky (teplota, srážky, výška sněhové pokrývky) mezi důležité faktory, které ovlivňují populační dynamiku v jednotlivých letech a jsou zpravidla jednou z hlavních příčin meziroční fluktuace populace

(Perkins et al., 1997; Homan et al., 2000; Bogenschutz et al., 2011). Z dlouhodobého pohledu jsou limitujícím faktorem pro rozšíření, denzitu a reprodukci druhu odpovídající biotopové podmínky (Klinger, 2008; Switzer, 2009; Veverka et al., 2013). Při studiu vlivu klimatických činitelů na populační dynamiku bažanta obecného ve studijní oblasti byly vybrány charakteristiky, které se přímo vztahují k období reprodukce: úhrn srážek (květen, červen) a délka slunečního svitu (květen-červen). Mezi vybrané charakteristiky vyhodnocované LMM nebyla zahrnuta teplota (květen-červen), neboť z předběžné analýzy byl zjištěn její marginální vliv, viz kapitola 5.3.2. Příčinou je pravděpodobně poloha studijní oblasti, která patří na území ČR mezi teplotně nadprůměrné regiony, a proto tato veličina nenáleží k limitujícím faktorům reprodukce. Z obdobných důvodů nebyly do LMM zahrnuty klimatické ukazatele zimního období. Navíc s ohledem na statistické zpracování a interpretaci výsledků, nebylo možné do LMM zařadit všechny potenciální proměnné. Mnohé studie poukazují na výrazně negativní vliv tuhé zimy na přežívání bažanta obecného (Gabbert et al., 1999; Haroldson, 2005). Podmínky pro přežívání zhoršuje dlouhotrvající sněhová pokrývka, která ve spojitosti s teplotami pod bodem mrazu snižuje potravní dostupnost, zdravotní stav a následně se zvyšuje riziko predace (Moynahan and Walker, 2004; Homan et al., 2000). Jinak, pokud se nejedná o extrémní mrazy, bažant obecný je vůči nízkým teplotám odolný (Wechsler, 1986; Johnsgard, 1999). Studijní oblast se nachází v regionu, kde se sněhová pokrývka, která navíc nebývá vysoká, vyskytuje pouze krátkodobě a teploty se dlouhodobě nepohybují výrazně pod bodem mrazu (příl. č. 3.1-3.2; ČHMÚ). Proto nebyl vliv klimatických podmínek na populační dynamiku bažanta obecného v zimním období ve studijní oblasti vyhodnocován. Ovšem lze předpokládat, že vliv nepříznivých klimatických podmínek na mortalitu populace se bude zvyšovat na území ČR v chladnějších a výše položených regionech.

Klimatické podmínky v období hnízdění a odchovu mláďat mohou výrazně ovlivnit reprodukční úspěch v daném roce (Andreska and Andresková, 1993; Moynahan and Walker, 2004). Čerstvě vylíhlá mláďata jsou velmi citlivá na vlhkost a nízkou teplotu, protože nemají vyvinuté dostatečné termoregulační schopnosti (Wechsler, 1986). Autor rovněž poukazuje na fakt, že mokrá a bahnitá půda se nabaluje na končetiny mláďat, což snižuje jejich mobilitu a zvyšuje energetické výdaje organismu. Vlhké a chladné počasí působí negativně na produkci hmyzu, který je v prvních 3-4 týdnech dominantní složkou potravy. Důsledkem je buď přímá mortalita zapříčiněná podchlazením organismu, nebo větší náchylnost oslabených mláďat k predaci. Na sníženou schopnost přežívání v průběhu prvních 4 týdnů upozorňují Riley et al. (1998b). Zjistili, že pokud byly srážky 100 % nad průměrem, přežívání mláďat

bylo pouze 11 %. Hlavní příčinu vidí opět v termoregulaci mládřat a následně ve snížené dostupnosti živočišné bílkoviny (hmyz) v prostředí, obdobně Stokes (1968). Draycott et al. (2002) zjistili negativní vztah mezi srážkovým úhrnem a celkovou početností divoké populace bažanta obecného v Dolním Rakousku (honitba Seefeld). K podobným závěrům došli v Iowě (USA) Bogenschutz et al. (2011), kdy vlhké a studené jaro výrazně snižuje reprodukční potenciál v daném roce. Vyhodnocení LMM prokázalo signifikantní vliv květnového úhrnu srážek na početnost bažanta obecného ve studijní oblasti v letech 2004-2011. V případě červnových srážek však nebyl vliv prokázán (tab. č. 9). Sekera (1954) uvádí, že hlavním obdobím pro líhnutí prvních snůšek je v českých podmínkách termín 25. 5. – 5. 6. Vzhledem k tomu, že studijní oblast se nachází v rámci ČR mezi klimaticky velmi teplé oblasti (Quitt, 1971), lze předpokládat, že období líhnutí zde bude posunuto převážně do května, a proto již červnový srážkový úhrn nemá na odrůstající mládřata takový vliv. Pozitivní, nebo negativní odchylka květnového úhrnu srážek může být jednou z predikčních veličin pro odhad reprodukčního úspěchu a podzimní početnosti populace v daném roce. Je pravděpodobné, že v klimaticky chladnějších oblastech ČR se bude zvyšovat vliv červnových srážek v porovnání s květnovými.

Další hodnocenou veličinou byla délka slunečního svitu, která vyjadřuje v hodinách dobu, kdy přímé sluneční světlo dopadalo na zemský povrch. Hodnotu snižují překážky slunečních paprsků jako oblačnost, mlhy atd. Do analýzy bylo vybráno období květen-červen, do kterého spadá odchov mládřat. Předpokladem bylo, že větší hodnota délky slunečního svitu je způsobena menší oblačností a více dopadajících slunečních paprsků na zemský povrch by mohlo pozitivně ovlivnit aktivitu a produkci hmyzu. Zvýšená potravní nabídka by zároveň mohla zlepšit nutriční stav mládřat a jejich přežívání (Johnsgard, 1999). Tato predikce nebyla statistickou analýzou potvrzena (tab. č. 9).

Struktura biotopu

Studie zabývající se reprodukcí a populační dynamikou považují strukturu biotopu a agrární management za primární faktory, které ovlivňují početnost bažanta obecného (Farris et al., 1977; Tucker and Heath, 1994; Draycott et al., 2002; Haroldson, 2005). Z tohoto důvodu bylo do této práce zařazeno vyhodnocení potenciálního vlivu sedmi strukturních složek prostředí [*ostatní plochy (+)*, *lesní půda (-)*, *hustota vodních toků (+)*, trvalé travní porosty, hustota silniční sítě, sady, vinice] a v jednom případě vliv odlišného způsobu hospodaření [*ekologické zemědělství (, + “)*]. Kurzívou označené a podtržené faktory byly použitým LMM vyhodnoceny jako statisticky signifikantní. Prostá kurzíva vyjadřuje relativně

silný vliv hodnocené veličiny na početnost bažanta obecného, která ovšem není statisticky významná [$p = (0,05; 0,15)$]. U těchto faktorů je v závorce uveden vliv (tab. č. 9).

Zastoupení ostatních ploch v honitbách studijní oblasti mělo ze všech sledovaných faktorů největší pozitivní vliv na početnost bažanta obecného (tab. č. 9; graf č. 16). Jak bylo blíže popsáno v metodice (kapitola 4.2), byly do této skupiny zařazeny pozemky nacházející se ve volné krajině, které nejsou intenzivně hospodářsky využívány (např. příl. č. 7, 8, 9). Do této kategorie náleží převážně půda, která je dočasně ponechána samovolnému vývoji a budoucnu bude pravděpodobně využita ke stavebním účelům; liniové plochy v krajině na rozmezí půdních bloků (meliorační strouhy, pruhy rozptýlené zeleně, okraje polních cest); dále plochy příkopů a okraje silnic atd. S ohledem na velikost studijní oblasti nebyly jednotlivé biotopové složky dále děleny, např. liniové x plošné; travinaté x dřevinné formace. Ovšem na základě struktury krajiny je patrné, že v převážné části honiteb spadajících pod ORP Brandýs nad Labem převažují díky intenzivní zemědělské výrobě v ostatních plochách spíše liniové prvky, které se nacházejí na hranicích půdních bloků. V honitbách spadajících pod správní působnost Magistrátu hl. m. Prahy se kromě liniových ve větší míře vyskytují i plošné prvky. Tyto plochy se nachází v různém stupni sukcesního vývoje. V rané fázi bývá typické dominantní zastoupení travinato-bylinné vegetace, kterou s přibývajícím roky začnou doplňovat keře a pionýrské dřeviny. Právě tato biotopová složka je pravděpodobně důvodem, proč bažant obecný v současných podmínkách ČR často dosahuje relativně vysoké početnosti v příměstských oblastech (Hanák, 1995, 1996, 2002), ale ve standardně obdělávané agrární krajině se jeho početnost snižuje, či stagnuje (Šťastný et al., 2006; Mysl 1-01, MZe ČR). Fuchs et al. (2002) při mapování avifauny Prahy a okolí zjistili, že bažant obecný se vyskytuje v 95 % kvadrátů a chybí pouze v plně zastavěném intravilánu bez zastoupení zeleně. V některých lokalitách dosahovala populační hustota 50 ♂♀/100 ha. Předpoklad, že okolí města působí pozitivně na diverzifikaci biotopu a zlepšuje podmínky pro divokou populaci, ukazují i výsledky ze studijní oblasti. Za sledované období 2004-2011 byla průměrná výše odlovu téměř dvakrát vyšší v honitbách přímo navazujících na Prahu, než v těch, které se nacházely v intenzivně obdělávané agrární krajině Brandýska ($15,5 \pm 8,5$ vs. $7,9 \pm 3,2$ ♂/100 ha). Rovněž zastoupení ostatních ploch je v okolí Prahy větší (4,39 vs. 2,77 %). V plochách dočasně hospodářsky nevyužívaných a ponechaných samovolnému vývoji lze spatřovat největší podobnost s CRP plochami, které jsou součástí zemědělské dotační politiky USA. Základním rámcem daného dotačního titulu je pěstování trvalého travino-bylinného porostu v období 10-15 let, který není komerčně zemědělsky využíván, např. sečením

(Eggebo et al., 2003). Toto managementové opatření pomohlo po svém zavedení zastavit pokles početnosti bažanta obecného v mnoha státech USA a opětovně zvýšit početnost divokých populací (King and Savidge, 1995; Haroldson, 2005; Nielson et al., 2006; Switzer, 2009). Jiné studie poukázovaly na skutečnost, že vliv CRP ploch na populační dynamiku bažanta obecného se také odvíjí od jejich složení, věku, velikosti a prostorového rozložení v krajině (texture), viz Best et al. (1997), Clark et al. (1999), Veverka et al. (2013) aj. Obecně se pozitivní účinek neobdělávaných porostů zvyšuje s blokovým uspořádáním (ne linie) a velikostí (Clark and Bogenschutz, 1999). Z výše uvedeného pohledu plní neobhospodařované plochy ve studijní oblasti samovolný „set-aside“ management. Bohužel tyto plochy nelze považovat za trvalou a stabilní složku biotopu, neboť s postupem času podléhají developerskému rozvoji. Stejně tak „přestárlé“ porosty (10-15 let) nejsou příliš vhodným hnízdním a odchovným krytem, pokud se zvyšuje zastoupení pionýrských dřevin a porostu dominují pouze husté trsy travin bez potlačené bylinné složky. Proto je doporučováno, aby i na těchto plochách byly průběžně jednou za 7-10 let prováděny cílené zásahy (obnova, diskování, dosev atd.), které zajistí trvalou funkčnost dotyčných porostů (Veverka et al., 2013). U pozemků, které jsou ponechány dlouhodobě samovolnému vývoji a kde se zvyšuje podíl keřovité vegetace a ostatních dřevin na úkor travin a bylin, bude s postupem času převládat spíše funkční potenciál zimního než hnízdního krytu. Proto je důležité, aby případný management těchto ploch zohledňoval všeskeré požadavky druhu na biotop a současné zastoupení všech základních složek prostředí (hnízdni, odchovný a zimní kryt; potravní zdroje), viz Draycott et al. (2002).

V rámci dosažených výsledků této práce bylo zjištěno, že zvyšující se podíl lesních porostů působí záporně na početnost a rozšíření bažanta obecného v jednotlivých honitbách studijní oblasti (tab. č. 9; graf č. 17). Na negativní vliv celkového zastoupení lesních porostů rovněž poukázali Hartman and Sheffer (1971), kteří při studiu divoké populace v Pensylvánii (USA) považovali tento ukazatel za důležité měřítko pro posuzování vhodnosti prostředí. Oblasti s nejvyšší denzitou populace měly zpravidla zastoupení lesních porostů do 3-12 %, se zvyšující se hodnotou kvalita biotopu klesala. Například Klinger (2008) vidí v Pensylvánii za jeden z negativních faktorů, které přispívají ke snižování zastoupení odpovídajícího prostředí, zalesňování zemědělské krajiny. Jiné studie zmiňují, že je plně dostačující, pokud trvalý kryt dřevinného charakteru nepřesahuje 5-10 % (Wechsler, 1986; Genovesi et al., 1999). Prostorová aktivita bažanta obecného směřuje do lesních porostů hlavně v zimním období, kdy jsou v zemědělské krajině eliminovány jiné krytové možnosti

(Gabbert et al., 1999). Jak popisují Veverka et al. (2013) les je mnohdy využíván jako „záložní“ varianta v případech, kdy sněhová pokrývka naruší poslední dostupný kryt bylinného a travinného charakteru. V průběhu roku jsou více využívány spíše křovinaté biotopy, které jsou prostoupeny travino-bylinnou vegetací. Za nevhodné jsou považovány vysoké lesní porosty s výměrou nad 1 ha, které nemají vytvořeno husté keřové patro (Homan et al., 2000; Haroldson, 2005). Zastoupení vzrostlých stromů (hlavně listnatých) je často důvodem zvýšené predace dravci v zimním období, neboť působí jako jejich „pozorovatelný“, z kterých je snadněji sledována případná kořist. Proto je při tvorbě optimálního zimního krytu doporučováno, aby byly snahy zacíleny spíše na křoviny (kryt a potrava), které jsou doplněny nízkými koniferami (< 6 m) pro hřadování a kryt (Veverka et al., 2013). Bližší podrobnosti k výsadbě zimního krytu jsou součástí kapitoly č. 7.5. Navíc lesní porosty jsou obecně spojeny se zvýšenou početností predátorů (Klinger, 2008).

Celkové zastoupení lesních porostů ve studijní oblasti dosahuje 13,7 % (příl. č. 4), což je v rámci ČR podprůměrná hodnota (33,4 %). Tento fakt s ohledem na mírné klimatické podmínky může být jednou z příčin, proč se ve studijní oblasti stále nachází relativně početná divoká populace v porovnání se zbytkem českého území (Mysl 1-01, MZe ČR). Behnke and Claussen (2007) dospěli v Německu k závěrům, že jedním z důvodů mizení populací z lesnatějších oblastí je zapříčiněno dlouhodobým křížením introdukovaných subspecií. V Německu, podobně jako v ČR a Severní Americe, převažují jedinci nejvíce odpovídající poddruhu *Phasianus colchicus torquatus*, který dosahuje nejvyšší početnosti v zemědělské krajině s nízkou lesnatostí, tak jako ve svém nativním areálu výskytu. Pro honitby s vyšším zastoupením lesních porostů (> 30 %) doporučovali poddruh *Phasianus colchicus colchicus*, který je na tyto podmínky mnohem lépe adaptován. Autoři poukazovali na úspěšnou obnovu divokých populací v těchto honitbách pomocí zpětně vyšlechtěné subspecie *P. c. colchicus*. Ovšem v evropských podmínkách, kde byly introdukované poddruhy dlouhodobě kříženy, je v současnosti velmi komplikované získat jakýkoliv čistý poddruh. Vzhledem k celkovým přírodním podmínkám studijní oblasti, kde dominuje zemědělská krajina by mělo být převládající zastoupení *P. c. torquatus* spíše výhodou. Případná reintrodukce *P. c. colchicus* by pravděpodobně nebyla příliš efektivní díky minimálnímu podílu honiteb s vysokým zastoupením lesa.

Jako signifikantně pozitivní faktor ve vztahu k početnosti bažanta obecného se ve studijní oblasti projevila hustota vodních toků (tab č. 9; graf č. 18). Vzhledem k tomu, že se jedná o klimaticky teplou a srážkově podprůměrnou oblast (Quitt, 1971), může docházet

v letním období v kulturní agrární krajině k vodnímu deficitu. Nedostatek povrchových vodních zdrojů v červenci-srpnu může negativně ovlivnit celkovou fyzickou kondici jak dospělé, tak mladé zvěře, která je zároveň více náchylná k predaci (Hart et al., 2009). Přestože některé práce považují za dostatečný zdroj vody pro bažanta obecného potravu (Johnsgard, 1999), jiné poukazují, že dlouhé a extrémně suché letní období se negativně projevuje na podzimní početnosti populace (Santilli and Bagliacca, 2008; Bogenschutz et al., 2011). Navíc již přirozený areál výskytu se zpravidla vztahuje na zemědělsky obhospodařovanou krajinu, která je protkána vodními zdroji. Například v USA je rozšíření bažanta obecného do klimaticky teplých a srážkově chudých regionů (J a JZ) podmíněno zastoupením zavlažovaných polí (Johnsgard, 1999). Postupné vysychání půdy přímo ovlivňuje i reprodukci a početnost hmyzu, který elementární složkou výživy mláďat (Hart et al., 2009). Zastoupení vodních toků v krajině má pravděpodobně i další pozitivní vliv v podobě doprovodné vegetace, která zlepšuje migrační propustnost krajiny. Na druhou stranu je nutné poznamenat, že pokud by se v textuře krajiny nacházely pouze liniové prvky, měla by tato skutečnost z dlouhodobého hlediska spíše negativní vliv. Pokud má hnízdní, popř. zimní kryt úzký liniový charakter často dochází ke zvýšené predaci v porovnání s blokovým uspořádáním (Warner and David, 1982; Clark and Bogenschutz, 1999).

V systému půdní evidence (LPIS) jsou vedeny informace, zda je zemědělská půda obhospodařována jiným než konvenčním způsobem (ekologické zemědělství). Tyto informace byly využity k ověření předpokladu, že nižší intenzita zemědělské výroby bude pozitivně ovlivňovat početnost bažanta obecného (Hallett et al., 1988; Draycott et al., 2009). Ekologické zemědělství je způsob hospodaření, který byl z hlediska zastoupení ve studijní oblasti marginální záležitostí a byl realizován pouze v sedmi honitbách v rozsahu 0,04-2,19 % výměry honiteb (příl. č. 4). Přesto v honitbách studijní oblasti byl zjištěn relativně silný pozitivní vliv na populační dynamiku bažanta obecného (graf č. 19), nicméně výsledky byly na zvolené hladině významnosti nesignifikantní (LMM, tab. č. 9). Potenciální kladný vliv ekologicky šetrného způsobu hospodaření lze spatřovat ve zvýšené potravní nabídce díky eliminaci využívání pesticidů, zvláště na orné půdě. Živočišná bílkovina, jejíž hlavním zdrojem je pro bažanta obecného hmyz, patří mezi zásadní a limitující faktory, které ovlivňují fyzickou kondici a přežívání mláďat v prvních čtyřech týdnech (Johnsgard, 1999). Messick et al. (1974) zjistili, že po aplikaci insekticidů na zkusné plochy klesla potravní nabídka hmyzu pro bažanta obecného o 90 %. Podobný efekt je přisuzován rovněž herbicidům, které přímo snižují zastoupení plevelů jako potravního zdroje pro starší mláďata a dospělé jedince.

Zároveň nepřímo ovlivňují početnost hmyzu, který je vázán na přítomnost rostlin a jejich diverzitu (Rands, 1986; Potts, 1991; Campbell et al., 1997). Nedostatek hmyzu je důvodem pro větší pohybovou aktivitu samice s mládřaty za potravními zdroji, která je spojena s výraznějšími energetickými výdaji a větším rizikem predace (Warner et al., 1984).

Z výše uvedených výsledků lze předpokládat, že zahrnutí větší výměry zemědělské půdy ve studijní oblasti (zvláště orné), do režimu ekologického zemědělství, by vedlo ke zlepšení potravní nabídky hmyzu, plevelů a násleň přezívání mládřat (Veverka et al., 2013). Zvýšenou mortalitu mládřat v důsledku omezené potravní nabídky jako negativní vliv intenzivně využívané orné půdy zaznamenali např. Hill and Robertson (1988a) a Riley et al. (1998a). Ekologické zemědělství lze považovat za jeden z možných managementových nástrojů, jak zvýšit reprodukční potenciál a početnost populace.

U ostatních strukturních složek prostředí (trvalé travní porosty, hustota silniční sítě, sady, vinice) nebyl zjištěn v rámci studijní oblasti žádný statisticky významný vliv (tab. č. 9), přesto bych rád blíže diskutoval jejich možný dopad na populační dynamiku bažanta obecného. Doprava patří mezi jednu z příčin mortality jedinců, ovšem zpravidla je její vliv v porovnání s predací malý (Hartman and Sheffer, 1971; Papeschi and Dessi-Fulgheri, 2003). Naopak v některých státech USA (např. Minnesota) jsou zarostlé příkopy u cest hodnoceny jako zdroje strukturně kvalitního hnízdního krytu (Wechsler, 1986). Autor uvádí, že silniční příkopy tvoří podíl 2 % z volné krajiny a ročně produkují cca 25 % mládřat. K nevýhodám tohoto hnízdního biotopu patří relativně nízká hnízdní úspěšnost (20-30 %). Hnízda jsou ničena sečením příkopů, ale hlavně vysokou hnízdní predací. Clark and Bogenschutz (1999) poukazují, že hnízdní úspěšnost v liniových prvcích je o 40 % nižší, než v hnízdním krytu blokového charakteru. Lze předpokládat, že do budoucna se bude hustota dopravní infrastruktury v ČR dále zvyšovat. V případě této studijní oblasti, která navazuje přímo na Prahu, je hustota silniční sítě v porovnání s ostatními částmi republiky vyšší, přesto se zde vyskytuje početná divoká populace. Jedním z managementových doporučení by bylo posunout sečení příkopů do doby, kdy končí hnízdění prvních a náhradních snůšek (15. - 30. července). Hnízdní úspěšnost se zvyšuje se šířkou příkopu (Riley et al., 1994), proto lze očekávat větší produktivitu u silnic vyšších tříd, které mají širší okraje silnic a kde nebude sečení realizováno v období hnízdění. Vzhledem k tomu, že sečení příkopů je mnohdy prováděno po skončení hlavního hnízdního období, vyniká tato složka často vyšší hnízdní úspěšností než standardně sečené louky: 29 % vs. 25 % (Warner et al., 1987). Sečení je mnohdy nejdůležitějším faktorem, který ovlivňuje extrémně nízkou hodnotu hnízdní

úspěšnosti v loukách a vojtěškových porostech. Warner and Etter (1989) popisovali, že hnízdní úspěšnost ve standardně zemědělsky obdělávaných vojtěškových porostech (3-4 seče/rok) se pohybuje do 10 %. U sečených luk je zpravidla hnízdní úspěšnost vyšší (13-35 %) v důsledku menšího počtu ročních sečí (1-2) a pozdějšímu začátku prací v porovnání s vojtěškou. Naproti tomu v travních porostech nenarušovaných žádnou hospodářskou činností (CRP plochy) je dosahováno výrazně větší hnízdní úspěšnosti, která se pohybuje v rozsahu cca 50-70 % (Clark and Bogenschutz, 1999; Veverka et al., 2013). Nízká produktivita sečených porostů přináší i další negativa s tím spojená, a to přímou mortalitu samic sedících na hnízdech. Hartman and Scheffer (1971) zjistili, že sečení patří mezi primární příčinu ztrát na hnízdech v Pensylvánii (USA). Při zemědělských pracích dochází při sečení k usmrcení 35 % samic a pokud termín spadá do posledního týdne inkubace, mortalita dosahuje až 80 %. Hartman et al. (1984) se zabývaly efektem posunutí termínu seče na hnízdní úspěšnost, která se při běžném hospodaření pohybovala v rozmezí 3-20 %. Posunutím termínu první seče po 20. červnu se hodnota zvýšila na 36-57 % a zdvojnásobilo se přežívání samic. Proto s ohledem na nízké zastoupení trvalých travních porostů (0,97 %) vzniká ve studijní oblasti velmi paradoxní situace. Dle studií, které se zabývaly biotopovými nároky bažanta obecného, patří travní porosty k elementárnímu předpokladu pro vhodné prostředí, kdy jejich podíl by měl dosahovat alespoň 10 % (Erickson and Wiebe, 1973; Johnsgard, 1999; Grove et al., 2001). Riley et al. (1998a) zjistili o 24 % vyšší přežívání mláďat v oblasti, kde byly zastoupeny trvalé travní porosty 25 % než v oblasti s 10 %. Vyšší zastoupení travních porostů rovněž snižovalo variabilitu přežívání mláďat v jednotlivých letech. Ovšem nejdůležitějším předpokladem bylo, aby nedocházelo k narušování biotopu v hnízdním období zemědělskými pracemi. Ve studijní oblasti jsou do trvalých travních porostů zahrnuty pozemky, které jsou zemědělsky obhospodařované (LPIS). Tyto plochy jsou pro hnízdící samice v podmínkách ČR spíše ekologické pastí. Dlouhodobou součástí zemědělské dotační politiky v ČR je povinnost na dominantním podílu travních porostů provést 1-2 seče ročně (MZe ČR 2013). Tato skutečnost automaticky učiní z nezbytné biotopové složky, která navíc poskytuje nejvíce živočišné bílkoviny (hmyz) pro odchov mláďat, faktor, který bude přežívání a reprodukční potenciál bažanta obecného dlouhodobě snižovat (Hartman et al., 1984; Klinger, 2008). Z tohoto pohledu budou poskytovat oblasti ČR s vyšším podílem sečených luk kvalitativně nevhodný biotop. Přestože jsou zpravidla v intenzivněji obdělávané zemědělské krajině s minimálním zastoupením travních porostů nižší snůšky, menší hnízdní úspěšnost, menší počet náhradních snůšek, nižší přežívání

mláďat, větší meziroční variabilita v přežívání mláďat a dospělých jedinců (Clark and Bogenschutz, 1999; Grove et al., 2001), tak tento fakt může paradoxně způsobit to, že celková reprodukce zde bude vyšší. Wechsler (1986) upozorňoval na skutečnost, že v intenzivně obdělávaných oblastech s malým podílem travních porostů, jsou ozimé obiloviny důležité jako alternativní hnízdní prostředí pro druhé a třetí snůšky, podobně např. Haroldson (2005), Klinger (2008), Switzer (2009) atd. Na základě výše uvedených skutečností budou ve studijní oblasti nejvhodnějšími plochami pro zajištění bezpečného hnízdního krytu lokality dočasně ponechané samovolnému vývoji, které byly při vyhodnocení struktury biotopu zahrnuté do ostatních ploch (zvláště u Prahy). Na celkovou vyšší produktivitu a reprodukční potenciál „pražských“ honiteb ukazuje i dvakrát vyšší průměrný odlov v porovnání s „brandýskými“.

Ani pozitivní ani negativní vazbu na početnost bažanta obecného ve studijní oblasti nemělo jak zastoupení sadů, tak vinic (tab. č. 9; graf č. 22 a 23). V obou případech se jednalo o zastoupení zjištěné na základě zemědělské evidence půdy (LPIS), které zahrnovalo aktivně obhospodařované plochy. Zemědělsky obhospodařované sady a vinice neměly vliv na početnost bažanta obecného v Toskánsku (Santilli and Bagliacca, 2008). Naopak sady jsou považovány za důležitou ekologickou složku, která zvyšuje heterogenitu prostředí (Randall, 1940; Herzog, 2000). Vše se samozřejmě odvíjí od intenzity hospodářského využívání. Například starý nevyužívaný sad bude mít hnízdní potenciál (travní podrost), dále potravní potenciál (hmyz, ovoce) a částečně krytový. Naproti tomu v intenzivně využívaném sadu bude pravidelně travinný podrost sekán, budou nekolikrát v roce aplikovány pesticidy a potravní potenciál bude eliminován sběrem. Podobný efekt lze očekávat i v případě vinic, které se ovšem ve studijní oblasti nachází pouze ve dvou honitbách (příl. č. 4). Pokud by ve studijní oblasti bylo do budoucna plánováno zakládání nových sadů a vinic, tak z hlediska výskytu bažanta obecného by bylo pravděpodobně optimálnější variantou jejich extenzivní využívání a hospodaření.

Podstatným faktorem, který ovlivňuje životní prostředí zvěře v jednotlivých honitbách v konkrétním roce, je zastoupení a počet pěstovaných plodin. Bohužel systém zemědělského využití půdy (LPIS) neumožňuje zjistit informace typu, jaká plodina byla pěstována na daném půdním bloku a následně popsat bližší informace o pěstovaných plodinách v honitbách za sledované období. Tyto skutečnosti by mohly pomoci analyzovat další faktory ovlivňující populační dynamiku. Například případné zvyšování výměry kukuřice na úkor nízkých obilovin (pšenice, ječmen, oves) by zhoršilo biotop bažanta obecného (Klinger, 2008; Switzer, 2009; Veverka et al., 2013). Do celkového vyhodnocení struktury biotopu na

početnost bažanta obecného tedy nemohly být zařazeny všechny potenciální vlivy, přesto byla snaha řešit problematiku s maximálním důrazem na komplexnost všech přírodních podmínek.

Predace (predační kontrola)

V rámci studijní oblasti nebyl vyhodnocován přímý predační tlak na populaci, ale její vliv byl sledován nepřímo pomocí lovu vybraných druhů predátorů. Bylo vycházeno z předpokladu, že eliminace početnosti predátorů způsobí nižší predační tlak na populaci (Trautman et al., 1974; Frey et al., 2003). Z hlediska potravní ekologie byli do studie zařazeni predátoři s různou specializací. V případě lišky obecné, kuny lesní a kuny skalní se jedná o predátory hnízd, juvenilních i adultních jedinců (Johnsgard, 1999; Draycott et al., 2002), oproti tomu u straky obecné a vrány obecné dominuje hnízdní predace (Sekera, 1954; Draycott et al., 2008). Všechny výše uvedené druhy patří mezi predátory, kteří jsou rozšíření ve všech honitbách celoročně. Výjimku tvoří prase divoké, které je z pohledu potravní ekologie hlavně potenciálním predátorem hnízd, popř. juvenilní zvěře (Massei and Genov, 2004). V agrární krajině Brandýska a okraje Prahy, která je typická nízkou lesnatostí, není prase divoké celoplošně a pravidelně se vyskytujícím druhem. Jeho přítomnost je primárně vázána na lesní komplexy a odkud se, v případě vhodných podmínek (kukuřice, řepka), rozšiřuje do polních kultur. V oblasti je celoroční výskyt vázán především na lesní komplex S-SV od Brandýsa nad Labem (honitby Dlouhý Běh a Hlavenec) a na lesní komplex v jižní části v okolí Klánovic, Újezdu nad Lesy a Úval (honitby Blatov a Hodov). Odtud migrují do okolních polních honiteb. Přestože se v oblasti stále nachází honitby, kde se prasata nevyskytují v průběhu roku prakticky vůbec, dlouhodobě dochází k nárůstu abundance tohoto druhu a ke stále četnější přítomnosti v honitbách (Mysl 1-01, MZe ČR).

Výše odlovu lišky obecné patřila k druhému nejdůležitějšímu faktoru, který pozitivně ovlivnil početnost bažanta obecného v honitbách studijní oblasti (tab. č. 9; graf č. 25). V případě straky obecné a vrány obecné (graf č. 26), kuny lesní a kuny skalní (graf č. 28) trend lineární regrese naznačoval pozitivní vliv predační kontroly, ovšem LMM tyto výsledky neprokázal. Přestože u prasete divokého nebyl zjištěn zvoleným modelem statisticky signifikantní vliv, indikovaly výsledky lineární regrese zcela opačný trend v porovnání s ostatními hodnocenými predátory (graf č. 27). Výsledky naznačovaly, že výše odlovu (predační kontroly) se negativně projevil na početnosti bažanta obecného. Tento fakt lze vysvětlit například nepravidelným a sezónním výskytem druhu ve většině polních honiteb. Proto v honitbách, kde nebylo v průběhu roku uloveno žádné prase divoké, tento stav odrážel spíše skutečnost, že se daný druh v honitbě v převážné části roku nevyskytoval. V honitbách,

kde byla lovena prasata divoká pravidelně a ve vyšší početnosti, ukazovala míra lovu převážně na fakt, že se druh v lokalitě vyskytoval trvale, nebo v převážné části roku. Navíc v podmínkách dnešního mysliveckého managementu je prase divoké považováno v porovnání s drobnou zvěří za „perspektivní“ druh a jsou opomíjeny případné negativní důsledky na populaci ostatních druhů. Proto lov prasete divokého není primárně zaměřen na snížení jeho predančního tlaku na drobnou zvěř jako u ostatních výše uvedených predátorů. Naopak lovecký management je zpravidla praktikován způsobem, který podporuje zvyšování početnosti druhu a jeho další rozšiřování do oblastí, kde se v minulosti vyskytoval velmi sporadicky. V podmínkách ČR chybí studie, které by cíleně řešily negativní vliv prasete divokého na likvidaci hnízd, popř. mortalitu mláďat. Přestože ve studijní oblasti nebyl negativní vliv prasete divokého prokázán, je pravděpodobné, že zvyšování početnosti v budoucnu bude zhoršovat podmínky pro divokou populaci bažanta obecného (Massei and Genov, 2004).

V případě lišky obecné byl ve studijní oblasti prokázán pozitivní vliv eliminace její početnosti ve vztahu k divoké populaci bažanta obecného (tab. č. 9; graf č. 25). Rovněž většina studií považuje tento druh za jednoho z nejdůležitějších predátorů bažanta obecného v areálu svého výskytu (Leif, 1996; Homan et al., 2000; Giudice and Ratti, 2001).

Práce zabývající se účinkem predanční kontroly na zvýšení početnosti bažanta obecného často poukazují na rozdílné výsledky. Trautman et al. (1974) zjistili, že redukce početnosti predátorů z třídy savců o 22-46 % způsobila v průběhu čtyř let zvýšení početnosti bažanta obecného o 74 % (Jižní Dakota, USA). Pokud ovšem byla redukce zaměřena pouze na lišku obecnou, došlo na jiné lokalitě za pětileté období k nárůstu početnosti pouze o 19 %. V Minnesotě (USA) byl sledován vliv tříletého snižování početnosti hnízdních predátorů (Chesness et al., 1968). Autoři zjistili zvýšení hnízdní úspěšnosti a větší produkci mláďat, nicméně nedošlo ke zvýšení početnosti letní a podzimní populace. Pravděpodobnou příčinou je, že celková denzita je ovlivňována nosnou kapacitou prostředí v průběhu celého roku. Pokud mláďata při odchovu nenachází vhodné biotopové podmínky, dochází následným zvýšeným predančním tlakem k eliminaci potenciálního pozitivního vlivu zvýšeného přírůstku. Frey et al. (2003) se rovněž zabývali vlivem pětileté predanční kontroly savců na početnost bažanta obecného v Utahu (USA). Na lokalitách o výměře 1 000 ha nedošlo k žádnému zvýšení početnosti, ovšem u 4x větší výměry se zvýšila abundance dvojnásobně. Autoři doporučují případnou predanční kontrolu zaměřit na rozsáhlejší lokality, aby měla odpovídající efekt. Po ukončení opatření došlo poměrně rychle k opětovnému nárůstu denzity predátorů.

Pozitivní efekt predáčnické kontroly byl zjištěn u britských a rakouských populací, kde bylo pomocí intenzivního lovu hnízdních predátorů (liška obecná, vrána obecná) docíleno v průměru dvakrát vyšší hnízdní úspěšnosti (Draycott et al., 2008). Ovšem nebyla již řešena otázka, zda byl prokazatelný nárůst i u podzimní populace. Dle dostupných studií patří k hlavním příčinám zvýšeného predáčnického tlaku na druhy, které primárně hnízdí na zemi, jak zvyšování početnosti predátorů v rámci Severní Ameriky (Sauer et al., 2007), Evropy (Tucker, and Heath, 1994; Evans, 2004) i ČR (Michaelli, 1999; Šťastný et al., 2006), tak úbytek optimálního biotopu (Whittingham and Evans, 2004; Klinger, 2008; Musil and Connelly, 2009). Snižování dostupnosti hnízdního biotopu a strukturálně vhodného prostředí má za následek snižování hnízdní úspěšnosti a zvyšování mortality jedinců v průběhu celého roku. Za hlavní příčinu mortality v převážné většině etap životního cyklu bažanta obecného považuje většina studií predaci (Homan et al., 2000; Riley and Schulz, 2001). Výrazně ovlivňuje predaci již vlastní textura krajiny. Již pouhý fakt, že mnohé prvky krajinné infrastruktury (travné příkopy u silnic, meze, remízy aj.) mají úzký liniový charakter zvyšuje pravděpodobnost predace v porovnání s blokovým uspořádáním (Wechsler, 1986). Například ke zvýšení hnízdní úspěšnosti a větší ochraně hnízd jsou doporučovány pro bažanta obecného rozsáhlé bloky nesečených travin o výměře cca 10-16 ha (Clark et al., 1999). Ovšem je nutné si uvědomit jednu zcela zásadní věc. Predáčnický tlak sice podstatně ovlivňuje mortalitu, ale existence a rozšíření druhu je limitováno biotopem. Většina komplexních studií, které se zabývaly populační dynamikou bažanta obecného, považují za primární nástroj zvýšení početnosti tvorbu vhodného biotopu, který bude vyváženě splňovat celoroční požadavky druhu (Draycott et al., 2002; Haroldson, 2005; Switzer, 2009; Veverka et al., 2013). Následná predáčnická kontrola může podpořit vyšší početnost bažanta obecného, ale do budoucna nelze zaměřit management k zajištění trvale udržitelné a reprodukce schopné divoké populace pouze a jenom na eliminaci predátorů v ekosystémech. Z hlediska obhajitelnosti myslivosti před širokou veřejností bude jistě lépe vnímáno úsilí myslivců při „fyzických“ úpravách životního prostředí (políčka pro zvěř, obnova krajinné infrastruktury atd.), než management drobné zvěře zaměřený pouze na lov predátorů, podobně (Klinger, 2008) aj.

Na základě výše uvedených výsledků je patrné, že ve studijní oblasti působí na populační dynamiku bažanta obecného predáčnická kontrola lišky obecné významným způsobem. Lov lišky obecné byl druhý nejdůležitější ze všech sledovaných faktorů, který pozitivně ovlivňoval početnost druhu. Tyto výsledky naznačují, že celková početnost bažanta

obecného ve studijní oblasti se výrazně odvíjí od míry predanční kontroly, nicméně nejdůležitějším faktorem bylo zastoupení ostatních ploch, tedy biotopové složky.

Vypouštění uměle odchovaných jedinců

Je nutné zdůraznit, že tento způsob mysliveckého managementu byl v rámci studijní oblasti realizován pouze marginálně, s ohledem na rok v 3-6 honitbách z celkových 38. Pro ilustraci bylo za sledované období průměrně loveno 8,6 ♂/100 ha (průměr z honiteb), vypouštěno 0,23 ♂/100 ha a 0,84 ♀/100 ha. Zazvěřování bylo prováděno převážně dospělými jedinci v hnízdním období za účelem potenciálního zvýšení reprodukce divoké populace. Z hlediska statistického vyhodnocení pomocí LMM bylo prokázáno, že tento faktor pozitivně ovlivňuje početnost bažanta obecného (tab. č. 9). Zde je nutné zdůraznit, že tato skutečnost má několik zásadních „ale“. Zjednodušeně lze výsledky interpretovat, že v honitbách, kde bylo prováděno zazvěřování, se množství vypouštěné zvěře projevilo na celkovém podzimním odlovu. Ovšem z celkového pohledu byl průměrný odlov bažanta obecného v honitbách, kde byli vypouštěni uměle odchovaní jedinci, nižší než v honitbách s výlučně divokou populací (8,1 vs. 8,6 ♂/100 ha). Navíc vývoj odlovu byl ve studijní oblasti v jednotlivých letech stejný bez ohledu na fakt, zda se jednalo o honitbu, kde bylo realizováno zazvěřování, či nikoliv (graf č. 29). Z toho vyplývá, že v žádném ze sledovaných let nebylo vypouštěním docíleno skutečnosti, že by byla zřetelně zvýšena reprodukce a následně odlov v porovnání s ostatními honitbami. Na neefektivnost managementu poukazuje i to, že pouze ve dvou letech bylo v honitbách s prováděným zazvěřováním uloveno na podzim více jedinců (♂/100 ha), než jich bylo na jaře vypuštěno (♂♀/100 ha), viz graf č. 30. Pravděpodobnou příčinou byla vysoká predace uměle odchovaných jedinců (Trautman, 1982) a jejich minimální vliv na reprodukci v daném roce (Hill and Robertson, 1988b; Brittas et al., 1992). Rovněž snížená adaptabilita na přirozenou potravní nabídku u uměle odchovaných jedinců zhoršuje jejich fyzickou kondici, což následně zvyšuje riziko predace (Burger, 1964). Nelze opomenout ani potlačené vzorce obranného chování vůči predátorům, které je umělým chovem eliminováno (Leif, 1994; Sage et al., 2001). Dowell (1990) považuje za výrazný nedostatek umělých odchovů absenci samice při výchově mlád'at, neboť ta nezískají v průběhu odchovu obranné chování vůči predátorům, jako je tomu u divokých populací.

Musil and Connelly (2009) zjistili výrazný rozdíl v úspěšnosti zazvěřování v závislosti na původu jedinců. Na vybrané lokality v Idaho (USA) byli v letech 2000 a 2001 současně vypouštěni jak jedinci odchycení z divoké populace, tak pocházející z umělého odchovu. Označená zvěř byla telemetricky sledována od doby vypouštění (březen) do 1. října. Samice

původem z divoké populace měly 10x vyšší pravděpodobnost, že se dožijí hnízdní sezóny a dosahovaly 8x vyšší reprodukce. Průměrný index přežívání za oba sledované roky byl u divokých samic 0,42 a u uměle odchovaných pouze 0,06. Celková mortalita nebyla příliš ovlivněna skutečností, zda byl prováděn odlov predátorů, či nikoliv. Na vyšší schopnost přežívání samic z divoké populace v porovnání s uměle odchovanými (0,55 vs. 0,08) poukazuje i Leif (1994), který obdobnou studii prováděl v Jižní Dakotě (USA). Na stejný fakt upozorňují i Anderson (1964), Brittas et al. (1992), Wilson et al. (1992) a další.

Ohlsson and Smith (2001) se zaměřili na morfologické vlastnosti trávicího traktu uměle odchovaných bažantů obecných. Při voliéroovém odchovu je předkládána relativně unifikovaná potrava, která je postupem času zpravidla omezena pouze na obilniny. Tento fakt se projevuje tím, že trávicí soustava není přizpůsobena přijímání různorodé potravní nabídky z volné přírody a organismus ji není schopen efektivně využít. Tato skutečnost se odráží ve fyziologickém strádání jedinců, kteří se tak snadněji stávají obětí predace (Schulze et al., 1994). Draycott et al. (2000a) dospěli k podobným závěrům ve Velké Británii, kde je stávající divoká populace výrazně ovlivňována vypouštěním uměle odchované zvěře (rok 2004: 35 mil. ks – zdroj: Game and Wildlife Conservation Trust). V této studii byli za uměle odchované jedince považováni ptáci, kteří byli vypuštěni v letním období předcházejícího roku jako mladá zvěř. I přesto se jejich trávicí trakt nebyl schopen do jara následujícího roku plně přizpůsobit čistě přírodním zdrojům. V porovnání s ptáky z divoké populace měli problém na jaře získat dostatečné energetické zásoby pro zdárný průběh inkubace. Hnízdění je díky své energetické náročnosti spojeno s úbytkem tělesného tuku až o 80 %, proto je velmi důležitá fyzická kondice zvěře před začátkem snůšky (Brittenbach and Meyer, 1959). Robertson (1994) zjistil, že samice pocházející z umělého chovu ztrácejí 2x více tělesného tuku než divoké. Sage et al. (2003) považovali nízkou hnízdní úspěšnost uměle odchovaných samic, přestože měly ve volné přírodě již 8-9 měsíců na adaptaci, za důsledek horší kondice v porovnání s divokou populací (Velká Británie). Hnízdění bylo započato v obou případech u přibližně stejného procenta samic, predace se v průběhu rovněž signifikantně nelišila, nicméně u divokých samic bylo úspěšně dokončeno 49 % snůšek a u uměle odchovaných pouze 22 %. Hlavní příčinou vzniklého rozdílu byla skutečnost, že uměle odchované samice ve 41 % opustily hnízdo (divoké 6 %). V návaznosti na opuštění hnízda došlo u 20 % uměle odchovaných samic k úhynu, který nebyl způsoben predací. Za hlavní příčinu byl považován zhoršený fyziologický stav jedinců ovlivněný energetickou náročností období inkubace. Tyto skutečnosti potvrzuje i další studie (Velká Británie), kde bylo docíleno vyšší hnízdní

úspěšnosti samic pocházejících z umělého odchovu tím, že populaci bylo předkládáno doplňkové krmivo (pšenice) až do poloviny května (Draycott et al., 2005).

Management zaměřený na vypouštění uměle odchovaných jedinců přináší celou řadu rizik spojených s malou adaptabilitou na přírodní podmínky (Shiplely and Scott, 2006), vysokou predací (Musil and Connelly, 2009), nízkou reprodukcí (Hill and Robertson, 1988a; Sage et al., 2003), dále se zvyšuje hrozba narušení genofondu divoké populace (Sage et al., 2001). Svou roli hraje i případný negativní vliv na stávající divokou populaci vyplývající z častějšího napadení parazity, což je zároveň považováno za jednu z příčin nízkého reprodukčního potenciálu a přežívání uměle odchovaných jedinců (Woodburn, 1995; Draycott et al., 2000b; Mani et al., 2001).

Jedinci pocházející z umělého chovu nejsou schopni zajistit trvale udržitelnou populaci bez adekvátní úpravy biotopu. Navíc pro existenci a stabilitu populace je nutné, aby celoroční index přežívání neklesal pod 30-35 %, v případě hodnot > 40 % již dochází k nárůstu početnosti (Klinger, 2008). Většina studií zaměřených na přežívání uměle odchovaných jedinců ukazuje celoroční hodnoty výrazně nižší, zpravidla nepřesahující 10 % (Johnsgard, 1999; Musil and Connelly, 2009). V lokalitách, kde po jisté době přestane být uměle odchovaná zvěř vypouštěna, zpravidla dojde k rychlému poklesu početnosti populace na předchozí na úroveň, která je limitována podmínkami prostředí (Wechsler, 1986; Shiplely and Scott, 2006).

V případě vytvoření vhodných podmínek prostředí (hnízdění, odchovný a zimní kryt; potravní nabídka atd.) je za nejefektivnější nástroj (re)introdukce považováno zazvěřování pomocí jedinců odchycených z divoké populace (Klinger, 2008; Veverka et al., 2013).

S ohledem na celkovou nízkou efektivitu zazvěřování pomocí uměle odchovaných jedinců ve studijní oblasti (grafy č. 29 a 30) by bylo optimální tento management do budoucna změnit. Zaměřit se na možné biotopové úpravy a následně posílit stávající populaci jedinci z divokého chovu. Ovšem v dnešních podmínkách ČR může být velmi komplikované zajistit dostatečné množství ptáků z divoké populace. Z tohoto důvodu by bylo možné jako náhradní řešení zvolit modifikovaný voliérový odchov. Cílem by bylo vytvořit větší rodinnou voliéru, kde by byly vytvořeny podmínky pro hnízdění samice (nejlépe divoké) a relativně divoký způsob odchovu mláďat (přirozená potrava – hmyz, kryt aj.). Tím by došlo k zásadní eliminaci primárních ztrát vzniklých při hnízdění a bylo by možné zrychlit a zefektivnit úroveň reprodukce v lokalitách, kde je nízká denzita divoké populace. Ve stáří cca 5 týdnů by bylo do volné přírody vypuštěno celé rodinné hejno. Znovu je nutné zdůraznit jednu zásadní

věc. Pokud nebude v honitbách biotop pro existenci divoké populace, není možné zajistit dlouhodobě udržitelnou populaci pouze s pomocí vypouštění uměle odchované zvěře (Haroldson, 2005; Klinger, 2008; Switzer, 2009; Veverka et al., 2013 aj.).

Pokles početnosti bažanta obecného ve studijní oblasti byl patrný v letech 2009-2011. Je nutné konstatovat, že celkový trend studijní oblasti byl odrazem vývoje převážné většiny honiteb (tab. č. 5). Tento fakt by poukazoval na skutečnost, že na populaci bažanta obecného působily jednotlivé faktory převážně plošně v celé studijní oblasti. Bažant obecný je druh, který se vyznačuje vysokým reprodukčním potenciálem, ovšem reálnou reprodukci ovlivňuje velké množství faktorů (klimatické podmínky, kvalita biotopu, intenzita zemědělské výroby, predace atd.), které způsobují rozdíly v denzitě populací a ovlivňují meziroční fluktuaci v abundanci (Johnsgard, 1999; Switzer, 2009). Z výše uvedených skutečností vyplývá, že poslední tři roky byly z hlediska početnosti podprůměrné. V tomto období byly sledovány reprodukční ukazatele (RRK) a zastoupení mladé zvěře v populaci. Výše odlovu je u divoké populace reálným obrazem skutečné abundance (Mayer, 1983; Draycott et al., 2002; Santilli and Bagliacca, 2008). Lze proto konstatovat, že důsledkem nízkých odlovů v populaci, která není pravidelně a celkově výrazně posilována umělým odchovem, dochází k poklesu početnosti. Výsledky ukazují, že v roce 2009, kdy došlo k největšímu meziročnímu propadu odlovu (-51 %), bylo v populaci zastoupeno velmi málo mladé zvěře, konkrétně 39 %. Pro druh, který je typický sice velkým reprodukčním potenciálem, ale relativně krátkou délkou života, jde o významné narušení stability a věkové struktury populace. Vysoká míra predace je důsledkem krátké obměny celé populace, kde může radikální změna podmínek v horizontu dvou tří let výrazně narušit reprodukci a strukturu populace (Hill, 1985; Riley and Schulz, 2001; Purger et al., 2008). V roce 2010 došlo k nárůstu RRK (94 %) a tím i zvýšení podílu mladé zvěře v populaci (49 %), podobně tak v roce 2011, kdy byl podíl juvenilních jedinců za sledované období nejvyšší (53 %). S ohledem na populační dynamiku se jedná stále o poměrně nízké číslo, které souvisí s nedostatečným reprodukčním potenciálem studijní oblasti za poslední tři roky. Je proto otázkou jakým způsobem se bude vyvíjet trend v početnosti do budoucna. Podstatným faktem je, že intenzivní zemědělská výroba zhoršuje životní podmínky pro bažanta obecného. Jak vyplývá ze statistického šetření, od vstupu do EU se výrazně zlepšila ekonomická kondice zemědělsky hospodařících subjektů, která se odrazila v opětovně se zvyšující aplikaci průmyslových hnojiv a pesticidů. Od roku 2000 do 2012 narostla spotřeba pesticidů o 32,9 % a v případě průmyslových hnojiv o 54,9 % (CENIA, 2012). Ve studijní oblasti nebyly realizovány cílené prvky „set-aside“ managementu

(LPIS), ovšem česká dotační pravidla dobrovolně umožňují využít pouze roční variantu („biopásy“). Navíc pro bažanta obecného jsou důležitější opatření plošného charakteru, než liniového. Na nové programové období společné zemědělské politiky je vyvíjen tlak ze strany EU na zavedení povinné složky „set-aside“ managementu, což by byla reálná šance na zvýšení početnosti divoké populace bažanta obecného. Nelze ovšem očekávat rychlý nárůst početnosti v oblastech, kde se divoká populace prakticky nevyskytuje, nebo tím, že budou vypouštěny desítky, nebo stovky uměle odchovaných jedinců.

Jak uvádí Draycott et al. (2002, 2009), lze i v dnešních podmínkách dosáhnout mysliveckým managementem velmi vysokých početních stavů bažanta obecného bez nutnosti posilovat populaci uměle odchovanými jedinci. Klimatické faktory nelze ovlivnit, ale je možné je do omezené míry kompenzovat cíleným zemědělským a mysliveckým hospodařením, snahou o zlepšení a zvýšení stávající „zelené“ infrastruktury, zakládáním vhodných kultur pro hnízdění, odchov a výchovu mláďat (Draycott et al., 2009), lepším spektrem potravní nabídky a její dostupností v průběhu celého roku (Behnke and Claussen, 2007). V tomto směru by budoucí společná zemědělská politika Evropské unie (CAP*) měla plnit z pohledu podpory biodiverzity agrární krajiny větší roli, a to např. podobným způsobem, jakým toho bylo dosahováno od 80. let 20. století pomocí dotačních podtitulů v rámci CRP v USA (Berthelsen et al., 1989; Johnson and Igl, 1995; Delisle and Savidge, 1997). Cílem moderního mysliveckého managementu by měla být trvale udržitelná reprodukce schopná populace bažanta obecného v biotopově vhodných podmínkách.

Bližší podrobnosti k opatřením, která je nutné implementovat do reálné praxe a do fyzické struktury naší krajiny, aby došlo ke zvýšení početnosti této tradiční a ušlechtilé zvěře je uvedeno v kapitole 7.

7 Návrhy na implementaci do praxe

7.1 Myslivecké plánování

Bonitace, plánování chovu a lovu bažanta obecného vychází z vyhlášky č. 491/2002 Sb., o způsobu stanovení minimálních a normovaných stavů zvěře a o zařazování honiteb nebo jejich částí do jakostních tříd, a vyhlášky č. 553/2002 Sb., o podmínkách, vzoru a bližších pokynech vypracování plánu mysliveckého hospodaření v honitbě. Zásady a způsoby v platné legislativě jsou v mnoha ohledech nefunkční a statické. Už vlastní zařazení honiteb do jakostních tříd je velmi hrubé a nezohledňuje širší spektrum ekologických požadavků druhu, viz kapitola 2.7. Například lze jen velmi obtížně slučovat podmínky v jednotlivých honitbách na základě bioindikační sítě, která je příliš hrubá a rovněž není schopná detekovat konkrétní specifika honitby. Dalším faktorem, který neodpovídá reálným potřebám, je konstantní nastavení KOP⁴². Jak vyplývá z výsledků této práce a jiných studií (např. Haroldson, 2005; Klinger, 2008; Switzer, 2009), populační dynamika (graf č. 7) a míra reprodukce (graf č. 11) jsou meziročně dynamické veličiny.

Plně v souladu s biologií druhu je legislativně nastaven lov bažanta obecného v honitbách (vyhláška MZe ČR č. 245/2002 Sb.). V tomto případě budeme uvažovat honitby s potenciální divokou populací a ne bažantnice, které patří mezi honitby se specifickým managementem. V případě, že je umožněn pouze lov samců, samo o sobě se jedná o dostatečné regulační opatření, které by nemělo ohrozit existenci druhu. Další otázkou je, kolik je možné ulovit samců. Dle rozsáhlé studie provedené v USA se dlouhodobě pohybuje lov samců nejčastěji v rozsahu 50-85 %, aniž by byla negativně ovlivněna reprodukce divoké populace v následujícím roce (Veverka et al., 2013). Pokud se zhorší biotopové podmínky, nelze docílit vyšší početnosti populace dlouhodobým zastavením lovu. Hlavním posláním mysliveckého hospodaření by mělo být v první řadě zlepšování životního prostředí zvěře, jehož produktem je i vyšší početnost bažanta obecného. Mělo by být odpovědností mysliveckého hospodáře určit, zda je stávající populace lovu schopná. V případě velmi nízké početnosti divoké populace je nutné si položit otázku, zda je vlastně racionální důvod pro lov. Pro reprodukci je nutný alespoň minimální počet samců, aby obsadili vhodné hnízdní okrsky. Pokud by v hnízdním období orientačně připadal na každých 20-30 ha části honitby s relativně vhodným prostředím pro chov bažantů jeden samec, je početnost samců dostatečná.

⁴² koeficient očekávané produkce

U druhu jako je bažant obecný je poměrně komplikované zjišťovat přesnou početnost, proto vhodnějšími nástroji plánování je monitoring populace pomocí různých indexů (poměr pohlaví před a po lovecké sezóně) a z nich poté odhadovat velikost populace. Uvedme si modelový příklad v honitbě, kde se vyskytuje divoká populace a jsou loveni pouze samci. Celkový lov činil 100 ks. Poměr pohlaví před začátkem lovecké sezóny (září) dosahoval hodnoty 8 (♂) : 10 (♀) a po ní (leden-únor) 4 (♂) : 10 (♀). Z toho vyplývá, že bylo uloveno 50 % samců v populaci. Odhadovaná velikost populace před začátkem lovecké sezóny tedy byla 450 ks [200 (♂), 250 (♀)]. Rozhodně jednodušeji lze zjistit poměr pohlaví než absolutní početnost populace a výše lovu je přesná hodnota, ze které následně můžeme získat relevantní informaci o velikosti populace. Na základě těchto skutečností by bylo vhodné při plánování lovu v honitbách s divokou populací vycházet z níže uvedených zásad.

Normované a minimální stavy jsou z pohledu managementu bažanta obecného nadbytečné veličiny, které nemají funkční opodstatnění. V podmínkách ČR bažant působí minimální hospodářské škody, které vyvažuje jeho užitečnost, a proto je zbytečné jako u spárkaté zvěře taxativně určovat jeho počty. Navíc v honitbách, kde se nachází biotop pro výskyt divoké populace a kde je bažant obecný lovecky obhospodařovaný druh, je v zájmu uživatele honitby, aby zajistil jeho trvalý výskyt. Nastavení současné myslivecké legislativy má minimální vliv na to, zda má bažant obecný v honitbě vhodné prostředí, nebo ne.

Z historického, tradičního a krajnotvorného hlediska mají intenzivní umělé chovy v bažantnicích své myslivecké opodstatnění. Ovšem bylo by vhodné eliminovat některé způsoby praktikovaného odchovu. Vypouštění uměle odchované zvěře těsně před loveckou akcí, které je aplikováno jak v některých bažantnicích, tak v „normálních“ honitbách by mělo být legislativně striktně zakázáno, a to nejen z etického hlediska.

Managementová doporučení

- Zrušit pro bažanta obecného instituty normovaných a minimálních stavů, zařazování honiteb do jakostních tříd (bonitace) a KOP.
- Zavést do praxe zjišťování poměru pohlaví populace (♂ : ♀) před začátkem lovecké sezóny (září) a po jejím ukončení (leden-únor).
- Početnost populace odhadovat na základě zpětného propočtu v době před začátkem lovecké sezóny.

$$PAP = \frac{L \times (PP_1 + 1)}{PP_1 - PP_2}$$

PAP...podzimní abundance populace (září)

L...celkový lov samců

PP₁...poměr pohlaví (♂ : ♀) před začátkem lovecké sezóny (září)

PP₂...poměr pohlaví (♂ : ♀) po skončení lovecké sezóny (leden-únor)

- Sledovat v průběhu lovecké sezóny zastoupení juvenilních samců v populaci pomocí PPL. Zastoupení do 70 % indikuje nižší úroveň reprodukce v daném roce. V tomto případě by měla být zvážena celková plánovaná výše odlovu.

7.2 Struktura biotopu

Nejdůležitějším předpokladem pro reprodukce schopnou populaci je zastoupení dostatečného množství bezpečného hnízdního krytu a prostředí pro odchov mláďat. Za adekvátní je považováno 10-20 % (maximálně do 50 %) směsi travinných a bylinných společenstev, které nejsou trvale zemědělsky obhospodařovány, viz kapitola 7.4 (Wechsler, 1986; Haroldson, 2005). Zimní biotop a kryt jsou rovněž podstatnými faktory, které přímo ovlivňují zimní přežívání (kapitola 7.6).

Bažant obecný je druh, který preferuje a nejvyšší denzity dosahuje v zemědělsky obhospodařované krajině se zastoupením orné půdy 60-70 % a lesnatostí 5-10 %. S rostoucím zastoupením lesních porostů (> 25 %) se jeho početnost snižuje. Nejvíce mu vyhovují malé lesy, popř. porosty křovin (< 1 ha), které jsou rovnoměrně rozptýleny v krajině a vyznačují se hustou strukturou podrostu. Důležitá je rovněž výška porostu, neboť vzrostlý porost bez hustého keřového patra je nevhodný z důvodu zvýšené predace dravci (Homan et al., 2000). Behnke and Claussen (2007) poznamenávají, že pokud je zastoupení lesních porostů nad 30 %, je nejvhodnější se zaměřit na čistou subspecii *Phasianus colchicus colchicus*, která je svým areálem výskytu více vázána na lesní a křovinatý biotop. Bohužel v podmínkách ČR, Evropy a Severní Ameriky převažuje „prokřížený“ bažant obecný, u kterého dominuje subspecie *P. c. torquatus*, pro kterou je vyšší lesnatost nevyhovující faktor.

Atraktivitu biotopu zvyšuje zastoupení mokřadních porostů (rákos *Typha* spp., orobinec *Phragmites* spp.), které poskytují celoroční kryt a jsou bažanty vyhledávány v podzimním a zimním období. Pokud není taková sněhová pokrývka, která by eliminovala krytové možnosti, jsou tyto porosty upřednostňovány před lesními společenstvy (Gates and Hale, 1974; Homan et al., 2000).

Z hlediska pěstovaných plodin by měly dominovat „nízké“ obilniny (pšenice, ječmen, oves). Vysoký podíl monokultur kukuřice a řepky je nevhodný v důsledku nízké potravní nabídky v průběhu roku. Jako vhodná alternativa, pokud se nejedná o výměru v desítkách hektarů, funguje kukuřice jako potravní zdroj a kryt v případě, že porost je přes zimu ponechán nesklizený. Obecně platí předpoklad, že pestřejší diverzita pěstovaných plodin a nižší intenzita zemědělské výroby zlepšuje prostředí. Pěstování vojtěšky, pokud je standardně hospodářsky využívána, je nevhodné. Přestože poskytuje vynikající podmínky pro hnízdění a odchov mláďat, dochází zde v důsledku zemědělských prací k obrovským ztrátám (seč 3-4x ročně), viz Warner and Etter (1989).

V optimálním případě je biotop bažanta obecného utvářen pravidelnou mozaikou všech potřebných složek. Pokud není jakýkoliv nezbytný komponent v krajině zastoupen, nelze dlouhodobě udržet stabilní divokou populaci. V případě, že je zastoupen pouze okrajově, může fungovat díky koncentraci bažantů a zvýšené predaci jako ekologická past, např. nedostatek bezpečného hnízdního a zimního krytu.

Managementová opatření by primárně měla směřovat ke zlepšování biotopu. Výše je uveden jistý ideál, ke kterému by se myslivecké snahy měly ubírat. Prostor v ČR je ovšem velmi různorodé, proto lze jen těžko očekávat, že např. v lesnatějších oblastech budeme odlesňovat. Nelze ovlivnit klimatické podmínky, jako jsou srážky, teplota a výška sněhové pokrývky. Nicméně lze usuzovat na základě rozšíření divoké populace bažanta obecného do 70. let minulého století, že převážná část našeho území má potenciál pro stabilní populaci, kromě horských a některých podhorských oblastí. Hlavním problémem obnovy vhodného biotopu na převážné většině ČR jsou vlastnické a nájemní vztahy. V honitbách zpravidla jeden nebo více subjektů zemědělsky hospodaří (většinou nájemce) a jiný subjekt vykonává právo myslivosti. Proto převážnou část zemědělských subjektů, které přímo hospodaří na půdě, nezajímají managementová opatření ve vztahu k volně žijícím živočichům. Živočiškové (zvěř) pro ně většinou znamenají nutné „zlo“, které negativně ovlivňuje výnosy. Samozřejmě je v této souvislosti uvažováno o spárkaté zvěři. Cílem této diskuze není poškozovat ani jednu stranu, ale je nutné si uvědomit jednu zásadní věc. V celorepublikovém měřítku je příspěvek zemědělství k ochraně přírody absolutně marginální. Např. lesníci jsou nuceni pěstovat minimální procento melioračních a zpevňujících dřevin za účelem zvýšení stability a druhé pestrosti lesních ekosystémů. Otázkou je, proč by podobný ekvivalent nemohl být zaveden do zemědělství, ve formě „set-aside management“. Ročně plynou do zemědělství veřejné prostředky v řádech desítek miliard, které by neměly být směřovány pouze na produkci komodit.

Dle převážné většiny autorů jsou vhodná struktura biotopu současně se způsobem zemědělské výroby elementárními faktory pro divokou populaci bažanta obecného (Farris et al., 1977; Tucker and Heath, 1994; Draycott et al., 2002). Navíc tento druh je považován za bioindikátora prostředí, jehož početnost pozitivně ovlivňuje biodiverzitu kulturní agrární krajiny (Hallett et al., 1988; Haroldson, 2005). Dlouhodobě je management zaměřený pouze na lov predátorů považován za neefektivní (Chesness et al., 1968; Frey et al., 2003; Musil and Connelly, 2009).

7.3 Management travních porostů

Zastoupení směsi travních porostů v krajině je podstatným a základním faktorem k zajištění vhodného biotopu pro hnízdění a odchov kuřat a má přímý vliv na zvýšení početnosti bažanta obecného (Clark and Bogenschutz, 1999), podíl by však neměl přesahovat 50 % (Trautman, 1982; Haroldson, 2005; Nielson et al., 2006).

Základním předpokladem pro výběr hnízda samice je zbytková vegetace z předcházejícího roku o minimální výšce 25 cm, která kryje hnízdo v době, kdy okolní vegetace začíná teprve růst. Pro hnízdění jsou optimální velké bloky porostů nelineárního charakteru o výměře 10-16 ha, s celkovým rozsahem alespoň 32-65 ha (PF, 2004). Úzké pruhy zvyšují náchylnost hnízd k predaci (Warner et al., 1984). Pro tyto účely jsou vhodné víceleté porosty travin a bylin, které nejsou pravidelně zemědělsky obhospodařované (optimálně cca 20 %). Tyto plochy poskytují bezpečný hnízdní kryt, dostatečnou nabídku hmyzu, semen a kryt po sklizni zemědělských plodin. Traviny by měly zajišťovat hustý hnízdní kryt a bylinná složka by měla poskytovat nižší hustotu porostu u země a zlepšit průchodnost pro pohyb samic s mláďaty. Aby prostředí splňovalo podmínky nejen pro hnízdění, ale i odchov mláďat, je nutné v pravidelných několikaletých intervalech provést opatření, která zabrání vzniku pouze husté travinné kultury s omezenou průchodností. Lze využít např. posekání (likvidace hustých trsů), diskování (naruší travinný drn alepší se podmínky pro růst bylin s nižším zápojem), dosévání bylinami atd. Takto zvolený extenzivní management zajistí optimální podmínky pro bažanta obecného (Veverka et al., 2013). Stejný účel splní i oddělené bloky travin (hnízdění) a navazující odchovný kryt (pohybová propustnost, hmyz), kde převažují rostliny bylinného charakteru. Ideálním případem je, pokud jsou tyto plochy rozmístěny pravidelně v krajině a doplňují texturu orné půdy.

Bohužel podobný typ opatření není zakotven v zemědělské politice. V ČR jsou travní porosty zpravidla využívány jako sečené louky, popř. pastviny. Louky, přestože poskytují

zvýšenou potravní nabídku hmyzu, nejsou vhodným hnízdním biotopem, neboť termín první seče spadá do doby hnízdění (vysečení hnízd, mortalita samic, mláďat aj.). Pravidla nastavená dotační politikou ukládají subjektům pravidelné sečení (většinou 2x ročně), kdy porost je v podzimním období znovu posekán (mulčován). Neposkytuje tak kryt a výšku vhodnou pro umístění hnízda na jaře příštího roku. Intenzivní pastviny jsou z hlediska biotopu bažanta rovněž nevhodné díky minimální výšce spasené vegetace a eliminaci biodiverzity hmyzu a bylin (Veverka et al., 2013). Relativně vhodné prostředí pro hnízdění a odchov kuřat alespoň na části území poskytují pastviny, které nejsou intenzivně využívány a nachází se na nich odrostlý dostatečně vysoký porost.

Velmi vhodným prostředím pro hnízdění a odchov mláďat jsou porosty vojtěšky. Ovšem při standardním zemědělském hospodaření se stávají ekologickou pastí. Sečení probíhá 3-4x ročně a dříve než u ostatních píceň, proto hnízdní úspěšnost bývá díky zemědělské činnosti velmi nízká (Hartman et al., 1984; Klinger, 2008).

V zemědělském hospodaření se nachází v ČR významná nevyváženost mezi zastoupením jednotlivých složek biotopu. V nejúrodnějších oblastech dominuje intenzivně využívaná orná půda s minimálním zastoupením travních porostů a ve vyšších nadmořských výškách dochází k unifikaci prostředí převodem orné půdy na pastviny a louky. Důsledkem je snižování pestrosti kulturní krajiny, která je pro bažanta důležitá.

Nedostatek bezpečného a zemědělskou činností nenarušovaného hnízdního krytu je limitujícím faktorem pro reprodukci a rozšíření bažanta v kulturní krajině (Clark et al., 1999; Johnsgard, 1999; Veverka et al., 2013).

V podmínkách ČR lze využít pro naplnění požadavku kvalitního hnízdního krytu druhy: chrastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*), jetel luční (*Trifolium pretense*), komonice lékařská (*Melilotus officinalis*), lipnice luční (*Poa pratensis*), pýr pontický (*Thinopyrum ponticum*), pýr prostřední (*T. intermedium*), srha říznačka (*Dactylis glomerata*), sveřep bezbranný (*Bromus inermis*), třtina křovištní (*Calamagrostis epigejos*), vičenec ligrus (*Onobrychis viciifolia*), vojtěška setá (*Medicago sativa*) – porosty velmi bohaté na hmyz atd. (Sekera, 1954; Behnke and Claussen, 2007; Libosvár and Hanzal, 2010). V oblastech, kde se nevyskytuje v průběhu zimy vysoká sněhová pokrývka, mohou plnit některé druhy trav vhodný kryt i přes toto období: proso prutnaté (*Panicum virgatum*), vousatka Gerardova (*Andropogon gerardii*), „indiánská tráva“ (*Sorghastrum nutans*), blíže Eggebo et al. (2003).

Jak bylo zmíněno výše, hustá vegetace je optimální zajištění hnízdních podmínek. Nicméně pro vlastní odchov mláďat je vhodnější, pokud porost poskytuje u země volný

pohyb pro samici s mládřaty a krytová složka je umístěna do horní části. Draycott et al. (2009) zjistili, že „rotational set-aside“ plochy poskytují velmi kvalitní podmínky pro odchov mládřat a díky bohaté potravní nabídce (hmyz) zvyšují přežívání. Na plochy určené pro odchov mládřat (0,5-3,0 ha) byl aplikován nízký výsev (10 kg/ha), aby bylo zamezeno přílišné hustotě porostu. Základní kostru směsky tvořily plodiny vojtěška setá, slunečnice roční (*Helianthus annuus*) a řepka olejka (*Brassica napus*), do kterých byly přimíseny semena obilnin, bylin a trav. U rodinných hejnek, které využívaly tyto plochy, bylo přežívání v nejkritičtějších obdobích prvních 21 dnů 66-92 %. Navíc odchovné plochy byly cíleně preferovány v porovnání s ostatními složkami biotopu (intenzivně obdělávaná pole, lesní porosty, mokřady).

Managementová doporučení

- Zavést dotační titul k podpoře víceletých neobdělávaných travních porostů na orné půdě, nebo na již existujících porostech (cca 10-15 let).
- Dotačně podpořit posunutí termínu první seče po 31. 7.
- Ponechání neposečeného travního porostu o výšce 30-40 cm od podzimu do následujícího roku.

7.4 Orná půda

Tato část kulturní krajiny je v důsledku zemědělské výroby nejintenzivněji využívána. Změny v hospodaření, jejichž důsledkem bylo zvyšování výměry půdních bloků; likvidace rozptýlené zeleně; nárůst používání pesticidů a průmyslových hnojiv; rychlejší a výkonnější mechanizace; meliorace; změny v druhové skladbě a pestrosti pěstovaných plodin, způsobily pokles početnosti bažanta obecného nejen v ČR, ale i v ostatních státech Evropy a USA (Farris et al., 1977; Hallett et al., 1988; Johnsgard, 1999; Draycott et al., 2002). Tyto zásahy do biotopu negativně ovlivnily převážnou část druhů vázaných na agrocenózy. Zpravidla jediným nástrojem, kterým lze efektivně ovlivnit v širším měřítku hospodaření, je zemědělská dotační politika, a to jak pozitivně, tak negativně (Haroldson, 2005; Nielson et al., 2006). Nejvíce je problematika vazby mezi početností bažanta obecného a přístupy k zemědělské politice popsána v severoamerických populacích (Wechsler, 1986; Haroldson, 2005; Switzer, 2009). Hlavním nástrojem jak zlepšit hnízdní, potravní a krytové podmínky byl v převážné většině případů tzv. „set-aside management“ („rotational“, „non-rotational“). V různých formách byl aplikován jak v Severní Americe, tak v Evropě. Podstatou je, že část orné půdy je

uvedeno do určitého režimu klidu, která není využívána konvečním produkčním způsobem. Vhodným nastavením bylo docíleno zvýšení početnosti bažanta obecného jak v Severní Americe, tak v Evropě (King and Savidge, 1995; Draycott et al., 2002; Haroldson, 2005; Nielson et al., 2006; Switzer, 2009). Vzhledem k tomu, že zmíněná opatření byla popisována v předchozích kapitolách, nebudou dále podrobněji rozebírána.

V Programu rozvoje venkova ČR (2007-2013; EAFRD⁴³) je objevil prvek „set-aside managementu“ v podobě **biopásů** (typ „rotational“). Jedná o pruhové (6-12 m) potravní poličko pro volně žijící živočichy, které je oseto vybranou směskou plodin (pohanka, proso, kapusta, lupina bílá, obilnina – oves setý, pšenice jarní, ječmen jarní). Smyslem biopásů je zvýšit diverzitu prostředí, rozčlenit monokulturní půdní bloky a doplnit stávající nebo chybějící prvky krajinné „infrastruktury“ (např. meze, meliorační strouhy, remízy, okraje polních cest). Porost je založen na jaře (1. 5. – 31. 5.), není sklizen ani ošetřován pesticidy a je ponechán v krajině do následujícího roku (minimálně do 31. 3.). Subjekt je povinen praktikovat opatření na půdním bloku (po okrajích, nebo uvnitř) po dobu pěti let. Dobře míněný dotační titul má ale své nevýhody. Liniový charakter opatření má pravděpodobně negativní vliv v podobě zvýšené predace (Wechsler, 1986; Riley et al., 1994). Zbytkový porost v jarním období může působit jako atraktivní hnízdní prostředí, ale stanoveným termínem pro zaorání a znovuosetí dochází k likvidaci hnízd mechanizací. Vhodnost biopásů spočívá v pestré potravní nabídce pěstované směsky a díky chemickému neošetřování se zvyšuje dostupnost plevelů a hmyzu. Dotační titul nenašel uplatnění v širším celorepublikovém měřítku, což bylo dáno i jeho dobrovolností.

Způsob hospodaření na orné půdě je dalším faktorem, který způsobuje snižování početnosti divoké populace bažanta obecného. V zemědělské politice ČR se prozatím objevil pouze jeden dobrovolný prvek „set-aside managementu“. Zemědělské subjekty dle nastavených podmínek nejsou povinni provádět opatření k udržení biodiverzity, nejsou limitovány minimálním počtem pěstovaných plodin, maximální výměrou jedné plodiny atd. Ročně je zemědělcům vypláceno na dotacích 30-40 mld. Kč, přičemž žádná část z těchto veřejných prostředků není povinně směřována do dotačního titulu, který by eliminoval negativní účinky hospodaření na volně žijící živočichy. Pokud nebude určité procento obhospodařované orné půdy vyjmuto z konvenčního hospodaření („set-aside management“) není možné do budoucna předpokládat zastavení úbytku početnosti bažanta obecného.

⁴³ European Agricultural Fund for Rural Development

Poznatky jak z USA (CRP), tak z evropských států (CAP*) jsou důkazem, že vhodným nastavením dotační politiky lze zvýšit početnost bažanta obecného i v podmínkách současného intenzivního hospodaření (Draycott et al., 2002; Haroldson, 2005; Switzer, 2009), viz graf č. 4 a příl. č. 10.

Standardní pěstování plodin na orné půdě je v ČR obdobné jako v jiných státech s intenzivním zemědělstvím. Pomocí pesticidů (několikrát ročně) je potlačováno zastoupení hmyzu a plevelů, čímž vznikají monokulturní porosty s velmi omezenou potravní nabídkou. V období po sklizni dochází velmi rychle k úbytku již omezených potravních zdrojů a krytu. Nejdéle zůstávají v krajině porosty kukuřice, které po jistou dobu udržují kryt v krajině. Nicméně z celkového pohledu je pěstování kukuřice na velkých výměřích pro bažanta obecného velmi nevhodné, neboť v převážné části roku poskytuje minimální potravní nabídku. Koncem podzimu se na převážné části ČR nachází nízké porosty ozimů, řepky, popř. zorané plochy. Bohužel strniště, které postupem času zarůstají vegetací a mohly by v tomto období zvyšovat potravní nabídku a kryt, z české krajiny téměř vymizely. Např. Klinger (2008) a Veverka et al. (2013) považují strniště za důležité opatření, které zvyšuje potravní nabídku, kryt a tím i přežívání bažantů v zimním období a rovněž chrání půdu proti erozi. V některých státech USA jsou sklizeny obiloviny speciálními lištami („stripper headers“), které odstraňují hlavně klasy a ponechávají vysoké strniště, čímž se zlepšuje krytový potenciál.

Převážná většina autorů poukazuje na to, že účinek přijatých opatření se zvyšuje s rozsahem, proto považují za zásadní faktor, který může pozitivně ovlivnit početnost bažanta obecného, vhodně nastavenou společnou zemědělskou politiku (Hallett et al., 1988; Haroldson, 2005; Veverka et al., 2013). Jednotka „honitba“ je zpravidla příliš malá, aby se komplexní managementová opatření projevila výrazným zvýšením početnosti. Hartman and Sheffer (1971) doporučovali výměru, kde lze hospodařit s trvale udržitelnou a reprodukce schopnou populací, minimálně 4 000 ha, Riley (1999) dokonce přes 10 000 ha. To vše za předpokladu vhodných podmínek biotopu.

Způsob zemědělské výroby v měřítku ČR neposkytuje základní předpoklady pro zajištění trvale udržitelné divoké populace. Na zemědělské půdě není k dispozici bezpečný hnízdní kryt; porosty vhodné pro odchov mláďat (hmyz), v podzimním a zimním období je značně eliminována potravní nabídka a kryt, který by zajistil ochranu před predátory. V dlouhodobém horizontu se snižuje druhová pestrost plodin. Zvyšuje se zastoupení plodin, které nejsou v rozsáhlých monokulturách pro bažanta obecného vhodné (kukuřice, řepka)

a v posledních desetiletích ubývá ploch obilovin, brambor, píce, řepy, kapusty, zeleniny atd. (ČSÚ, 2012).

Při zakládání políček pro zvěř by měl uživatel honitby brát v úvahu hlavní funkční poslání mysliveckého opatření. Jejich cílem musí být diverzifikace a zpestření krajiny plodinami, které se v ní zpravidla nevyskytují, nebo ne v optimálním zastoupení. Například v mnoha ohledech je kontraproduktivní, pokud v sousedství komerčně obdělávaného pole s pšenicí je založeno políčko pro zvěř s kulturou pšenice a podobně. Samozřejmě po sklizni okolních pozemků bude na políčku pro zvěř stále potravní zdroj, ovšem z hlediska zvýšení potravní pestrosti funkce příliš naplněna nebyla. Vhodné je rovněž na políčku pro zvěř pěstovat více plodin, a to jednotlivě, nebo ve směskách. Limitujícím faktorem pro optimální distribuci políček často bývá dostupnost zemědělských pozemků. Z celkově dostupných plodin vhodných pro divoký chov bažanta obecného lze uvést: hrách setý (*Pisum sativum*), hořčici bílou (*Sinapis alba*) – atraktivní zvláště jako meziplodina na podzim, ječmen setý (*Hordeum sativum*) – ozimý, konopí seté (*Cannabis sativa*), krmnou kapustu (*Brassica oleracea*), krmnou mrkev (*Daucus carota*), lupiny (*Lupinus* spp.), pohanku obecnou (*Fagopyrum esculentum*), pšenici setou (*Triticum sativum*) - ozimou, slunečnici roční (*Helianthus annuus*) a kukuřici (*Zea mays*) - ve směsi, topinambur (*Helianthus tuberosus*), žito trstnaté (*Secale cereale multicaule*) atd. (Sekera, 1954; Behnke and Claussen, 2007; Libosvár and Hanzal, 2010).

Managementová doporučení

- Začlenit do dotační politiky na části zemědělské půdy povinný „set-aside management“ (roční a víceletý).
- Podpořit ponechávání strnišť (nejlépe s vysokými stonky) do jara následující roku za účelem zlepšení potravní dostupnosti, krytu a ochrany půdy proti erozi.
- Omezit maximální plochu osetou jednou plodinou a diverzifikovat počet pěstovaných plodin.
- Obnovit chybějící krajinnou infrastrukturu k zajištění migračních koridorů zvěře a ochrany zemědělské půdy před vodní a větrnou erozí (meze, větrolamy, remízy).
- Dále podporovat nekonvenční způsoby zemědělského hospodaření, které eliminují intenzitu a dopady na životní prostředí (ekologické zemědělství).
- Kompenzovat snížení potravní a krytové nabídky v průběhu roku zakládáním políček pro zvěř.

7.5 Zimní biotop a kryt

Zima patří z hlediska přežívání bažanta obecného mezi kritické období roku, zvláště v oblastech, kde se vyskytuje dlouhodoběji sněhová pokrývka. Homan et al. (2000) zjistili, že pokud se průměrná týdenní teplota v zimě zvýšila o 1 °C, stoupl index přežívání o 6 % a při zvýšení sněhové pokrývky o 2,5 cm, klesl index přežívání o 8 %. Za nejvhodnější biotop v zimním období jsou zpravidla považovány různé výsadby stromového a keřového charakteru, ovšem není tomu vždy, jak uvádí např. Veverka et al. (2013). V případě mírné zimy využívají bažanti husté travinné prostředí s dostatkem krytu a potravy, přičemž jsou rovnoměrně rozptýleni v uvedeném biotopu. Pokud napadne sněhová pokrývka, která položí stébla trav, uchyluje se do jiného prostředí rostlinného charakteru s pevnější strukturou, které poskytuje krytové možnosti (orobinec, rákos), viz Gates and Hale (1974). Ty jsou schopny udržet svou strukturu v případě, že nenapadne příliš velké množství sněhu. Pokud tyto porosty pod sněhovou pokrývkou přestanou plnit svoji funkci, preferuje bažant biotop dřevinného a keřového charakteru. Z výše uvedených informací vyplývá, že prostředí dřevinného charakteru je aktivně vyhledáváno, když není v krajině zastoupen jiný vhodný biotop (Homan et al., 2000). Rovněž Grondahl (1953) zjistil, že snížení teploty pod hodnotu -6,7 °C a rychlost větru > 4,4 m/s způsobilo větší využívání porostů křovinatého charakteru. Gabbert, et al. (1999) monitorovali prostorovou aktivitu bažantů v době s nízkými teplotami a sněhovou pokrývkou. Bažanti svůj pohyb soustředili do biotopu dřevinného charakteru s hustým podrostem a na přilehlé potravní zdroje. Podobně jako u hnízdního krytu je často odkazováno na nevhodnost úzkých pásů křovin. V případě, že napadne sníh a fouká vítr, fungují tyto lokality jako přirozené „zásněžky“, kde se tvoří závěje a neumožňují bažantům pohyb. Dalším důvodem je predace, která se zvyšuje u úzkých křovinatých pruhů (Warner and David, 1982). Hlavní funkce křovinaté a dřevinné složky biotopu v zimním období je ochrana před nepříznivými vlivy počasí (sníh, vítr, teplota) a predátory (hlavně dravci). Důležitější je mnohdy struktura zimního krytu než to, z jakých druhů se skládá (Veverka et al., 2013).

V oblastech, kde se v průběhu roku nevyskytuje vysoká sněhová pokrývka je doporučováno zaměřit se spíše na kryt rostlinného charakteru, který je spojený s mokřadními biotopy (např. rákos, orobinec). V lokalitách s vyšší sněhovou pokrývkou, která by svým tlakem mohla znehodnotit krytové schopnosti rostlinných porostů, je vhodné použít dřevinný a keřovitý kryt. V zimním krytu nejsou absolutně doporučovány vzrostlé stromy (zvláště listnaté), které působí jako „pozorovatelný“ pro dravce. Z důvodu koncentrace bažantů při

zhoršených klimatických podmínkách by mohl takový biotop působit kontraproduktivně. Pokud již existuje vyšší porost, který například není možné odtěžit, je nutné se zaměřit na tvorbu hustého křovinatého podrostu.

Distribuce zimního krytu a biotopu, který podporuje přežívání bažantů v době nepříznivých klimatických podmínek, musí splňovat požadavky vycházející ekologických nároků druhu. Studie prokázaly, že migrace bažantů mezi lokalitou, kde proběhlo hnízdění a odchov mláďat, a zimním krytem není delší než 2,5-3,0 km, mezi zimním krytem a potravními zdroji < 0,4-0,8 km a celoroční domovský okrsek se pohybuje okolo 2,5 km² (Veverka et al., 2013). Proto je optimální, aby na velikost jednoho hnízdního okrsku připadal kvalitní zimní kryt. Obecně platí, že delší migrační vzdálenosti jsou spojeny s větší energetickou náročností a rizikem predace (Gatti et al., 1989). Navíc kondice v jaké bažanti přežijí zimní období, přímo ovlivňuje reprodukční potenciál v následujícím roce (Homan et al., 2000; Draycott et al., 2005). Minimálním požadavkem je, aby na každých 250 ha připadal alespoň jeden 6 ha blok (1,2 ha porost keřů a nízkých jehličnanů; 4,0 ha hustého rostlinného krytu; 0,8 ha potravního políčka pro zvěř), který zajistí podmínky pro přezimování populace. K převládajícímu směru větru by měli být založeny dvě řady keřů (3 m mezi řadami) sloužící jako přirozené „zásněžky“, dále 4-6 řad nízko zavětvených jehličnanů (4 m mezi řadami), na ně navazuje dalších několik řad keřů (kryt, potrava) a komplex by měl být zakončen potravním políčkem, které by zároveň mělo plnit funkci krytovou. Doporučené rozměry jsou pro dřevinnou složku (keře, jehličnany) cca 70 x 180 m. Remíz může být navrhován tvaru obdélníku, oblouku, či písmene „L“ (PF, 2004; Veverka et al., 2013). Při výsadbě by měly být upřednostňovány autochtonní druhy.

Při tvorbě vhodného prostředí je nutné se nejprve zaměřit na složku prostředí, která chybí, a potom zlepšovat ostatní potenciálně vhodné biotopy. Bažant obecný měl nacházet v krajině ucelený a propojený komplex biotopů, které poskytují podmínky pro hnízdění, odchov mláďat a zimní přežívání. Liniové prvky (křovinaté meze, porosty u melioračních struh, biopásy aj.) mohou dobře plnit migrační trasy, ale nesmí být jedinými strukturálními prvky zimního (podzimního) biotopu, protože bažant více preferuje porosty v „blocích“, než „liniích“.

V podmínkách ČR lze využít při zakládání trvalých remízů, obnově zimního krytu a pro zlepšení potravní nabídky například (Sekera, 1954; Behnke and Claussen, 2007; Libosvár and Hanzal, 2010): dřín obecný (*Cornus mas*), bez černý (*Sambucus nigra*), hloh jednosemenný (*Crataegus monogyna*), jabloně (*Malus* spp.), janovec metlatý (*Cytisus*

scroparius), meruzalky (*Ribes* spp.), orobinec (*Typha* spp.), ostružiník maliník (*Rubus idaeus*), pámelník bílý (*Symphoricarpos albus*), ptačí zob obecný (*Ligustrum vulgare*), rakytník řešetlákový (*Hippophae rhamnoides*), rákos obecný (*Phragmites australis*), růže šípková (*Rosa canina*), smrk ztepilý (*Picea abies*), svída krvavá (*Cornus sanguinea*), tavola kalinolistá (*Physocarpus opulifolius*), trnka obecná (*Prunus spinosa*), seřezávané vrby (*Salix* spp.) atd. V honitbách, kde chybí trvalý zimní kryt, je možné jeho nedostatek kompenzovat pěstováním zemědělských plodin, které přes zimu poskytují nejen kryt, ale i potravní zdroje, např. kukuřice setá (*Zea mays*), topinambur (*Helianthus tuberosus*), čirok (*Sorgum vulgare*). Zmíněné druhy jsou pouze zlomkem celkových možností jak zlepšit podmínky pro chov bažanta obecného.

Managementová doporučení

- Monitoring prostředí z hlediska nabídky kvalitního zimního biotopu.
- Rekonstrukce, popř. zvýšení výměry stávající a nevyhovujícího zimního krytu (přeměna starých nefunkčních remízů, eliminace vzrostlých stromů).
- Výsadba chybějícího zimního krytu dle výše uvedených zásad.

7.6 Rámcový management plán

V této kapitole budou nastíněny základní podmínky a předpoklady, jak dlouhodobě zajistit trvale udržitelnou populaci bažanta obecného v širším celorepublikovém měřítku. Budou popsány základní **problémy**, které negativně ovlivňují početnost druhu, následně **cíle**, kterými lze situaci stabilizovat a následně **nástroje** pro dosažení jednotlivých dílčích cílů.

7.1.1 Obecná východiska

V minulosti ani v současnosti nebyl zpracován žádný ucelený koncepční dokument, který by řešil v širších souvislostech problematiku mysliveckého managementu bažanta obecného, popřípadě dalších důležitých druhů „drobné“ zvěře, jejichž biotop je vázán převážně na agrární krajinu. Na toto téma bylo napsáno spousta „obecných“ odborných publikací (Dyk, 1942; Sekera, 1954; Rakušan, 1998 atd.), ovšem s minimálním zaměřením na tvorbu vhodného prostředí bažanta obecného a bez objektivního vyhodnocení jednotlivých krajinnotvorných úprav na populační dynamiku. V porovnání se zahraničím, zejména oproti USA, vykazuje současný myslivecký management bažanta obecného v ČR známky nemodernosti, nekomplexnosti a neprogresivnosti. Například v USA jsou v některých státech

zpracovávají pro bažanta obecného tzv. „management plány“ (Jižní Dakota, Minnesota, Pensylvánie, New York atd.), navíc v roce 2013 vznikl federální management plán (Haroldson, 2005; Klinger, 2008; Switzer, 2009; Veverka et al., 2013).

Cílem těchto dokumentů je v dlouhodobém měřítku navrhnout základní cíle, nástroje a způsoby, jak docílit trvale udržitelné a lovu schopné divoké populace. Důraz je kladen převážně na tvorbu vhodného biotopu, který je podporován dotačními pobídkami, které vycházejí především ze zemědělské politiky USA, v menší míře jednotlivých států, popř. grantových fondů neziskových organizací a soukromých osob. Podobně jako v EU i v USA jsou nastavována dotační pravidla pro zemědělství (tzv. Farm Bill – obdoba CAP* EU) v několikaletých, zpravidla pětiletých cyklech. V posledních cca 30 letech je kladen silný důraz na mimoprodukční funkce zemědělství a podporu biodiverzity, které jsou finančně stimulovány programy na obnovu a tvorbu nových biotopů, jejichž cílem je omezení negativního vlivu intenzivní zemědělské výroby na faunu agrární krajiny, např. CRP, CREP, WRP⁴⁴, WHIP⁴⁵, FWPP⁴⁶, CSP⁴⁷, GRP⁴⁸ atd. V management plánech jsou na základě výzkumných aktivit zachyceny vlivy jednotlivých dotačních politik a způsobů hospodaření na populaci bažanta obecného v časovém horizontu desítek let. Přestože patří bažant obecný v USA mezi introdukované druhy, je považován za důležitý bioindikátor kvality prostředí, jehož výskyt je pozitivně spojen se zvýšenou biodiverzitou agroceenóz (Switzer, 2009). Vzhledem k tomu, že patří mezi velmi oblíbené druhy lovné zvěře, jsou tyto snahy široce podporovány nejen lovci, ale také širokou veřejností. Tvorba a distribuce management plánů je založena na spolupráci s veřejností, neboť ta vytváří celospolečenský náhled na „sportovní lov“ v USA. Společnými cíly u všech výše uvedených dokumentů je osvěta veřejnosti, vysvětlení racionálního a dlouhodobého management lovné zvěře, který je primárně založen na komplexním ekosystémovém přístupu. Navíc dominantní část příjmů získaných z prodeje loveckých licencí je směřována zpět do „wildlife managementu“. Laická veřejnost tedy vidí, že řízený lov ve svém důsledku naopak přispívá ke zlepšení podmínek zvěře. Na „public relations“ je kladen velký důraz, neboť společnost jako celek má významný vliv na utváření názorů a následně směřování postojů státu k jednotlivým politikám (zemědělství, ochrana přírody, lov...), problémům, legislativě atd.

⁴⁴ Wetlands Reserve Program

⁴⁵ Wildlife Habitat Incentives Program

⁴⁶ Farmable Wetlands Pilot Program

⁴⁷ Conservation Security Program

⁴⁸ Grassland Reserve Program

V tomto ohledu je nutno podotknout, že programy rozvoje venkova, které probíhaly před vstupem ČR do EU (SAPARD⁴⁹) a po vstupu (HRDP⁵⁰, EAFRD), měly ve svém důsledku spíše negativní vliv na biodiverzitu agrární krajiny (Reif et al., 2006; Šťastný et al., 2006). Přestože se v programech objevil dotační titul, který by mohl zlepšit potravní a krytové podmínky v podzimním a zimním období (biopásy), nebyl tento titul využíván v širším celorepublikovém měřítku, navíc termín kultivace a znovuobnovení spadal do období, kdy opatření působilo kontraproduktivně (1. 4. – 31. 5.). Vegetace směsky biopásu je v jarním období následujícího roku vzrostlejší než okolní plodiny a působí jako relativně atraktivní hnízdní prostředí. Nicméně termín zaorání může způsobit likvidaci prvních snůšek zemědělskou technikou, navíc díky svému liniovému charakteru se stávají hnízda zranitelnější k predaci (Clark and Bogenschutz, 1999). V žádném českém programovém dokumentu se dosud neobjevily prvky „set-aside managementu“ (roční, víceletý), které byly běžné ve „starých“ členských státech a při vhodném nastavení pozitivně ovlivňovaly populaci nejen bažanta obecného, ale i dalších druhů zvěře (Firbank et al., 2003; Price et al., 2003; Draycott et al., 2009). V tomto ohledu se nelze vymlouvat na nastavení společné zemědělské politiky EU, neboť základní programové dokumenty si vytváří jednotlivé členské státy samy, následně jsou EU notifikovány. Dle zkušeností a poznatků ze zahraničí je vyvážené nastavení zemědělské politiky základním předpokladem a v současnosti v podstatě jedinou možností jak ovlivnit kvalitu biotopu agrární krajiny v celostátním měřítku (Hallett et al., 1988; Haroldson, 2005).

Ministerstvo zemědělství ČR jako ústřední orgán skrze dlouhodobě nastavenou dotační politiku a „legislativní tvůrce“ neplní svoji funkci pro zajištění trvale udržitelného hospodaření v agrární krajině, které by se opíralo o tři základní pilíře – ekonomický, sociální a ekologický.

7.1.2 Základní managementová opatření

V této podkapitole jsou uvedeny základní **problémy**, které limitují životaschopnost a rozšíření divoké populace bažanta obecného v českých podmínkách. Dále **cíle**, na které je nutno se zaměřit, **nástroje** k jejich dosažení a stručné **odůvodnění**. Tento základní rámec neslouží jako detailní koncepce a management plán pro bažanta obecného. Jedná se o základní kostru opatření, která, pokud by byla implementována do praxe, zajistí trvale

⁴⁹ Special Action Programme for Pre-Accession Aid for Agriculture and Rural Development

⁵⁰ Horizontal Rural Development Plane

udržitelnou divokou populaci v ČR. Navrhované body vycházejí z reálně aplikovaných managementových zásad v zahraničí s ohledem na specifické podmínky ČR (Haroldson, 2005; Klinger, 2008; Switzer, 2009; Veverka et al., 2013).

Hlavní cíl: Zajištění stabilní divoké a lovu schopné populace bažanta obecného v České republice

Odůvodnění:

Pouze přirozeně se reprodukující divoká populace je měřítkem správně nastaveného moderního mysliveckého hospodaření se zvěří, to však nelze bez předpokladu vhodného biotopu. Z historického hlediska byly české země typické vysokou populační hustotou bažanta obecného z divokého chovu. Posledních cca 60 let patří bažant mezi nejvýznamnější druh pernaté zvěře, ovšem v současnosti dominuje ve výši odlovu zastoupení uměle odchovaných jedinců. Z dlouhodobého pohledu bude stávající způsob hospodaření, který je zaměřen hlavně na umělý odchov k zajištění dostatečného množství loveckých příležitostí neobhajtelný, a to nejen u nemyslivecké veřejnosti. Česká republika je rovněž typická intenzivními chovy v bažantnicích, kde převládá komerční hledisko. Tyto „speciální“ honitby by měly být zachovány, neboť se jedná o tradiční intenzivní chov, který je spojený s cílenými krajinotvornými úpravami. Nicméně je potřebná revize daných honiteb, dle vhodnosti přírodních podmínek a je nezbytné stanovit jasná kritéria způsobu odchovu a vypouštění jedinců. Regulovat podmínky pro vypouštění bažantů mimo bažantnice a zamezit vypouštění v přímé návaznosti na loveckou akci.

Problém 1: Biotopové nároky bažanta obecného nekorelují s dlouhodobě nastaveným hospodářským využíváním krajiny

Odůvodnění:

Pokles početnosti bažanta obecného ve 2. polovině 20. století zasáhl většinu zemí ekonomicky vyspělého světa s intenzivní zemědělskou výrobou. Za nejčastější příčinu je označována intenzifikace zemědělství (Hill, 1985; Potts, 1991), likvidace rozptýlené zeleně a úbytek biotopů vhodných pro hnízdění a odchov mláďat (Farris et al., 1977; Warner, 1981; Leptich, 1992; Musil and Connelly, 2009). Nárůst používání pesticidů souvisí s omezováním potravní nabídky zvláště bezobratlých, které jsou v prvních třech týdnech dominantní složkou potravy kuřat, zvyšuje jejich mortalitu, zhoršuje fyzickou kondici a způsobuje větší náchylnost k predaci (Trautman, 1982). Autoři poukazují na výrazné snížení hnízdní úspěšnosti zapříčiněné vysokou mírou predace hnízd (Hill and Robertson, 1988b; Draycott et al., 2008). Ta je způsobena nejen nárůstem početnosti predátorů, ale je rovněž důsledkem změn ve využívání krajiny, kdy dochází k úbytku vhodného hnízdního biotopu a ke zvýšené hnízdní predaci na atraktivních lokalitách (Evans, 2004). V některých oblastech klesla hnízdní úspěšnost pod hodnotu zajišťující trvale udržitelnou stabilní populaci (Gates and Hale, 1975; Riley and Schulz, 2001).

V současné české agrární krajině se nevyskytují plochy, které by zajišťovaly v širším celorepublikovém měřítku vhodný a bezpečný hnízdní kryt. Tato skutečnost jde na vrub především nastavené dotační zemědělské politice. V tomto směru nejvíce ovlivňuje hospodaření v krajině Program rozvoje venkova ČR 2007-2013 (MZe ČR, 2013). Hlavními měsíci z hlediska snůšek a líhnutí kuřat jsou květen-

červen (Sekera, 1954; Hudec et al., 2005). Ovšem v tomto období dochází ke sklizni pícnin, což způsobuje vysečení hnízd, popř. usmrcení mladé zvěře. Jako místo pro založení hnízda preferují bažantí samice lokality s hustou vegetací dostatečně kryjící hnízdo o minimální výši 20-30 cm v polovině dubna, proto bývají hnízda primárně umisťována do vojtěšek, jetelů a ostatních travních porostů dostatečného vzrůstu (Hartman and Sheffer, 1971). Frekvence sečení, pokud při první sklizni nedojde k usmrcení samice, často neumožní úspěšnou inkubaci náhradní snůšky. Tyto plochy jsou v ČR pravidelně sečeny a stávají se ekologickou pastí. Z dotačních podmínek bohužel vyplývá nutnost pravidelného sečení trvalých travních porostů, zpravidla 1-2x do roka (MZe ČR, 2013). Nedostatek vhodného hnízdního biotopu je považován za jeden z hlavních faktorů poklesu početnosti, či nízké reprodukce populace (Wechsler, 1986; Klinger, 1996; Switzer, 2009).

Jako optimální hnízdní biotopy se v USA projeví plochy zahrnuté do CRP. Jedná se o plochy zemědělské půdy, kde jsou zakládány travní porosty v minimální délce trvání 10-15 let. Podstatným faktem je, že se jedná o dlouhodobě neobhospodařované pozemky. Tyto plochy měly hlavní podíl na zvýšení hnízdní úspěšnosti o 40 % v porovnání s hnízdy, které byly umístěny v „konvenčně“ obhospodařované krajině. Dále bylo zjištěno, že hnízda umístěná v rozsáhlejších blocích travin byla 4x méně predována, než ta, která se nacházela v hnízdním biotopu liniového charakteru (Clark and Bogenschutz, 1999).

Clark et al. (1999) doporučují pro zajištění silné divoké populace 20-25 % bezpečného hnízdního krytu, minimálně 5-10 %.

Vojtěška je plodina, která vytváří velmi atraktivní a kvalitní hnízdní prostředí, nicméně při standardním způsobu hospodaření působí jako ekologická past. Warner and Etter (1989) uvádí, že zemědělská technika způsobí zničení až 90-95 % založených hnízd. Např. v Pensylvánii je považováno rozšíření vojtěšky v zemědělské výrobě na úkor původních travin za jeden z hlavních faktorů snížení početnosti bažanta obecného. Tento fakt potvrzuje příl. č. 11, která zachycuje průběh sklizně pícnin a průběh hnízdění ve výše uvedeném státě (Hartman and Sheffer, 1971). Při trojím sečení v průběhu roku nemá samice bez cílených opatření (plašení, vyhledávání hnízd...) téměř možnost úspěšně dokončit inkubaci a odchovat kuřata i v případě založení další snůšky. Proto cílené zakládání vojtěškových porostů ve spojení s posunutým termínem seče by bylo velmi vhodným managementovým opatřením.

Úspěšná inkubace sama o sobě neznamená vysokou reprodukci v daném roce. Nejvyšší mortalita je spojena s odchovem kuřat v prvním měsíci života (Hill, 1985; Riley et al., 1998a). Nejdůležitějšími podmínkami pro eliminaci ztrát jsou: dostatečná nabídka hmyzu, řídkší přízemní vegetace pro pohyb kuřat a kryt v nadzemní části, jako ochrana před predátory (Warner, 1979; Draycott et al., 2009). Nedostatek dostupné a kvalitní potravy zvyšuje mortalitu kuřat a je jedním z hlavních faktorů přežívání a potenciální náchylnosti k predaci (Warner et al., 1984; Hart et al., 2009).

Draycott et al. (2009) zjistili v Dolním Rakousku vysokou míru přežívání kuřat, jejichž odchov byl vázán na cíleně založený vhodný „odchovný“ kryt, který splňoval výše uvedená kritéria. V tomto případě byla aplikována směska vojtěška, řepka, slunečnice, obilniny a planě rostoucí byliny při nízkém výsevu 10 kg/ha. Lze samozřejmě aplikovat širokou škálu rostlinných druhů s ohledem na přírodní podmínky a konkrétní požadavky (Behnke and Claussen, 2007; Libosvár and Hanzal, 2010).

Cíl 1.1 Zajištění dostatečného množství bezpečného hnízdního krytu.

Nástroj 1.1.1 Dlouhodobě nesklizené plochy (bloky) trvalých travních porostů rovnoměrně rozmístěných v zemědělské krajině.

Nástroj 1.1.2 Cíleně zakládané plochy vojtěšky s posunutím termínu seče do 2. ½ července (optimálně přelom července a srpna).

Cíl 1.2 Zajištění vhodných ploch pro odchov mláďat.

Nástroj 1.2.1 V návaznosti na hnízdní biotop zakládat plochy tzv. odchovného krytu, který zajistí pestrou nabídku hmyzu, umožní volný pohyb kuřat v přízemní vegetaci a v nadzemí kryt před predátory (nižší výsev v porovnání se standardní zemědělskou praxí – lepší prostor pro pohyb). V ideálním případě plochy chemicky neošetřovat.

Nástroj 1.2.2 V případě pěstování smíšených travinných a bylinných ploch lze vhodným managementem na jedné ploše zajistit hnízdní i odchovný biotop.

Nástroj 1.2.3 Rozsáhlejší bloky rozčlenit po cca 60 m sečenými pruhy, nejlépe nelineárního charakteru, o šíři 5-10 m, které zajistí místa pro osychání kuřat. Na pruzích bude pravidelným sečením trvale udržována nízká vegetace (duben-srpen).

Cíl 1.3 Zajištění odpovídajícího zimního krytu

Nástroj 1.3.1 Monitoring prostředí honiteb z hlediska nabídky kvalitního zimního biotopu. Za vhodné jsou považovány nízké porosty křovin a jehličnanů, které zajišťují kryt a potravní nabídku. Nejsou vhodné vzrostlé porosty s absencí podrostu, souvislé lesní porosty nad 1-2 ha, odrostlé plně zapojené 30-40leté smrkové remízy atd. Plně dostačující je zastoupení vyhovujícího zimního krytu v rozsahu 5-10 %.

Nástroj 1.3.2 Rekonstrukce stávajícího a nevyhovujícího zimního krytu (přeměna starých nefunkčních remízů, úprava struktury, změna druhové skladby, eliminace vzrostlých stromů, zvýšení výměry).

Nástroj 1.3.3 Výsadba nového zimního krytu a vytváření prostředí pro úspěšné přežívání bažantů v minimální míře 6 ha (v jednom komplexu: 1,2 ha křoviny a nízké jehličnany, 4 ha hustý bylinný kryt, 0,8 ha políčko pro zvěř) na 250 ha honitby.

Cíl 1.4 Zvýšení potravní nabídky v průběhu celého roku.

Nástroj 1.4.1 Dlouhodobě nesklizené trvalé travinné a bylinné porosty zajistí dostatečnou potravní nabídku ve vegetačním období (hmyz, semena, zelené části rostlin).

Nástroj 1.4.2 V okolí zimního krytu ponechat přes zimní období na sklizených plochách chemicky neošetřené strniště.

Nástroj 1.4.3 Do okolí zimního krytu situovat nesklizená potravně-krytová polička, která zajistí dostatek potravy mimo vegetační sezónu.

Problém 2: Nastavení zemědělské politiky nereflektuje s požadavky na komplexní a ekosystémový přístup k hospodaření v krajině.

Odůvodnění:

S ohledem na ekologické požadavky bažanta obecného je zásadním předpokladem pro jeho rozšíření kulturní agrární krajina, proto způsob hospodaření na zemědělské půdě nejvíce ovlivňuje biotop a podmínky pro existenci druhu. Nastavení podmínek zemědělské dotační politiky je hlavní faktor, který z historického hlediska v nejvyšší míře ovlivnil zvýšení, nebo pokles početnosti populací (Haroldson, 2005; Switzer, 2009; Nielson et al., 2006). Zemědělské hospodaření by mělo mít multifunkční charakter, který zohledňuje nejen socio-ekonomické požadavky, ale i environmentální. V tomto směru je zemědělství v ČR stále orientováno dominantně na produkční funkce. Důsledkem je dlouhodobé snižování početnosti a biodiverzity většiny druhů ptáků (Aves) vázaných na kulturní agrární krajinu (Reif et al., 2006; Šťastný et al., 2006). Přestože programové dokumenty aplikované do Programu rozvoje venkova ČR (HRDP, EAFRD) zpravidla „slovní“ požadavky na multifunkční zemědělskou výrobu zahrnovaly, v praxi se žádný z dotačních titulů v širším měřítku neprojevil na zvýšení početnosti bioindikátorů prostředí jako je koroptev polní, zajíc polní, bažant obecný atd.

Zemědělství je nutné chápat jako sektor, jehož primárním posláním bylo a je zajištění potravních zdrojů pro obyvatelstvo. V současnosti jsou na stále větší výměře půdy pěstovány plodiny pro jiné než potravinářské účely (energetické). Je přinejmenším překvapující, že při takovém objemu veřejných prostředků, které ročně plynou do odvětví, nebyla dosud v zemědělské politice ani legislativě zakotvena povinnost hospodařících subjektů provádět na určitém procentu půdy opatření ve prospěch volně žijících živočichů („set-aside management“).

Cíl 2.1: Zajistit podmínky pro multifunkční hospodaření v agrární krajině s důrazem na mimoprodukční funkce a podporu biodiverzity.

Nástroj 2.1.1 Zavést do dotačních podmínek „set-aside management“ (roční i víceletý) jako povinnou složku hospodaření na určitém procentu zemědělské půdy. Víceletý úhor by měl být zaměřen na travino-bylinná společenstva (hnízdni a odchovný kryt, nabídka hmyzu, snížení rizika eroze). Na ročním

úhoru by bylo vhodné umožnit pěstovat v nižším výsevu směsky pro zachování půdního krytu (odchovný kryt, nabídka hmyzu, snížení rizika eroze). Na „sed-aside“ plochách by měla být umožněna spolupráce zemědělsky hospodařícího subjektu a uživatele honitby. Například roční úhory by mohly sloužit k osetí směskami vhodnými pro široké spektrum zvěře a dalších živočichů.

Nástroj 2.1.2 *Na standardně obhospodařovaných travních porostech (loukách) zvýhodnit management s posunutým termínem první seče (optimálně po 31. 7.).*

Nástroj 2.1.3 *Zlepšit diverzitu zemědělské krajiny. Nejúrodnější oblasti jsou dnes typické vysokým zorněním a minimálním podílem travních porostů. Ve vyšších nadmořských výškách je tomu zpravidla naopak a dochází k unifikaci ve prospěch travních porostů (pastviny, louky).*

Nástroj 2.1.4 *Podpořit ponechávání strnišť (nejlépe s vysokými stonky) do jara následující roku za účelem zlepšení potravní dostupnosti, krytu a ochrany půdy proti erozi.*

Nástroj 2.1.5 *Umožnit ponechání zbytkového travního porostu (30-40 cm) od podzimu do následujícího roku. Budou výrazně zlepšeny možnosti pro výběr a ukrytí hnízda v době, kdy je okolní vegetace nízká.*

Nástroj 2.1.6 *Omezit maximální plochu osetou jednou plodinou a diverzifikovat počet pěstovaných plodin.*

Nástroj 2.1.7 *Zvýšit tlak na obnovu chybějící krajinné infrastruktury k zajištění migračních koridorů zvěře a ochrany zemědělské půdy před vodní a větrnou erozí (meze, větrolamy, remízy).*

Nástroj 2.1.8 *Dále podporovat nekonvenční způsoby zemědělského hospodaření, které eliminují intenzitu a dopady na životní prostředí (ekologické zemědělství).*

Problém 3: Rezignace myslivců na divoký chov drobné zvěře

Odůvodnění:

Zhoršení biotopových podmínek pro chov divoké populace bažanta obecného a následné dlouhodobé snižování početnosti způsobilo u převážné většiny myslivecké veřejnosti skepsi v budoucí vývoj. V současnosti lze nalézt pouze minimum pozitivních signálů, jak by bylo možné tento negativní trend změnit. Přestože i dnes jsou honitby, kde se vyskytují relativně početné populace bažanta obecného, jejich počet bohužel klesá. Z dlouhodobého pohledu nebyly zvýšeny početní stavy vypouštěním uměle odchovaných jedinců. Umělým odchovem nelze bez adekvátních úprav biotopu zvýšit početnost divoké populace (Sage et al., 2001; Shipley and Scott, 2006; Musil and Connelly, 2009). Myslivecký management se ve většině honiteb odklonil od chovu drobné zvěře a přeorientoval na stále početnou spárkatou zvěř. Myslivecký (lovecký) management bažanta obecného je dnes zpravidla zaměřen na vypouštění jedinců

v těsné návaznosti na loveckou akci. Pokud přežívají zbytkové divoké populace, myslivecká péče je mnohdy omezena na příkrmování a lov predátorů. V dnešní době je minimum honiteb, které se snaží zlepšovat biotop zvěře (hnízdění, odchovný a zimní kryt; políčka pro zvěř). Pokud tyto snahy jsou, často je limitujícím faktorem nedostatek pozemků, které má uživatel honitby k dispozici. Prvním předpokladem jak změnit negativní smýšlení je ukázat, že tvorba vhodného biotopu je jediná a správná cesta pro obnovu divokých populací. V tomto směru by bylo vhodné zajistit modelové honitby, kde by byly s pomocí cílených úprav prostředí vytvářeny podmínky pro divoký chov. Program optimalizace biotopu by měl být zastřešen organizací, která se zaměřuje na myslivecký management. V tomto ohledu je nezbytné zajistit komplexní a jednotný přístup, který by byl úzce propojen s výzkumem.

Cíl 3.1: Podpořit zájem o divoký chov bažanta obecného, neboť se jedná historicky o tradiční a přírodě nejbližší způsob mysliveckého managementu.

Nástroj 3.1.1 Zajistit honitby, kde by bylo možné realizovat program komplexní úpravy biotopu za účelem obnovy (reintrodukce) divoké populace.

Nástroj 3.1.2 Management zaměřit primárně na divokou populaci.

Nástroj 3.1.3 Dosažené výsledky nepublikovat pouze ve vědeckých, ale i v odborných časopisech, kde je široká čtenářská základna. Je nutné, aby se poznatky dostaly k co nejširší myslivecké veřejnosti. K prezentaci by bylo rovněž vhodné založit internetový portál.

Problém 4: Nedostatečná podpora a realizace výzkumných aktivit

Odůvodnění:

V ČR chybí dlouhodobý a ucelený výzkum, který by se zabýval populační dynamikou bažanta obecného a faktory, které na ni působí. V současnosti máme v podmínkách ČR minimum informací o tom jak optimálně strukturovat biotop, jaká je hnízdění úspěšnost, reprodukce, zdravotní stav a genetický základ populace. Nebyl studován vliv složení hnízdění a odchovného krytu na hnízdění úspěšnost a mortalitu mláďat, nemáme údaje o zimní mortalitě, celkovém indexu přežívání, vlivu struktury prostředí na predaci na základě telemetricky sledovaných jedinců atd. Jak ukazují studie ze zahraničí (hlavně USA), pokles početnosti divoké populace způsobil zvýšení výzkumného úsilí na detekování příčin a hledání řešení. V českých zemích je tomu přesně naopak. Většina prací vznikala v době, kdy byla ještě početná divoká populace (Dyk, 1942; Sekera, 1954; Hanuš and Fišer, 1975).

Cíl 4.1: Podpořit výzkumné aktivity zaměřené na management divoké populace bažanta obecného.

Nástroj 4.1.1 Ministerstvo zemědělství ČR jako ústřední orgán státní správy myslivosti by mělo s ohledem na dlouhodobý pokles početnosti bažanta obecného cíleně alokovat finanční prostředky do výzkumu divoké populace.

Nástroj 4.1.2 Zajistit pro potřeby výzkumných aktivit polní (smíšené) honitby, kde by mohly být realizovány komplexní úpravy biotopu. Pro efektivnější realizaci opatření by bylo optimální, aby držitelem podobné honitby byla přímo vědecko-výzkumná organizace.

Nástroj 4.1.3 Studie zaměřit na tvorbu vhodné struktury prostředí v podmínkách ČR (hnízdni, odchovný a zimní kryt).

Nástroj 4.1.4 Výzkum základních parametrů divoké populace v ČR a faktorů, které je ovlivňují (hnízdni úspěšnost, věková struktura, reprodukce, predace a mortalita, index přežívání aj.).

Nástroj 4.1.5 Podpořit vědecké stáže na univerzitách zabývajících se managementem zvěře v zemích, kde jsou dosahovány odpovídající výsledky v managementu divokých populací, viz Jižní Dakota, Severní Dakota, Minnesota aj. Získané poznatky se následně pokusit aplikovat do praxe v ČR.

Nástroj 4.1.6 Podpořit širší výzkumné aktivity zaměřující se na studium dopadů zemědělské výroby na agrocenózy.

Nástroj 4.1.7 Ministerstvo zemědělství ČR by mělo ve spolupráci s Ministerstvem životního prostředí ČR každoročně pověřit vědecko-výzkumnou organizaci k uspořádání konference, která by byla tematicky zaměřena dopady zemědělské výroby na agrocenózy.

Problém 5: Dlouhodobě minimální „public relations“ zabývajících se problematikou agrocenóz

Odůvodnění:

Informační působení na veřejnost a zvyšování povědomí patří v současnosti mezi velmi důležité nástroje, jak utvářet názory společnosti na konkrétní problematiku. „Public relations“ patří mezi základní pilíře managementu plánů s cílem „vtáhnout“ společnost do tématu. Důvodem je rovněž zabránit izolovanosti problematiky v úzké skupině lidí. V tomto směru má česká myslivost výrazný celospolečenský deficit. Obor myslivost a jeho představitelé by se měli naučit „komunikovat“ s veřejností a problémy s ní „diskutovat“. Rozhodně pozitivněji bude společnost vnímat skutečnosti, jak myslivci zlepšili životní prostředí zvěře (výsadba remízu, políčka pro zvěř aj.), než kolik kusů zvěře bylo uloveno. Dnešní doba, která je ovlivněna množstvím informačních technologií, k tomu poskytuje dostatečný prostor (médiá, internet, sociální sítě atd.).

Cíl 5.1: Zvýšit informovanost myslivecké veřejnosti o moderním přístupu k managementu divoké populace bažanta obecného.

Nástroj 5.1.1 Ministerstvo zemědělství ČR jako ústřední orgán státní správy myslivosti by mělo iniciovat vytvoření dlouhodobého managementu plánu pro

divokou populaci bažanta obecného. Vypracováním by měla být pověřena renomovaná vědecko-výzkumná organizace zabývající se mysliveckým managementem. Následně bude důležité zajistit volnou distribuci dokumentu v elektronické podobě.

Nástroj 5.1.2 *Ministerstvo zemědělství ČR pověří vybranou organizací tvorbou internetového portálu a účtu na sociálních sítích. Pomocí těchto nástrojů lze zajistit rychlý a efektivní kanál pro sdílení informací myslivecké veřejnosti. Tematicky by měl portál zahrnovat biologii a rozšíření druhu, dlouhodobý management plán, problematiku a snižování početnosti divoké populace v ČR, poznatky ze zahraničí, faktory ovlivňující populační dynamiku, návody jak zlepšit prostředí zvěře, praktické ukázky managementu biotopu v ČR a zahraničí atd.*

Nástroj 5.1.3 *Publikovat v odborných mysliveckých časopisech moderní přístupy k managementu divoké populace bažanta obecného dosažené v zahraničí (např. Jižní Dakota, Severní Dakota).*

Nástroj 5.1.4 *Preferovat v odborné literatuře management vycházející z komplexního přístupu k biotopu.*

Nástroj 5.1.5 *Snažit se zavést pozitivní zkušenosti dosažené v zahraničí do myslivecké praxe. Myslivost by se měla otevřít novým přístupům a metodám, které byly úspěšně aplikovány v jiných státech.*

Cíl 5.2: Zlepšit informovanost zemědělské praxe o dopadech intenzivního zemědělského hospodaření na volně žijící živočichy.

Nástroj 5.2.1 *Publikovat problematiku v odborných zemědělských časopisech.*

Nástroj 5.2.2 *Iniciovat pořádání tematických seminářů například prostřednictvím Státního zemědělského a intervenčního fondu.*

Cíl 5.3: Začlenit do běžného života veřejnosti povědomí o snižování biodiverzity agrární krajiny v důsledku intenzivního zemědělského hospodaření.

Nástroj 5.3.1 *Provést průzkum veřejného mínění za účelem zjištění celospolečenského názoru a informovanosti na danou problematiku. S ohledem na dosažené výsledky zvolit způsob a metody propagace.*

Nástroj 5.3.2 *Zajistit šíření management plánu a informací k dané problematice mezi nemysliveckou veřejností pomocí internetu, viz nástroj 5.1.1.*

Nástroj 5.3.3 Upozorňovat na problematiku snižování biodiverzity agrocenóz prostřednictvím medií, např. televizní dokument, televizní zpravodajství, denní tisk, internet, sociální sítě atd.

Problém 6: Nedostatečné začlenění managementu volně žijících živočichů, resp. ochrany přírody a krajiny do studijních zemědělských oborů

Odůvodnění:

Zemědělská výroba je v podmínkách ČR dlouhodobě zaměřena primárně na produkční funkce. Důsledkem je snižování biodiverzity kulturní agrární krajiny (Klinger, 1996; Reif et al., 2006; Šťastný et al., 2006; Baldi and Faragó, 2007; Herzon et al., 2008). Do studijních zemědělských oborů by měly být ve větší míře začleněny předměty, které se zabývají multifunkčním charakterem zemědělství a dopady intenzivní zemědělské výroby na agrocenózy. Absolventi zemědělských škol by měli mít širší povědomí o ochraně přírody a krajiny a považovat multifunkční charakter zemědělství za nezbytnou součást trvale udržitelného hospodaření s přírodními zdroji. Z oboru samotného by měly vzejít požadavky na diverzifikaci hospodaření, které není zaměřeno dominantně na produkci. Bohužel v tomto směru považuje zemědělská praxe opatření k podpoře biodiverzity stále za nutné „zlo“. Pokud bude situace srovnána s dalším odvětvím prvovýroby lesnictvím, zemědělství výrazně zaostává. Subjekty hospodařící na lesních majetcích, ať se jedná o vlastníky nebo nájemce, mají legislativně stanovenou povinnost diverzifikovat strukturu pěstovaných porostů, viz minimální procento MZD⁵¹. Rovněž obor myslivost je z historického hlediska velmi úzce spojen s lesnickými školami a se zemědělskými minimálně. Obor zemědělství by měl přijmout odpovědnost za svůj povinný příspěvek k eliminaci negativních dopadů intenzivního hospodaření na volně žijící živočichy. Z výše veřejných prostředků, které ročně do odvětví plynou ve formě dotací, vyplývá minimálně morální závazek. Procento „set-aside“ managementu by mělo být zahrnuto do zemědělské legislativy podobně jako v lesnictví MZD.

Cíl 6.1: Implementovat do studijních zemědělských oborů povinné předměty, které se zabývají managementem volně žijících živočichů a dopady intenzivní zemědělské výroby.

Nástroj 6.1.1 Povinně začlenit předměty zabývající se multifunkčním charakterem zemědělské výroby ve vztahu k volně žijícím živočichům na středních zemědělských školách.

Nástroj 6.1.2 Povinně začlenit předměty, popř. obor zabývající se multifunkčním charakterem zemědělské výroby ve vztahu k volně žijícím živočichům na agrárních fakultách zemědělských univerzit.

⁵¹ meliorační a zpevňující dřeviny

Problém 7: Plošné vypouštění uměle odchovaných jedinců bažanta obecného

Odůvodnění:

Úbytek divoké populace měl za následek vypouštění uměle odchovaných jedinců v převážné části honiteb, kde se historicky vyskytovaly divoké populace. Vypouštění bylo zpočátku zaměřeno na zvyšování jarní populace (hlavně samic), aby byla zvýšena reprodukce v daném roce. Postupně se přecházelo na vypouštění mladé zvěře ve věku 6-12 týdnů v letním období. Zhoršování životních podmínek pro chov drobné zvěře a vysoká míra predace uměle odchovaných bažantů (nízká „slovitelnost“) způsobily zásadní změnu v managementu. Umělý chov začal být zaměřován na vypouštění bažantů těsně před loveckou akcí, aby byly uspokojeny lovecké možnosti a docílena vysoká slovitelnost. Tento management zapříčinil zásadní odklon od tradičního divokého chovu a má s podstatou myslivosti pouze minimum společného. Vypouštění uměle odchovaných jedinců do prostředí, kde se snižuje (vymizela) početnost divoké populace, nelze dlouhodobě zvýšit abundanci druhu pouze umělým chovem (Hill and Robertson, 1988b; Klinger, 2008; Musil and Connelly, 2009). Uměle odchovaní jedinci se vyznačují nízkou mírou přežívání (predace) a malou reprodukční schopností. Dále hrozí zavlečení chorob do zbytkové volně žijící populace a snižování genetické kvality populace (Woodburn, 1995; Draycott et al., 2000b; Sage et al., 2001). V ČR je intenzivní umělý (voliérový) chov praktikován několik desítek let způsobem, že ani základ chovného hejna nepochází z divokého chovu. Tímto dochází k další eliminaci adaptability, obranných vzorců chování (reflexů) a jedinci mají problém s příjmem a vyhledáváním potravy ve volné přírodě (Leif, 1994; Ohlsson and Smith, 2001).

Mimo uznané bažantnice by mělo dojít k legislativnímu omezení stávajícího managementu. Prvním předpokladem je zákaz vypouštění zvěře před loveckou akcí. V honitbách, kde se vyskytují podmínky pro divoký chov, ale populace je málo početná, zvolit alternativu vypouštění jedinců odchycených z divoké populace. Tento způsob bude v podmínkách ČR v mnoha ohledech komplikovaný z důvodu nízkých početních stavů divoké populace. V tomto případě by bylo vhodné využít co nejpřirozenější způsob umělého odchovu pomocí větších odchovných voliér a zde vytvořit relativně přirozené podmínky pro hnízdění a odchov. Samice by zahájila inkubaci a odchovala mláďata v ochranném prostředí voliéry a ve 4-5 týdnech by rodinné hejno bylo vypuštěno otevřením voliéry. Prostředí voliéry by mělo co nejvíce simulovat přirozené podmínky, včetně potravní dostupnosti hmyzu pro mláďata. V ideálním případě by samice měla pocházet z divoké populace. Voliéru je nutné umístit do prostředí, které bude vypuštěnému rodinnému hejnu zajišťovat vhodný biotop. Tento způsob by byl finančně nákladnější než současné praktikované metody, ale přírodě výrazně bližší, což by se projevilo i vyšším indexem přežívání. Základem všech neintrodukčních snah musí být komplexní úprava biotopu, jinak nelze početnost populace zvýšit (Klinger, 2008). Predace je zpravidla hlavní příčinou mortality (Trautman, 1982; Shipley and Scott, 2006). Pokud jsou ovšem vytvořeny biotopové předpoklady, není predace limitujícím předpokladem pro existenci divoké populace (Haroldson, 2005; Switzer, 2009; Veverka et al., 2013). Mimo uznané bažantnice by měl být chov zaměřen na divokou populaci a případné vypouštění má sloužit pouze jako doplňkový nástroj pro podporu populace a ne lovu.

Intenzivní chovy v uznaných bažantnicích patří mezi tradiční způsoby chovu. Bažantnictví má rovněž svoji nezastupitelnou roli v oblasti krajinné architektury. V důsledku porostních úprav historických bažantnic vzniká jedinečné a rozmanité prostředí, které vybočuje z „jednotvárnosti“ dnešní kulturní krajiny. V důsledku různorodého prostředí bažantnic se z nich stává významný krajinný prvek, který se vyznačuje vysokou ekologickou stabilitou a který kladně působí na kvantitu a diverzitu živočišných a rostlinných druhů

(Vach et al., 2010). V tomto případě plní podobnou funkci jako historické obory. Důkazem toho je, že lze spojit intenzivní chov zvěře na jedné straně, s vysoce hodnotným biotopem pro mnohá chráněná společenstva na straně druhé. Nicméně v dnešní době se vyskytují bažantnice, které se zaměřují na vypouštění zvěře před konkrétní loveckou akcí, čímž je zároveň porušována vyhláška č. 7/2004 Sb. Bylo by vhodné provést revizi stávající legislativy a zpřísnit podmínky pro vypouštění a kvalitu biotopu. Uměle odchovaná mladá zvěř by měla být vypouštěna nejpozději do 31. 8., aby byla zajištěna dostatečná adaptabilita a „divokost“ zvěře. Hlavním cílem by bylo eliminovat bažantnice, kde se průběhu roku vyskytuje nulová populace a pouze v podzimním období jsou jednorázově vypouštěni jedinci pro zajištění loveckých akcí. Nelze opomenout ani etické hledisko. Lov nedostatečně opeřených jedinců, kteří byli vypuštěni z voliéry těsně před lovem, je celospolečensky neobhajitelný.

Cíl 7.1: Upravit podmínky pro vypouštění uměle odchované zvěře v honitbách, které nejsou uznanými bažantnicemi.

Nástroj 7.1.1 Legislativně striktně zakázat možnost vypouštění uměle odchovaných jedinců v přímé návaznosti na konkrétní loveckou akci.

Nástroj 7.1.2 Měla by být preferována (re)introdukce zvěře pomocí divokých jedinců, popř. odchovných voliér, kde samice v relativně přirozeném prostředí odchová mláďata a rodinné hejno je do stáří pěti týdnů vypouštěno do volné přírody. Základním předpokladem je vhodný biotop.

Nástroj 7.1.3 V případě nedostatku divokých jedinců pro (re)introdukci by bylo vhodné importovat bažanty ze zahraničí pro zlepšení genetické variability. Dlouhodobé voliérové chovy v ČR nejsou příliš vhodné pro úspěšnou (re)introdukci, neboť dnes už chovné hejno zpravidla pochází z uměle odchovaných jedinců.

Nástroj 7.1.4 Pokud nebude možné dlouhodobě zajistit díky biotopu odpovídající prostředí pro reprodukce schopnou populaci, neměl by být bažant obecný v honitbě chován.

Cíl 7.2: Revize současných bažantnic a do budoucna zachovat pouze funkční plnohodnotné bažantnice s odpovídajícími podmínkami pro chov.

Nástroj 7.2.1 Biotop bažantnice by měl splňovat podmínky pro celoroční výskyt populace (hnízdění, odchovný a zimní kryt; kromě zásypů i přirozené potravní zdroje – políčka pro zvěř).

Nástroj 7.2.2 Legislativně stanovit nejzazší termín pro vypouštění uměle odchované mladé zvěře do prostředí bažantnice na 31. 8.

Nástroj 7.2.3 *Zrušit uznané bažantnice, kde není možné zajistit celoroční podmínky pro výskyt populace bažanta obecného.*

Problém 8: Predační tlak

Odůvodnění:

Z historického hlediska je v ČR považována predace za jednu z hlavních příčin úbytku nebo zvýšení početnosti bažanta obecného a ostatních druhů drobné zvěře. Je pravdou, že predace je zpravidla primární příčinou mortality (Wagner et al., 1965; Smith et al., 1999; Musil and Connelly, 2009). Na druhou stranu většina studií považuje za základní nástroj k zajištění trvale udržitelné divoké populace vhodný biotop (Farris et al., 1977; Johnsgard, 1999; Draycott et al., 2002; Haroldson, 2005; Switzer, 2009; Veverka et al., 2013). Predace vždy byla a bude ovlivňovat populaci bažanta obecného, ovšem myslivecký management by neměl být zaměřen pouze na lov predátorů. Důsledkem nevhodného prostředí je zvýšený predací tlak a vyšší zranitelnost populace (Gabbert et al., 1999; Homan et al., 2000; Hart et al., 2009). Studie provedené v USA zpravidla dospěly k závěru, že z dlouhodobého hlediska management zaměřený pouze na odlov predátorů je neefektivním nástrojem pro udržení populace (Chesness et al., 1968; Frey et al., 2003; Klinger, 2008). Nelze opomenout ani hledisko, že veřejnost často vnímá lov predátorů negativně. Myslivost bude v ČR mnohem lépe obhajitelná, pokud budou výsledky chovu dány pozitivními změnami biotopu, než pouze eliminací predací tlaku. Jestli je početnost populace vysoce závislá na celkovém lovu predátorů, ukazuje to na nevhodné podmínky biotopu a možnou zranitelnost populace do budoucna. Moderní myslivecký management by měl vycházet z biotopového přístupu.

Cíl 8.1: Zjistit vliv predací tlaku na divokou populaci bažanta obecného v ČR.

Nástroj 8.1.1 *Na základě telemetricky sledovaných jedinců bažanta obecného sledovat informace o výši predace. Zjistit míru predace v průběhu roku, index přežívání a vliv struktury biotopu na predací zranitelnost populace.*

Nástroj 8.1.2 *V posledních desetiletích došlo k významnému nárůstu početnosti prasete divokého. Studiem potravní ekologie tohoto druhu zjistit potenciální vliv na divokou populaci bažanta obecného (např. predace hnízd).*

Problém 9: Spolupráce a partnerství

Odůvodnění:

Základním předpokladem prosazování zájmů v dnešní společnosti je spolupráce a lobování u příslušných institucí. Myslivost a ochrana přírody nejsou výjimkou. V tomto ohledu ovšem přetrvává mezi mysliveckými a ekologickými organizacemi dlouhodobý problém v komunikaci a spolupráci, i když mají podobné cíle. Problematika snižování biodiverzity agrární krajiny by mohlo být společným tématem ke spolupráci a prosazování zájmů na Ministerstvu zemědělství ČR a na Ministerstvu životního prostředí ČR. Potenciálními partnery by mohla být Českomoravská myslivecká jednota, Český svaz ochránců přírody a krajiny, Česká společnost ornitologická atd. Primárním mysliveckým zájmem je zvýšení početnosti bažanta

obecného a dalších druhů drobné zvěře (koroptev polní, zajíc polní), ale zvýšení početnosti těchto druhů díky jejich bioindikační funkci je obecně spojeno se zvýšením biodiverzity agroceen (Haroldson, 2005; Klinger, 2008; Switzer, 2009). V důsledku svého zaměření bude zřejmě komplikované blíže spolupracovat s Agrární komorou ČR, ale určitě by bylo vhodné se o to pokusit. Společné úsilí by mělo být směřováno do zásad státní zemědělské politiky a nastavení dotačních podmínek, neboť způsob zemědělské výroby hlavní měrou ovlivňuje početnost druhů vázaných na agrární krajinu (Hallett et al., 1988; Johnson and Igl, 1995; Delisle and Savidge, 1997; Baldi and Faragó, 2007).

Cíl 9.1: Prosazovat společné zájmy s partnerskými organizacemi a zlepšit tak vyjednávací pozici.

Nástroj 9.1.1 Navázat spolupráci mezi mysliveckými a ekologickými organizacemi a prosazovat podobné zájmy společně.

Nástroj 9.1.2 Iniciovat a zapojit se do jednání státní zemědělské politiky a prosazovat povinnou realizaci „set-aside“ managementu jako nástroje pro zlepšení biodiverzity v kulturní agrární krajině.

Nástroj 9.1.3 Prosazovat myslivecké zájmy na přípravě společné zemědělské politiky EU prostřednictvím FACE⁵².

⁵² FACE: The European Federation of Associations for Hunting & Conservation

8 Závěr

Pro účely zpracování disertační práce byla vybrána studijní oblast o výměře 36,6 tis. ha (ORP Praha: 8 honiteb; ORP Brandýs nad Labem: 30 honiteb), kde je populace bažanta obecného (*Phasianus colchicus*) ovlivňována vypouštěním uměle odchovaných jedinců pouze marginálně. V současných podmínkách ČR je velmi komplikované najít rozsáhlé a ucelené území, kde se vyskytuje pouze divoká populace. Práce byla zaměřena na studium vybraných parametrů divoké populace (populační dynamika, věková struktura, RRK⁵³), faktorů ovlivňujících populační dynamiku (struktura biotopu, klimatické faktory, myslivecký management) a na managementová opatření k zajištění trvale udržitelné populace v podmínkách ČR.

V letech 2004-2011 byl sledován vývoj populační dynamiky na základě odlovu. Průměrná výše lovu dosahovala $8,9 \pm 3,6$ ♂/100 ha, přičemž v honitbách na okraji Prahy byla cca 2x vyšší (ORP Praha: $15,5 \pm 8,5$ ♂/100 ha; ORP Brandýs: $7,9 \pm 3,2$ ♂/100 ha). V letech 2009-2011 došlo ke snížení početnosti populace a míra lovu byla pouze pod průměrnými hodnotami (\emptyset 5,3 ♂/100 ha).

Věková struktura populace byla sledována v letech 2009-2011. Na základě měření průměru PPL⁵⁴ (1487 ks) u ulovených samců byli jedinci rozděleni na dvě věkové třídy (juvenilní, adultní). Na základě poměru pohlaví samců a samic a jejich vzájemném relativním zastoupení v předhnízdním období (JSS⁵⁵) byl vypočten RRK, který vyjadřuje, kolik juvenilních jedinců v podzimním období připadá na 100 adultních. Samice nelze díky legislativně nastaveným podmínkám lovit, proto jejich věková struktura a celé populace byla zjištěna zpětným propočtem z RRK a ne přímým měřením PPL. Podíl juvenilních jedinců a RRK byl vyšší u samců než samic ve všech sledovaných letech, což je důsledkem nastaveného lovecké managementu vyplývajícího z platné legislativy. V divokých populacích, kde jsou loveni samci, působí na zastoupení a početnost samic pouze přirozená roční mortalita, která zpravidla dosahuje nižší úrovně než celkové procento lovu samců. V absolutních hodnotách (ne %) je přírůstek populace u samic a samců při předpokládané stejné mortalitě v podstatě totožný (Gates and Hale, 1975; Grahn, 1993).

Od roku 2009 se postupně zvyšovalo zastoupení jak juvenilních jedinců [2009: 39,3 % (♂♀); 2010: 48,5 % (♂♀); 2011: 53,0 % (♂♀)], tak RRK [2009: 65 % (♂♀); 2010: 94 %

⁵³ reálný reprodukční koeficient

⁵⁴ primární proximální letka

⁵⁵ jarní sčítaný stav (Mysl 1-01, MZe ČR)

(♂♀); 2011: 113 % (♂♀)]. Přestože se zlepšovaly reprodukční schopnosti populace, stále se snižovaly JSS. Důvodem je, že ani v jednom roce nebylo dosaženo míry reprodukce, která by zajistila zvýšení početnosti jarní populace následujícího roku. Při porovnání s jinými divokými populacemi bylo zjištěno, že studijní oblast se vyznačuje nižším podílem juvenilních jedinců a nižším reprodukčním potenciálem (Stokes, 1968; Greenberg et al., 1972; Gates and Hale, 1975; Johnsgard, 1999; Woodburn et al., 2006). Parametry populace z období 2009-2011 vykazují nevhodnou věkovou strukturu (málo juvenilních jedinců) a nízký reprodukční potenciál. Pokud by se jednalo o víceletý jev, mohlo by v budoucnu dojít k ohrožení početnosti a stability populace.

Z vybraných klimatických faktorů vztahujících se do období reprodukce, u nichž byl vyhodnocován vliv (LMM) na populační dynamiku bažanta obecného ve studijní oblasti v letech 2004-2011, bylo potvrzeno negativní působení výše květnového srážkového úhrnu ($p = 0,0139$). Hodnota této veličiny může být použita k predikci reprodukce v daném roce a k odhadu potenciálního podzimního lovu. U červnových srážek nebyla zjištěna žádná signifikantní vazba ($p = 0,5926$). Pravděpodobnou příčinou jsou mírné klimatické podmínky studijní oblasti, které způsobují časnější počátek hnízdění v porovnání s ČR, a to, že líhnutí prvních snůšek je situováno do měsíce května. V případě délky slunečního svitu za období květen-červen nebyla zjištěna žádná vazba na reprodukční úspěšnost a početnost populace ($p = 0,7569$).

Součástí této práce bylo rovněž vyhodnocení struktury prostředí a jejího vlivu na početnost populace (LMM). Zastoupení ostatních ploch bylo nejdůležitějším pozitivním faktorem ze všech sledovaných veličin ($p = 0,0001$), následoval vliv (negativní) zastoupení lesní půdy ($p = 0,0002$) a pozitivní vliv hustoty vodních toků ($p = 0,0467$). V případě jednoho faktoru nebyly výsledky signifikantní, ale dosažená hladina významnosti poukázovala na relativně silnou kladnou vazbu managementu ekologického zemědělství ($p = 0,1415$). U dalších strukturních složek prostředí nebyl detekován žádný významný vliv na populační dynamiku bažanta obecného: trvalé travní porosty ($p = 0,3462$), hustota silniční sítě ($p = 0,6696$), sady ($p = 0,7691$) a vinice ($p = 0,9042$).

Ve studijní oblasti jsou zastoupeny v minimální míře trvalé travní porosty (0,97 %), které jsou považovány za elementární složku životního prostředí bažanta obecného. V tomto podílu jsou zahrnuty zemědělsky obhospodařované porosty, které jsou pravidelně sečeny, což je z hlediska hnízdní ekologie bažanta obecného nevhodný management. Práce zaměřené na biotopové nároky druhu zpravidla doporučují podíl 10-30 (50) % (Clark and Bogenschutz, 1999; Haroldson, 2005; Nielson et al., 2006). Porosty by v ideálním případě neměly být

sečeny z důvodu zvýšení reprodukčního potenciálu. Nejvhodnější hnízdní prostředí ve studijní oblasti pravděpodobně zajišťovaly neobdělávané porosty, kde dominuje travino-bylinná vegetace a které byly ponechány dočasně samovolnému vývoji a nebyly zemědělsky obhospodařovány (zvláště v okolí Prahy). Tyto lokality byly pro účely vyhodnocení zařazeny do ostatních ploch a ne travních porostů. Plochy ponechané samovolnému vývoji tvoří v podstatě několikaletý „set-aside“ management, který se nejvíce podobá CRP⁵⁶ plochám, které jsou v mnoha státech USA považovány jako základ pro dlouhodobě udržitelnou divokou populaci.

Ve studijní oblasti byl zjišťován vliv tlumení početnosti predátorů na populační dynamiku bažanta obecného v letech 2004-2011 (LMM). Byl prokázán pozitivní vliv odlovu lišky obecné (*Vulpes vulpes*) na populační dynamiku bažanta obecného ($p = 0,0001$; druhý nejvýznamnější faktor). V případě straky obecné (*Pica pica*) a vrány obecné (*Corvus corone*; $p = 0,2084$); prasete divokého (*Sus scrofa*; $p = 0,4454$); kuny lesní (*Martes martes*) a kuny skalní (*M. foina*; $p = 0,6055$) nebyl na zvolené hladině významnosti potenciální vliv detekován. Byla ovšem zjištěna zajímavá skutečnost u trendu lineární regrese. Všechny druhy hodnocených predátorů, kromě prasete divokého, naznačovaly pozitivní vliv odlovu predátora na podzimní odlov bažanta obecného, což ukazuje na skutečnost, že lov byl zaměřen na eliminaci početnosti daného predátora. Pouze u prasete divokého byla zjištěna závislost, při které se jeho zvyšující odlov negativně projevuje na početnosti bažanta obecného. Příčinou je fakt, že prase divoké není rozšířeno v celé studijní oblasti stabilně a rovnoměrně, jako je tomu u ostatních studovaných predátorů. Míra odlovu tedy spíše vyjadřuje skutečnost, že se druh v honitbě vyskytuje. Navíc lovecký management prasete divokého není v mnoha honitbách zaměřen na eliminaci početnosti a často není považován ani za „predátora“.

V závislosti na roku byla v 3-6 honitbách studijní oblasti vypouštěna uměle odchovaná zvěř. Management byl zaměřen na vypouštění zvěře (dominantně samic) v hnízdním období, aby byl zvýšen reprodukční potenciál stávající divoké populace. Statistickým vyhodnocením (LMM) byl prokázán pozitivní vliv daného opatření v daných honitbách ($p = 0,0016$), ale bližším rozborem byla zjištěna výrazná neefektivita opatření. Pouze ve dvou letech (2005, 2008) bylo v honitbách, kde byl tento způsob realizován, uloveno na podzim více jedinců, než bylo na jaře vypuštěno. Ani v jednom ze sledovaných let nebylo docíleno v těchto honitbách skutečnosti, že by dosahovaly výrazněji odlišného reprodukčního potenciálu a celkového odlovu, než honitby zaměřené výhradně na divokou populaci. To znamená, že pokud ve

⁵⁶ Conservation Reserve Program

studijní oblasti došlo v daném roce ke všeobecnému poklesu početnosti, tak v honitbách s vypouštěním uměle odchované zvěře tomu nebylo jinak.

Součástí této práce je návrh opatření ke změně stávajícího mysliveckého plánování, které by více odpovídalo požadavkům na moderní management populace bažanta obecného. Rovněž byly nastíněny a diskutovány základní prvky management plánu pro bažanta obecného, jehož cílem je nastavení podmínek pro zajištění reprodukce a lovu schopné stabilní divoké populace na území ČR. Tento základní rámec vychází z výsledků studijní oblasti, ze současných českých podmínek a z úspěšně implementovaných opatření v zahraničí.

Studijní oblast patří v rámci ČR k výjimkám, kde se dosud nachází relativně početná divoká populace bažanta obecného, která je minimálně ovlivněna vypouštěním uměle odchovaných jedinců. I zde však došlo v letech 2009-2011 k poklesu početnosti. Vyšší početnosti dosahuje populace v příměstské oblasti Prahy, kde se, i přes silný antropogenní vliv, nachází diverzifikovanější prostředí v porovnání se zemědělsky intenzivněji obhospodařovanou krajinou Brandýska. V současně nastavených podmínkách zemědělské dotační politiky nejsou zahrnuta povinná kompenzační opatření ve vztahu k volně žijícím živočichům, která by v širším měřítku zmírnila negativní dopady intenzivní zemědělské výroby. Dle poznatků ze zahraničí není pravděpodobné, že by bez začlenění prvků „set-aside“ managementu do zemědělského hospodaření došlo v budoucnu k pozitivní změně. Pokud nebudou brány v úvahu bažantnice jako specifický druh honiteb zaměřených na komerční lov, tak v převážné většině honiteb ČR začíná převládat dlouhodobě neudržitelný a iracionální management, který je jednostranně orientován na vypouštění uměle odchovaných jedinců bez adekvátních biotopových úprav a lov predátorů. V tomto ohledu začíná česká myslivost výrazně zaostávat za biotopově zaměřeným managementem, který je například preferován v mnoha státech USA (Jižní Dakota, Severní Dakota, Minnesota atd.). Samozřejmě je nezbytné, aby tyto snahy byly současně podpořeny nastavením dotačních podmínek, které zajistí multifunkční a trvale udržitelné hospodaření na zemědělské půdě.

9 Literatura

9.1 Literární odkazy

- Anderson, W.L., 1964.** Survival and reproduction of pheasants released in southern Illinois. J. Wildl. Manag. 28, 254-264.
- Andreska, J., Andresková, E., 1993.** Tisíc let české myslivosti. Tina, Vimperk.
- Baldi, A., Batary, P., Sarolta, E., 2005.** Effects of grazing intensity on bird assemblages and populations of Hungarian grasslands. Agric. Ecosyst. Environ. 108, 251-263.
- Baldi, A., Faragó, S., 2007.** Long-term changes of farmland game populations in a post-socialist country (Hungary). Agric. Ecosyst. Environ. 118, 307-311.
- Barancheev, L.M., 1965.** Migrations of birds and mammals. Nauka, Moscow.
- Barrowclough, G.F., 1980.** Gene flow, effective population sizes, and genetic variance components of birds. Evol. 34, 789-798.
- Batcheller, G., Swift, B., Gordon, B., Kandel, M., 2010.** Management plan for ring-necked pheasants in New York state 2010-2020. Department of Environmental Conservation, New York.
- Baxter, W.L., Wolfe, C.W., 1973.** Life history and ecology of the ring-necked pheasant in Nebraska. Nebraska Game and Parks Commission, Lincoln.
- Behnke, H., Claussen, G., 2007.** Chováme bažanty a koroptve. Víkend, Líbeznice.
- Beklová, M., Pikula, J., 1992.** Time course of egg laying and clutch size in the free living population of *Phasianus colchicus* in the Czech republic. Folia Zoologica 41, 253-262.
- Berthelsen, P.S., Smith, L.M., Coffman, C.L., 1989.** CRP land and game bird production in the Texas High Plains. J. Soil Water Conserv. 44, 504-507.
- Best, L.B., Campa III, H., Kemp, K.E., Robel, R.J., Ryan, M.R., Savidge, J.A., Weeks, H.P., Winterstein, S.R., 1997.** Bird abundance and nesting in CRP fields and cropland in the Midwest. Wildl. Soc. Bull. 25, 864-877.
- Blancher, P.J., Rosenberg, K.V., Panjabi, A.O., Altman, B., Bart, J., Beardmore, C.J., Butcher, C.S., Demarest, D., Dettmers, R., Dunn, E.H., Easton, W., Hunter, W.C., Iñigo-Elias, E.E., Pashley, D.N., Ralph, C.J., Rich, T.D. 2007.** Guide to the partners in flight population estimates database. Version: North American Landbird Conservation Plan 2004. Partners in Flight - U.S., New York.
- Bogenschutz, T., McInroy, M., Kruger, L., 2011.** Iowa August roadside survey. Iowa Department of Natural Resources, Des Moines.

- Britenbach, R.P., Meyer, R.K., 1959.** Effect of incubation and brooding on fat, visceral weights and body weight of the hen pheasant (*Phasianus colchicus*). *Poult. Sci.* 38, 1014-1026.
- Brittas, R., Marström, V., Kenward, R.E., Karlbom, M., 1992.** Survival and breeding success of reared and wild ring-necked. *J. Wildl. Manag.* 56, 368-376.
- Bufka, L., Kloubec, B., 1998.** The bird communities of the abandoned secondary grassland areas in the Šumava Mountains. *Silv. Gabreta* 2, 277-294.
- Burger, G.V., 1964.** Survival of ring-necked pheasants released on a Wisconsin shooting preserve. *J. Wildl. Manag.* 28, 711-721.
- Buss, I.O., 1946.** Wisconsin pheasant population. Wisconsin Conservation Department Publication, Madison.
- Campbell, L.H., Avery, M.I., Donald, P., Evans, A.D., Green R.E., Wilson, J.D., 1997.** A review of the indirect effects of pesticides on birds. Joint Nature Conservation Committee, Peterborough.
- Cattadori, I.M., Haydon, D.T., Thirgood, S.J., Hudson, P.J., 2003.** Are indirect measures of abundance a useful index of population density? The case of red grouse harvesting. *Oikos* 100, 417-639.
- Clark, W.R., Bogenschutz, T.R., 1999.** Grassland habitat and reproductive success of ring-necked pheasants in northern Iowa. *J. Field Ornithol.* 70, 380-392.
- Clark, W.R., Schmitz, R.A., Bogenschutz, T.R., 1999.** Site selection and nest success of ring-necked pheasants as a function of location in Iowa landscapes. *J. Wildl. Manag.* 63, 976-989.
- Cramp, S., Simmons, K.E.L., 1980.** The birds of western Palearctic. Oxford University Press, Oxford.
- Černý, J.V., 1864.** Bažantnictví. J. V. Černý, Praha.
- Dahlgren, R.B., 1967.** The pheasant decline. South Dakota Department Game, Fish and Parks, Pierre.
- Dahlgren, R.B., Twedt, C.M., Trautman, C.G., 1965.** Lens weights of ring-necked pheasants. *J. Wildl. Manag.* 20, 212-214.
- Dale, F.H., 1952.** Sex ratios in pheasant research and management. *J. Wildl. Manag.* 16, 156-163.
- Delacour, J., 1977.** The pheasants of the world. World Pheasant Association and Spur Publications, Hindhead.

- Delisle, J.M., Savidge, J.A., 1997.** Avian use and vegetation characteristics of Conservation Reserve Program fields. *J. Wildl. Manag.* 61, 318-325.
- DeLong, C., Appelman, L., 2008.** Wild ring-necked pheasant restoration in a central PA. Pennsylvania Game Commission, Selinsgrove.
- Dementiev, G.P., Gladkov, N.A., 1967.** Birds of Soviet Union. Programme for Scientific Translation, Jerusalem.
- Dowell, S.D., 1990.** The Ontogeny of anti-predator behaviour in game bird chicks. Ph.D. thesis, University of Oxford.
- Draycott, R.A.H., Bliss, T.H., Carroll, J.P., Pock, K., 2009.** Provision of brood-rearing cover on agricultural land to increase survival of wild ring-necked pheasant *Phasianus colchicus* broods at Seefeld Estate, Lower Austria, Austria. *Conserv. Evid.* 6, 6-10.
- Draycott, R.A.H., Butler, D.A., Carroll, J.P., 2000a.** Spring diet of ring-necked pheasants (*Phasianus colchicus*) in the UK: Implications for the condition of nesting hens. *Hung. Small Game Bull.* 5, 29-38.
- Draycott, R.A.H., Hoodless, A.N., Woodburn, M.I.A., Sage, R.B., 2008.** Nest predation of common pheasants *Phasianus colchicus*. *Ibis* 150, 37-44.
- Draycott, R.A.H., Parish, D.M.B., Woodburn, M.I.A., Carroll, J.P., 2000b.** Spring survey of the parasite *Heterakis gallinarum* in wild-living pheasants in Britain. *Vet.Rec.* 147, 245-246.
- Draycott, R.A.H., Pock, K., Carroll, J.P., 2002.** Sustainable management of a wild pheasant population in Austria. *Z. Jagdwiss.* 48, 346-353.
- Draycott, R.A.H., Woodburn, M.I.A., Carroll, J.P., Sage, R.B., 2005.** Effects of spring supplementary feeding on population density and breeding success of released pheasants *Phasianus colchicus* in Britain. *Wildl. Biol.* 11, 177-182.
- Dumke, R.T., Pils, C.M., 1973.** Mortality of radio-tagged pheasants on the Waterloo Wildlife Area. *Tech. Bull. Wisconsin Dep. Nat. Resour.* 72, 1-52.
- Dumke, R.T., Pils, C.M., 1979.** Renesting and dynamics of nest site selection by Wisconsin pheasants. *J. Wildl. Manag.* 43, 705-716.
- Dyk, A., 1942.** Bažantnictví. Novina, tiskařské a vydavatelské podniky, Brno.
- Edminster, F.C., 1954.** American game birds of field and forest. Charles Scribner's Sons, New York.
- Eggebo, S.L., Higgins, K.F., Naugle, D.E., Quamen, F.R., 2003.** Effects of CRP field age and cover type on ring-necked pheasants in eastern South Dakota. *Wildl. Soc. Bull.* 31, 779-785.

- Engbring, J., 1976.** Survival and reproduction of wild game-farm pheasants in Western Oregon. Northwest Sci. 50, 222-230.
- Erickson, R.E., Wiebe, J.E., 1973.** Pheasants, economics and land retirement programs in South Dakota. Wildl. Soc. Bull. 1, 22-27.
- Evans, K.L., 2004.** The potential for interactions between predation and habitat change to cause population declines of farmland birds. Ibis 146, 1-13.
- Farris, A.L., Klonglan, E.D., Nomsen, R.C., 1977.** The ring-necked pheasant in Iowa. Iowa Conversation Commission, Des Moines.
- Farský, O., 1948.** Užitečnost našeho bažanta pro lesnictví a zemědělství posuzovaná podle rozboru jeho potravy. Ministerstvo zemědělství, Praha.
- Felix, J., 1980.** Zvířata z celého světa: Bažanti a ostatní hrabaví. Státní zemědělské nakladatelství, Praha.
- Firbank, L.G., Smart, S.M., Crabb, J., Critchley, C.N.R., Fowbert, J.W., Fuller, R.J., Gladders, P., Green, D.B., Henderson, I., Hill, M.O., 2003.** Agronomic and ecological costs and benefits of set-aside in England. Agric. Ecosyst. Environ. 95, 73-85.
- Frey, S.N., Majors, S., Conover, M.R., Messmer, T.A., Mitchell, D.L., 2003.** Effect of predator control on ring-necked pheasant populations. Wildl. Soc. Bull. 31, 727-735.
- Fuchs, R., Škopek, J., Formánek, J., Exnerová, A., 2002.** Atlas hnízdního rozšíření ptáků Prahy. ČSO v nakladatelství Consult, Praha.
- Gabbert, A.E., Leif, A.P., Purvis, J.R., Flake, L.D., 1999.** Survival and habitat use by ring-necked pheasants during two disparate winters in South Dakota. J. Wildl. Manag. 63, 711-722.
- Gates, J.M., 1966.** Validity of spur appearance as an age criterion in the pheasant. J. Wildl. Manag. 20, 212-214.
- Gates, J.M., 1971.** The ecology of Wisconsin pheasant populations. Ph.D. thesis, University of Wisconsin, Madison.
- Gates, J.M., Hale, J.B., 1974.** Seasonal movements, winter habitat use and population distribution of an east-central Wisconsin pheasant population. Tech. Bull. Wisconsin Dep. Nat. Resour. 76, 1-55.
- Gates, J.M., Hale, J.B., 1975.** Reproduction of east-central Wisconsin pheasant population. Tech. Bull. Wisconsin Dep. Nat. Resour. 85, 45-57.
- Gatti, R.C., Dumke, R.T., Pils, C.M., 1989.** Habitat use and movements of female ring-necked pheasants during fall and winter. J. Wildl. Manag. 53, 462-475.

- Genovesi, P., Besa, M., Toso, S., 1999.** Habitat selection by breeding pheasants *Phasianus colchicus* in an agricultural area of northern Italy. *Wildl. Biol.* 5, 193-201.
- Giudice, J.H., Ratti, J.T., 2001.** Ring-necked Pheasant (*Phasianus colchicus*). *The Birds of North America* 572. The Academy of Natural Sciences, Philadelphia.
- Glutz von Blotzheim, U.N., 1973.** Handbuch der Vogel Mitteleuropas: Galliformes und Gruiformes. Akademische Verlag, Frankfurt.
- Göransson, G., Schantz, T., Fröberg, I., Helgeé, A., Wittzel, H., 1990.** Male characteristic, viability and harem size in the pheasant, *Phasianus colchicus*. *Anim. Behav.* 40, 89-104.
- Grahn, M., 1993.** Mortality in the pheasant *Phasianus colchicus* during the breeding season. *Behav. Ecol. Sociobiol.* 32, 95-101.
- Greenberg, R.E., Etter, S.L., Anderson, W.L., 1972.** Evaluation of proximal feather criteria for ageing wild pheasant. *J. Wildl. Manag.* 36, 700-705.
- Grondahl, C.R., 1953.** Winter behavior of the ring-necked pheasant, *Phasianus colchicus*, as related to winter cover in Winnebago County, Iowa. *Iowa State Coll. J. Sci.* 27, 447-465.
- Grove, R.A., Buhler, D.R., Henny, C.J., Drew, A.D., 2001.** Declining ring-necked pheasants in the Klamath Basin, California: II. survival, productivity, and cover. *Northwest. Nat.* 82, 85-101.
- Hallett, D.L., Edwards, W.R., Burger, G.V., 1988.** Pheasants: Symptoms of Wildlife Problems on Agricultural Lands. North Central Section of The Wildlife Society, Bloomington.
- Hanák, F., 1995.** Složení a změny volně žijící fauny v ZOO Brno v letech 1965-1990. *Zprávy MOS* 53, 43-83.
- Hanák, F., 1996.** Hnízdní ornice zámekového parku v Budišově u Třebíče. *Zprávy MOS* 54, 6-21.
- Hanák, F., 2002.** Hnízdní ornice zámekového parku v Budišově u Třebíče. *Zprávy MOS* 60, 203-212.
- Hanuš, V., Fišer, Z., 1975.** Bažant. Státní zemědělské nakladatelství, Praha.
- Hardisky, T., 1993.** Experimental pheasant restoration program. Pennsylvania Game Commission, Harrisburg.
- Haroldson, K., 2005.** Long range plan for the ring-necked pheasant in Minnesota. Minnesota Department of Natural Resources, St. Paul.

- Hart, C.M., Brueggemann, S.J., Fien, C.A., 2009.** A new perspective and methods for pheasant management. Calif. Fish Game 95, 1-37.
- Hartman, F.E., Fisher, R., Fletcher, S., 1984:** Delayed hay mowing increases pheasant nesting success in Pennsylvania. Proc. Northeast Sect. Wildl. Soc. 41, 166-179.
- Hartman, F.E., Sheffer, D.E., 1971.** Population dynamics and hunter harvest of ring-necked pheasant populations in Pennsylvania's primary range. Proc. Northeast Sect. Wildl. Soc. 28, 179-205.
- Havránek, F., 1995.** Vliv intenzivního chovu v bažantnicích na přírodní prostředí. Ústav pro výzkum lesních ekosystémů, Jílové u Prahy.
- Herzog, F., 2000.** The importance of perennial trees for the balance. Unasylva 51, 42-47.
- Herzon, I., Aunins, A., Elts, J., Preiksa, Z., 2008.** Intensity of agricultural land-use and farmland birds in the Baltic States. Agric. Ecosyst. Environ. 125, 93-100.
- Hessler, E., Tester, J.E., Siniff, D.B., Nelson, M.M., 1970.** A biotelemetry study of survival of pen-reared pheasants released in selected habitat. J. Wildl. Manag. 34, 267-274.
- Hickey, J.J., 1955.** Some American population research on gallinaceous. University of Illinois Press, Urbana.
- Hill, D.A., Robertson, P., 1988a.** The pheasant: Ecology, management and conservation. BSP Profesional Books, Oxford.
- Hill, D., Robertson, P., 1988b.** Breeding success of wild and hand-reared ring-necked pheasants. J. Wildl. Manag. 52, 446-450.
- Hill, D.A., 1985.** The feeding ecology and survival of pheasant chicks on arable farmland. J. Appl. Ecol. 22, 645-654.
- Hill, D.A., Garson, P.J., Jenkins, D., 1990.** Pheasants in Asia. World Pheasant Association, Reading.
- Höglund, J., Sheldon, B.C., 1998.** The cost of reproduction and sexual selection. Oikos 83, 478-483.
- Homan, H.J., Linz, G.M., Bleier, W.J., 2000.** Winter habitat use and survival of female ring-necked pheasants (*Phasianus Colchicus*) in southeastern North Dakota. Am. Midl. Nat. J. 143, 463-480.
- Hromas, J., Bláhovec, B., Konfršt, A., Kovařík, J., Kučera, V., Lankaš, K., Mlejnek, J., Novák, R., 2000.** Myslivost. Matice lesnická, Písek.
- Hrubý, V., 1964.** Staré Město - Velehrad za ústřední doby velkomoravské. ČSAV, Praha.
- Hudec, K., Černý, W., 1977.** Fauna ČSSR: Ptáci-Aves. Academia, Praha.

- Hudec, K., Šťastný, K., Balát, F., Bejček, V., Bělka, T., Černý, V., Černý, W., Ferianc, O., Formánek, J., Folk, Č., Hachler, E., Hájek, V., Havlín, J., Honza, M., Chalupský, J., Kůz, Z., Kožená, I., Kurka, P., Kux, Z., Málková, P., Matoušek, B., 2005.** Fauna ČR: Ptáci 2/I. Nakladatelství akademie věd ČR, Praha.
- Cheng, T., 1963.** China's economic fauna: Birds. Science Publishing Society, Peking.
- Chesness, R.A., Nelson, M.M., Longley, W.H., 1968.** The effects of predator removal on pheasant reproductive success. J. Wildl. Manag. 32, 683-697.
- Janda, J., 1964.** Potravní nároky mladých bažantů a koroptví. Lesnický časopis 6, 580-597.
- Janson, S., 1963.** Distribution of pheasant hatching dates and age ratios. Michigan Department of Conservation, Lansing.
- Jarvis, R.L., Simpson S.G., 1978.** Habitat, survival, productivity, and abundance of pheasants in western Oregon, 1947-1975. J. Wildl. Manag. 42, 866-874.
- Jennions, M.D., Moller, A.P., Petrie, M., 2001.** Sexually selected traits and adults survival: a meta-analysis. Quat. Rev. Biol. 76, 3-37.
- Johnsgard, P.A., 1973.** Grouse and quails of North America. University of Nebraska Press, Lincoln.
- Johnsgard, P.A., 1999.** The Pheasants of the World: biology and natural history. Smithsonian Institution Press, Washington.
- Johnson, D.H., Igl, L.D., 1995.** Contributions of the Conservation Reserve Program to populations of breeding birds in North Dakota. Wilson Bull. 107, 709-718.
- King, J.W., Savidge, J.A., 1995.** Effects of Conservation Reserve Program on wildlife in southeast Nebraska. Wildl. Soc. Bull. 23, 377-385.
- Klinger, S.R., 1996.** The status of farmland wildlife. Pa. Game News 67, 17-21.
- Klinger, S.R., 2008.** Ring-necked pheasant management plan for Pennsylvania. Pennsylvania Game Commission, Harrisburg.
- Klinger, S.R., Hardisky, T., 1998.** A draft proposal to USDA for Pennsylvania's conservation reserve enhancement program, "Helping Pennsylvania's agriculture improve water quality, reduce soil erosion and enhance wildlife habitat". Pennsylvania Game Commission, Harrisburg.
- Korchsger, L.J., 1964.** Foods and nutrition of Missouri and midwestern pheasant. Trans. N. Am. Wildl. Conf. 29, 159-180.
- Kostroň, K., 1953.** Myslivost jako živočišná výroba. Státní zemědělské nakladatelství, Praha.
- Koubek, P., Hrabě, V., 1984.** Estimating the age of male *Phasianus colchicus* by bone histology and spur length. Folia Zoologica 33, 303-313.

- Koubek, P., Kubišta, Z., 1990.** Territory and distribution in male *Phasianus colchicus* in agrocoenosis of Southern Moravia. *Folia Zoologica* 39, 111-124.
- Koubek, P., Kubišta, Z., 1991.** Pheasant male territories, their establishment and employment. *Folia Zoologica* 40, 3-12.
- Kozicky, E.L., Hendrickson, G.O., 1951.** The production of ring-necked pheasants Winebago County, Iowa. *Proc. Iowa Acad. Sci.* 58, 491-495.
- Kozłowa, E.W., 1947.** On the spring life and breeding habits of the pheasant in Tadjikistan. *Ibis* 89, 423-428.
- Kožená, I., 1988.** Diet of red fox (*Vulpes vulpes*) in agrocoenoses in southern Moravia. *Acta Sci. Nat.* 22, 24 -26.
- Kurzejeski, E.W., Root, B.G., 1988.** Survival of reintroduced ruffed grouse in north Missouri. *J. Wildl. Manag.* 52, 248-252.
- Labisky, R.F., Mann, S.H., Lord, R.D., 1969.** A gross study of bursa of Fabricius and cock spurs as age indicators in the ring-necked pheasant. *J. Wildl. Manag.* 33, 270-276.
- Laughrey, A.G., Stinton, R.H., 1955.** Feeding habits of juvenile ring-necked pheasants on Pelee Island, Ontario. *Can. Field Nat.* 69, 59-65.
- Leif, A.P., 1994.** Survival and reproduction of wild and pen-reared ring-necked pheasant hens. *J. Wildl. Manag.* 58, 501-506.
- Leif, A.P., 1996.** Survival and reproductive chronology of female ring-necked pheasants in South Dakota. *Prairie Nat.* 28, 189-198.
- Leptich, D.J., 1992.** Winter habitat use by hen pheasants in southern Idaho. *J. Wildl. Manag.* 56, 376-380.
- Li, X., 1996.** The game birds of China. International Academic Publishers, Beijing.
- Libosvár, F., Hanzal, V., 2010.** Rostliny vhodné pro zvěř. Lesnická práce, Praha.
- Linduska, J.P., 1943.** A gross study of the bursa of Fabricius and cock spurs as age indicators in the ring-necked pheasant. *Auk* 60, 426-437.
- Linduska, J.P. 1945.** Age determination in the ring-necked pheasant. *J. Wildl. Manag.* 9, 152-154.
- Madge, S., McGowan, P., 2002.** Pheasants, Partridges and Grouse. Christopher Helm, London.
- Mani, P., Perrucci, S., Bennati, L., Bagliacca, M., Santilli, F., Mazzoni della Stella, R., Rossi, G., 2001.** Monitoraggio parassitologico in fagiani di Zone di Rispetto Venatorio e Zone di Ripopolamento e Cattura della Provincia di Siena. *Ann. Fac. Med. Vet. Univ. Pisa* 53, 35-42.

- Massei, G., Genov, P. V., 2004.** The environmental impact of wild boar. *Galemys* 16, 135-145.
- Mayr, E., Amadon, D., 1951.** A classification of Recent birds. *Am. Mus. Novit.* 1496, 1-42.
- Mayer, K.A., 1983.** Comparison of the bag for hare, pheasant and common partridge in consolidated and unconsolidated areas in Rheinhessen. *Z. Jagdwiss.* 29, 55-60.
- McCabe, R.A., 1949.** A ten-year study of refuge populations of ring-necked. Ph.D. thesis, University of Wisconsin, Madison.
- Messick, J.P., Bizeau, E.G., Benson, W.W., Mullins, W.H., 1974.** Aerial pesticide applications and ring-necked pheasants. *J. Wildl. Manag.* 38, 679-685.
- Michaelli, L., 1999.** Naše šelmy. Knižné centrum, Martin.
- Mottl, S., Vintika, K., Stejskal, F., Hendrych, V., Mimra, V., Schneeberg, A., 1966.** Myslivość. Státní zemědělské nakladatelství, Praha.
- Moynahan, B.J., Walker, J., 2004.** Montana upland game bird biology and habitat relationships. *Montana Fish, Wildlife, and Parks*, Montana.
- Musil, D.D., Connelly, J.W., 2009.** Survival and reproduction of pen-reared vs translocated wild pheasants *Phasianus colchicus*. *Wildl. Biol.* 15, 80-88.
- Musil, D.D., Connelly, J.W., Reese, K.P., 1993.** Movements, survival, and reproduction of sage grouse translocated into central Idaho. *J. Wildl. Manag.* 57, 85-91.
- Nan, W., Zhengwang, Z., Guangmei, Z., McGowan, P., 2004.** Relative density and habitat use of four pheasant species in Xiaoshennongjia Mountains, Hubei Province, China. *Bird Conservat. Int.* 14, 43-54.
- Nečas, J., Hanuš, V., 1962.** Poznáme věk bažantích kohoutů? *Myslivość* 12, 168-169.
- Nielson, R.M., McDonald, L.L., Sullivan, J.P., Burgess, C., Johnson, D.S., Howlin, S., 2006.** Estimating response of ring-necked pheasant (*Phasianus colchicus*) to the Conservation Reserve Program. Department of Agriculture Farm Service Agency, Cheyenne.
- Nováková, E., 1951.** Odhadování stáří bažantích kohoutů. *Stráž myslivosti* 20, 241-243.
- Nováková, E., 1980.** Rozporné trendy očekávaných a skutečných stavů zajíce polního, koroptve polní a bažanta obecného a analýza jejich příčin. ČSAK, Praha.
- Ohlsson, T., Smith, H.G., 2001.** Early nutrition causes persistent effects on pheasant morphology. *Physiol. Biochem. Zool.* 74, 212-218.
- Ouzký, K., 1977.** Bažant obecný proniká do hor. *Krkonoše* 8, 1-5.
- Papeschi, A., Dessi-Fulgheri, F., 2003.** Multiple ornaments are positively related to male survival in the common pheasant. *Anim. Behav.* 65, 143-147.

- Penrod, B., Dixon, M., Smith, J., 1982.** Renesting by ring-necked pheasants after loss or separation from their brood. *Fish Game J.* 29, 209-210.
- Perkins, A.R., Clark, W.R., Riley, T.Z., Vohns, P.A., 1997.** Effects of landscape and weather on winter survival ring necked pheasant hens. *J. Wildl. Manag.* 61, 634-664.
- Peters, J.L., 1934.** Check-list of birds of the world. Harvard University Press, Cambridge.
- Pikula, J., 1976.** Die korrelation des Körpergewichts der Hähne *Phasianus colchicus* zu den Alterskriterien. *Zoologické listy* 25, 355-366.
- Pinheiro, J., Bates, D., 2000.** Mixed-effects models in S and S-PLUS. Springer, New York.
- Potts, G.R., 1991.** The environmental and ecological importance of cereal fields, in: Fairbank, L.G., Carter, N., Darbyshire, J.F., Potts, G.R. (Eds.), *The ecology of temperate cereal fields*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, s. 3-21.
- Price, P.N., Chambers, B., Twining, S., Lord, E., Gooday, R., 2003.** Assessing the resource protection impacts of a zero% rate of set-aside. ADAS, London.
- Price, T., Schuller, D., Heckman, N.E., 1993.** Sexual selection when female directly benefits. *Biol. J. Linn. Soc.* 48, 187-211.
- Purger, J.J., Csuka, S., Kurucz, K., 2008.** Predation survival of ground nesting birds in grass and wheat fields: Experiment with plasticine eggs and artificial nests. *Pol. J. Ecol.* 56, 481-486.
- Quitt, E., 1971.** Klimatické oblasti Československa. Academia, Brno.
- Rakušan, C., 1998.** Chov a lov zvěře. Vega, Praha.
- Rakušan, C., 2001.** K historii chovu bažantů, in: Wolf, R. (Ed.), *Pernatá zvěř. Česká lesnická společnost, Benešov*, s. 9-13.
- Randall, P.E., 1940.** The life equation of the ring-neck pheasant in Pennsylvania. *Proc. N. Am. Wildl. Conf.* 5, 300-320.
- Rands, M.R.W., 1986.** The survival of gamebird (Galliformes) chicks in relation to pesticide use on cereals. *Ibis* 128, 57-74.
- Reif, J., Voříšek, P., Šťastný, K., Bejček, V., 2006.** Trendy v početnosti ptáků v České republice v letech 1982-2005. *Sylvia* 42, 22-37.
- Ridley, M.W., 1983.** The mating of the pheasant *Phasianus colchicus*. Ph.D. thesis, Oxford University, Oxford.
- Riley, T.Z., 1995.** Association of the Conservation Reserve Program with ring-necked pheasant survey counts in Iowa. *Wildl. Soc. Bull.* 23, 386-390.
- Riley, T.Z., 1999.** Evaluation of Pennsylvania Game Commission pheasant program. Pennsylvania Game Commission, Harrisburg.

- Riley, T.Z., Clark, W.R., Ewing, D.E., Vohs, P.A., 1998a.** Survival of ring-necked pheasant chicks during brood rearing. *J. Wildl. Manag.* 62, 36-44.
- Riley, T.Z., Schulz, J.H., 2001.** Predation and ring-necked pheasant population dynamics. *Wildl. Soc. Bull.* 29, 33-38.
- Riley, T.Z., Wooley, J.B., Rybarczyk, W.B., 1998b.** Survival of ring-necked pheasants in Iowa. *Prairie Nat.* 26, 143-148.
- Riley, T.Z., Wooley, J.B., Rybarczyk, W.B., 1994.** Reproduction of ring-necked pheasants in Iowa. *Prairie Nat.* 26, 263-272.
- Robertson, P.A., 1994.** Better breeding pheasant, in: Murray-Evans, J. (Ed.), *Game Conservancy Trust Review of 1993*. Game Conservancy Trust, Fordingbridge, s. 78-80.
- Robertson, W.B., 1958.** Investigations of ring-necked pheasants in Illinois. *Tech. Bull. Divis. Game Manag.* 1, 137-138.
- Rodenhouse, N.L., Best, L.B., O'Connor, R.J., Bollinger, E.K., 1993.** Effects of temperate agriculture on Neotropical landbirds, in: Finch, D.M., Stangel, P.M. (Eds), *Status and management of Neotropical migratory birds*. Proceedings of a National Training Workshop, Estes Park, s. 280-295.
- Rotella, J.J., Ratti, J.T., Reese, K.P., Taper, M.L., Dennis, B., 1996.** Long-term population analysis of gray partridge in eastern Oregon. *J. Wildl. Manag.* 60, 817-825.
- Sage, R.B., Putaala, A., Pradell-Ruiz, V., Greenall, T.L., Woodburn, M.I.A., Draycott, R.A.H., 2003.** Incubation success of released hand-reared pheasants *Phasianus colchicus* compare with wild ones. *Wildl. Biol.* 9, 179-184.
- Sage, R.B., Robertson, P.A., Wise, D.R., 2001.** Survival and breeding success of two ring-necked pheasant (*Phasianus colchicus*) strains released into the wild. *Game Wildl. Sci.* 18, 331-340.
- Santilli, F., Bagliacca, M., 2008.** Factors influencing pheasant *Phasianus colchicus* harvesting in Tuscany, Italy. *Wildl. Biol.* 14, 281-287.
- Sauer, J.R., Hines, J.E., Fallon, J., 2007.** The North American Breeding Bird Survey, results and analysis 1966-2006. Version 10.13.2007. U.S. Geological Survey Patuxent Wildlife Research Center, Laurel.
- Sekera, J., 1954.** Chov bažantů. Státní zemědělské nakladatelství, Praha.
- Seubert, J.L. 1952.** Observations on the reneating behavior of the ring-necked pheasant. *Trans. 17th N. Am. Wildl. Conf.* 17, 305-329.

- Shipley, K.L., Scott, D.P., 2006.** Survival and nesting habitat use by Sichuan and ring-necked pheasants released in Ohio. *Ohio J. Sci.* 106, 78-85.
- Schantz, T., Göransson, G., Andersson, G., Fröberg, I., Grahn, M., Helgeé, A., Wittzel, H., 1989.** Female choice selects for a viability-based male trait in pheasant. *Nat.* 37, 166-169.
- Schick, C., 1952.** A study of pheasants on a 9000-acre prairie farm, Saginaw County, Michigan. Michigan Department of Conservation, Lansing.
- Schulze, E.J., Fehlberg, U., Pohlmeier, K., 1994.** Pen-reared pheasants: are they as fit as wild ones? *Int. Union Game Biol.* 21, 110-112.
- Schwartz, C.W., Schwartz, E.R., 1951.** An ecological reconnaissance of pheasants of Hawaii. *Auk* 68, 281-314.
- Sibley, C.G., Monroe, B.L., 1990.** Distribution and taxonomy of birds of the world. Yale University Press, New Haven.
- Slamečka, J., Havránek, F., Bukovjan, K., Hell, P., Gašparík, J., 2001.** Bažant. Ministerstvo zemědělství ČR, Praha.
- Smith, S.A., Stewart, N.J., Gates, J.E., 1999.** Home ranges, habitat selection and mortality of ring-necked pheasants (*Phasianus colchicus*) in north-central Maryland. *Am. Midl. Nat.* 141, 185-197.
- Staback, E., Klinger, S.R., 1998.** Where have all the ring-necks gone. *Northeast. Pa. Outdoors* 1, 20-21.
- Stokes, A.W., 1954.** Population studies of the ring-necked pheasant on Pelee Island, Ontario. *Tech. Bull. Ontario Dep. Lands For.* 4, 16-23.
- Stokes, A.W., 1957.** Validity of spur length as a criterion in pheasant. *J. Wildl. Manag.* 21, 248-250.
- Stokes, A.W., 1968.** An eight-year study of a northern Utah pheasant population. *J. Wildl. Manag.* 32, 867-874.
- Switzer, C.T., 2009.** Ring-necked pheasant management plan for South Dakota 2009-2014. Department of Game, Fish and Parks, Pierre.
- Šťastný, K., Bejček, V., Hudec, K., 2006.** Atlas hnízdního rozšíření ptáků v České republice. Aventinum, Praha.
- Taber, R.D., 1949.** Observations on the breeding behaviour of the ring-necked pheasant. *Condor* 51, 153-175.
- Tapper, S.C., 1999.** A Question of balance. The Game Conservancy Trust, Fordingbridge.
- Trautman, C.G., 1952.** Pheasant food habits in South Dakota. Game, Fish and Parks, Pierre.

- Trautman, C.G., 1982.** History, ecology and management of the ring-necked pheasant in South Dakota. Tech. Bull. S. D. Game Fish Park. Dep. 7, 45-61.
- Trautman, C.G., Fredrickson, L.A., Carter, A.V., 1974.** Relationship of red foxes and other predators to populations of ring-necked pheasants and other prey in, South Dakota. Proc. N. Am. Wildl. Conf. 39, 241-252.
- Tucker, G.M., Heath, M.F., 1994.** Birds in Europe: Their Conservation Status. BirdLife International, Cambridge.
- Vach, M., Barnet, V., Bejček, V., Hanzal, V., Hromas, J., Růžička, J., Svárovský, J., Šťastný, K., Wolf, R., Sehnal, J., Řehák, L., 1999.** Myslivost. Silvestris, Uhlířské Janovice.
- Vach, M., Bartoš, J., Bejček, V., Bukovjan, K., Hanák, J., Janota, J., Kůtová, J., Pospíšil, J., Růžička, J., Šťastný, K., Zíka, T., 2010.** Vývoj myslivosti a lovectví v českých zemích. Silvestris, Příbram.
- Vaurie, C., 1965.** The Birds of Palearctic Fauna: Non Passeriformes. Witherby, London.
- Veverka, B., Bogenschutz, T., Emmerich, B., Fandel, S., Dahlgren, D., Haroldson, K., Kohn, S., Lusk, J., McCanna, J., Rodgers, R., Runia, T., Walter, S., Wefer, M., 2013.** National wild pheasant conservation plan. Association of Fish and Wildlife Agencies, Bloomington.
- Wagner, F.H., Besadny, C.D., Kabat, C., 1965.** Population ecology and management of Wisconsin pheasants. Wisconsin Department of Natural Resources, Madison.
- Warner, R.E., David, L.M., 1982.** Woody habitat and severe winter mortality of ring-necked pheasants in central Illinois. J. Wildl. Manag. 46, 923-932.
- Warner, R.E., 1979.** Use of cover by pheasant broods in east-central Illinois. J. Wildl. Manag. 43, 334-346.
- Warner, R.E., 1981.** Illinois pheasants: population, ecology, distribution and abundance, 1900-1978. Ill. Natl. Hist. Surv. Biol. Notes 115, 1-22.
- Warner, R.E., 1994.** Agricultural land use and grassland habitat in Illinois: future shock for Midwestern birds. Conserv. Biol. 8, 147-156.
- Warner, R.E., Etter, S.L., 1989.** Hay Cutting and the survival of pheasants: A long-term perspective. J. Wildl. Manag. 53, 455-461.
- Warner, R.E., Etter, S.L., Joselyn, B.B., Ellis, J.A., 1984.** Declining survival of ring-necked pheasant chicks in Illinois agricultural ecosystems. J. Wildl. Manag. 48, 82-88.
- Warner, R.E., Joselyn, G.B., Etter, S.L., 1987.** Factor affecting roadside nesting by pheasants in Illinois. Wildl. Soc. Bull. 15, 221-228.

- Warner, R.E., Phillip, D.P., 1988.** Genetic management of North American pheasants, in: Hallett, D.L., Edwards, W.R., Burger, G.V. (Eds.), Pheasants: symptoms of wildlife problems on agricultural lands. North Central Section of The Wildlife Society, Bloomington, s. 199-215.
- Wayre, P., 1969.** A guide to the pheasants of the world. Country Life, London.
- Wechsler, C., 1986.** The Pheasant in Minnesota. Minnesota Department of Natural Resources, St. Paul.
- Wetmore, A., 1960.** A classification for the birds of the world. Smithson. Misc. Collect. 139: 1-37.
- Whittingham, M.J., Evans, K.L., 2004.** The effects of habitat structure on predation risk of birds in agricultural landscapes. Ibis 146, 210-220.
- Wilson, J.W., Dornbney, R.D., Hallett, D.L., 1992.** Survival, dispersal, and site fidelity of wild female ring-necked pheasants following translocation. J. Wildl. Manag. 56, 79-85.
- Woodburn, M.I.A., 1995.** Do parasites alter pheasant breeding success? Game Conserv. Annu. Rev. 26, 96-97.
- Woodburn, M.I.A., Carroll, J.P., Hoodless, A.N., 2006.** Age determination of pheasants (*Phasianus colchicus*) using discriminant analysis, in: Cederbaum, S.B., Faircloth, B.C., Terhune, T.M., Thomson, J.J., Carroll, J.P. (Eds.), Proceedings of Gamebird 2006, University of Georgia, Athens, s. 505-515.
- Zuur, A.F., Ieno, E.N., Walker, N., Saveliev, A.A., Smith, G.M., 2009.** Mixed effects models and extensions in ecology with R. Springer, New York.

9.2 Ostatní odkazy

- CENIA, 2012.** Kvalita zemědělské půdy. Česká informační agentura životního prostředí, <http://issar.cenia.cz/issar/page.php?id=1608>.
- Česko. Ministerstvo zemědělství. Vyhláška č. 245/2002 Sb.** ze dne 7. června 2002 o době lovu jednotlivých druhů zvěře a o bližších podmínkách provádění lovu, ve znění pozdějších předpisů. In *Sbírka zákonů České republiky*. 2002, částka 92, s. 5216-5217. Dostupné také z WWW: <http://aplikace.mvcr.cz/sbirka-zakonu/ViewFile.aspx?type=c&id=3911>
- Česko. Ministerstvo zemědělství. Vyhláška č. 491/2002 Sb.** ze dne 13. listopadu 2002 o způsobu stanovení minimálních a normovaných stavů zvěře a o zařazování honiteb

nebo jejich částí do jakostních tříd. In *Sbírka zákonů České republiky*. 2002, částka 171, s. 9610-9656. Dostupné také z WWW:

<http://aplikace.mvcr.cz/sbirka-zakonu/ViewFile.aspx?type=c&id=3990>

Česko. Ministerstvo zemědělství. Vyhláška č. 7/2004 Sb. ze dne 17. prosince 2003 o posouzení podmínek pro bažantnice a o postupu, jakým bude vymezena část honitby jako bažantnice. In *Sbírka zákonů České republiky*. 2004, částka 2, s. 13-14. Dostupné také z WWW: <http://aplikace.mvcr.cz/sbirka-zakonu/ViewFile.aspx?type=c&id=4306>

Česko. Ministerstvo zemědělství. Vyhláška č. 553/2004 Sb. ze dne 26. října 2004 o podmínkách, vzoru a bližších pokynech vypracování plánu mysliveckého hospodaření v honitbě. In *Sbírka zákonů České republiky*. 2004, částka 188, s. 10182-10212. Dostupné také z WWW:

<http://aplikace.mvcr.cz/sbirka-zakonu/ViewFile.aspx?type=c&id=4492>

Česko. Národní shromáždění. Zákon č. 23/1962 Sb. ze dne 23. února 1962 o myslivosti, ve znění pozdějších předpisů. In *Sbírka zákonů České republiky*. 1962, částka 12, s. 122-130. Dostupné také z WWW:

<http://aplikace.mvcr.cz/sbirka-zakonu/ViewFile.aspx?type=c&id=1119>

Česko. Parlament. Zákon č. 449/2001 Sb. ze dne 27. listopadu 2001 o myslivosti, ve znění pozdějších předpisů. In *Sbírka zákonů České republiky*. 2001, částka 168, s. 9747-9770. Dostupné také z WWW:

<http://aplikace.mvcr.cz/sbirka-zakonu/ViewFile.aspx?type=c&id=3746>

ČSÚ, 2012. Osevní plochy zemědělských plodin. Český statistický úřad, http://www.czso.cz/csu/redakce.nsf/i/zem_cr.

Mysl 1-01, MZe ČR. Roční výkaz o honitbě, stavu a lovu zvěře. Ministerstvo zemědělství ČR, Praha.

MZe ČR, 2013: Program rozvoje venkova České republiky na období 2007-2013. Ministerstvo zemědělství ČR, Praha.

PF, 2004. MN's Complete Guide to Pheasant Habitat. Pheasants Forever, St. Paul.

10 Seznam obrázků, grafů, tabulek a příloh

10.1 Obrázky

- Obr. č. 1**...Původní areál rozšíření bažanta obecného (Madge and McGowan, 2002) ... str. 17
- Obr. č. 2**...Introdukovaný areál bažanta obecného (Madge and McGowan, 2002) ... str. 19
- Obr. č. 3**...Bažant obecný bezobojkový (*Phasianus colchicus colchicus*), Vach et al. (2010) ... str. 27
- Obr. č. 4**...Bažant obecný obojkový (*Phasianus colchicus torquatus*), Vach et al. (2010) ... str. 28
- Obr. č. 5**...Bažant obecný bezobojkový temný (*Phasianus colchicus colchicus* var. *tenebrosus*), Vach et al. (2010) ... str. 28
- Obr. č. 6**...Bažant pestrý (*Phasianus versicolor*), Vach et al. (2010) ... str. 28
- Obr. č. 7**...Rozšíření bažanta obecného v ČR v letech 2001-2003 (Šťastný et al., 2006) ... str. 29
- Obr. č. 8**...Průměrná letní denzita (ks/mi^2) populace bažanta obecného v Jižní Dakotě (USA) v letech 1999-2008 (Switzer, 2009) ...str. 43
- Obr. č. 9**...Ukázka biotopu ve WPRA (PGC Pennsylvania, <http://www.pgc.state.pa.us>) ...str. 46
- Obr. č. 10**...Určování věku bažanta obecného dle délky ostruhy (Sekera, 1954) ... str. 68
- Obr. č. 11**...Lokalizace studijní oblasti v rámci ČR ...str. 74
- Obr. č. 12**...Primární proximální letka bažanta obecného (*Phasianus colchicus*), kresba upravena autorem dle Johnsgard (1999) ...str. 79

10.2 Grafy

- Graf č. 1...** Lov, jarní sčítané stavy a zazvěřování u bažanta obecného v českých zemích v letech 1966-2011 (Mysl 1-01, MZe ČR) ... str. 33
- Graf č. 2...** Výše odlovu a zazvěřování u bažanta obecného v letech 2003-2011 (Mysl 1-01, MZe ČR) ... str. 34
- Graf č. 3...** Údaje o odlovu bažanta obecného v Dolním Rakousku a honitbě Seefeld (Draycott et al., 2002) ...str. 37
- Graf č. 4...** Základní ukazatele populační dynamiky bažanta obecného v Jižní Dakotě (USA) v letech 1919-2012 a set-aside management – SBRP, CRP, CREP (Switzer, 2009) ...str. 38
- Graf č. 5...** Celkový odlov bažanta obecného v Pensylvánii (USA) v letech 1915-2012 a set-aside management – SBCR, CAP, CRP (Klinger, 2008) ...str. 39
- Graf č. 6...** Souhrnné údaje o vypouštění uměle odchovaných jedinců bažanta obecného v Pensylvánii (USA) za jednotlivá decenia (Klinger, 2008) ...str. 41
- Graf č. 7...** Základní ukazatele populační dynamiky bažanta obecného ve studijní oblasti v letech 2004-2011 (MZ – mladá zvěř; DZ – dospělá zvěř; Mysl 1-01, MZe ČR) ...str. 82
- Graf č. 8...** Vývoj populační dynamiky bažanta obecného (*P. colchicus*) ve studijní oblasti dle jednotlivých honiteb ...str. 84
- Graf č. 9...** Hodnoty naměřených primárních proximálních letků (PPL, mm) z ulovených samců bažanta obecného v letech 2009-2011 ...str. 85
- Graf č. 10(a)...** Rozdělení odebraných prvních proximálních letků (PPL) bažanta obecného (*P. colchicus* - ♂) do věkových kategorií ve studijní oblasti v roce 2009 ...str. 86
- Graf č. 10(b)...** Rozdělení odebraných prvních proximálních letků (PPL) bažanta obecného (*P. colchicus* - ♂) do věkových kategorií ve studijní oblasti v roce 2010 ...str. 86

- Graf č. 10(c)**...Rozdělení odebraných prvních proximálních letků (PPL) bažanta obecného (*P. colchicus* - ♂) do věkových kategorií ve studijní oblasti v roce 2011
...str. 86
- Graf č. 10(d)**...Celkové rozdělení odebraných prvních proximálních letků (PPL) bažanta obecného (*P. colchicus* - ♂) do věkových kategorií ve studijní oblasti v letech 2009-2011
...str. 87
- Graf č. 11**...Srovnání reálného reprodukčního koeficientu (RRK) a koeficientu očekávané produkce (KOP) ve studijní oblasti v letech 2009-2011
...str. 89
- Graf č. 12**...Vliv průměrné teploty (květen-červen; odchylka od průměru 2004-2011) na výši odlovu bažanta obecného v jednotlivých honitbách studijní oblasti
...str. 92
- Graf č. 13**...Vliv květnového úhrnu srážek (změna oproti průměru) na výši odlovu bažanta obecného v jednotlivých honitbách studijní oblasti (2004-2011)
...str. 93
- Graf č. 14**...Vliv červnového úhrnu srážek (změna oproti průměru) na výši odlovu bažanta obecného v jednotlivých honitbách studijní oblasti (2004-2011)
...str. 93
- Graf č. 15**...Vliv délky slunečního svitu (květen-červen) na výši odlovu bažanta obecného v jednotlivých honitbách studijní oblasti (2004-2011)
...str. 94
- Graf č. 16**...Vliv zastoupení ostatních ploch na výši odlovu bažanta obecného v jednotlivých honitbách studijní oblasti v letech 2004-2011
...str. 95
- Graf č. 17**...Vliv zastoupení lesních porostů na výši odlovu bažanta obecného v jednotlivých honitbách studijní oblasti v letech 2004-2011
...str. 95
- Graf č. 18**...Vliv hustoty vodních toků na výši odlovu bažanta obecného v jednotlivých honitbách studijní oblasti v letech 2004-2011
...str. 96
- Graf č. 19**...Vliv hospodaření v režimu ekologického zemědělství na výši odlovu bažanta obecného v jednotlivých honitbách studijní oblasti v letech 2004-2011
...str. 97

- Graf č. 20...**Vliv zastoupení trvalých travních porostů na výši odlovu bažanta obecného v jednotlivých honitbách studijní oblasti v letech 2004-2011
...str. 97
- Graf č. 21...**Vliv hustoty silniční sítě na výši odlovu bažanta obecného v jednotlivých honitbách studijní oblasti v letech 2004-2011
...str. 98
- Graf č. 22...**Vliv zastoupení sadů na výši odlovu bažanta obecného v jednotlivých honitbách studijní oblasti v letech 2004-2011
...str. 99
- Graf č. 23...**Vliv zastoupení vinic na výši odlovu bažanta obecného v jednotlivých honitbách studijní oblasti v letech 2004-2011
...str. 99
- Graf č. 24...**Souhrnný odlov bažanta obecného a vybraných druhů predátorů ve studijní oblasti v letech 2004-2011
...str. 100
- Graf č. 25...**Vliv lovu lišky obecné na lov bažanta obecného v jednotlivých honitbách v letech 2004-2011
...str. 101
- Graf č. 26...**Vliv lovu straky obecné a vrány obecné na lov bažanta obecného v jednotlivých honitbách v letech 2004-2011
...str. 102
- Graf č. 27...**Vliv lovu prasete divokého na lov bažanta obecného v jednotlivých honitbách v letech 2004-2011
...str. 102
- Graf č. 28...**Vliv lovu kuny lesní a kuny skalní na lov bažanta obecného v jednotlivých honitbách v letech 2004-2011
...str. 103
- Graf č. 29...** Porovnání výše odlovu bažanta obecného v honitbách, kde v daném roce bylo, popř. nebylo realizováno zazvěřování
...str. 105
- Graf č. 30...**Znázornění průměrné výše zazvěřování a následného odlovu v porovnání s honitbami, kde byl management zaměřen pouze na divokou populaci
...str. 105

10.3 Tabulky

- Tab. č. 1...**Reprodukční ukazatele bažanta obecného (Hickey, 1955; Wagner et al., 1965; Gates and Hale, 1975) ... str. 52
- Tab. č. 2...**Zařazení honitby do jakostní třídy pro bažanta obecného (vyhláška č. 491/2002 Sb.) ... str. 70
- Tab. č. 3...**Normovaný stav bažanta obecného v podmínkách ČR (vyhláška č. 491/2002 Sb.) ... str. 71
- Tab. č. 4...**Normované, minimální stavy a jakostní třídy honiteb v ČR za rok 2011 (Mysl 1-01, MZe ČR) ... str. 71
- Tab. č. 5...**Vývoj populační dynamiky bažanta obecného (*P. colchicus*) na základě odlovu v jednotlivých honitbách studijní oblasti ... str. 83
- Tab. č. 6...**Charakteristika odebraných prvních proximálních letků z odlovených samců bažanta obecného (*P. colchicus*) ve studijní oblasti v letech 2009-2011 ... str. 85
- Tab. č. 7...**Věková struktura populace bažanta obecného (*P. colchicus*) ve studijní oblasti v letech 2009-2011 ... str. 87
- Tab. č. 8...**Reálný reprodukční koeficient populace bažanta obecného (*P. colchicus*) ve studijní oblasti v letech 2009-2011 ... str. 88
- Tab. č. 9...**Souhrnné výsledky lineárního smíšeného modelu s náhodným efektem (LMM) kalkulující vliv faktorů prostředí na početnost bažanta obecného ve studijní oblasti v letech 2004-2011 ... str. 90
- Tab. č. 10...**Sumarizace vypouštění uměle odchované zvěře (zazvěřování) dle honiteb a celé studijní oblasti v letech 2004-2011 (Mysl 1-01, MZe ČR) ... str. 104

10.4 Přílohy

- Příl. č. 1.1-1.31**...Sumarizace vybraných charakteristik populační dynamiky za ORP Brandýs n. L. (Mysl 1-01, MZe ČR)
... str. 183-193
- Příl. č. 2.1-2.9**...Sumarizace vybraných charakteristik populační dynamiky za ORP Praha (Mysl 1-01, MZe ČR)
... str. 193-196
- Příl. č. 3.1-3.2**...Meteorologická data ze stanice Brandýs nad Labem a Kbely za období 2004-2011 (ČHMÚ)
... str. 197-198
- Příl. č. 4**...Charakteristika a struktura biotopu jednotlivých honiteb studijní oblasti
... str. 199-200
- Příl. č. 5**...Odlov bažanta obecného (*P. colchicus*) a vybraných predátorů (Mysl 1-01, MZe ČR)
... str. 201-208
- Příl. č. 6**...Bažant obecný (*P. colchicus*): sumarizace vybraných ukazatelů (Mysl 1-01, MZe ČR)
... str. 209-220
- Příl. č. 7**...Neobdělávané plochy na okrajích Prahy ponechané samovolnému vývoji poskytují vhodný biotop pro divokou populaci bažanta obecného. V disertační práci jsou podobné lokality zařazeny do kategorie ostatních ploch (foto: autor)
... str. 221
- Příl. č. 8**...Ideálním biotopem pro bažanta obecného v podmínkách ČR jsou několik let neobdělávané pozemky, které jsou rozmístěny v zemědělsky obhospodařované krajině. V disertační práci jsou podobné lokality zařazeny do kategorie ostatních ploch (honitba Dubeč; foto: autor)
... str. 221
- Příl. č. 9**...Plochy s hustými porosty travin se zastoupením křovin a stromů nízkého vzrůstu poskytují velmi vhodný biotop také v zimním období. V disertační práci jsou podobné lokality zařazeny do kategorie ostatních ploch (honitba Dubeč; foto: autor)
... str. 222

- Příl. č. 10...** Celkový odlov bažanta obecného v Severní Dakotě (USA) v letech 1956-2007 v závislosti na výměře „set-aside“ managementu (Soil Bank Conservation Reserve, Conservation Reserve Program)
zdroj: <http://www.pheasantblog.org/tag/pheasant-nesting/>
... str. 222
- Příl. č. 11...** Časový průběh sklizně píce a hnízdění bažanta obecného v Pensylvánii (USA) dle Hartman and Sheffer (1971)
... str. 223
- Příl. č. 12...** Ukázka vhodného biotopu bažanta obecného v Severní Americe, který je typický vysokým podílem zemědělsky neobhospodařovaných travních porostů
zdroj: <http://www.startribune.com/sports/outdoors/blogs/172154671.html>
... str. 223
- Příl. č. 13...** Komplexní propojení základních biotopových nároků bažanta obecného: nesečené travní porosty (hnízdění a odchovný kryt, potrava), políčko pro zvěř (kryt, potrava), remíz (zimní kryt, potrava); Jižní Dakota (USA)
zdroj: <http://huntdaybreakranch.com/images/Image40.JPG>
... str. 224
- Příl. č. 14...** Ideální podmínky pro divoký chov bažanta obecného poskytují dlouhodobě nesečené travní porosty a mokřady, na které navazují plochy dřevinného charakteru nízkého vzrůstu (keře, nízké jehličnany); Jižní Dakota (USA)
zdroj: http://huntdaybreakranch.com/images/20101102_163756_IMG_6222.JPG
... str. 224
- Příl. č. 15...** Na plochy trvalého krytu by měla navazovat políčka pro zvěř, která budou v zimním období plnit funkci potravní a zároveň krytovou; Jižní Dakota (USA)
zdroj: <http://huntdaybreakranch.com/images/Image42.JPG>
... str. 225
- Příl. č. 16...** Optimálním prostředím pro bažanta obecného je textura krajiny skládající se z pravidelně rozmístěných ploch „set-aside“ managementu v zemědělsky využívané krajině; Jižní Dakota (USA)
zdroj: http://www.landsofamerica.com/south_dakota/land-for-sale/320-acres-in-Lyman-County-South-Dakota/id/927823
... str. 225
- Příl. č. 17...** Nově založený zimní kryt, který bude plnit nejen funkci krytovou (jehličnany, keře), ale i potravní (plodonosné keře); Jižní Dakota (USA)
zdroj: https://www.fsa.usda.gov/Internet/FSA_Image/sd_719_2.jpg
... str. 226

Příl. č. 18...Zakládání plochy dlouhodobě neobdělávaných travino-bylinných porostů v rámci programu CREP (obdoba CRP) jsou vhodným biotopem pro divokou populaci bažanta obecného; Jižní Dakota (USA)

zdroj: <http://www.pheasantblog.org/tag/south-dakota-pheasants-forever/>

... str. 226

Příl. č. 19...Cíleně založený porost travino-bylinného charakteru (hnízdění a odchovný kryt poskytující zároveň pestrou nabídku hmyzu) podpořený neziskovou organizací Pheasants Forever; Nebraska (USA)

zdroj: http://journalstar.com/sports/local/outdoors/meeting-focuses-on-improving-habitat-in-state/article_7ba71dcc-183a-5103-97e4-38ec00029924.html

... str. 227

Příl. č. 20...Rozsáhlé vojtěškové porosty při standardním zemědělském hospodaření (3-4 seče/rok) ovlivňují u bažanta obecného velmi negativně celkovou hnízdění úspěšnost, mortalitu mláďat a dospělých samic (honitba Jirny I; foto: autor)

... str. 227

Příl. č. 21...Na Brandýsku na rozdíl od okrajů Prahy převládají mezi obhospodařovanými půdními bloky spíše liniové prvky rozptýlené zeleně než plošné (honitba Jirny II; foto: autor)

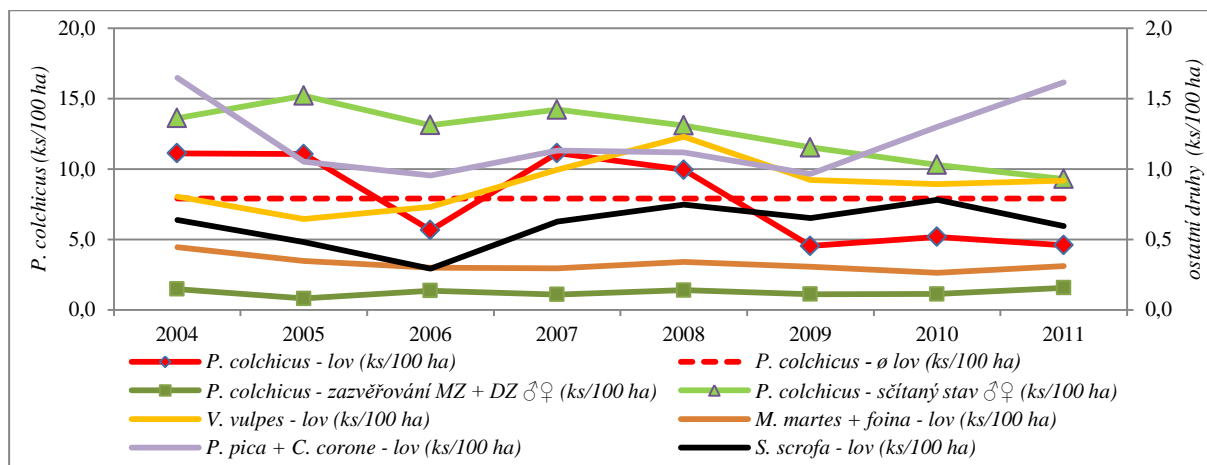
... str. 228

Příl. č. 22...Monokulturní agrární krajina bez prvků rozptýlené zeleně poskytuje velmi omezené potravní, krytové a hnízdění prostředí pro bažanta obecného (honitba Zeleneč; foto: autor)

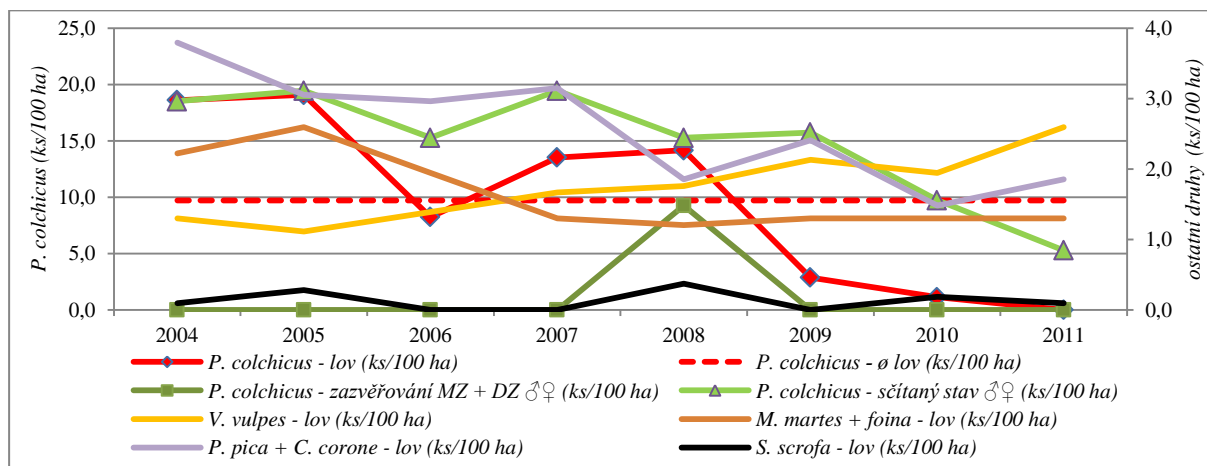
... str. 228

11 Přílohy

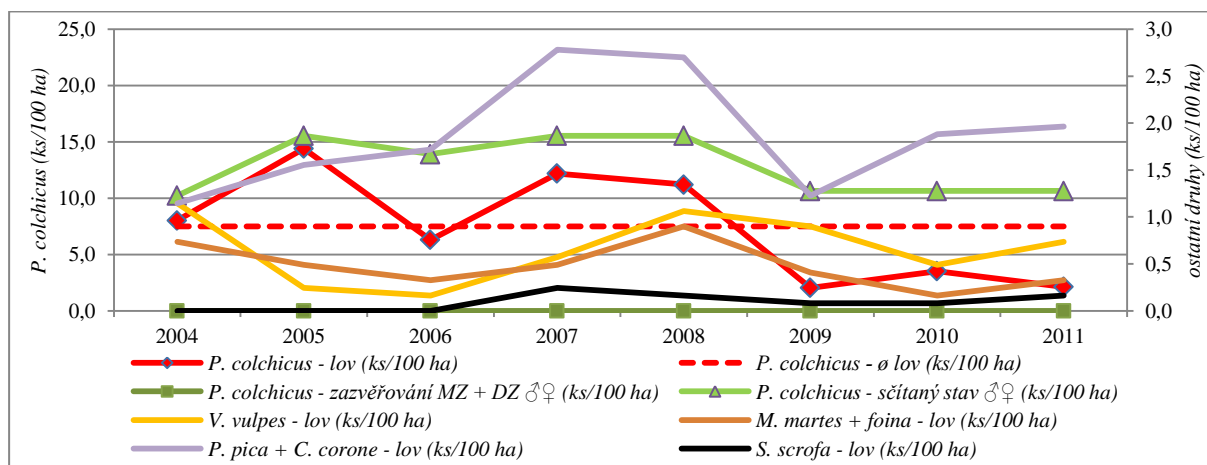
Příl. č. 1.1... Sumarizace vybraných charakteristik populační dynamiky za ORP Brandýs n. L. (Mysl 1-01, MZe ČR)



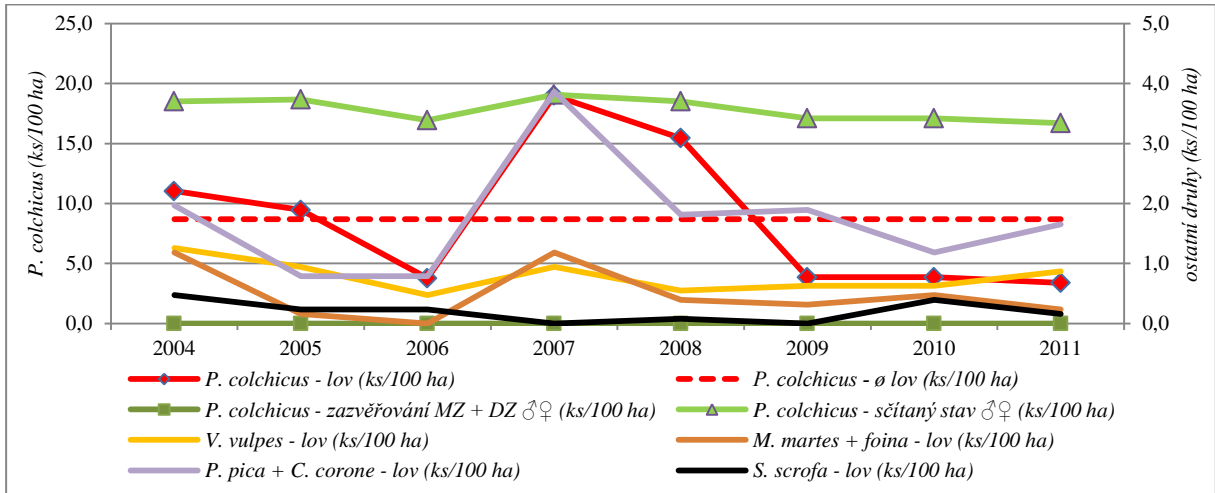
Příl. č. 1.2... Sumarizace vybraných charakteristik populační dynamiky za honitbu Bářř (Mysl 1-01, MZe ČR)



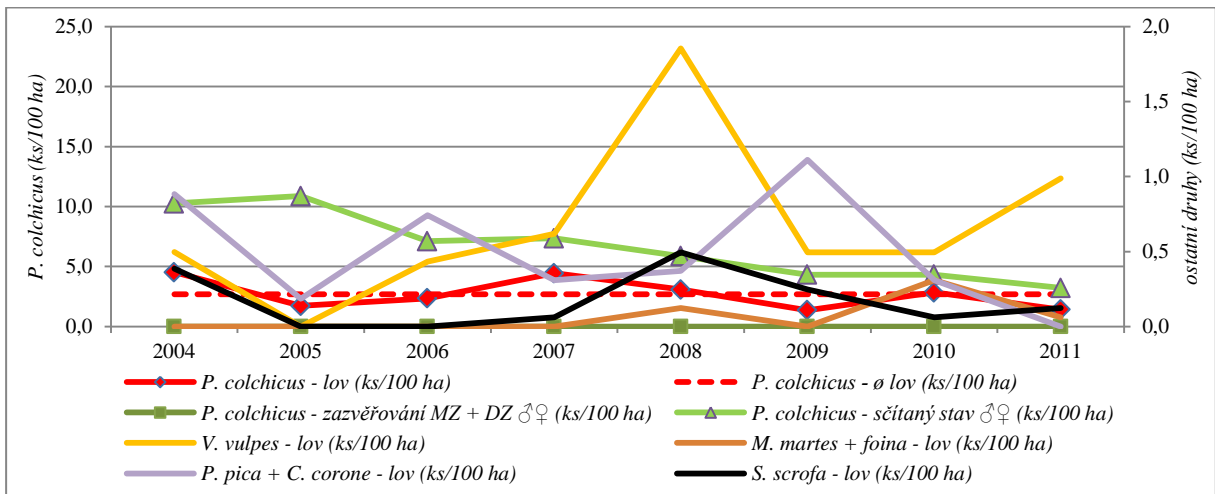
Příl. č. 1.3... Sumarizace vybraných charakteristik populační dynamiky za honitbu Bořanovice (Mysl 1-01, MZe ČR)



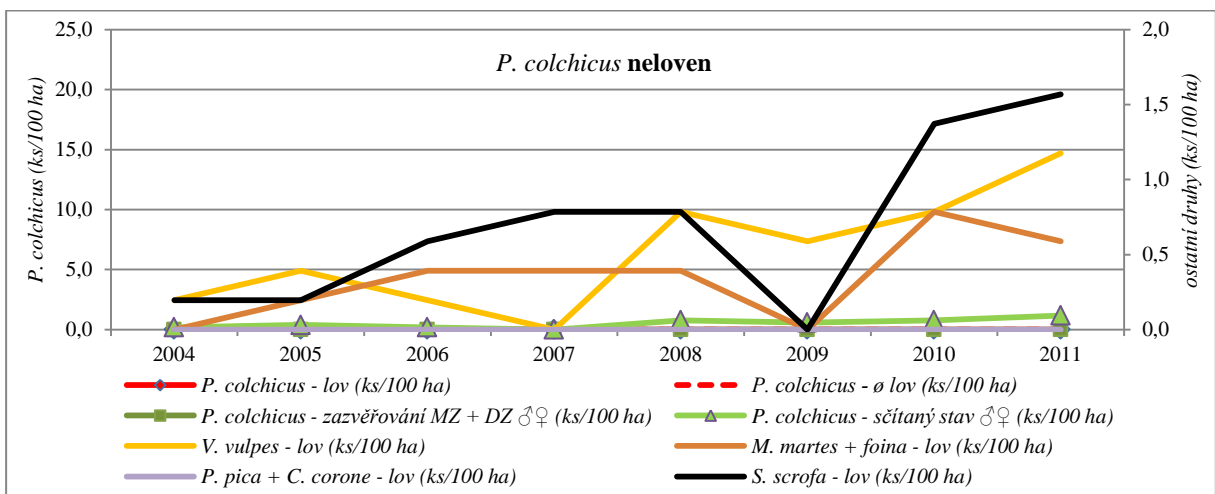
Příl. č. 1.4...Sumarizace vybraných charakteristik populační dynamiky za honitbu Brázdím (Mysl 1-01, MZe ČR)



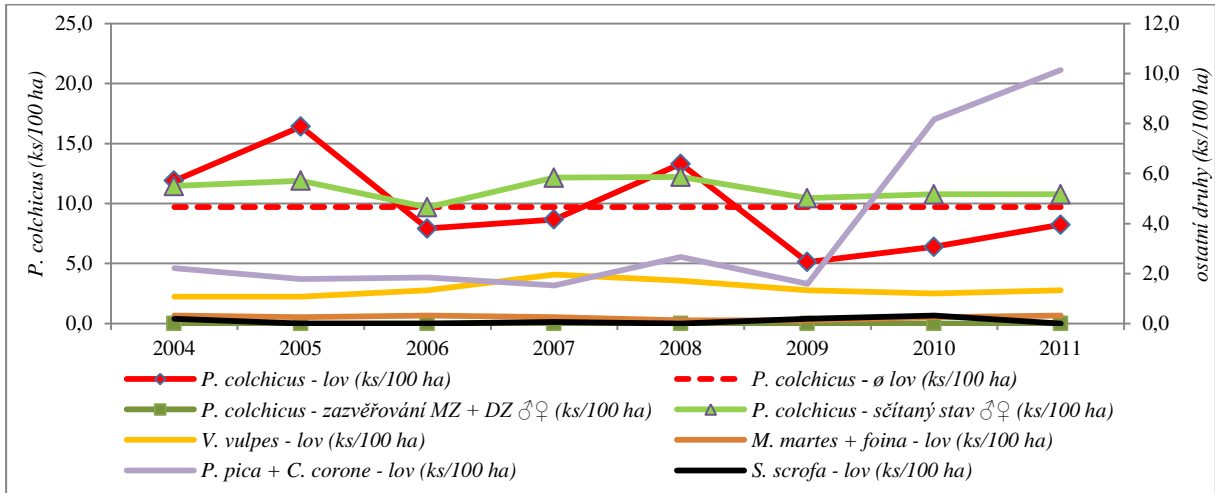
Příl. č. 1.5...Sumarizace vybraných charakteristik populační dynamiky za honitbu Čelákovice (Mysl 1-01, MZe ČR)



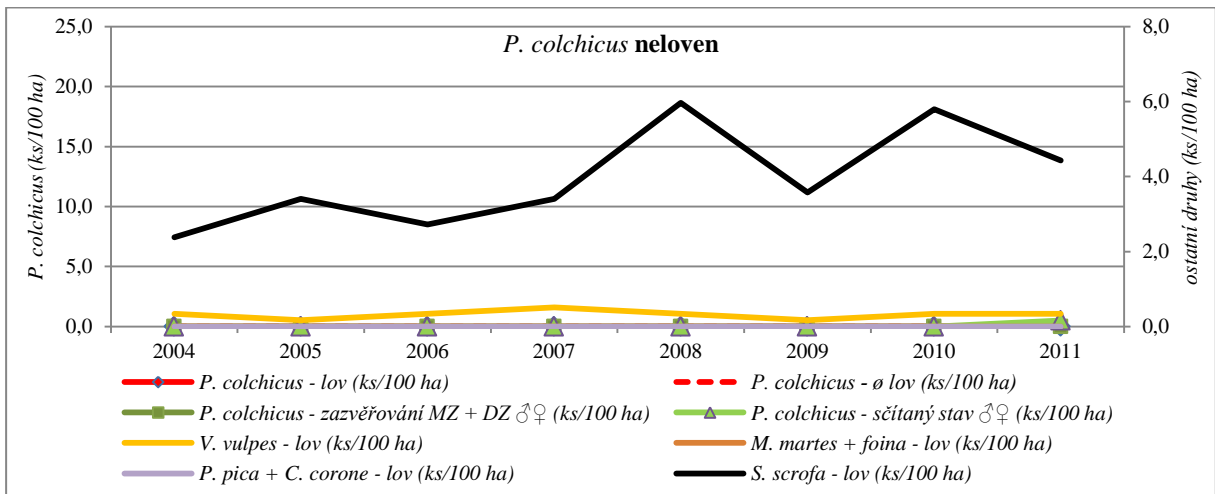
Příl. č. 1.6...Sumarizace vybraných charakteristik populační dynamiky za honitbu Dlouhý Běh (Mysl 1-01, MZe ČR)



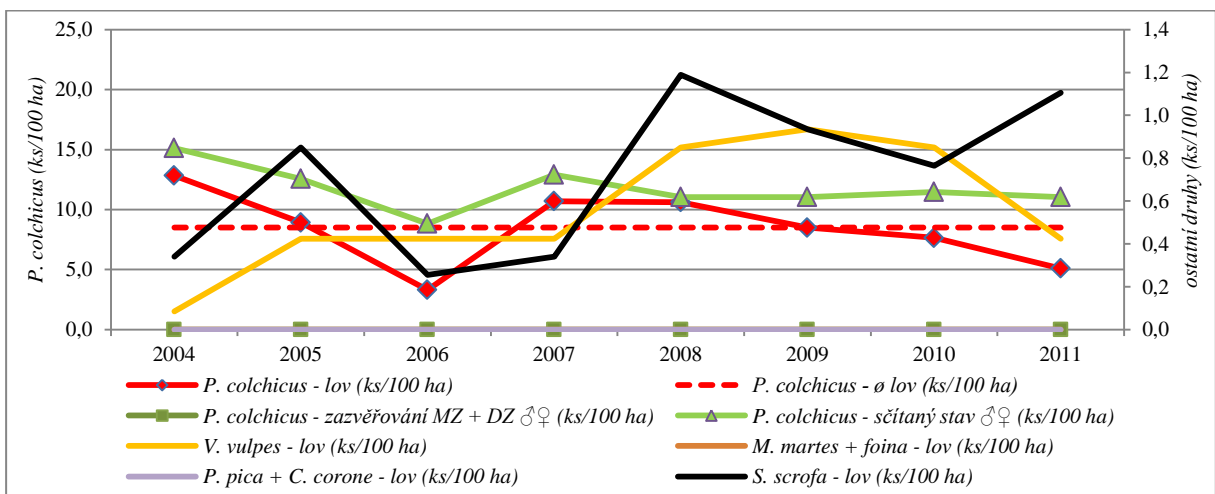
Příl. č. 1.7... Sumarizace vybraných charakteristik populační dynamiky za honitbu Dřevčice (Mysl 1-01, MZe ČR)



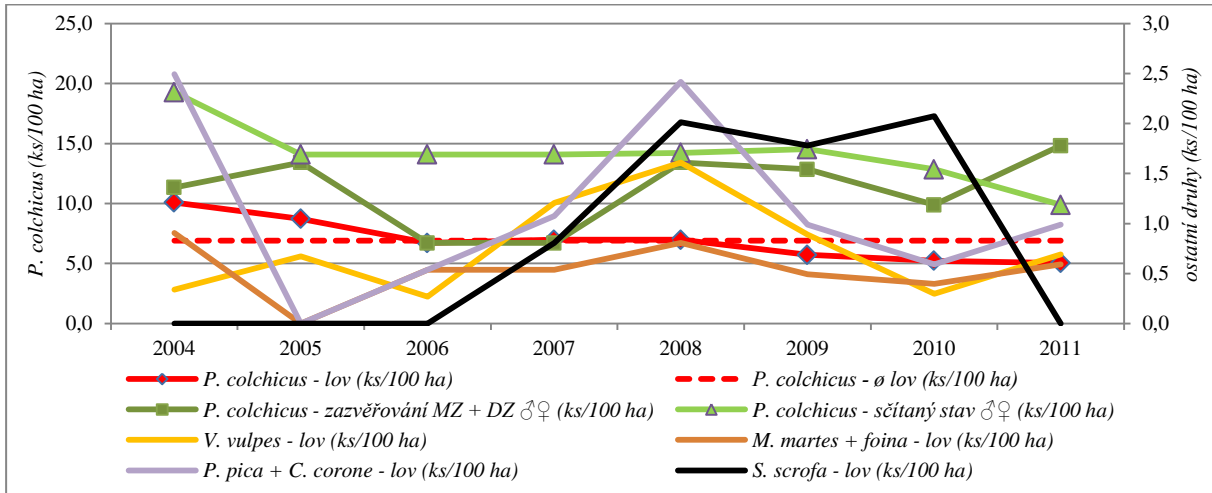
Příl. č. 1.8... Sumarizace vybraných charakteristik populační dynamiky za honitbu Hlavenec (Mysl 1-01, MZe ČR)



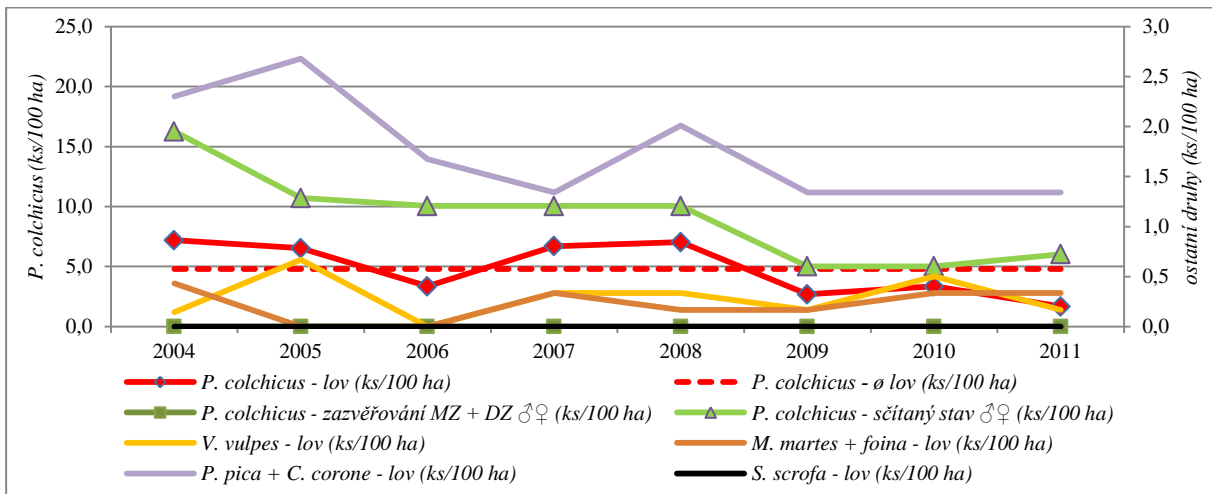
Příl. č. 1.9... Sumarizace vybraných charakteristik populační dynamiky za honitbu Horoušany (Mysl 1-01, MZe ČR)



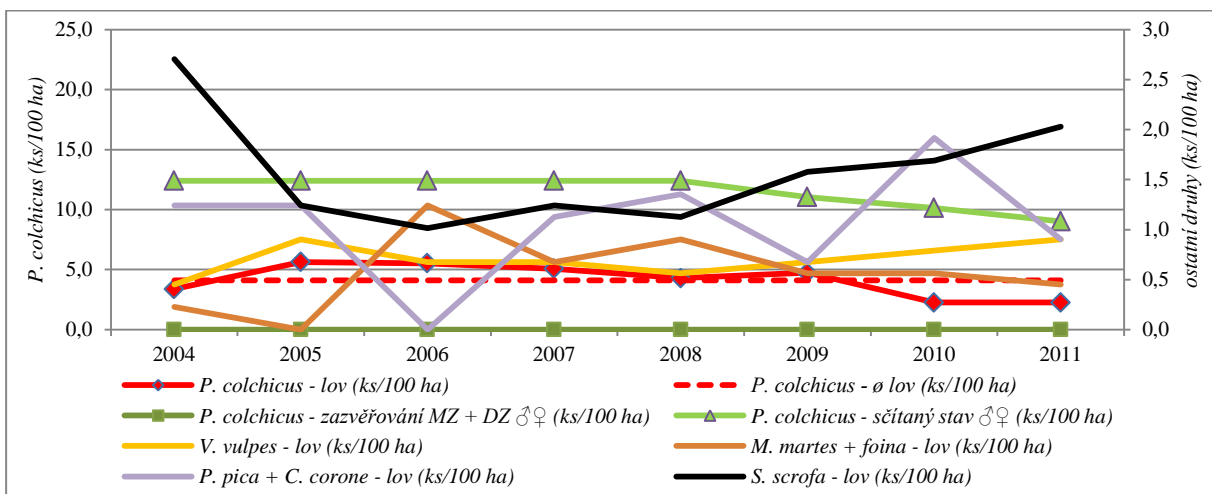
Příl. č. 1.10... Sumarizace vybraných charakteristik populační dynamiky za honitbu Jirny I (Mysl 1-01, MZe ČR)



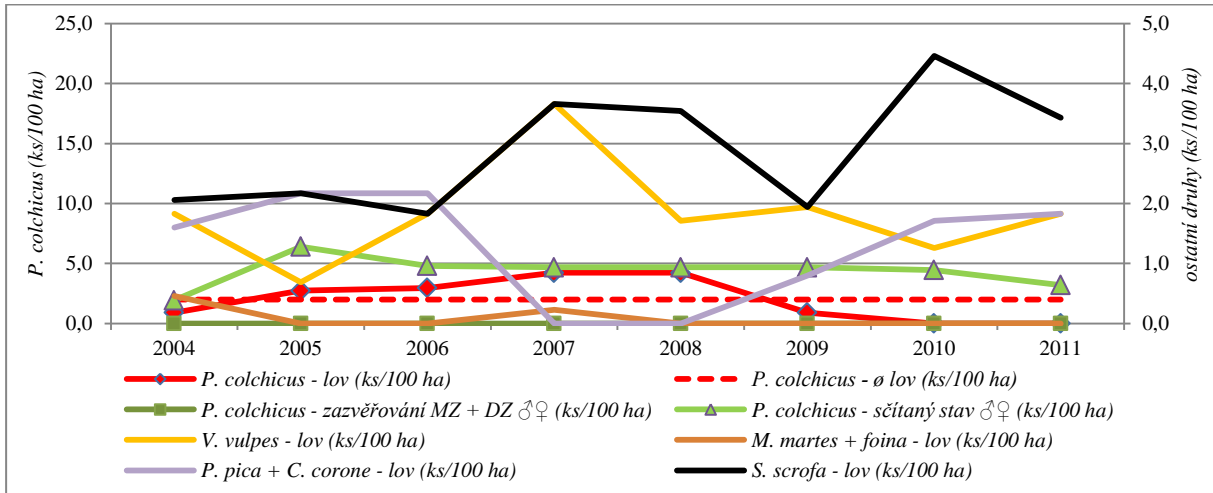
Příl. č. 1.11... Sumarizace vybraných charakteristik populační dynamiky za honitbu Jirny II (Mysl 1-01, MZe ČR)



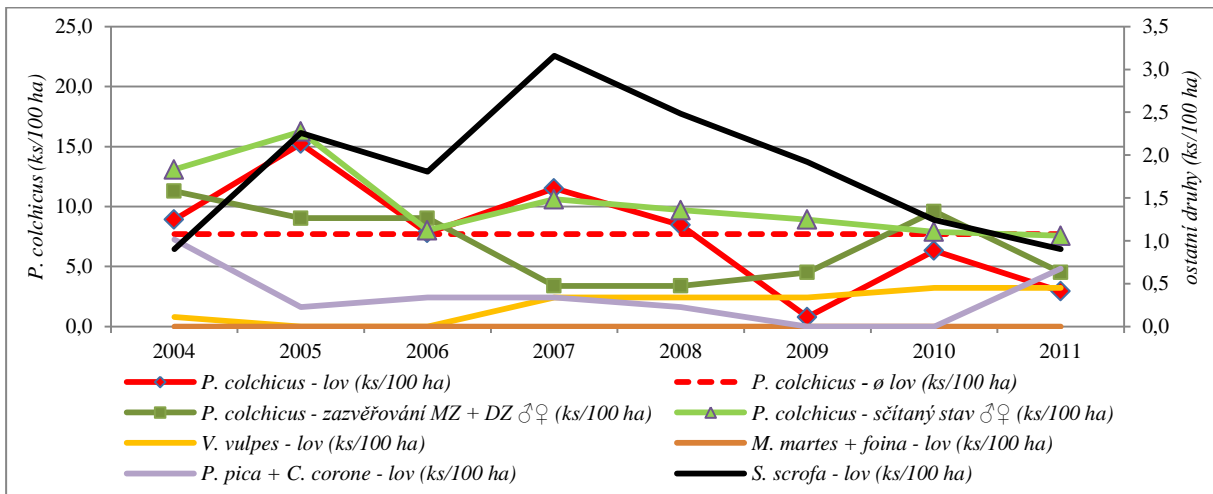
Příl. č. 1.12... Sumarizace vybraných charakteristik populační dynamiky za honitbu Káraný (Mysl 1-01, MZe ČR)



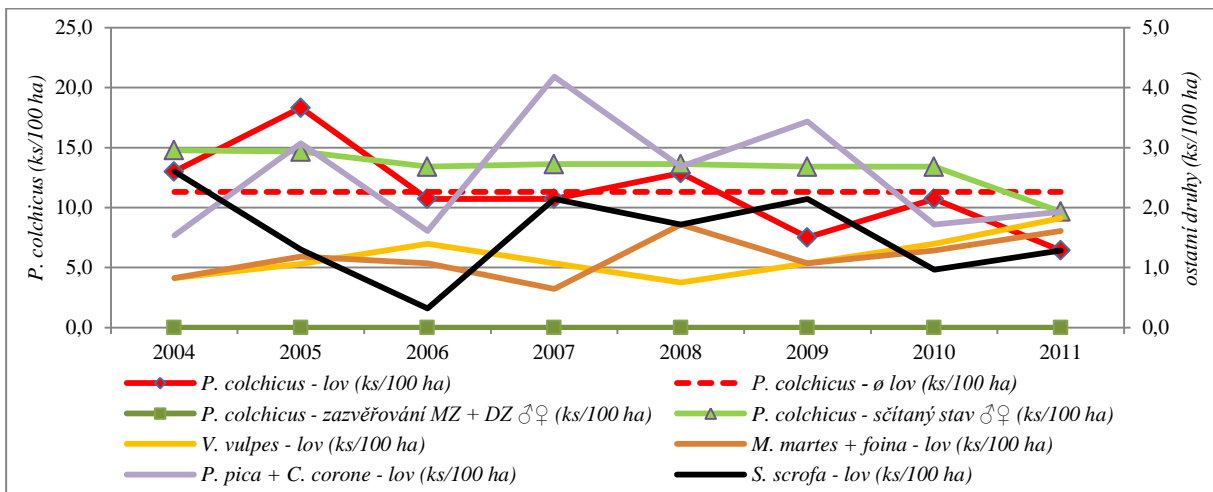
Příl. č. 1.13...Sumarizace vybraných charakteristik populační dynamiky za honitbu Kostelní Hlavno (Mysl 1-01, MZe ČR)



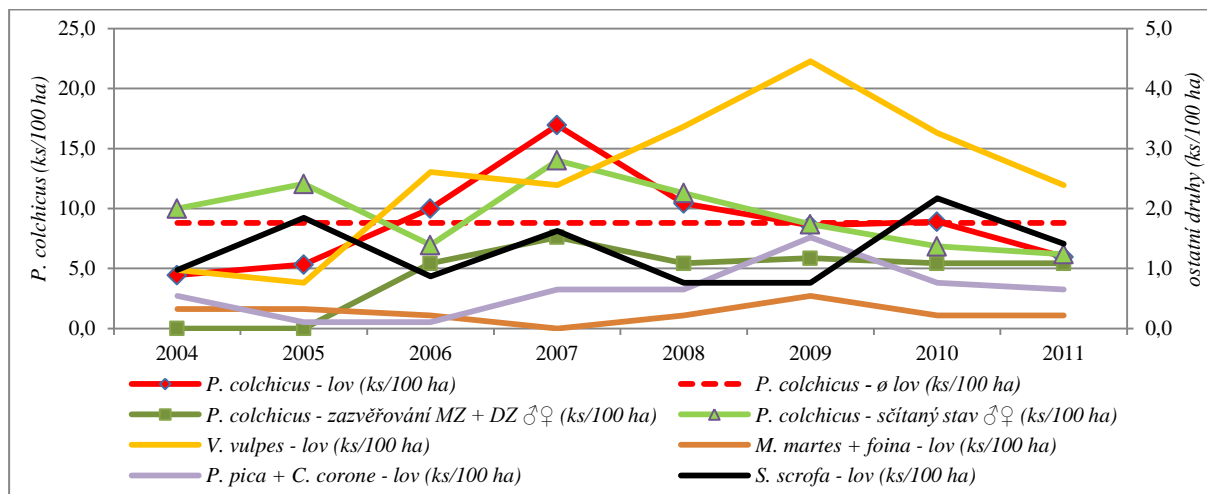
Příl. č. 1.14...Sumarizace vybraných charakteristik populační dynamiky za honitbu Křenek-Borek (Mysl 1-01, MZe ČR)



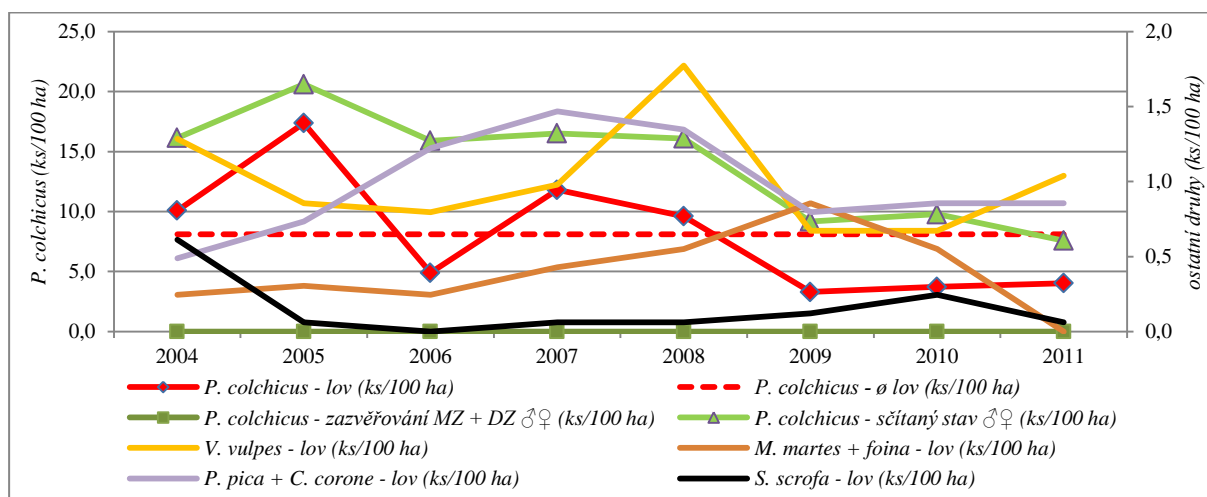
Příl. č. 1.15...Sumarizace vybraných charakteristik populační dynamiky za honitbu Květnice (Mysl 1-01, MZe ČR)



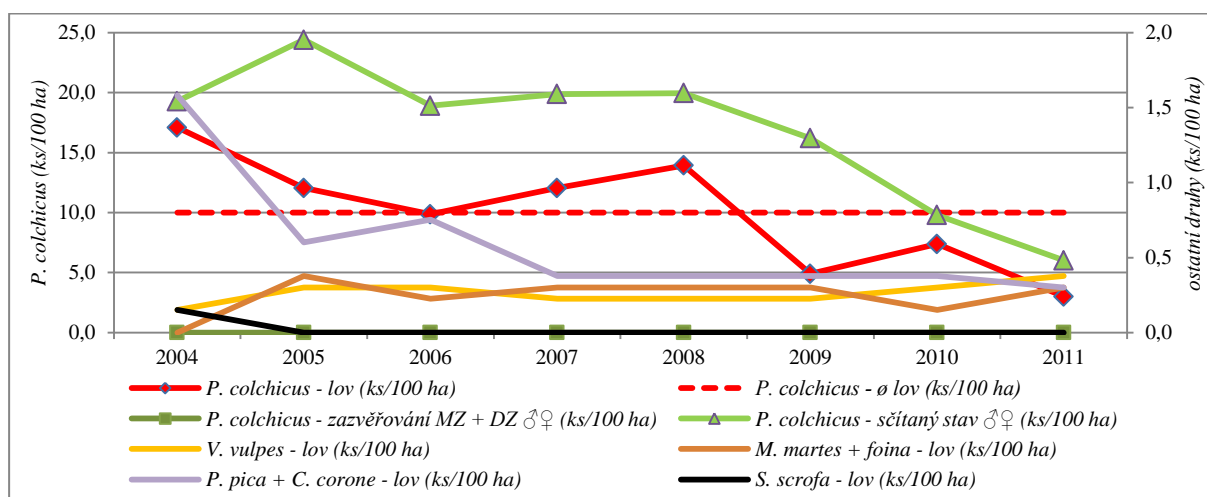
Příl. č. 1.16... Sumarizace vybraných charakteristik populační dynamiky za honitbu Máslovice (Mysl 1-01, MZe ČR)



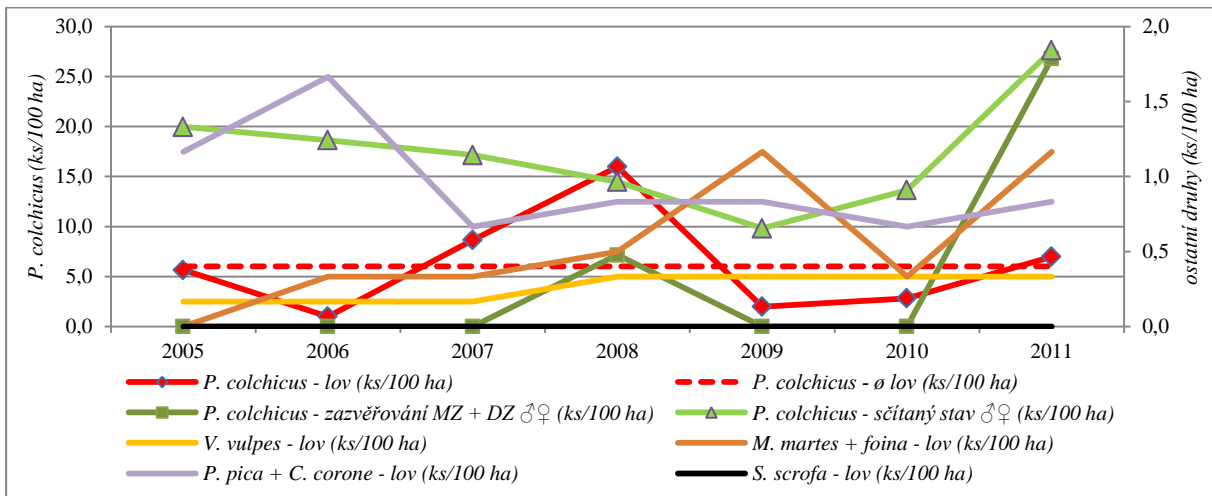
Příl. č. 1.17... Sumarizace vybraných charakteristik populační dynamiky za honitbu Měšice-Veleň (Mysl 1-01, MZe ČR)



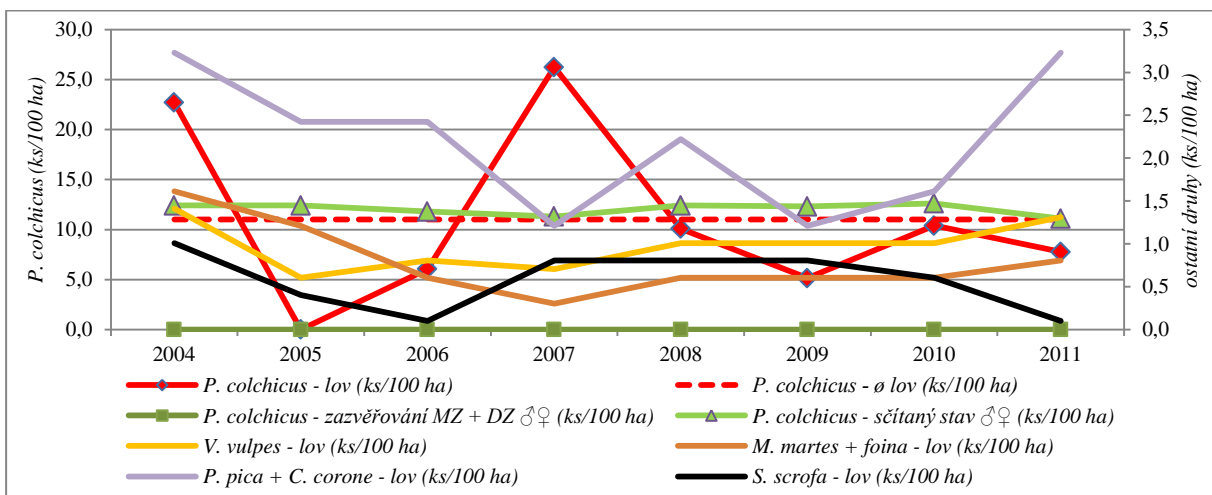
Příl. č. 1.18... Sumarizace vybraných charakteristik populační dynamiky za honitbu Měšice-Zlonín (Mysl 1-01, MZe ČR)



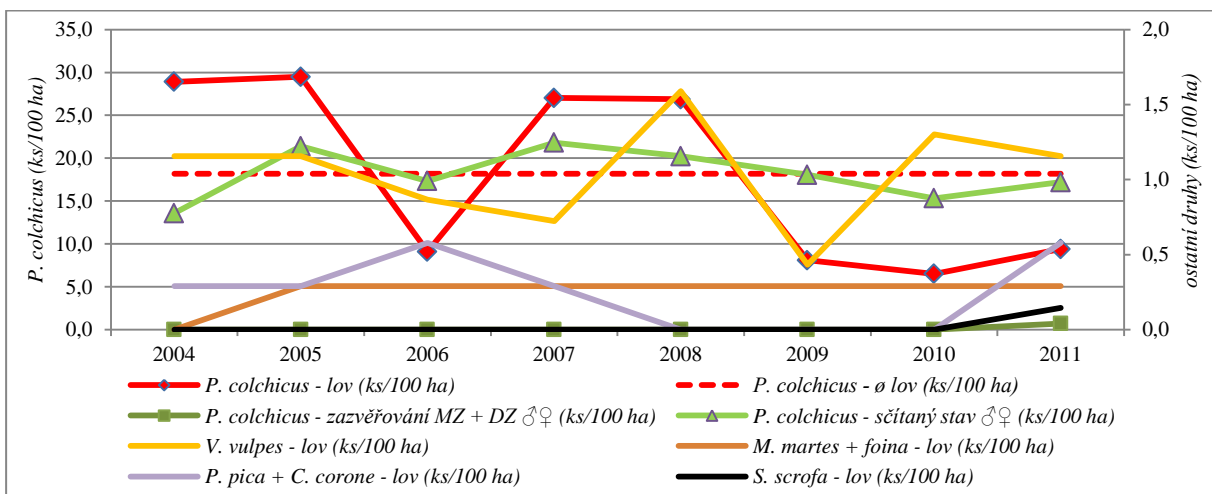
Příl. č. 1.19... Sumarizace vybraných charakteristik populační dynamiky za honitbu Nehvizdy (Mysl 1-01, MZe ČR)



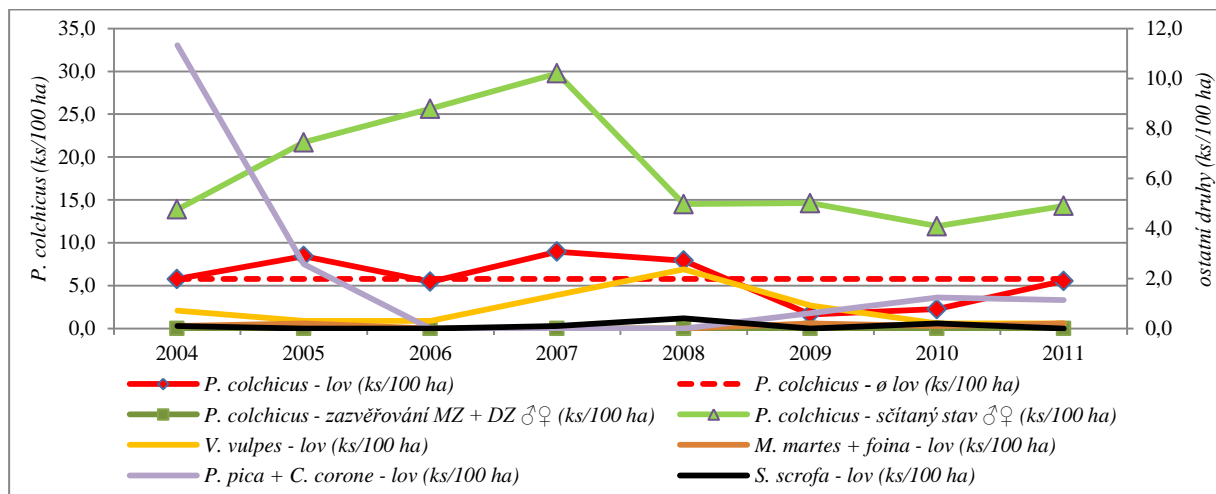
Příl. č. 1.20... Sumarizace vybraných charakteristik populační dynamiky za honitbu Nový Vestec (Mysl 1-01, MZe ČR)



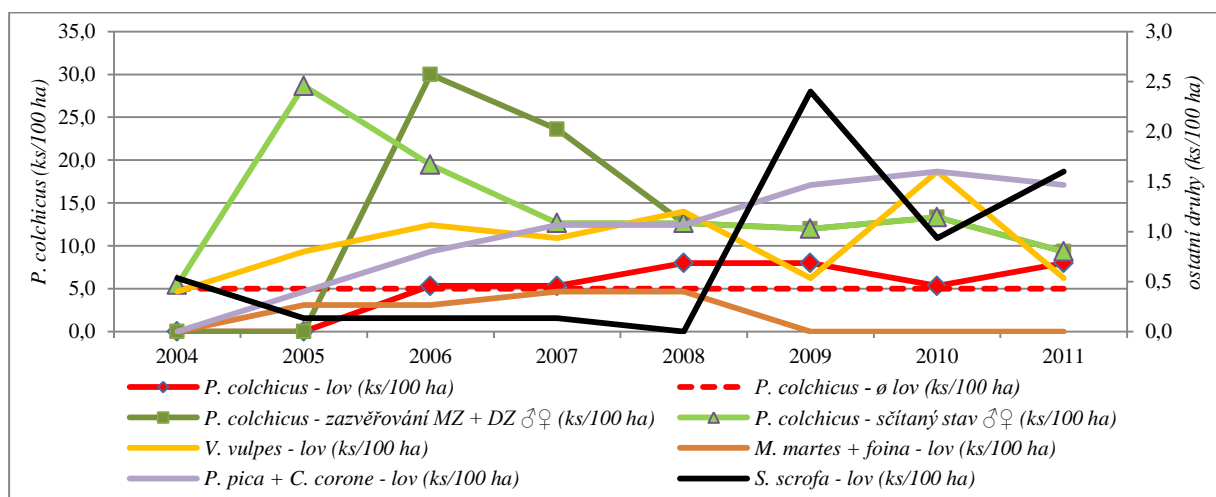
Příl. č. 1.21... Sumarizace vybraných charakteristik populační dynamiky za honitbu Odolena Voda (Mysl 1-01, MZe ČR)



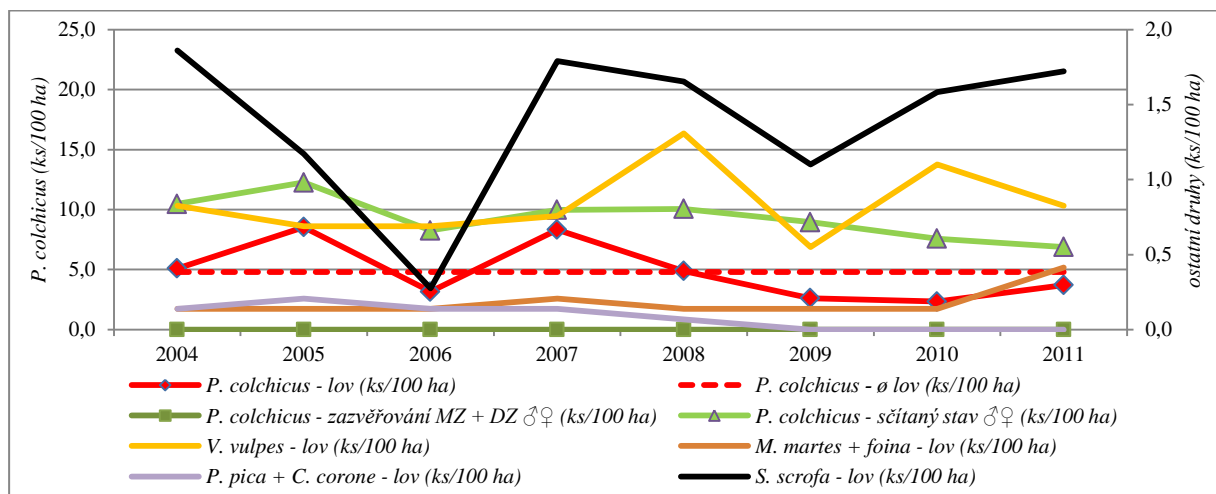
Příl. č. 1.22... Sumarizace vybraných charakteristik populační dynamiky za honitbu Radonice (Mysl 1-01, MZe ČR)



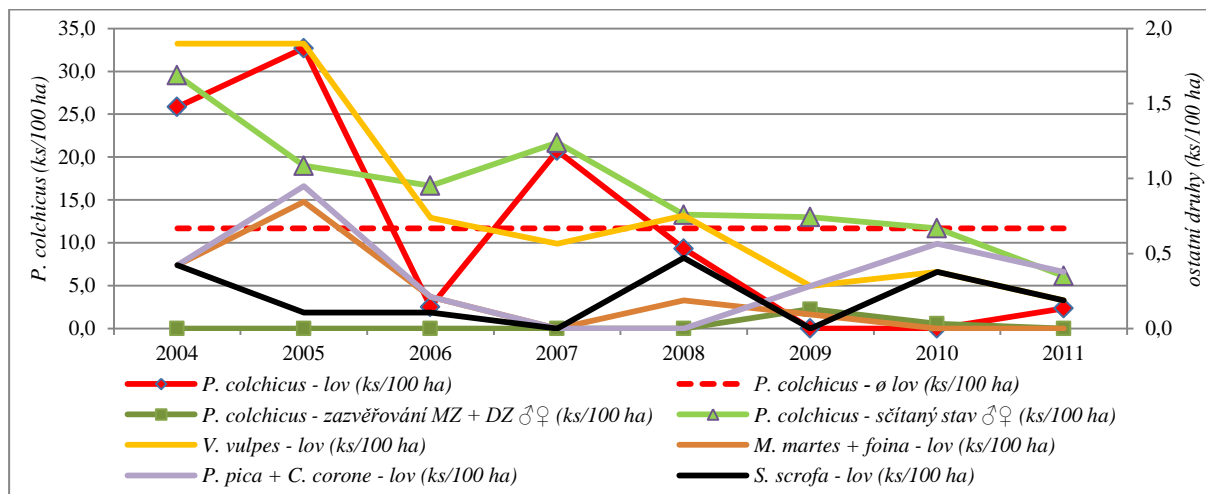
Příl. č. 1.23... Sumarizace vybraných charakteristik populační dynamiky za honitbu Sudovo Hlavno (Mysl 1-01, MZe ČR)



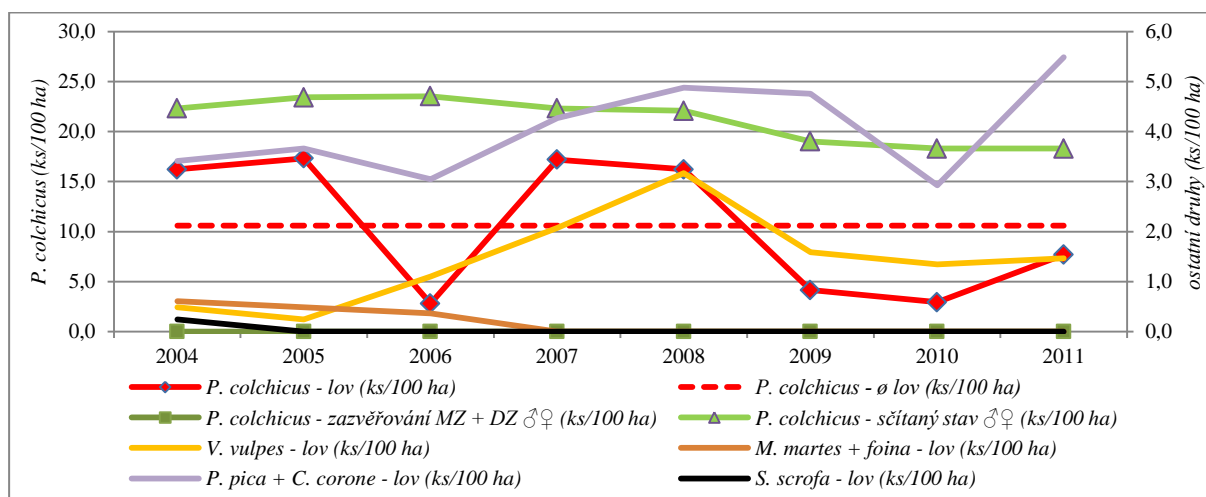
Příl. č. 1.24... Sumarizace vybraných charakteristik populační dynamiky za honitbu Škvorec (Mysl 1-01, MZe ČR)



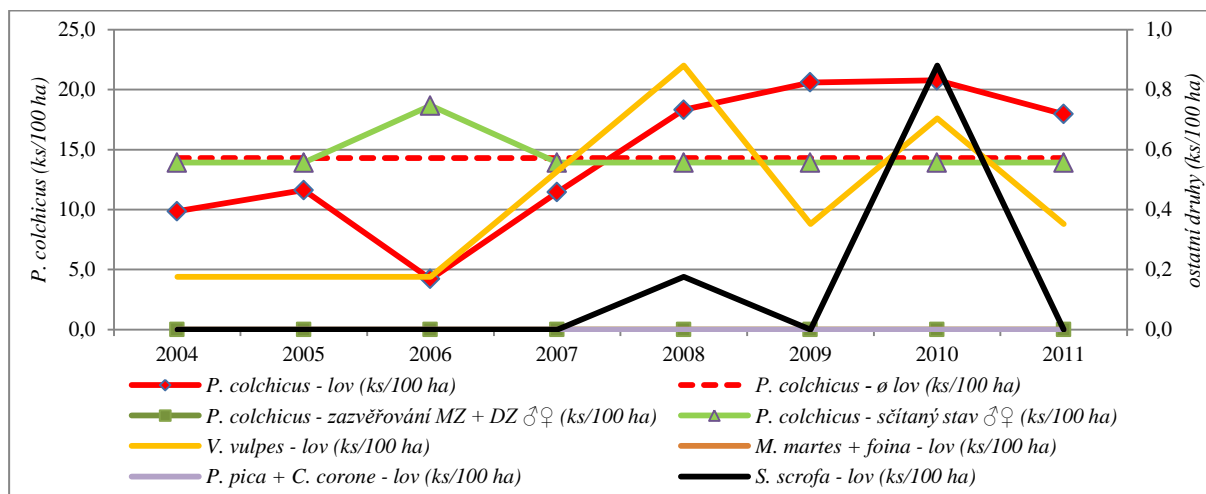
Příl. č. 1.25... Sumarizace vybraných charakteristik populační dynamiky za honitbu Veliká Ves (Mysl 1-01, MZe ČR)



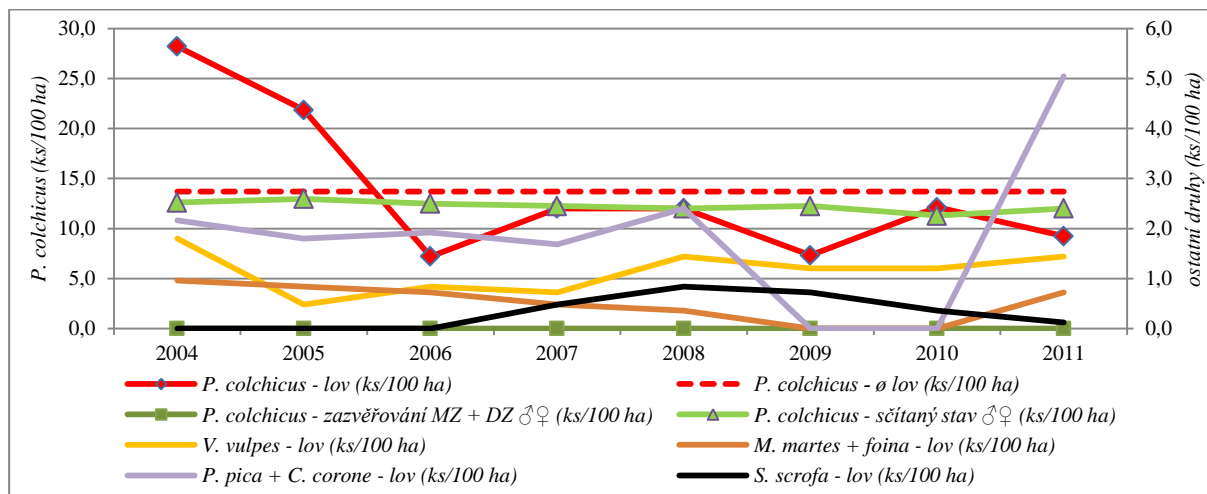
Příl. č. 1.26... Sumarizace vybraných charakteristik populační dynamiky za honitbu Vysoká mez Toušeň (Mysl 1-01, MZe ČR)



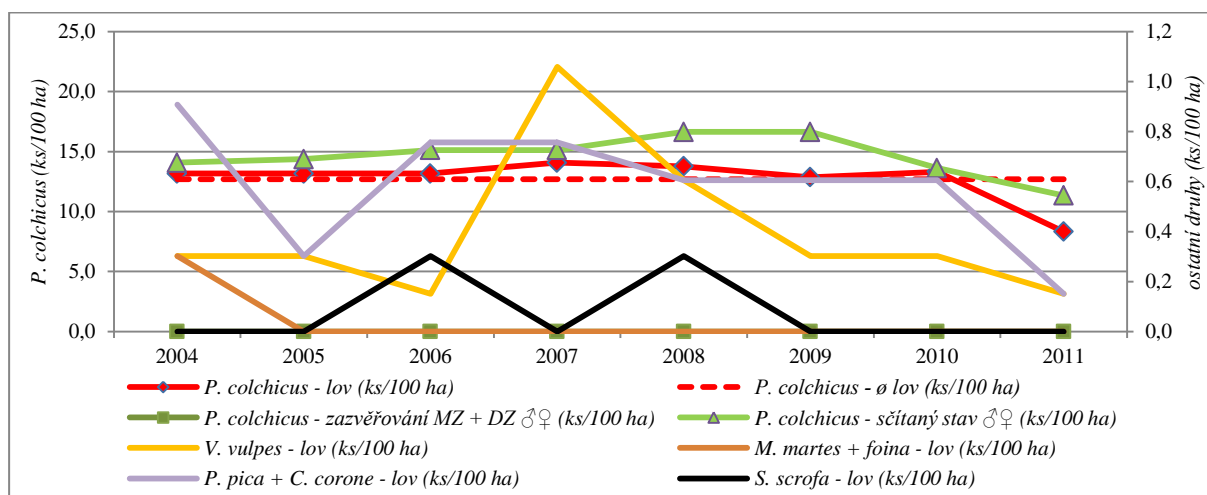
Příl. č. 1.27... Sumarizace vybraných charakteristik populační dynamiky za honitbu Vyšehořovice (Mysl 1-01, MZe ČR)



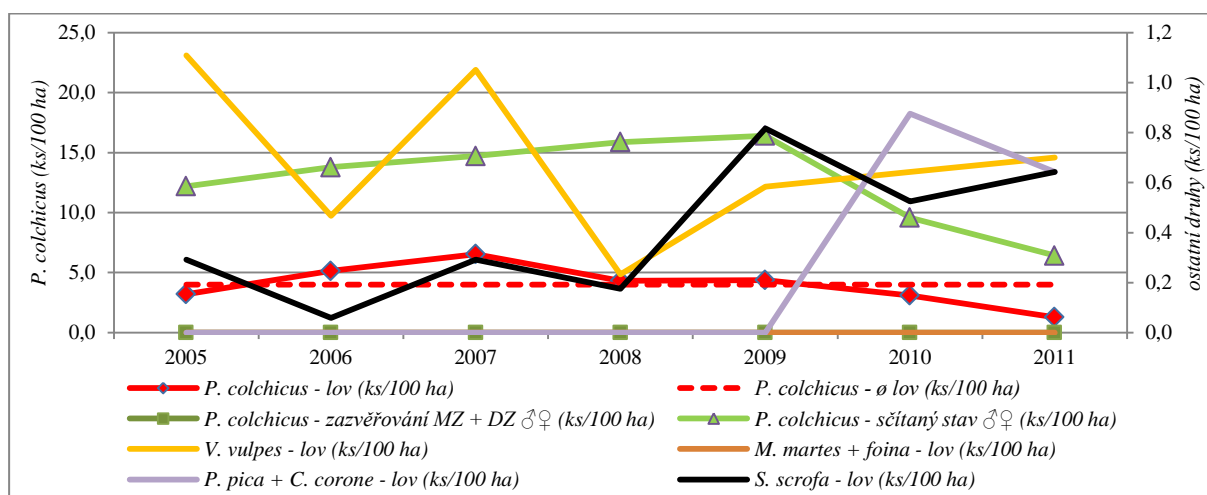
Příl. č. 1.28... Sumarizace vybraných charakteristik populační dynamiky za honitbu Zápy (Mysl 1-01, MZe ČR)



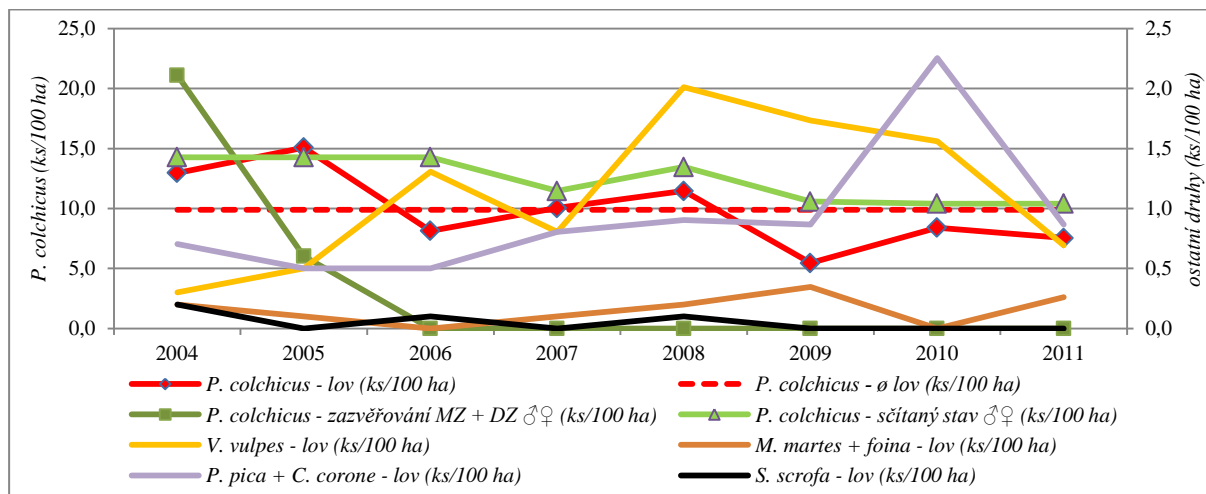
Příl. č. 1.29... Sumarizace vybraných charakteristik populační dynamiky za honitbu Záryby (Mysl 1-01, MZe ČR)



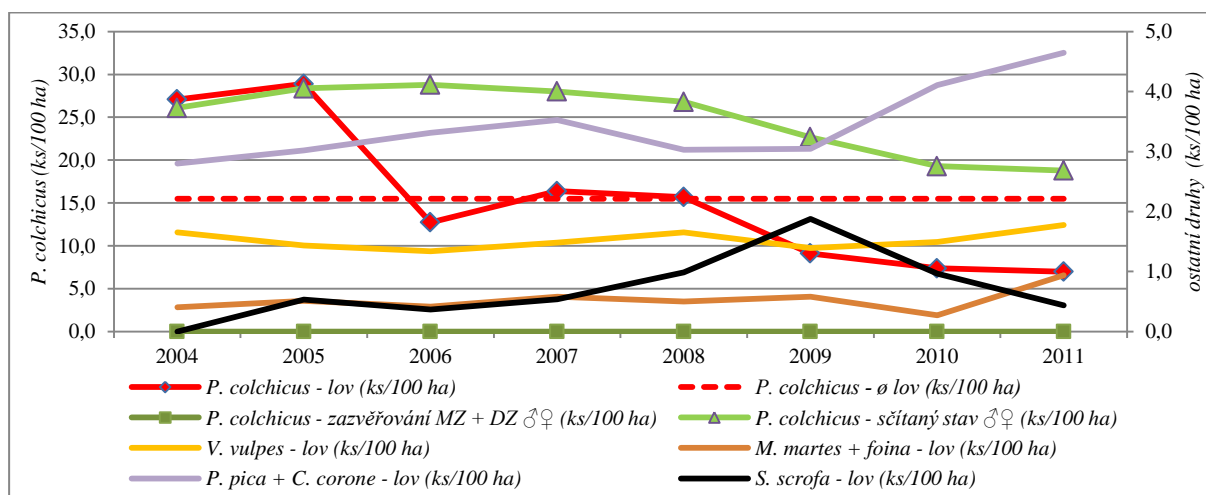
Příl. č. 1.30... Sumarizace vybraných charakteristik populační dynamiky za honitbu Zdiby-Klecany (Mysl 1-01, MZe ČR)



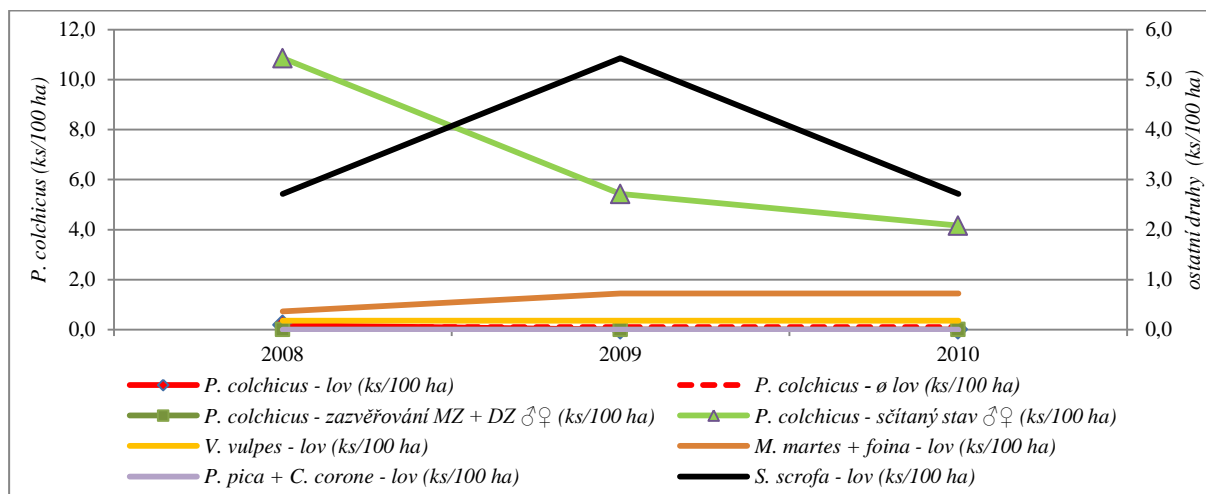
Příl. č. 1.31...Sumarizace vybraných charakteristik populační dynamiky za honitbu Zeleneč (Mysl 1-01, MZe ČR)



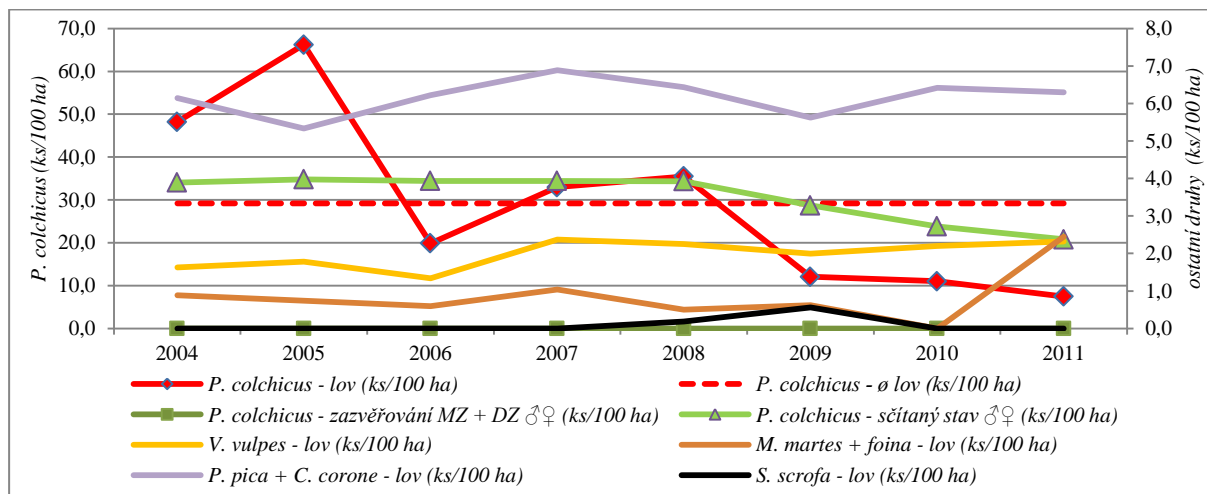
Příl. č. 2.1...Sumarizace vybraných charakteristik populační dynamiky za ORP Praha (Mysl 1-01, MZe ČR)



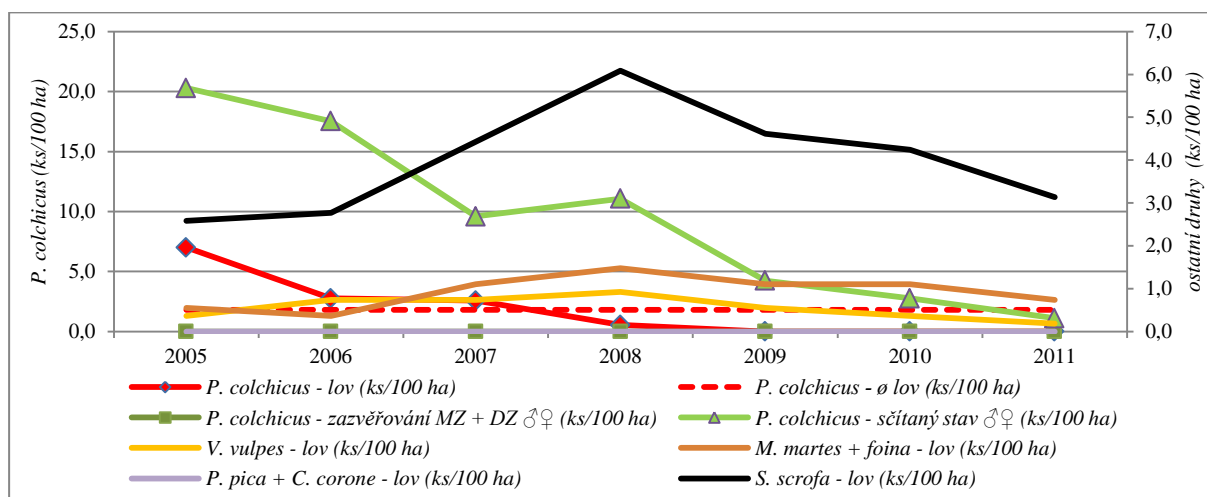
Příl. č. 2.2...Sumarizace vybraných charakteristik populační dynamiky za honitbu Blatov (Mysl 1-01, MZe ČR)



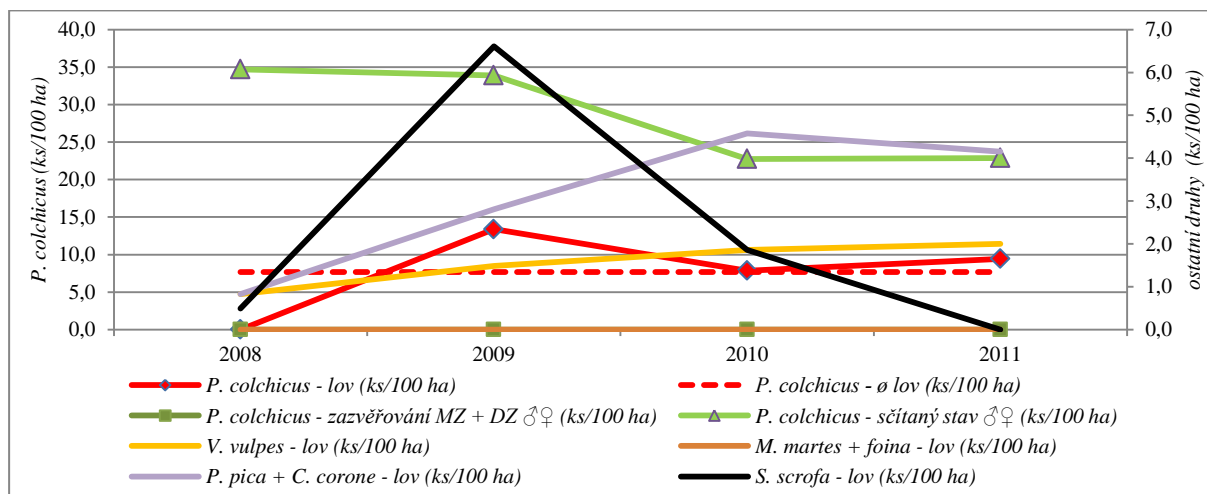
Příl. č. 2.3... Sumarizace vybraných charakteristik populační dynamiky za honitbu Dubeč (Mysl 1-01, MZe ČR)



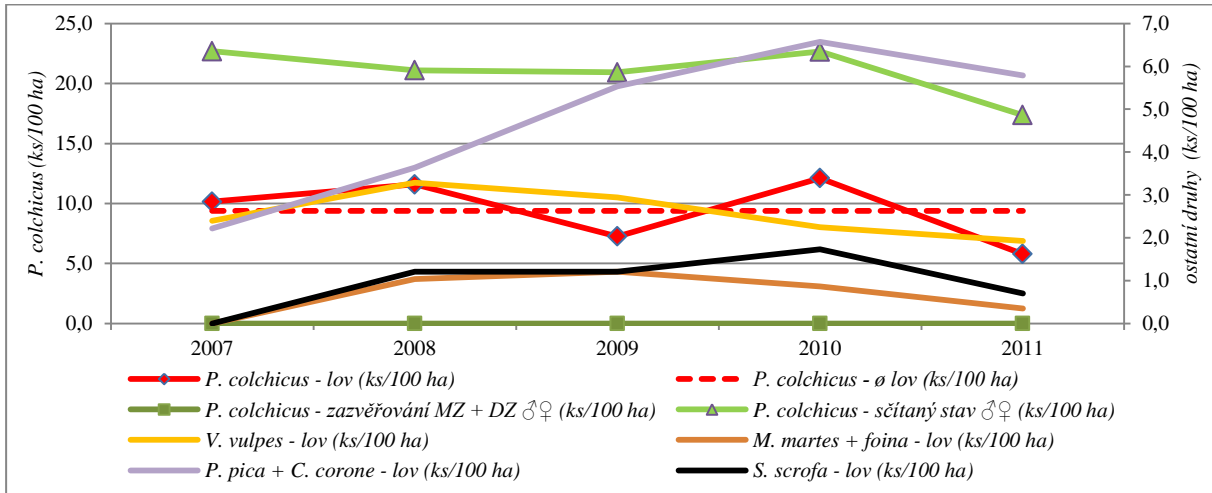
Příl. č. 2.4... Sumarizace vybraných charakteristik populační dynamiky za honitbu Hodov (Mysl 1-01, MZe ČR)



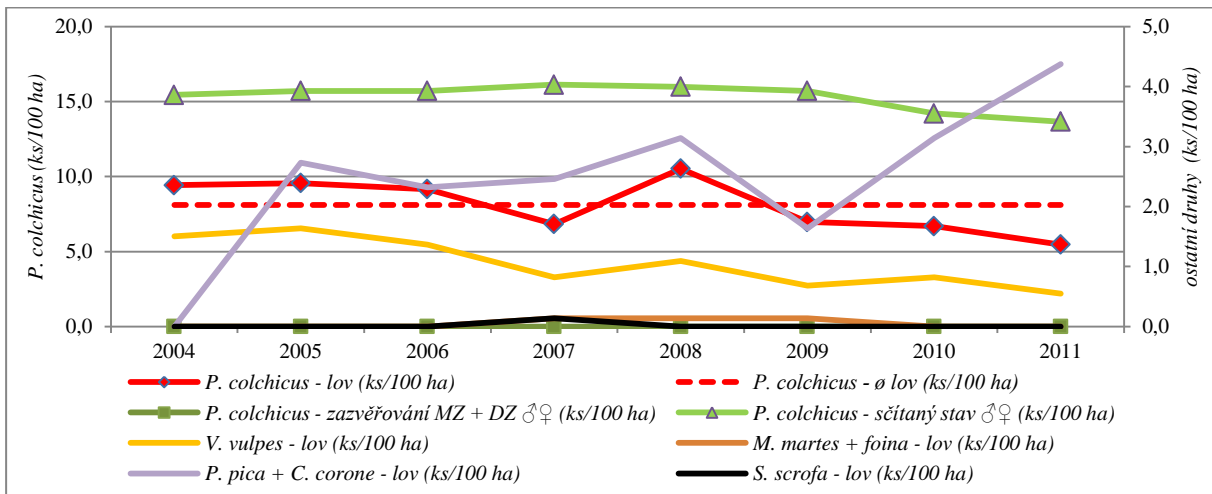
Příl. č. 2.5... Sumarizace vybraných charakteristik populační dynamiky za honitbu Horní Počernice (Mysl 1-01, MZe ČR)



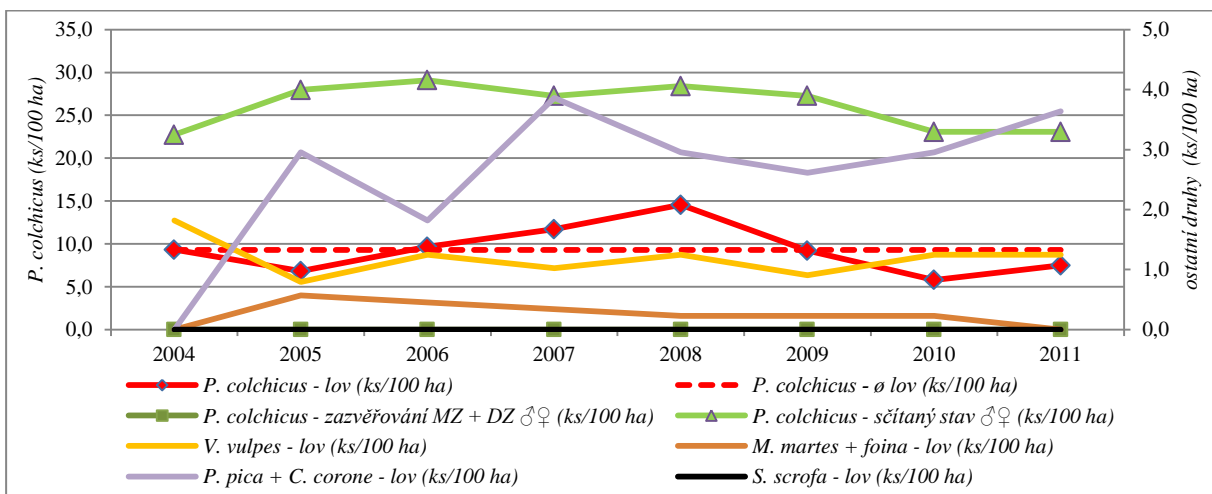
Příl. č. 2.6... Sumarizace vybraných charakteristik populační dynamiky za honitbu Královice (Mysl 1-01, MZe ČR)



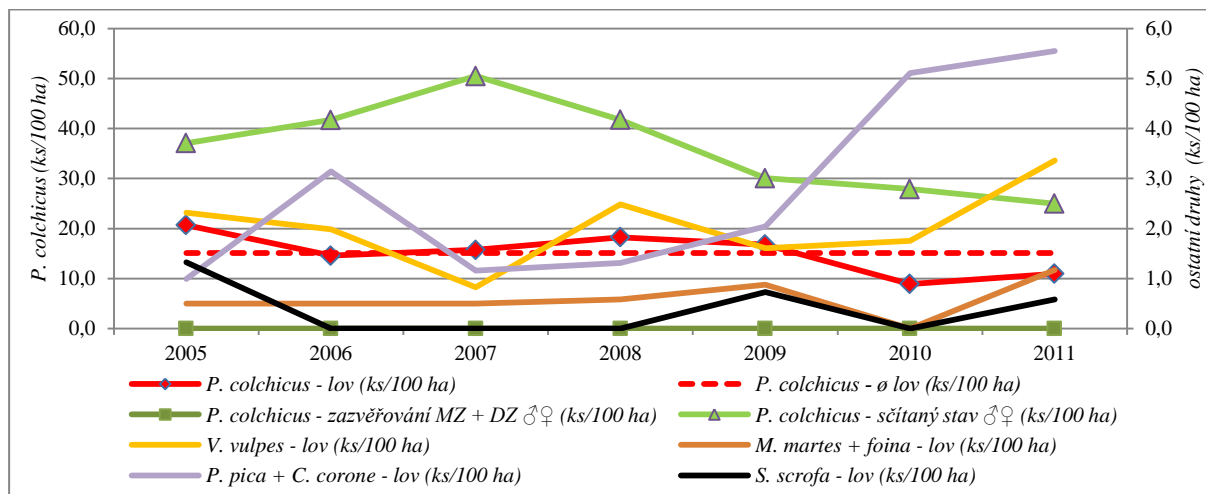
Příl. č. 2.7... Sumarizace vybraných charakteristik populační dynamiky za honitbu Letňany (Mysl 1-01, MZe ČR)



Příl. č. 2.8... Sumarizace vybraných charakteristik populační dynamiky za honitbu Satalice-Vinoř (Mysl 1-01, MZe ČR)



Příl. č. 2.9...Sumarizace vybraných charakteristik populační dynamiky za honitbu Uhříněves (Mysl 1-01, MZe ČR)



Příl. č. 3.1... Meteorologická data ze stanice Brandýs nad Labem za období 2004-2011 (ČHMÚ), honitby ORP Brandýs nad Labem

teplota (°C)													
rok	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	rok (ø)
2004	-2,7	3,1	4,7	10,7	13,1	17,0	19,1	20,4	14,7	10,1	4,8	1,2	9,7
2005	2,0	-1,3	3,3	10,9	14,7	17,8	19,5	17,6	15,7	10,4	3,5	0,8	9,6
2006	-4,8	-0,9	2,3	10,1	14,5	18,8	23,4	17,1	17,2	11,0	7,0	3,7	10,0
2007	5,5	4,6	6,7	12,2	16,4	20,3	20,0	19,5	13,1	8,7	3,1	1,3	11,0
2008	2,9	4,2	5,1	9,4	15,2	19,0	19,6	19,4	13,8	9,2	5,3	2,3	10,5
2009	-3,0	1,2	5,5	13,9	15,3	16,4	19,8	20,4	16,5	8,8	7,2	0,2	10,2
2010	-3,7	-0,1	4,9	10,1	13,3	18,3	22,1	18,8	12,8	7,7	6,3	-4,1	8,9
2011	0,4	-0,2	5,7	12,5	15,3	19,0	18,3	19,5	16,0	9,6	3,7	4,4	10,4
úhrn srážek (mm)													
rok	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	rok (ø)
2004	61,7	28,7	24,3	16,8	33,4	92,0	55,0	48,1	37,6	19,9	62,4	14,0	493,9
2005	42,1	35,2	13,6	24,0	47,1	62,6	141,0	59,0	22,2	15,1	17,5	50,4	529,8
2006	16,2	31,0	59,7	48,8	57,6	67,9	52,5	97,5	28,3	49,2	31,5	25,9	566,1
2007	64,9	33,5	17,2	4,3	38,6	97,1	64,5	73,3	85,9	13,8	66,4	24,2	583,7
2008	37,2	15,9	19,6	56,3	58,1	89,7	86,7	79,3	17,6	57,7	27,9	34,4	580,4
2009	16,8	30,7	47,4	9,3	87,3	79,2	92,0	40,2	13,5	40,4	34,2	59,5	550,5
2010	57,7	16,0	26,2	24,8	95,5	66,4	79,2	174,8	95,6	6,0	49,5	56,0	747,7
2011	30,8	6,7	30,8	20,1	64,3	82,0	111,6	79,3	28,5	38,7	1,0	34,0	527,8
délka slunečního svitu (h)													
rok	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	rok (ø)
2004	35,7	57,4	120,7	199,5	198,3	193,8	230,4	245,5	176,6	103,4	32,4	19,1	1612,8
2005	54,9	48,5	122,9	196,9	242,0	236,0	195,7	194,7	174,6	142,5	22,5	20,3	1651,5
2006	63,3	63,8	105,5	175,3	221,5	249,1	315,0	153,1	212,6	113,4	37,7	37,6	1747,9
2007	41,0	48,0	139,0	281,8	233,5	245,6	232,2	246,8	138,9	88,7	42,6	24,6	1762,7
2008	40,2	88,6	121,2	147,6	215,4	234,5	216,2	244,8	136,9	76,6	34,2	28,0	1584,2
2009	34,1	26,8	72,0	264,3	206,9	167,3	226,1	274,1	164,2	51,8	70,7	39,6	1597,9
2010	41,1	60,2	141,8	228,6	104,5	242,9	277,0	158,1	135,1	119,9	51,6	15,6	1576,4
2011	40,1	91,2	188,4	221,2	287,9	246,8	174,3	211,8	192,8	100,5	46,6	41,1	1842,7

Příl. č. 3.2... Meteorologická data ze stanice Kbely za období 2004-2011 (ČHMÚ), honitby ORP Praha

teplota (°C)													
rok	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	rok (ø)
2004	-3,2	2,6	4,3	10,0	12,6	16,7	18,6	19,9	14,8	10,0	4,6	0,6	9,3
2005	1,5	-2,1	2,7	10,5	14,3	17,5	19,3	17,3	15,6	10,6	3,1	0,3	9,2
2006	-5,3	-1,6	1,6	9,3	14,0	18,2	23,1	16,6	17,3	11,1	6,7	3,6	9,6
2007	4,9	4,3	6,6	12,1	15,7	19,5	19,8	18,9	12,9	8,6	2,6	0,8	10,6
2008	2,7	4,0	4,5	8,8	14,5	18,7	19,2	19,3	13,6	9,1	5,1	1,5	10,1
2009	-3,7	0,3	4,7	13,2	14,7	15,9	19,5	20,3	16,5	8,4	6,9	-0,4	9,7
2010	-4,3	-0,7	4,2	9,7	12,5	18,0	21,7	18,5	12,6	7,2	5,5	-4,9	8,3
2011	-0,2	-0,9	5,3	12,3	14,8	18,3	17,7	19,3	16,2	9,1	3,1	3,8	9,9
úhrn srážek (mm)													
rok	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	rok (ø)
2004	44,9	17,3	25,3	12,5	43,1	82,8	38,5	42,7	31,4	14,8	47,0	12,0	412,3
2005	30,3	39,9	12,7	17,7	51,3	62,2	125,6	59,8	50,3	8,3	9,9	16,8	484,8
2006	12,4	25,1	42,8	45,9	68,9	61,7	15,8	81,8	18,5	23,1	17,0	17,9	430,9
2007	39,2	23,7	14,2	2,5	28,0	63,3	55,5	108,9	84,1	12,4	72,2	14,2	518,2
2008	29,1	10,1	20,9	57,0	88,2	38,9	66,8	61,7	15,5	51,8	25,6	34,1	499,7
2009	11,2	23,9	42,7	16,8	96,2	95,5	68,9	26,5	10,7	40,0	27,6	62,8	522,8
2010	53,6	9,6	19,1	27,0	70,0	82,0	76,2	139,3	89,4	4,3	54,3	51,5	676,3
2011	26,8	3,7	25,7	12,6	46,1	76,1	129,8	69,1	26,5	40,5	0,8	29,3	487,0
délka slunečního svitu (h)													
rok	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	rok (ø)
2004	45,5	60,0	119,6	191,7	193,8	216,6	239,3	241,4	182,9	128,7	46,4	32,1	1698,0
2005	67,9	60,2	122,8	191,9	257,1	250,7	211,5	204,5	178,7	154,2	23,5	23,9	1746,9
2006	57,0	69,9	95,0	161,2	219,9	266,0	325,1	154,1	214,2	128,8	48,9	54,0	1794,1
2007	49,6	63,1	124,6	265,8	233,4	252,4	238,8	224,9	149,3	100,8	43,3	28,3	1774,3
2008	48,4	104,4	115,8	142,8	223,8	243,0	219,2	228,2	137,9	99,3	41,2	41,4	1645,4
2009	33,4	35,7	70,0	262,2	201,7	174,5	225,2	268,9	173,8	65,9	68,1	36,6	1616,0
2010	26,5	59,2	133,0	223,1	100,6	250,3	266,2	160,8	143,2	129,4	48,2	17,9	1558,4
2011	24,3	88,7	167,4	202,3	281,7	241,2	182,0	204,2	193,2	121,7	53,5	42,8	1803,0

Příl. č. 4... Charakteristika a struktura biotopu jednotlivých honiteb studijní oblasti

honitba	ORP	Ø lov - <i>P.colchicus</i> (ks/100 ha)	lesní půda (%)	orná půda (%)	trvalé travní porosty (%)	sady (%)	vinice (%)	vodní plochy (%)	ostatní plochy (%)	% oblasti	ekol. zeměd. (%)	vodní toky (km/100 ha)	silnice (km/100 ha)
Bášť	Brandýs n. L.	9,70	15,37	79,93	0,00	0,22	0,00	0,56	3,93	2,95	0,00	0,85	3,49
Bořanovice	Brandýs n. L.	7,48	2,93	95,86	0,00	0,07	0,00	0,08	1,06	3,34	0,00	0,40	4,59
Brázdim	Brandýs n. L.	8,73	0,42	96,06	0,68	0,00	0,00	0,24	2,60	3,47	0,00	0,64	2,19
Čelákovice	Brandýs n. L.	2,72	3,65	93,14	0,00	0,00	0,00	2,22	0,99	4,42	0,00	1,47	5,04
Dlouhý Běh	Brandýs n. L.	0,00	99,61	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	1,39	0,00	0,00	0,46
Dřevčice	Brandýs n. L.	9,75	1,70	92,75	0,18	0,30	0,00	0,89	4,18	4,31	0,00	0,68	3,08
Hlavenec	Brandýs n. L.	0,00	97,45	2,21	0,00	0,00	0,00	0,00	0,34	1,60	0,00	0,00	1,28
Horoušany	Brandýs n. L.	8,45	6,47	88,82	0,20	0,00	0,00	0,08	4,42	3,22	0,04	1,52	5,30
Jirny I.	Brandýs n. L.	6,94	14,72	83,31	0,29	0,00	0,00	0,10	1,58	2,76	0,00	1,18	5,36
Jirny II.	Brandýs n. L.	4,81	0,00	96,82	0,00	0,00	0,00	0,00	3,18	1,63	0,00	1,83	4,68
Káraný	Brandýs n. L.	4,14	73,97	19,57	2,69	0,00	0,00	2,59	1,18	2,42	0,00	0,15	2,24
Kostelní Hlavno	Brandýs n. L.	2,00	3,78	95,82	0,05	0,00	0,00	0,00	0,34	2,39	0,00	0,29	1,59
Křenek-Borek	Brandýs n. L.	7,75	6,99	74,44	6,96	0,00	0,00	8,69	2,91	2,42	0,00	0,94	1,48
Květnice	Brandýs n. L.	11,29	4,61	89,07	0,50	0,03	0,00	0,75	5,04	2,55	0,00	1,38	2,75
Máslovice	Brandýs n. L.	8,82	17,98	76,63	0,00	2,86	0,25	0,22	2,06	2,52	0,81	0,76	4,11
Měšice-Veleň	Brandýs n. L.	8,10	5,98	89,83	1,22	0,10	0,00	0,98	1,90	4,47	0,43	1,04	3,25
Měšice-Zlonín	Brandýs n. L.	10,03	3,80	90,87	1,22	0,00	0,00	0,00	4,11	3,63	0,00	1,93	3,20
Nehvizdy	Brandýs n. L.	6,16	0,00	98,96	0,21	0,00	0,00	0,33	0,50	1,64	0,00	2,84	4,27
Nový Vestec	Brandýs n. L.	11,05	6,62	77,29	6,20	0,00	0,00	3,94	5,95	2,71	0,00	0,37	4,81
Odolena Voda	Brandýs n. L.	18,17	11,82	81,50	0,04	0,56	0,00	0,14	5,92	1,89	2,19	1,17	4,89
Radonice	Brandýs n. L.	5,75	2,40	93,87	1,47	0,00	0,00	0,21	2,06	2,65	0,00	0,45	3,21
Sudovo Hlavno	Brandýs n. L.	5,00	3,38	94,69	0,33	0,00	0,00	0,80	0,80	2,05	0,00	1,07	1,30
Škvorec	Brandýs n. L.	4,84	8,11	89,05	0,22	0,02	0,00	0,69	1,91	3,97	0,00	1,17	2,86
Veliká Ves	Brandýs n. L.	11,69	7,54	87,25	2,08	0,40	0,00	0,28	2,45	2,90	1,12	0,73	3,09
Vysoká Mez Toušeň	Brandýs n. L.	10,56	3,31	85,86	0,35	0,00	0,00	7,20	3,29	2,24	0,00	1,08	2,94
Vyšehořovice	Brandýs n. L.	14,35	10,58	82,20	2,37	0,45	0,00	0,00	4,40	1,55	0,00	1,68	1,75

Věková struktura, reprodukční potenciál a vliv prostředí na populační dynamiku bažanta obecného (*Phasianus colchicus* Linné, 1758) v současné kulturní krajině

honitba	ORP	Ø lov - <i>P.colchicus</i> (ks/100 ha)	lesní půda (%)	orná půda (%)	trvalé travní porosty (%)	sady (%)	vinice (%)	vodní plochy (%)	ostatní plochy (%)	% oblasti	ekol. zeměd. (%)	vodní toky (km/100 ha)	silnice (km/100 ha)
Zápy	Brandýs n. L.	13,75	6,98	85,14	1,28	0,00	0,00	0,36	6,24	2,28	0,00	1,12	3,28
Záryby	Brandýs n. L.	12,73	4,53	91,35	0,00	0,00	0,00	0,45	3,66	1,81	0,00	1,32	2,14
Zdíby-Klecany	Brandýs n. L.	3,99	13,02	77,45	1,59	5,84	0,00	0,06	2,04	4,68	0,00	0,83	5,65
Zeleneč	Brandýs n. L.	9,89	0,34	95,75	0,00	0,00	0,00	0,09	3,82	3,15	0,00	1,79	2,31
Blatov	Praha	0,06	98,92	0,18	0,00	0,00	0,00	0,54	0,36	1,51	0,00	0,66	1,49
Dubeč	Praha	29,16	3,69	86,18	1,54	0,10	0,00	1,34	7,15	4,47	0,00	1,15	5,79
Hodov	Praha	1,85	99,45	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,55	1,48	0,00	1,45	1,40
Horní Počernice	Praha	7,67	21,34	67,80	0,16	0,10	0,02	5,86	4,72	1,91	0,18	1,98	4,37
Královice	Praha	9,38	4,29	88,71	2,65	0,03	0,00	0,17	4,15	1,58	0,00	0,66	4,82
Letňany	Praha	8,08	6,79	78,30	0,00	5,76	0,00	0,00	9,16	2,00	0,00	0,69	8,00
Satalice-Vinoř	Praha	9,32	11,12	81,11	0,00	3,92	0,00	0,80	3,07	2,40	0,00	0,92	5,20
Uhříněves	Praha	15,13	6,63	78,75	1,94	3,24	0,00	3,47	5,96	1,65	0,99	1,43	4,54
Oblast celkem (Σ)		8,87	13,69	79,47	0,97	0,67	0,01	1,13	4,07	100,00	0,13	1,36	3,64

Příl. č. 5...Odlov bažanta obecného (*P. colchicus*) a vybraných predátorů (Mysl 1-01, MZe ČR)

p.č. (Σ)	p.č. (h)	honitba	rok	výměra (ha)	odlov (ks/100 ha)							
					<i>P. colchicus</i>	<i>V. vulpes</i>	<i>M. meles</i>	<i>M. martes, M. foina</i>	<i>P. pica</i>	<i>C. corone</i>	<i>S. scrofa</i>	Σ predátoři
1	1	Bášt'	2004	1080	18,61	1,30	0,37	2,22	2,22	1,57	0,09	7,78
2	1	Bášt'	2005	1080	19,07	1,11	0,28	2,59	2,50	0,56	0,28	7,31
3	1	Bášt'	2006	1080	8,24	1,39	0,28	1,94	1,67	1,30	0,00	6,57
4	1	Bášt'	2007	1080	13,52	1,67	0,09	1,30	1,76	1,39	0,00	6,20
5	1	Bášt'	2008	1080	14,17	1,76	0,09	1,20	0,93	0,93	0,37	5,28
6	1	Bášt'	2009	1080	2,87	2,13	0,09	1,30	1,48	0,93	0,00	5,93
7	1	Bášt'	2010	1080	1,11	1,94	0,28	1,30	1,48	0,00	0,19	5,19
8	1	Bášt'	2011	1080	0,00	2,59	0,09	1,30	1,85	0,00	0,09	5,93
9	2	Bořanovice	2004	1222	8,02	1,15	0,00	0,74	1,15	0,00	0,00	3,03
10	2	Bořanovice	2005	1222	14,40	0,25	0,00	0,49	1,55	0,00	0,00	2,29
11	2	Bořanovice	2006	1222	6,30	0,16	0,00	0,33	1,72	0,00	0,00	2,21
12	2	Bořanovice	2007	1222	12,19	0,57	0,00	0,49	2,78	0,00	0,25	4,09
13	2	Bořanovice	2008	1222	11,21	1,06	0,00	0,90	2,70	0,00	0,16	4,83
14	2	Bořanovice	2009	1222	2,05	0,90	0,00	0,41	1,23	0,00	0,08	2,62
15	2	Bořanovice	2010	1222	3,52	0,49	0,00	0,16	1,88	0,00	0,08	2,62
16	2	Bořanovice	2011	1222	2,13	0,74	0,00	0,33	1,96	0,00	0,16	3,19
17	3	Brázdím	2004	1269	11,03	1,26	0,00	1,18	1,97	0,00	0,47	4,89
18	3	Brázdím	2005	1269	9,46	0,95	0,00	0,16	0,79	0,00	0,24	2,13
19	3	Brázdím	2006	1269	3,78	0,47	0,00	0,00	0,79	0,00	0,24	1,50
20	3	Brázdím	2007	1269	18,99	0,95	0,00	1,18	2,92	0,95	0,00	5,99
21	3	Brázdím	2008	1269	15,45	0,55	0,00	0,39	1,81	0,00	0,08	2,84
22	3	Brázdím	2009	1269	3,86	0,63	0,00	0,32	1,89	0,00	0,00	2,84
23	3	Brázdím	2010	1269	3,86	0,63	0,00	0,47	1,18	0,00	0,39	2,68
24	3	Brázdím	2011	1269	3,39	0,87	0,00	0,24	1,65	0,00	0,16	2,92
25	4	Čelákovice	2004	1813	4,52	0,50	0,00	0,00	0,88	0,00	0,39	1,77
26	4	Čelákovice	2005	1618	1,73	0,00	0,00	0,00	0,19	0,00	0,00	0,19
27	4	Čelákovice	2006	1618	2,35	0,43	0,00	0,00	0,74	0,00	0,00	1,17
28	4	Čelákovice	2007	1618	4,45	0,62	0,00	0,00	0,31	0,00	0,06	0,99
29	4	Čelákovice	2008	1618	3,09	1,85	0,00	0,12	0,31	0,06	0,49	2,84
30	4	Čelákovice	2009	1618	1,36	0,49	0,00	0,00	1,11	0,00	0,25	1,85
31	4	Čelákovice	2010	1618	2,84	0,49	0,06	0,31	0,31	0,00	0,06	1,24
32	4	Čelákovice	2011	1618	1,42	0,99	0,00	0,06	0,00	0,00	0,12	1,17
33	5	Dlouhý Běh	2004	510	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	0,39
34	5	Dlouhý Běh	2005	510	0,00	0,39	0,00	0,20	0,00	0,00	0,20	0,78
35	5	Dlouhý Běh	2006	510	0,00	0,20	0,00	0,39	0,00	0,00	0,59	1,18
36	5	Dlouhý Běh	2007	510	0,00	0,00	0,00	0,39	0,00	0,00	0,78	1,18
37	5	Dlouhý Běh	2008	510	0,00	0,78	0,00	0,39	0,00	0,00	0,78	1,96
38	5	Dlouhý Běh	2009	510	0,00	0,59	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,59
39	5	Dlouhý Běh	2010	510	0,00	0,78	0,00	0,78	0,00	0,00	1,37	2,94
40	5	Dlouhý Běh	2011	510	0,00	1,18	0,00	0,59	0,00	0,00	1,57	3,33

Věková struktura, reprodukční potenciál a vliv prostředí na populační dynamiku bažanta obecného (*Phasianus colchicus* Linné, 1758) v současné kulturní krajině

p.č. (Σ)	p.č. (h)	honitba	rok	výměra (ha)	odlov (ks/100 ha)							
					<i>P. colchicus</i>	<i>V. vulpes</i>	<i>M. meles</i>	<i>M. martes, M. foina</i>	<i>P. pica</i>	<i>C. corone</i>	<i>S. scrofa</i>	Σ predátoři
41	6	Dřevčice	2004	1579	11,91	1,08	0,00	0,32	1,84	0,38	0,19	3,80
42	6	Dřevčice	2005	1579	16,40	1,08	0,00	0,25	1,46	0,32	0,00	3,10
43	6	Dřevčice	2006	1579	7,92	1,33	0,00	0,32	1,52	0,32	0,00	3,48
44	6	Dřevčice	2007	1579	8,68	1,96	0,00	0,25	1,27	0,25	0,06	3,80
45	6	Dřevčice	2008	1579	13,30	1,71	0,00	0,13	2,41	0,25	0,00	4,50
46	6	Dřevčice	2009	1579	5,13	1,33	0,00	0,13	1,39	0,19	0,19	3,23
47	6	Dřevčice	2010	1579	6,40	1,20	0,00	0,25	7,35	0,82	0,32	9,94
48	6	Dřevčice	2011	1579	8,23	1,33	0,00	0,32	9,56	0,57	0,00	11,78
49	7	Hlavenec	2004	587	0,00	0,34	0,00	0,00	0,00	0,00	2,39	2,73
50	7	Hlavenec	2005	587	0,00	0,17	0,00	0,00	0,00	0,00	3,41	3,58
51	7	Hlavenec	2006	587	0,00	0,34	0,00	0,00	0,00	0,00	2,73	3,07
52	7	Hlavenec	2007	587	0,00	0,51	0,00	0,00	0,00	0,00	3,41	3,92
53	7	Hlavenec	2008	587	0,00	0,34	0,00	0,00	0,00	0,00	5,96	6,30
54	7	Hlavenec	2009	587	0,00	0,17	0,00	0,00	0,00	0,00	3,58	3,75
55	7	Hlavenec	2010	587	0,00	0,34	0,00	0,00	0,00	0,00	5,79	6,13
56	7	Hlavenec	2011	587	0,00	0,34	0,00	0,00	0,00	0,00	4,43	4,77
57	8	Horoušany	2004	1177	12,83	0,08	0,00	0,00	0,00	0,00	0,34	0,42
58	8	Horoušany	2005	1177	8,92	0,42	0,00	0,00	0,00	0,00	0,85	1,27
59	8	Horoušany	2006	1177	3,31	0,42	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25	0,68
60	8	Horoušany	2007	1177	10,71	0,42	0,00	0,00	0,00	0,00	0,34	0,76
61	8	Horoušany	2008	1177	10,62	0,85	0,00	0,00	0,00	0,00	1,19	2,04
62	8	Horoušany	2009	1177	8,50	0,93	0,00	0,00	0,00	0,00	0,93	1,87
63	8	Horoušany	2010	1177	7,65	0,85	0,00	0,00	0,00	0,00	0,76	1,61
64	8	Horoušany	2011	1177	5,10	0,42	0,00	0,00	0,00	0,00	1,10	1,53
65	9	Jirny I	2004	882	10,09	0,34	0,00	0,91	2,49	0,00	0,00	3,74
66	9	Jirny I	2005	745	8,72	0,67	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,67
67	9	Jirny I	2006	745	6,71	0,27	0,00	0,54	0,54	0,00	0,00	1,34
68	9	Jirny I	2007	745	6,98	1,21	0,00	0,54	1,07	0,00	0,81	3,62
69	9	Jirny I	2008	745	6,98	1,61	0,00	0,81	2,42	0,00	2,01	6,85
70	9	Jirny I	2009	1012	5,73	0,89	0,00	0,49	0,99	0,00	1,78	4,15
71	9	Jirny I	2010	1012	5,24	0,30	0,00	0,40	0,59	0,00	2,08	3,36
72	9	Jirny I	2011	1012	5,04	0,69	0,00	0,59	0,99	0,00	0,00	2,27
73	10	Jirny II	2004	695	7,19	0,14	0,00	0,43	2,30	0,00	0,00	2,88
74	10	Jirny II	2005	597	6,53	0,67	0,00	0,00	2,68	0,00	0,00	3,35
75	10	Jirny II	2006	597	3,35	0,00	0,00	0,00	1,68	0,00	0,00	1,68
76	10	Jirny II	2007	597	6,70	0,34	0,00	0,34	1,34	0,00	0,00	2,01
77	10	Jirny II	2008	597	7,04	0,34	0,00	0,17	2,01	0,00	0,00	2,51
78	10	Jirny II	2009	597	2,68	0,17	0,00	0,17	1,34	0,00	0,00	1,68
79	10	Jirny II	2010	597	3,35	0,50	0,00	0,34	1,34	0,00	0,00	2,18
80	10	Jirny II	2011	597	1,68	0,17	0,00	0,34	1,34	0,00	0,00	1,84

Věková struktura, reprodukční potenciál a vliv prostředí na populační dynamiku bažanta obecného (*Phasianus colchicus* Linné, 1758) v současné kulturní krajině

p.č. (Σ)	p.č. (h)	honitba	rok	výměra (ha)	odlov (ks/100 ha)							
					<i>P. colchicus</i>	<i>V. vulpes</i>	<i>M. meles</i>	<i>M. martes, M. foina</i>	<i>P. pica</i>	<i>C. corone</i>	<i>S. scrofa</i>	Σ predátoři
81	11	Káraný	2004	887	3,38	0,45	0,00	0,23	1,24	0,00	2,71	4,62
82	11	Káraný	2005	887	5,64	0,90	0,00	0,00	0,90	0,34	1,24	3,38
83	11	Káraný	2006	887	5,52	0,68	0,00	1,24	0,00	0,00	1,01	2,93
84	11	Káraný	2007	887	5,07	0,68	0,00	0,68	1,13	0,00	1,24	3,72
85	11	Káraný	2008	887	4,28	0,56	0,00	0,90	0,68	0,68	1,13	3,95
86	11	Káraný	2009	887	4,74	0,68	0,00	0,56	0,68	0,00	1,58	3,49
87	11	Káraný	2010	887	2,25	0,79	0,00	0,56	1,35	0,56	1,69	4,96
88	11	Káraný	2011	887	2,25	0,90	0,00	0,45	0,79	0,11	2,03	4,28
89	12	Kostelní Hlav.	2004	875	0,91	1,83	0,00	0,46	0,80	0,80	2,06	5,94
90	12	Kostelní Hlav.	2005	875	2,74	0,69	0,00	0,00	1,03	1,14	2,17	5,03
91	12	Kostelní Hlav.	2006	875	2,97	1,83	0,00	0,00	1,03	1,14	1,83	5,83
92	12	Kostelní Hlav.	2007	875	4,23	3,66	0,11	0,23	0,00	0,00	3,66	7,66
93	12	Kostelní Hlav.	2008	875	4,23	1,71	0,00	0,00	0,00	0,00	3,54	5,26
94	12	Kostelní Hlav.	2009	875	0,91	1,94	0,00	0,00	0,80	0,00	1,94	4,69
95	12	Kostelní Hlav.	2010	875	0,00	1,26	0,11	0,00	1,71	0,00	4,46	7,54
96	12	Kostelní Hlav.	2011	875	0,00	1,83	0,11	0,00	1,49	0,34	3,43	7,20
97	13	Křenek-Borek	2004	886	8,92	0,11	0,00	0,00	0,45	0,56	0,90	2,03
98	13	Křenek-Borek	2005	886	15,24	0,00	0,00	0,00	0,11	0,11	2,26	2,48
99	13	Křenek-Borek	2006	886	7,79	0,00	0,00	0,00	0,34	0,00	1,81	2,14
100	13	Křenek-Borek	2007	886	11,51	0,34	0,00	0,00	0,34	0,00	3,16	3,84
101	13	Křenek-Borek	2008	886	8,47	0,34	0,00	0,00	0,23	0,00	2,48	3,05
102	13	Křenek-Borek	2009	886	0,79	0,34	0,00	0,00	0,00	0,00	1,92	2,26
103	13	Křenek-Borek	2010	886	6,32	0,45	0,00	0,00	0,00	0,00	1,24	1,69
104	13	Křenek-Borek	2011	886	2,93	0,45	0,00	0,00	0,45	0,23	0,90	2,03
105	14	Květnice	2004	846	13,00	0,83	0,00	0,83	1,54	0,00	2,60	5,79
106	14	Květnice	2005	846	18,32	1,06	0,00	1,18	1,18	1,89	1,30	6,62
107	14	Květnice	2006	932	10,73	1,39	0,00	1,07	1,61	0,00	0,32	4,40
108	14	Květnice	2007	932	10,73	1,07	0,00	0,64	4,18	0,00	2,15	8,05
109	14	Květnice	2008	932	12,88	0,75	0,00	1,72	2,68	0,00	1,72	6,87
110	14	Květnice	2009	932	7,51	1,07	0,00	1,07	3,43	0,00	2,15	7,73
111	14	Květnice	2010	932	10,73	1,39	0,00	1,29	1,72	0,00	0,97	5,36
112	14	Květnice	2011	932	6,44	1,82	0,00	1,61	1,93	0,00	1,29	6,65
113	15	Máslovice	2004	921	4,45	0,98	0,00	0,33	0,54	0,00	0,98	2,82
114	15	Máslovice	2005	921	5,32	0,76	0,33	0,33	0,11	0,00	1,85	3,37
115	15	Máslovice	2006	921	9,99	2,61	0,11	0,22	0,11	0,00	0,87	3,91
116	15	Máslovice	2007	921	16,94	2,39	0,22	0,00	0,65	0,00	1,63	4,89
117	15	Máslovice	2008	921	10,42	3,37	0,22	0,22	0,65	0,00	0,76	5,21
118	15	Máslovice	2009	921	8,58	4,45	0,76	0,54	1,52	0,00	0,76	8,03
119	15	Máslovice	2010	921	8,90	3,26	0,22	0,22	0,76	0,00	2,17	6,62
120	15	Máslovice	2011	921	5,97	2,39	0,22	0,22	0,65	0,00	1,41	4,89

Věková struktura, reprodukční potenciál a vliv prostředí na populační dynamiku bažanta obecného (*Phasianus colchicus* Linné, 1758) v současné kulturní krajině

p.č. (Σ)	p.č. (h)	honitba	rok	výměra (ha)	odlov (ks/100 ha)							
					<i>P. colchicus</i>	<i>V. vulpes</i>	<i>M. meles</i>	<i>M. martes, M. foina</i>	<i>P. pica</i>	<i>C. corone</i>	<i>S. scrofa</i>	Σ predátoři
121	16	Měšice-Veleň	2004	1635	10,09	1,28	0,00	0,24	0,49	0,00	0,61	2,63
122	16	Měšice-Veleň	2005	1635	17,37	0,86	0,00	0,31	0,73	0,00	0,06	1,96
123	16	Měšice-Veleň	2006	1635	4,89	0,80	0,00	0,24	1,22	0,00	0,00	2,26
124	16	Měšice-Veleň	2007	1635	11,80	0,98	0,00	0,43	1,47	0,00	0,06	2,94
125	16	Měšice-Veleň	2008	1635	9,60	1,77	0,00	0,55	1,35	0,00	0,06	3,73
126	16	Měšice-Veleň	2009	1635	3,30	0,67	0,00	0,86	0,80	0,00	0,12	2,45
127	16	Měšice-Veleň	2010	1635	3,73	0,67	0,06	0,55	0,86	0,00	0,24	2,39
128	16	Měšice-Veleň	2011	1635	4,04	1,04	0,00	0,00	0,86	0,00	0,06	1,96
129	17	Měšice-Zlonín	2004	1328	17,09	0,15	0,00	0,00	0,90	0,68	0,15	1,88
130	17	Měšice-Zlonín	2005	1328	12,05	0,30	0,00	0,38	0,60	0,00	0,00	1,28
131	17	Měšice-Zlonín	2006	1328	9,86	0,30	0,00	0,23	0,75	0,00	0,00	1,28
132	17	Měšice-Zlonín	2007	1328	12,05	0,23	0,00	0,30	0,38	0,00	0,00	0,90
133	17	Měšice-Zlonín	2008	1328	13,93	0,23	0,00	0,30	0,38	0,00	0,00	0,90
134	17	Měšice-Zlonín	2009	1328	4,89	0,23	0,00	0,30	0,38	0,00	0,00	0,90
135	17	Měšice-Zlonín	2010	1328	7,38	0,30	0,00	0,15	0,38	0,00	0,00	0,83
136	17	Měšice-Zlonín	2011	1328	3,01	0,38	0,00	0,30	0,30	0,00	0,00	0,98
137	18	Nehvizdy	2005	601	5,66	0,17	0,00	0,00	1,16	0,00	0,00	1,33
138	18	Nehvizdy	2006	601	1,00	0,17	0,00	0,33	1,66	0,00	0,00	2,16
139	18	Nehvizdy	2007	601	8,65	0,17	0,00	0,33	0,67	0,00	0,00	1,16
140	18	Nehvizdy	2008	601	15,97	0,33	0,00	0,50	0,83	0,00	0,00	1,66
141	18	Nehvizdy	2009	601	2,00	0,33	0,00	1,16	0,83	0,00	0,00	2,33
142	18	Nehvizdy	2010	601	2,83	0,33	0,00	0,33	0,67	0,00	0,00	1,33
143	18	Nehvizdy	2011	601	6,99	0,33	0,00	1,16	0,83	0,00	0,00	2,33
144	19	Nový Vestec	2004	991	22,70	1,41	0,00	1,61	1,82	1,41	1,01	7,27
145	19	Nový Vestec	2005	991	0,00	0,61	0,00	1,21	1,31	1,11	0,40	4,64
146	19	Nový Vestec	2006	991	6,05	0,81	0,00	0,61	1,61	0,81	0,10	3,94
147	19	Nový Vestec	2007	991	26,24	0,71	0,00	0,30	0,61	0,61	0,81	3,03
148	19	Nový Vestec	2008	991	10,09	1,01	0,00	0,61	1,61	0,61	0,81	4,64
149	19	Nový Vestec	2009	991	5,15	1,01	0,00	0,61	0,91	0,30	0,81	3,63
150	19	Nový Vestec	2010	991	10,39	1,01	0,00	0,61	1,21	0,40	0,61	3,83
151	19	Nový Vestec	2011	991	7,77	1,31	0,00	0,81	2,62	0,61	0,10	5,45
152	20	Odolena Voda	2004	692	28,90	1,16	0,00	0,00	0,29	0,00	0,00	1,45
153	20	Odolena Voda	2005	692	29,48	1,16	0,00	0,29	0,29	0,00	0,00	1,73
154	20	Odolena Voda	2006	692	9,10	0,87	0,00	0,29	0,58	0,00	0,00	1,73
155	20	Odolena Voda	2007	692	27,02	0,72	0,00	0,29	0,29	0,00	0,00	1,30
156	20	Odolena Voda	2008	692	26,88	1,59	0,00	0,29	0,00	0,00	0,00	1,88
157	20	Odolena Voda	2009	692	8,09	0,43	0,00	0,29	0,00	0,00	0,00	0,72
158	20	Odolena Voda	2010	692	6,50	1,30	0,00	0,29	0,00	0,00	0,00	1,59
159	20	Odolena Voda	2011	692	9,39	1,16	0,14	0,29	0,58	0,00	0,14	2,31
160	21	Radonice	2004	971	5,77	0,72	0,00	0,10	3,91	7,42	0,10	12,26

Věková struktura, reprodukční potenciál a vliv prostředí na populační dynamiku bažanta obecného (*Phasianus colchicus* Linné, 1758) v současné kulturní krajině

p.č. (Σ)	p.č. (h)	honitba	rok	výměra (ha)	odlov (ks/100 ha)							
					<i>P. colchicus</i>	<i>V. vulpes</i>	<i>M. meles</i>	<i>M. martes, M. foina</i>	<i>P. pica</i>	<i>C. corone</i>	<i>S. scrofa</i>	Σ predátoři
161	21	Radonice	2005	971	8,44	0,31	0,00	0,21	2,27	0,31	0,00	3,09
162	21	Radonice	2006	971	5,46	0,31	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,31
163	21	Radonice	2007	971	8,96	1,34	0,00	0,00	0,00	0,00	0,10	1,44
164	21	Radonice	2008	971	7,93	2,37	0,00	0,00	0,00	0,00	0,41	2,78
165	21	Radonice	2009	971	1,65	0,93	0,00	0,21	0,62	0,00	0,00	1,75
166	21	Radonice	2010	971	2,27	0,21	0,00	0,10	1,24	0,00	0,21	1,75
167	21	Radonice	2011	971	5,56	0,21	0,00	0,21	1,13	0,00	0,00	1,54
168	22	Sudovo Hlavno	2004	750	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,53	0,93
169	22	Sudovo Hlavno	2005	750	0,00	0,80	0,00	0,27	0,00	0,40	0,13	1,60
170	22	Sudovo Hlavno	2006	750	5,33	1,07	0,00	0,27	0,40	0,40	0,13	2,27
171	22	Sudovo Hlavno	2007	750	5,33	0,93	0,00	0,40	0,40	0,67	0,13	2,53
172	22	Sudovo Hlavno	2008	750	8,00	1,20	0,00	0,40	0,40	0,67	0,00	2,67
173	22	Sudovo Hlavno	2009	750	8,00	0,53	0,00	0,00	0,40	1,07	2,40	4,40
174	22	Sudovo Hlavno	2010	750	5,33	1,60	0,00	0,00	0,40	1,20	0,93	4,13
175	22	Sudovo Hlavno	2011	750	8,00	0,53	0,00	0,00	0,40	1,07	1,60	3,60
176	23	Škvorec	2004	1452	5,10	0,83	0,14	0,14	0,14	0,00	1,86	3,10
177	23	Škvorec	2005	1452	8,54	0,69	0,14	0,14	0,21	0,00	1,17	2,34
178	23	Škvorec	2006	1452	3,17	0,69	0,14	0,14	0,14	0,00	0,28	1,38
179	23	Škvorec	2007	1452	8,33	0,76	0,00	0,21	0,14	0,00	1,79	2,89
180	23	Škvorec	2008	1452	4,89	1,31	0,07	0,14	0,07	0,00	1,65	3,24
181	23	Škvorec	2009	1452	2,62	0,55	0,07	0,14	0,00	0,00	1,10	1,86
182	23	Škvorec	2010	1452	2,34	1,10	0,07	0,14	0,00	0,00	1,58	2,89
183	23	Škvorec	2011	1452	3,72	0,83	0,07	0,41	0,00	0,00	1,72	3,03
184	24	Veliká Ves	2004	948	25,84	1,90	0,00	0,42	0,42	0,00	0,42	3,16
185	24	Veliká Ves	2005	948	32,70	1,90	0,00	0,84	0,95	0,00	0,11	3,80
186	24	Veliká Ves	2006	948	2,53	0,74	0,00	0,21	0,21	0,00	0,11	1,27
187	24	Veliká Ves	2007	1061	20,74	0,57	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,57
188	24	Veliká Ves	2008	1061	9,33	0,75	0,00	0,19	0,00	0,00	0,47	1,41
189	24	Veliká Ves	2009	1061	0,00	0,28	0,09	0,09	0,28	0,00	0,00	0,75
190	24	Veliká Ves	2010	1061	0,00	0,38	0,00	0,00	0,57	0,00	0,38	1,32
191	24	Veliká Ves	2011	1061	2,36	0,19	0,00	0,00	0,38	0,00	0,19	0,75
192	25	V. M. Toušeň	2004	820	16,22	0,49	0,00	0,61	2,20	1,22	0,24	4,76
193	25	V. M. Toušeň	2005	820	17,32	0,24	0,00	0,49	2,68	0,98	0,00	4,39
194	25	V. M. Toušeň	2006	820	2,80	1,10	0,00	0,37	1,83	1,22	0,00	4,51
195	25	V. M. Toušeň	2007	820	17,20	2,07	0,00	0,00	3,05	1,22	0,00	6,34
196	25	V. M. Toušeň	2008	820	16,22	3,17	0,00	0,00	3,17	1,71	0,00	8,05
197	25	V. M. Toušeň	2009	820	4,15	1,59	0,00	0,00	2,93	1,83	0,00	6,34
198	25	V. M. Toušeň	2010	820	2,93	1,34	0,00	0,00	2,93	0,00	0,00	4,27
199	25	V. M. Toušeň	2011	820	7,68	1,46	0,00	0,00	3,05	2,44	0,00	6,95
200	26	Vyšehořovice	2004	568	9,86	0,18	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,18

Věková struktura, reprodukční potenciál a vliv prostředí na populační dynamiku bažanta obecného (*Phasianus colchicus* Linné, 1758) v současné kulturní krajině

p.č. (Σ)	p.č. (h)	honitba	rok	výměra (ha)	odlov (ks/100 ha)							
					<i>P. colchicus</i>	<i>V. vulpes</i>	<i>M. meles</i>	<i>M. martes, M. foina</i>	<i>P. pica</i>	<i>C. corone</i>	<i>S. scrofa</i>	Σ predátoři
201	26	Vyšehořovice	2005	568	11,62	0,18	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,18
202	26	Vyšehořovice	2006	568	4,23	0,18	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,18
203	26	Vyšehořovice	2007	568	11,44	0,53	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,53
204	26	Vyšehořovice	2008	568	18,31	0,88	0,00	0,00	0,00	0,00	0,18	1,06
205	26	Vyšehořovice	2009	568	20,60	0,35	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,35
206	26	Vyšehořovice	2010	568	20,77	0,70	0,00	0,00	0,00	0,00	0,88	1,58
207	26	Vyšehořovice	2011	568	17,96	0,35	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,35
208	27	Zápy	2004	833	28,21	1,80	0,00	0,96	1,44	0,72	0,00	4,92
209	27	Zápy	2005	833	21,85	0,48	0,00	0,84	1,08	0,72	0,00	3,12
210	27	Zápy	2006	833	7,20	0,84	0,00	0,72	1,44	0,48	0,00	3,48
211	27	Zápy	2007	833	12,00	0,72	0,00	0,48	1,20	0,48	0,48	3,36
212	27	Zápy	2008	833	12,00	1,44	0,00	0,36	1,92	0,48	0,84	5,04
213	27	Zápy	2009	833	7,32	1,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,72	1,92
214	27	Zápy	2010	833	12,12	1,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,36	1,56
215	27	Zápy	2011	833	9,24	1,44	0,00	0,72	4,80	0,24	0,12	7,32
216	28	Záryby	2004	661	13,16	0,30	0,00	0,30	0,91	0,00	0,00	1,51
217	28	Záryby	2005	661	13,16	0,30	0,00	0,00	0,30	0,00	0,00	0,61
218	28	Záryby	2006	661	13,16	0,15	0,00	0,00	0,76	0,00	0,30	1,21
219	28	Záryby	2007	661	14,07	1,06	0,00	0,00	0,76	0,00	0,00	1,82
220	28	Záryby	2008	661	13,77	0,61	0,00	0,00	0,61	0,00	0,30	1,51
221	28	Záryby	2009	661	12,86	0,30	0,00	0,00	0,61	0,00	0,00	0,91
222	28	Záryby	2010	661	13,31	0,30	0,00	0,00	0,61	0,00	0,00	0,91
223	28	Záryby	2011	661	8,32	0,15	0,00	0,00	0,15	0,00	0,00	0,30
224	29	Zdíby-Klecany	2005	1713	3,21	1,11	0,00	0,00	0,00	0,00	0,29	1,40
225	29	Zdíby-Klecany	2006	1713	5,14	0,47	0,00	0,00	0,00	0,00	0,06	0,53
226	29	Zdíby-Klecany	2007	1713	6,54	1,05	0,00	0,00	0,00	0,00	0,29	1,34
227	29	Zdíby-Klecany	2008	1713	4,32	0,23	0,00	0,00	0,00	0,00	0,18	0,41
228	29	Zdíby-Klecany	2009	1713	4,38	0,58	0,00	0,00	0,00	0,00	0,82	1,40
229	29	Zdíby-Klecany	2010	1713	3,09	0,64	0,00	0,00	0,88	0,00	0,53	2,04
230	29	Zdíby-Klecany	2011	1713	1,28	0,70	0,00	0,00	0,64	0,00	0,64	1,98
231	30	Zeleneč	2004	995	12,96	0,30	0,00	0,20	0,60	0,10	0,20	1,41
232	30	Zeleneč	2005	995	15,08	0,50	0,00	0,10	0,50	0,00	0,00	1,11
233	30	Zeleneč	2006	995	8,14	1,31	0,00	0,00	0,50	0,00	0,10	1,91
234	30	Zeleneč	2007	995	10,05	0,80	0,00	0,10	0,60	0,20	0,00	1,71
235	30	Zeleneč	2008	995	11,46	2,01	0,00	0,20	0,80	0,10	0,10	3,22
236	30	Zeleneč	2009	1153	5,46	1,73	0,00	0,35	0,69	0,17	0,00	2,95
237	30	Zeleneč	2010	1153	8,41	1,56	0,00	0,00	0,87	1,39	0,00	3,82
238	30	Zeleneč	2011	1153	7,55	0,69	0,00	0,26	0,87	0,00	0,00	1,82
239	31	Blatov	2008	553	0,18	0,18	0,00	0,36	0,00	0,00	2,71	3,25
240	31	Blatov	2009	553	0,00	0,18	0,00	0,72	0,00	0,00	5,42	6,33

Věková struktura, reprodukční potenciál a vliv prostředí na populační dynamiku bažanta obecného (*Phasianus colchicus* Linné, 1758) v současné kulturní krajině

p.č. (Σ)	p.č. (h)	honitba	rok	výměra (ha)	odlov (ks/100 ha)							
					<i>P. colchicus</i>	<i>V. vulpes</i>	<i>M. meles</i>	<i>M. martes, M. foina</i>	<i>P. pica</i>	<i>C. corone</i>	<i>S. scrofa</i>	Σ predátoři
241	31	Blatov	2010	553	0,00	0,18	0,00	0,72	0,00	0,00	2,71	3,62
242	32	Dubeč	2004	1350	48,22	1,63	0,00	0,89	6,07	0,07	0,00	8,67
243	32	Dubeč	2005	1350	66,22	1,78	0,00	0,74	5,26	0,07	0,00	7,85
244	32	Dubeč	2006	1350	19,85	1,33	0,00	0,59	6,07	0,15	0,00	8,15
245	32	Dubeč	2007	1350	32,96	2,37	0,00	1,04	6,74	0,15	0,00	10,30
246	32	Dubeč	2008	1601	35,48	2,25	0,00	0,50	6,37	0,06	0,19	9,37
247	32	Dubeč	2009	1601	12,05	2,00	0,00	0,62	5,50	0,12	0,56	8,81
248	32	Dubeč	2010	1636	11,00	2,20	0,00	0,00	6,23	0,18	0,00	8,62
249	32	Dubeč	2011	1636	7,46	2,32	0,12	2,44	5,99	0,31	0,00	11,19
250	33	Hodov	2005	542	7,01	0,37	0,00	0,55	0,00	0,00	2,58	3,51
251	33	Hodov	2006	542	2,77	0,74	0,00	0,37	0,00	0,00	2,77	3,87
252	33	Hodov	2007	542	2,58	0,74	0,00	1,11	0,00	0,00	4,43	6,27
253	33	Hodov	2008	542	0,55	0,92	0,00	1,48	0,00	0,00	6,09	8,49
254	33	Hodov	2009	542	0,00	0,55	0,00	1,11	0,00	0,00	4,61	6,27
255	33	Hodov	2010	542	0,00	0,37	0,00	1,11	0,00	0,00	4,24	5,72
256	33	Hodov	2011	542	0,00	0,18	0,00	0,74	0,00	0,00	3,14	4,06
257	34	Horní Počern.	2008	605	0,00	0,83	0,00	0,00	0,83	0,00	0,50	2,15
258	34	Horní Počern.	2009	605	13,39	1,49	0,00	0,00	2,81	0,00	6,61	10,91
259	34	Horní Počern.	2010	699	7,87	1,86	0,00	0,00	4,58	0,00	1,86	8,30
260	34	Horní Počern.	2011	699	9,44	2,00	0,00	0,00	4,15	0,00	0,00	6,15
261	35	Královice	2007	542	10,15	2,40	0,00	0,00	2,21	0,00	0,00	4,61
262	35	Královice	2008	578	11,59	3,29	0,00	1,04	3,63	0,00	1,21	9,17
263	35	Královice	2009	578	7,27	2,94	0,00	1,21	5,54	0,00	1,21	10,90
264	35	Královice	2010	578	12,11	2,25	0,00	0,87	6,57	0,00	1,73	11,42
265	35	Královice	2011	570	5,79	1,93	0,00	0,35	5,79	0,00	0,70	8,77
266	36	Letňany	2004	732	9,43	1,50	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,50
267	36	Letňany	2005	732	9,56	1,64	0,00	0,00	2,05	0,68	0,00	4,37
268	36	Letňany	2006	732	9,15	1,37	0,00	0,00	1,64	0,68	0,00	3,69
269	36	Letňany	2007	732	6,83	0,82	0,00	0,14	1,91	0,55	0,14	3,55
270	36	Letňany	2008	732	10,52	1,09	0,00	0,14	2,60	0,55	0,00	4,37
271	36	Letňany	2009	732	6,97	0,68	0,00	0,14	1,09	0,55	0,00	2,46
272	36	Letňany	2010	732	6,69	0,82	0,00	0,00	2,60	0,55	0,00	3,96
273	36	Letňany	2011	732	5,46	0,55	0,14	0,00	3,83	0,55	0,00	5,05
274	37	Satalice-Vinoř	2004	880	9,32	1,82	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,82
275	37	Satalice-Vinoř	2005	880	6,82	0,80	0,00	0,57	2,95	0,00	0,00	4,32
276	37	Satalice-Vinoř	2006	880	9,66	1,25	0,00	0,45	1,82	0,00	0,00	3,52
277	37	Satalice-Vinoř	2007	880	11,70	1,02	0,00	0,34	3,86	0,00	0,00	5,23
278	37	Satalice-Vinoř	2008	880	14,55	1,25	0,00	0,23	2,95	0,00	0,00	4,43
279	37	Satalice-Vinoř	2009	880	9,20	0,91	0,00	0,23	2,61	0,00	0,00	3,75
280	37	Satalice-Vinoř	2010	880	5,80	1,25	0,00	0,23	2,95	0,00	0,00	4,43

Věková struktura, reprodukční potenciál a vliv prostředí na populační dynamiku bažanta obecného (*Phasianus colchicus* Linné, 1758) v současné kulturní krajině

p.č. (Σ)	p.č. (h)	honitba	rok	výměra (ha)	odlov (ks/100 ha)							
					<i>P. colchicus</i>	<i>V. vulpes</i>	<i>M. meles</i>	<i>M. martes, M. foina</i>	<i>P. pica</i>	<i>C. corone</i>	<i>S. scrofa</i>	Σ predátory
281	37	Satalice-Vinoř	2011	880	7,50	1,25	0,00	0,00	3,64	0,00	0,00	4,89
282	38	Uhříněves	2005	604	20,70	2,32	0,00	0,50	0,50	0,50	1,32	5,13
283	38	Uhříněves	2006	604	14,57	1,99	0,00	0,50	1,32	1,82	0,00	5,63
284	38	Uhříněves	2007	604	15,73	0,83	0,00	0,50	0,99	0,17	0,00	2,48
285	38	Uhříněves	2008	685	18,25	2,48	0,00	0,58	1,02	0,29	0,00	4,38
286	38	Uhříněves	2009	685	16,79	1,61	0,00	0,88	1,31	0,73	0,73	5,26
287	38	Uhříněves	2010	685	8,91	1,75	0,00	0,00	4,67	0,44	0,00	6,86
288	38	Uhříněves	2011	685	10,95	3,36	0,00	1,17	3,80	1,75	0,58	10,66

Příl. č. 6... Bažant obecný (*P. colchicus*): sumarizace vybraných ukazatelů (Mysl 1-01, MZe ČR)

p.č. (Σ)	p.č. (h)	honitba	rok	výměra (ha)	KOP	JTH	Phasianus colchicus (ks)											
							NP	lov		zazvěřování DZ + MZ				sčítaný stav k 31.3.				
								♂	♂/100 ha	♂	♀	♂♀	♂♀/100 ha	♂	♀	♂♀	♂♀/100 ha	♂ : ♀
1	1	Bášt'	2004	1080	0,6	3	210	201	18,61	0	0	0	0,00	40	160	200	18,52	0,25
2	1	Bášt'	2005	1080	0,6	3	210	206	19,07	0	0	0	0,00	45	165	210	19,44	0,27
3	1	Bášt'	2006	1080	0,6	3	210	89	8,24	0	0	0	0,00	45	120	165	15,28	0,38
4	1	Bášt'	2007	1080	0,6	3	210	146	13,52	0	0	0	0,00	40	170	210	19,44	0,24
5	1	Bášt'	2008	1080	0,6	3	210	153	14,17	7	93	100	9,26	45	120	165	15,28	0,38
6	1	Bášt'	2009	1080	0,6	3	210	31	2,87	0	0	0	0,00	40	130	170	15,74	0,31
7	1	Bášt'	2010	1080	0,6	3	210	12	1,11	0	0	0	0,00	40	65	105	9,72	0,62
8	1	Bášt'	2011	1080	0,6	3	210	0	0,00	0	0	0	0,00	12	45	57	5,28	0,27
9	2	Bořanovice	2004	1222	0,6	2	244	98	8,02	0	0	0	0,00	25	100	125	10,23	0,25
10	2	Bořanovice	2005	1222	0,6	2	244	176	14,40	0	0	0	0,00	35	155	190	15,55	0,23
11	2	Bořanovice	2006	1222	0,6	2	244	77	6,30	0	0	0	0,00	35	135	170	13,91	0,26
12	2	Bořanovice	2007	1222	0,6	2	244	149	12,19	0	0	0	0,00	35	155	190	15,55	0,23
13	2	Bořanovice	2008	1222	0,6	2	244	137	11,21	0	0	0	0,00	35	155	190	15,55	0,23
14	2	Bořanovice	2009	1222	0,6	2	244	25	2,05	0	0	0	0,00	33	97	130	10,64	0,34
15	2	Bořanovice	2010	1222	0,6	2	244	43	3,52	0	0	0	0,00	33	97	130	10,64	0,34
16	2	Bořanovice	2011	1222	0,6	2	244	26	2,13	0	0	0	0,00	33	97	130	10,64	0,34
17	3	Brázdim	2004	1269	0,6	2	235	140	11,03	0	0	0	0,00	45	190	235	18,52	0,24
18	3	Brázdim	2005	1269	0,6	2	246	120	9,46	0	0	0	0,00	50	187	237	18,68	0,27
19	3	Brázdim	2006	1269	0,6	2	246	48	3,78	0	0	0	0,00	40	175	215	16,94	0,23
20	3	Brázdim	2007	1269	0,6	2	246	241	18,99	0	0	0	0,00	46	196	242	19,07	0,23
21	3	Brázdim	2008	1269	0,6	2	246	196	15,45	0	0	0	0,00	45	190	235	18,52	0,24
22	3	Brázdim	2009	1269	0,6	2	246	49	3,86	0	0	0	0,00	44	173	217	17,10	0,25
23	3	Brázdim	2010	1269	0,6	2	246	49	3,86	0	0	0	0,00	44	173	217	17,10	0,25
24	3	Brázdim	2011	1269	0,6	2	246	43	3,39	0	0	0	0,00	45	167	212	16,71	0,27

Věková struktura, reprodukční potenciál a vliv prostředí na populační dynamiku bažanta obecného (*Phasianus colchicus* Linné, 1758) v současné kulturní krajině

p.č. (Σ)	p.č. (h)	honitba	rok	výměra (ha)	KOP	JTH	Phasianus colchicus (ks)											
							NP	lov		zazvěřování DZ + MZ				sčítaný stav k 31.3.				
								♂	♂/100 ha	♂	♀	♂♀	♂♀/100 ha	♂	♀	♂♀	♂♀/100 ha	♂ : ♀
25	4	Čelákovice	2004	1813	0,6	1	257	82	4,52	0	0	0	0,00	42	144	186	10,26	0,29
26	4	Čelákovice	2005	1618	0,6	1	273	28	1,73	0	0	0	0,00	36	140	176	10,88	0,26
27	4	Čelákovice	2006	1618	0,6	1	273	38	2,35	0	0	0	0,00	32	83	115	7,11	0,39
28	4	Čelákovice	2007	1618	0,6	1	273	72	4,45	0	0	0	0,00	34	85	119	7,35	0,40
29	4	Čelákovice	2008	1618	0,6	1	273	50	3,09	0	0	0	0,00	33	62	95	5,87	0,53
30	4	Čelákovice	2009	1618	0,6	1	273	22	1,36	0	0	0	0,00	26	44	70	4,33	0,59
31	4	Čelákovice	2010	1618	0,6	1	273	46	2,84	0	0	0	0,00	26	44	70	4,33	0,59
32	4	Čelákovice	2011	1618	0,6	1	273	23	1,42	0	0	0	0,00	18	34	52	3,21	0,53
33	5	Dlouhý Běh	2004	510	0	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	1	1	0,20	-----
34	5	Dlouhý Běh	2005	510	0	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	1	1	2	0,39	1,00
35	5	Dlouhý Běh	2006	510	0	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	1	0	1	0,20	-----
36	5	Dlouhý Běh	2007	510	0	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	-----
37	5	Dlouhý Běh	2008	510	0	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	2	2	4	0,78	1,00
38	5	Dlouhý Běh	2009	510	0	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	2	1	3	0,59	2,00
39	5	Dlouhý Běh	2010	510	0	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	2	2	4	0,78	1,00
40	5	Dlouhý Běh	2011	510	0	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	4	2	6	1,18	2,00
41	6	Dřevčice	2004	1579	0,6	2	195	188	11,91	0	0	0	0,00	38	143	181	11,46	0,27
42	6	Dřevčice	2005	1579	0,6	2	195	259	16,40	0	0	0	0,00	39	149	188	11,91	0,26
43	6	Dřevčice	2006	1579	0,6	2	195	125	7,92	0	0	0	0,00	35	118	153	9,69	0,30
44	6	Dřevčice	2007	1579	0,6	2	195	137	8,68	0	0	0	0,00	43	149	192	12,16	0,29
45	6	Dřevčice	2008	1579	0,6	3	195	210	13,30	0	0	0	0,00	44	149	193	12,22	0,30
46	6	Dřevčice	2009	1579	0,6	3	195	81	5,13	0	0	0	0,00	41	124	165	10,45	0,33
47	6	Dřevčice	2010	1579	0,6	3	195	101	6,40	0	0	0	0,00	44	126	170	10,77	0,35
48	6	Dřevčice	2011	1579	0,6	3	195	130	8,23	0	0	0	0,00	43	127	170	10,77	0,34

Věková struktura, reprodukční potenciál a vliv prostředí na populační dynamiku bažanta obecného (*Phasianus colchicus* Linné, 1758) v současné kulturní krajině

p.č. (Σ)	p.č. (h)	honitba	rok	výměra (ha)	KOP	JTH	Phasianus colchicus (ks)											
							NP	lov		zazvěřování DZ + MZ				sčítaný stav k 31.3.				
								♂	♂/100 ha	♂	♀	♂♀	♂♀/100 ha	♂	♀	♂♀	♂♀/100 ha	♂ : ♀
49	7	Hlavenec	2004	587		0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	----
50	7	Hlavenec	2005	587		0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	----
51	7	Hlavenec	2006	587		0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	----
52	7	Hlavenec	2007	587		0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	----
53	7	Hlavenec	2008	587		0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	----
54	7	Hlavenec	2009	587		0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	----
55	7	Hlavenec	2010	587		0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	----
56	7	Hlavenec	2011	587		0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	1	2	3	0,51	0,50
57	8	Horoušany	2004	1177	0,6	3	169	151	12,83	0	0	0	0,00	34	144	178	15,12	0,24
58	8	Horoušany	2005	1177	0,6	3	169	105	8,92	0	0	0	0,00	28	120	148	12,57	0,23
59	8	Horoušany	2006	1177	0,6	3	169	39	3,31	0	0	0	0,00	24	80	104	8,84	0,30
60	8	Horoušany	2007	1177	0,6	3	169	126	10,71	0	0	0	0,00	27	125	152	12,91	0,22
61	8	Horoušany	2008	1177	0,6	3	169	125	10,62	0	0	0	0,00	29	101	130	11,05	0,29
62	8	Horoušany	2009	1177	0,6	3	169	100	8,50	0	0	0	0,00	29	101	130	11,05	0,29
63	8	Horoušany	2010	1177	0,6	3	169	90	7,65	0	0	0	0,00	27	108	135	11,47	0,25
64	8	Horoušany	2011	1177	0,6	3	169	60	5,10	0	0	0	0,00	21	109	130	11,05	0,19
65	9	Jirny I.	2004	882	0,6	3	105	89	10,09	0	100	100	11,34	35	135	170	19,27	0,26
66	9	Jirny I.	2005	745	0,6	3	105	65	8,72	0	100	100	13,42	25	80	105	14,09	0,31
67	9	Jirny I.	2006	745	0,6	3	105	50	6,71	0	50	50	6,71	25	80	105	14,09	0,31
68	9	Jirny I.	2007	745	0,6	3	105	52	6,98	0	50	50	6,71	25	80	105	14,09	0,31
69	9	Jirny I.	2008	745	0,6	3	105	52	6,98	0	100	100	13,42	22	84	106	14,23	0,26
70	9	Jirny I.	2009	1012	0,6	3	146	58	5,73	0	130	130	12,85	29	118	147	14,53	0,25
71	9	Jirny I.	2010	1012	0,6	3	146	53	5,24	0	100	100	9,88	28	102	130	12,85	0,27
72	9	Jirny I.	2011	1012	0,6	3	146	51	5,04	0	150	150	14,82	20	80	100	9,88	0,25

Věková struktura, reprodukční potenciál a vliv prostředí na populační dynamiku bažanta obecného (*Phasianus colchicus* Linné, 1758) v současné kulturní krajině

p.č. (Σ)	p.č. (h)	honitba	rok	výměra (ha)	KOP	JTH	Phasianus colchicus (ks)											
							NP	lov		zazvěřování DZ + MZ				sčítaný stav k 31.3.				
								♂	♂/100 ha	♂	♀	♂♀	♂♀/100 ha	♂	♀	♂♀	♂♀/100 ha	♂ : ♀
73	10	Jirny II.	2004	695	0,6	3	63	50	7,19	0	0	0	0,00	23	90	113	16,26	0,26
74	10	Jirny II.	2005	597	0,6	3	63	39	6,53	0	0	0	0,00	16	48	64	10,72	0,33
75	10	Jirny II.	2006	597	0,6	3	63	20	3,35	0	0	0	0,00	15	45	60	10,05	0,33
76	10	Jirny II.	2007	597	0,6	3	63	40	6,70	0	0	0	0,00	15	45	60	10,05	0,33
77	10	Jirny II.	2008	597	0,6	3	63	42	7,04	0	0	0	0,00	15	45	60	10,05	0,33
78	10	Jirny II.	2009	597	0,6	3	63	16	2,68	0	0	0	0,00	6	24	30	5,03	0,25
79	10	Jirny II.	2010	597	0,6	3	63	20	3,35	0	0	0	0,00	6	24	30	5,03	0,25
80	10	Jirny II.	2011	597	0,6	3	63	10	1,68	0	0	0	0,00	6	30	36	6,03	0,20
81	11	Káraný	2004	887	0,9	2	116	30	3,38	0	0	0	0,00	25	85	110	12,40	0,29
82	11	Káraný	2005	887	0,9	2	116	50	5,64	0	0	0	0,00	25	85	110	12,40	0,29
83	11	Káraný	2006	887	0,9	2	116	49	5,52	0	0	0	0,00	25	85	110	12,40	0,29
84	11	Káraný	2007	887	0,9	2	116	45	5,07	0	0	0	0,00	25	85	110	12,40	0,29
85	11	Káraný	2008	887	0,9	2	116	38	4,28	0	0	0	0,00	25	85	110	12,40	0,29
86	11	Káraný	2009	887	0,9	2	116	42	4,74	0	0	0	0,00	23	75	98	11,05	0,31
87	11	Káraný	2010	887	0,9	2	116	20	2,25	0	0	0	0,00	30	60	90	10,15	0,50
88	11	Káraný	2011	887	0,9	2	116	20	2,25	0	0	0	0,00	30	50	80	9,02	0,60
89	12	Kostelní Hlavno	2004	875	0,8	1	42	8	0,91	0	0	0	0,00	5	12	17	1,94	0,42
90	12	Kostelní Hlavno	2005	875	0,8	1	42	24	2,74	0	0	0	0,00	13	43	56	6,40	0,30
91	12	Kostelní Hlavno	2006	875	0,8	1	42	26	2,97	0	0	0	0,00	8	34	42	4,80	0,24
92	12	Kostelní Hlavno	2007	875	0,8	1	42	37	4,23	0	0	0	0,00	8	33	41	4,69	0,24
93	12	Kostelní Hlavno	2008	875	0,8	1	42	37	4,23	0	0	0	0,00	8	33	41	4,69	0,24
94	12	Kostelní Hlavno	2009	875	0,8	1	42	8	0,91	0	0	0	0,00	8	33	41	4,69	0,24
95	12	Kostelní Hlavno	2010	875	0,8	1	42	0	0,00	0	0	0	0,00	8	31	39	4,46	0,26
96	12	Kostelní Hlavno	2011	875	0,8	1	42	0	0,00	0	0	0	0,00	6	22	28	3,20	0,27

Věková struktura, reprodukční potenciál a vliv prostředí na populační dynamiku bažanta obecného (*Phasianus colchicus* Linné, 1758) v současné kulturní krajině

p.č. (Σ)	p.č. (h)	honitba	rok	výměra (ha)	KOP	JTH	Phasianus colchicus (ks)											
							NP	lov		zazvěřování DZ + MZ				sčítaný stav k 31.3.				
								♂	♂/100 ha	♂	♀	♂♀	♂♀/100 ha	♂	♀	♂♀	♂♀/100 ha	♂ : ♀
97	13	Křenek-Borek	2004	886	0,6	2	120	79	8,92	50	50	100	11,29	26	90	116	13,09	0,29
98	13	Křenek-Borek	2005	886	0,6	2	120	135	15,24	35	45	80	9,03	32	112	144	16,25	0,29
99	13	Křenek-Borek	2006	886	0,6	2	120	69	7,79	35	45	80	9,03	14	57	71	8,01	0,25
100	13	Křenek-Borek	2007	886	0,6	2	120	102	11,51	10	20	30	3,39	19	75	94	10,61	0,25
101	13	Křenek-Borek	2008	886	0,6	2	120	75	8,47	10	20	30	3,39	18	68	86	9,71	0,26
102	13	Křenek-Borek	2009	886	0,6	2	120	7	0,79	10	30	40	4,51	14	65	79	8,92	0,22
103	13	Křenek-Borek	2010	886	0,6	2	120	56	6,32	25	60	85	9,59	16	54	70	7,90	0,30
104	13	Křenek-Borek	2011	886	0,6	2	120	26	2,93	10	30	40	4,51	16	51	67	7,56	0,31
105	14	Květnice	2004	846	0,6	3	131	110	13,00	0	0	0	0,00	30	95	125	14,78	0,32
106	14	Květnice	2005	846	0,6	3	131	155	18,32	0	0	0	0,00	29	95	124	14,66	0,31
107	14	Květnice	2006	932	0,6	3	131	100	10,73	0	0	0	0,00	30	95	125	13,41	0,32
108	14	Květnice	2007	932	0,6	3	131	100	10,73	0	0	0	0,00	30	97	127	13,63	0,31
109	14	Květnice	2008	932	0,6	3	131	120	12,88	0	0	0	0,00	30	97	127	13,63	0,31
110	14	Květnice	2009	932	0,6	3	131	70	7,51	0	0	0	0,00	28	97	125	13,41	0,29
111	14	Květnice	2010	932	0,6	3	131	100	10,73	0	0	0	0,00	28	97	125	13,41	0,29
112	14	Květnice	2011	932	0,6	3	131	60	6,44	0	0	0	0,00	20	70	90	9,66	0,29
113	15	Máslovice	2004	921	0,6	3	138	41	4,45	0	0	0	0,00	30	62	92	9,99	0,48
114	15	Máslovice	2005	921	0,6	3	138	49	5,32	0	0	0	0,00	29	82	111	12,05	0,35
115	15	Máslovice	2006	921	0,6	3	138	92	9,99	50	0	50	5,43	14	50	64	6,95	0,28
116	15	Máslovice	2007	921	0,6	3	138	156	16,94	50	20	70	7,60	32	97	129	14,01	0,33
117	15	Máslovice	2008	921	0,6	3	138	96	10,42	0	50	50	5,43	23	81	104	11,29	0,28
118	15	Máslovice	2009	921	0,6	3	138	79	8,58	4	50	54	5,86	20	60	80	8,69	0,33
119	15	Máslovice	2010	921	0,6	3	138	82	8,90	0	50	50	5,43	18	45	63	6,84	0,40
120	15	Máslovice	2011	921	0,6	3	138	55	5,97	0	50	50	5,43	15	42	57	6,19	0,36

Věková struktura, reprodukční potenciál a vliv prostředí na populační dynamiku bažanta obecného (*Phasianus colchicus* Linné, 1758) v současné kulturní krajině

p.č. (Σ)	p.č. (h)	honitba	rok	výměra (ha)	KOP	JTH	Phasianus colchicus (ks)											
							NP	lov		zazvěřování DZ + MZ				sčítaný stav k 31.3.				
								♂	♂/100 ha	♂	♀	♂♀	♂♀/100 ha	♂	♀	♂♀	♂♀/100 ha	♂ : ♀
121	16	Měšice-Veleň	2004	1635	0,5	2	339	165	10,09	0	0	0	0,00	54	210	264	16,15	0,26
122	16	Měšice-Veleň	2005	1635	0,5	2	339	284	17,37	0	0	0	0,00	83	254	337	20,61	0,33
123	16	Měšice-Veleň	2006	1635	0,5	2	339	80	4,89	0	0	0	0,00	52	208	260	15,90	0,25
124	16	Měšice-Veleň	2007	1635	0,5	2	339	193	11,80	0	0	0	0,00	54	216	270	16,51	0,25
125	16	Měšice-Veleň	2008	1635	0,5	2	339	157	9,60	0	0	0	0,00	57	206	263	16,09	0,28
126	16	Měšice-Veleň	2009	1635	0,5	2	339	54	3,30	0	0	0	0,00	30	120	150	9,17	0,25
127	16	Měšice-Veleň	2010	1635	0,5	2	339	61	3,73	0	0	0	0,00	30	130	160	9,79	0,23
128	16	Měšice-Veleň	2011	1635	0,5	2	339	66	4,04	0	0	0	0,00	29	95	124	7,58	0,31
129	17	Měšice-Zlonín	2004	1328	0,8	2	265	227	17,09	0	0	0	0,00	51	205	256	19,28	0,25
130	17	Měšice-Zlonín	2005	1328	0,8	2	265	160	12,05	0	0	0	0,00	64	260	324	24,40	0,25
131	17	Měšice-Zlonín	2006	1328	0,8	2	265	131	9,86	0	0	0	0,00	52	199	251	18,90	0,26
132	17	Měšice-Zlonín	2007	1328	0,8	2	265	160	12,05	0	0	0	0,00	55	209	264	19,88	0,26
133	17	Měšice-Zlonín	2008	1328	0,8	2	265	185	13,93	0	0	0	0,00	56	209	265	19,95	0,27
134	17	Měšice-Zlonín	2009	1328	0,8	2	265	65	4,89	0	0	0	0,00	43	172	215	16,19	0,25
135	17	Měšice-Zlonín	2010	1328	0,8	2	265	98	7,38	0	0	0	0,00	25	105	130	9,79	0,24
136	17	Měšice-Zlonín	2011	1328	0,8	2	265	40	3,01	0	0	0	0,00	20	60	80	6,02	0,33
137	18	Nehvizdy	2005	601	0,6	1	185	34	5,66	0	0	0	0,00	55	65	120	19,97	0,85
138	18	Nehvizdy	2006	601	0,6	1	185	6	1,00	0	0	0	0,00	20	92	112	18,64	0,22
139	18	Nehvizdy	2007	601	0,6	1	185	52	8,65	0	0	0	0,00	23	80	103	17,14	0,29
140	18	Nehvizdy	2008	601	0,6	1	185	96	15,97	43	0	43	7,15	19	68	87	14,48	0,28
141	18	Nehvizdy	2009	601	0,6	1	185	12	2,00	0	0	0	0,00	15	44	59	9,82	0,34
142	18	Nehvizdy	2010	601	0,6	1	185	17	2,83	0	0	0	0,00	17	65	82	13,64	0,26
143	18	Nehvizdy	2011	601	0,6	1	185	42	6,99	99	62	161	26,79	23	143	166	27,62	0,16
144	19	Nový Vestec	2004	991	1	3	128	225	22,70	0	0	0	0,00	20	103	123	12,41	0,19

Věková struktura, reprodukční potenciál a vliv prostředí na populační dynamiku bažanta obecného (*Phasianus colchicus* Linné, 1758) v současné kulturní krajině

p.č. (Σ)	p.č. (h)	honitba	rok	výměra (ha)	KOP	JTH	Phasianus colchicus (ks)											
							NP	lov		zazvěřování DZ + MZ				sčítaný stav k 31.3.				
								♂	♂/100 ha	♂	♀	♂♀	♂♀/100 ha	♂	♀	♂♀	♂♀/100 ha	♂ : ♀
145	19	Nový Vestec	2005	991	1	3	128	0	0,00	0	0	0	0,00	29	94	123	12,41	0,31
146	19	Nový Vestec	2006	991	1	3	128	60	6,05	0	0	0	0,00	26	91	117	11,81	0,29
147	19	Nový Vestec	2007	991	1	3	128	260	26,24	0	0	0	0,00	23	89	112	11,30	0,26
148	19	Nový Vestec	2008	991	1	3	128	100	10,09	0	0	0	0,00	24	99	123	12,41	0,24
149	19	Nový Vestec	2009	991	1	3	128	51	5,15	0	0	0	0,00	21	101	122	12,31	0,21
150	19	Nový Vestec	2010	991	1	3	128	103	10,39	0	0	0	0,00	20	105	125	12,61	0,19
151	19	Nový Vestec	2011	991	1	3	128	77	7,77	0	0	0	0,00	20	90	110	11,10	0,22
152	20	Odolena Voda	2004	692	0,6	2	156	200	28,90	0	0	0	0,00	22	72	94	13,58	0,31
153	20	Odolena Voda	2005	692	0,6	2	156	204	29,48	0	0	0	0,00	34	114	148	21,39	0,30
154	20	Odolena Voda	2006	692	0,6	2	156	63	9,10	0	0	0	0,00	24	96	120	17,34	0,25
155	20	Odolena Voda	2007	692	0,6	2	156	187	27,02	0	0	0	0,00	38	113	151	21,82	0,34
156	20	Odolena Voda	2008	692	0,6	2	156	186	26,88	0	0	0	0,00	39	101	140	20,23	0,39
157	20	Odolena Voda	2009	692	0,6	2	156	56	8,09	0	0	0	0,00	38	87	125	18,06	0,44
158	20	Odolena Voda	2010	692	0,6	2	156	45	6,50	0	0	0	0,00	26	80	106	15,32	0,33
159	20	Odolena Voda	2011	692	0,6	2	156	65	9,39	5	0	5	0,72	37	82	119	17,20	0,45
160	21	Radonice	2004	971	0,6	3	145	56	5,77	0	0	0	0,00	34	101	135	13,90	0,34
161	21	Radonice	2005	971	0,6	3	145	82	8,44	0	0	0	0,00	42	169	211	21,73	0,25
162	21	Radonice	2006	971	0,6	3	145	53	5,46	0	0	0	0,00	77	172	249	25,64	0,45
163	21	Radonice	2007	971	0,6	3	145	87	8,96	0	0	0	0,00	111	178	289	29,76	0,62
164	21	Radonice	2008	971	0,6	3	145	77	7,93	0	0	0	0,00	39	102	141	14,52	0,38
165	21	Radonice	2009	971	0,6	3	145	16	1,65	0	0	0	0,00	37	105	142	14,62	0,35
166	21	Radonice	2010	971	0,6	3	145	22	2,27	0	0	0	0,00	38	78	116	11,95	0,49
167	21	Radonice	2011	971	0,6	3	145	54	5,56	0	0	0	0,00	29	110	139	14,32	0,26
168	22	Sudovo Hlavno	2004	750	0,8	1	156	0	0,00	0	0	0	0,00	8	33	41	5,47	0,24

Věková struktura, reprodukční potenciál a vliv prostředí na populační dynamiku bažanta obecného (*Phasianus colchicus* Linné, 1758) v současné kulturní krajině

p.č. (Σ)	p.č. (h)	honitba	rok	výměra (ha)	KOP	JTH	Phasianus colchicus (ks)											
							NP	lov		zazvěřování DZ + MZ				sčítaný stav k 31.3.				
								♂	♂/100 ha	♂	♀	♂♀	♂♀/100 ha	♂	♀	♂♀	♂♀/100 ha	♂ : ♀
169	22	Sudovo Hlavno	2005	750	0,8	1	156	0	0,00	0	0	0	0,00	23	192	215	28,67	0,12
170	22	Sudovo Hlavno	2006	750	0,8	1	156	40	5,33	25	200	225	30,00	13	133	146	19,47	0,10
171	22	Sudovo Hlavno	2007	750	0,8	1	156	40	5,33	25	152	177	23,60	13	82	95	12,67	0,16
172	22	Sudovo Hlavno	2008	750	0,8	1	156	60	8,00	25	70	95	12,67	25	70	95	12,67	0,36
173	22	Sudovo Hlavno	2009	750	0,8	1	156	60	8,00	20	70	90	12,00	20	70	90	12,00	0,29
174	22	Sudovo Hlavno	2010	750	0,8	1	156	40	5,33	20	80	100	13,33	20	80	100	13,33	0,25
175	22	Sudovo Hlavno	2011	750	0,8	1	156	60	8,00	20	50	70	9,33	20	50	70	9,33	0,40
176	23	Škvorec	2004	1452	0,6	2	251	74	5,10	0	0	0	0,00	38	114	152	10,47	0,33
177	23	Škvorec	2005	1452	0,6	2	251	124	8,54	0	0	0	0,00	40	138	178	12,26	0,29
178	23	Škvorec	2006	1452	0,6	2	251	46	3,17	0	0	0	0,00	26	94	120	8,26	0,28
179	23	Škvorec	2007	1452	0,6	2	251	121	8,33	0	0	0	0,00	30	115	145	9,99	0,26
180	23	Škvorec	2008	1452	0,6	2	251	71	4,89	0	0	0	0,00	30	116	146	10,06	0,26
181	23	Škvorec	2009	1452	0,6	2	251	38	2,62	0	0	0	0,00	28	102	130	8,95	0,27
182	23	Škvorec	2010	1452	0,6	2	251	34	2,34	0	0	0	0,00	30	80	110	7,58	0,38
183	23	Škvorec	2011	1452	0,6	2	251	54	3,72	0	0	0	0,00	24	76	100	6,89	0,32
184	24	Veliká Ves	2004	948	0,8	2	157	245	25,84	0	0	0	0,00	60	220	280	29,54	0,27
185	24	Veliká Ves	2005	948	0,8	2	157	310	32,70	0	0	0	0,00	36	144	180	18,99	0,25
186	24	Veliká Ves	2006	948	0,8	2	157	24	2,53	0	0	0	0,00	32	126	158	16,67	0,25
187	24	Veliká Ves	2007	1061	0,8	2	224	220	20,74	0	0	0	0,00	60	170	230	21,68	0,35
188	24	Veliká Ves	2008	1061	0,8	2	224	99	9,33	0	0	0	0,00	40	101	141	13,29	0,40
189	24	Veliká Ves	2009	1061	0,8	2	224	0	0,00	12	12	24	2,26	41	97	138	13,01	0,42
190	24	Veliká Ves	2010	1061	0,8	2	224	0	0,00	0	6	6	0,57	39	85	124	11,69	0,46
191	24	Veliká Ves	2011	1061	0,8	2	224	25	2,36	0	0	0	0,00	25	40	65	6,13	0,63
192	25	V. Mez Toušeň	2004	820	0,7	2	192	133	16,22	0	0	0	0,00	38	145	183	22,32	0,26

Věková struktura, reprodukční potenciál a vliv prostředí na populační dynamiku bažanta obecného (*Phasianus colchicus* Linné, 1758) v současné kulturní krajině

p.č. (Σ)	p.č. (h)	honitba	rok	výměra (ha)	KOP	JTH	Phasianus colchicus (ks)											
							NP	lov		zazvěřování DZ + MZ				sčítaný stav k 31.3.				
								♂	♂/100 ha	♂	♀	♂♀	♂♀/100 ha	♂	♀	♂♀	♂♀/100 ha	♂ : ♀
193	25	V. Mez Toušeň	2005	820	0,7	2	192	142	17,32	0	0	0	0,00	41	151	192	23,41	0,27
194	25	V. Mez Toušeň	2006	820	0,7	2	192	23	2,80	0	0	0	0,00	38	155	193	23,54	0,25
195	25	V. Mez Toušeň	2007	820	0,7	2	192	141	17,20	0	0	0	0,00	38	145	183	22,32	0,26
196	25	V. Mez Toušeň	2008	820	0,7	2	192	133	16,22	0	0	0	0,00	36	145	181	22,07	0,25
197	25	V. Mez Toušeň	2009	820	0,7	2	192	34	4,15	0	0	0	0,00	29	127	156	19,02	0,23
198	25	V. Mez Toušeň	2010	820	0,7	2	192	24	2,93	0	0	0	0,00	28	122	150	18,29	0,23
199	25	V. Mez Toušeň	2011	820	0,7	2	192	63	7,68	0	0	0	0,00	28	122	150	18,29	0,23
200	26	Vyšehořovice	2004	568	0,6	2	92	56	9,86	0	0	0	0,00	19	60	79	13,91	0,32
201	26	Vyšehořovice	2005	568	0,6	2	92	66	11,62	0	0	0	0,00	19	60	79	13,91	0,32
202	26	Vyšehořovice	2006	568	0,6	2	92	24	4,23	0	0	0	0,00	22	84	106	18,66	0,26
203	26	Vyšehořovice	2007	568	0,6	2	92	65	11,44	0	0	0	0,00	19	60	79	13,91	0,32
204	26	Vyšehořovice	2008	568	0,6	2	92	104	18,31	0	0	0	0,00	19	60	79	13,91	0,32
205	26	Vyšehořovice	2009	568	0,6	2	92	117	20,60	0	0	0	0,00	19	60	79	13,91	0,32
206	26	Vyšehořovice	2010	568	0,6	2	92	118	20,77	0	0	0	0,00	18	61	79	13,91	0,30
207	26	Vyšehořovice	2011	568	0,6	2	92	102	17,96	0	0	0	0,00	19	60	79	13,91	0,32
208	27	Zápy	2004	833	1	3	108	235	28,21	0	0	0	0,00	19	86	105	12,61	0,22
209	27	Zápy	2005	833	1	3	108	182	21,85	0	0	0	0,00	20	88	108	12,97	0,23
210	27	Zápy	2006	833	1	3	108	60	7,20	0	0	0	0,00	22	82	104	12,48	0,27
211	27	Zápy	2007	833	1	3	108	100	12,00	0	0	0	0,00	21	81	102	12,24	0,26
212	27	Zápy	2008	833	1	3	108	100	12,00	0	0	0	0,00	18	82	100	12,00	0,22
213	27	Zápy	2009	833	1	3	108	61	7,32	0	0	0	0,00	21	81	102	12,24	0,26
214	27	Zápy	2010	833	1	3	108	101	12,12	0	0	0	0,00	19	75	94	11,28	0,25
215	27	Zápy	2011	833	1	3	108	77	9,24	0	0	0	0,00	20	80	100	12,00	0,25
216	28	Záryby	2004	661	0,8	1	126	87	13,16	0	0	0	0,00	25	68	93	14,07	0,37

Věková struktura, reprodukční potenciál a vliv prostředí na populační dynamiku bažanta obecného (*Phasianus colchicus* Linné, 1758) v současné kulturní krajině

p.č. (Σ)	p.č. (h)	honitba	rok	výměra (ha)	KOP	JTH	Phasianus colchicus (ks)											
							NP	lov		zazvěřování DZ + MZ				sčítaný stav k 31.3.				
								♂	♂/100 ha	♂	♀	♂♀	♂♀/100 ha	♂	♀	♂♀	♂♀/100 ha	♂ : ♀
217	28	Záryby	2005	661	0,8	1	126	87	13,16	0	0	0	0,00	30	65	95	14,37	0,46
218	28	Záryby	2006	661	0,8	1	126	87	13,16	0	0	0	0,00	30	70	100	15,13	0,43
219	28	Záryby	2007	661	0,8	1	126	93	14,07	0	0	0	0,00	30	70	100	15,13	0,43
220	28	Záryby	2008	661	0,8	1	126	91	13,77	0	0	0	0,00	35	75	110	16,64	0,47
221	28	Záryby	2009	661	0,8	1	126	85	12,86	0	0	0	0,00	35	75	110	16,64	0,47
222	28	Záryby	2010	661	0,8	1	126	88	13,31	0	0	0	0,00	30	60	90	13,62	0,50
223	28	Záryby	2011	661	0,8	1	126	55	8,32	0	0	0	0,00	15	60	75	11,35	0,25
224	29	Zdíby-Klecany	2005	1713	0,5	3	170	55	3,21	0	0	0	0,00	84	125	209	12,20	0,67
225	29	Zdíby-Klecany	2006	1713	0,5	3	170	88	5,14	0	0	0	0,00	95	141	236	13,78	0,67
226	29	Zdíby-Klecany	2007	1713	0,5	3	170	112	6,54	0	0	0	0,00	107	145	252	14,71	0,74
227	29	Zdíby-Klecany	2008	1713	0,5	3	170	74	4,32	0	0	0	0,00	120	152	272	15,88	0,79
228	29	Zdíby-Klecany	2009	1713	0,5	3	170	75	4,38	0	0	0	0,00	122	159	281	16,40	0,77
229	29	Zdíby-Klecany	2010	1713	0,5	3	170	53	3,09	0	0	0	0,00	70	94	164	9,57	0,74
230	29	Zdíby-Klecany	2011	1713	0,5	3	170	22	1,28	0	0	0	0,00	45	65	110	6,42	0,69
231	30	Zeleneč	2004	995	0,7	3	142	129	12,96	30	180	210	21,11	32	110	142	14,27	0,29
232	30	Zeleneč	2005	995	0,7	3	142	150	15,08	10	50	60	6,03	32	110	142	14,27	0,29
233	30	Zeleneč	2006	995	0,7	3	142	81	8,14	0	0	0	0,00	32	110	142	14,27	0,29
234	30	Zeleneč	2007	995	0,7	3	142	100	10,05	0	0	0	0,00	20	94	114	11,46	0,21
235	30	Zeleneč	2008	995	0,7	3	142	114	11,46	0	0	0	0,00	23	111	134	13,47	0,21
236	30	Zeleneč	2009	1153	0,7	3	142	63	5,46	0	0	0	0,00	23	99	122	10,58	0,23
237	30	Zeleneč	2010	1153	0,7	3	142	97	8,41	0	0	0	0,00	20	100	120	10,41	0,20
238	30	Zeleneč	2011	1153	0,7	3	142	87	7,55	0	0	0	0,00	20	100	120	10,41	0,20
239	31	Blatov	2008	553	0,9	2	135	1	0,18	0	0	0	0,00	19	41	60	10,85	0,46
240	31	Blatov	2009	553	0,9	2	135	0	0,00	0	0	0	0,00	9	21	30	5,42	0,43

Věková struktura, reprodukční potenciál a vliv prostředí na populační dynamiku bažanta obecného (*Phasianus colchicus* Linné, 1758) v současné kulturní krajině

p.č. (Σ)	p.č. (h)	honitba	rok	výměra (ha)	KOP	JTH	Phasianus colchicus (ks)											
							NP	lov		zazvěřování DZ + MZ				sčítaný stav k 31.3.				
								♂	♂/100 ha	♂	♀	♂♀	♂♀/100 ha	♂	♀	♂♀	♂♀/100 ha	♂ : ♀
241	31	Blatov	2010	553	0,9	2	135	0	0,00	0	0	0	0,00	8	15	23	4,16	0,53
242	32	Dubeč	2004	1350	1,2	2	465	651	48,22	0	0	0	0,00	100	360	460	34,07	0,28
243	32	Dubeč	2005	1350	1,2	2	465	894	66,22	0	0	0	0,00	85	385	470	34,81	0,22
244	32	Dubeč	2006	1350	1,2	2	465	268	19,85	0	0	0	0,00	85	380	465	34,44	0,22
245	32	Dubeč	2007	1350	1,2	2	465	445	32,96	0	0	0	0,00	85	380	465	34,44	0,22
246	32	Dubeč	2008	1601	1,2	2	553	568	35,48	0	0	0	0,00	100	450	550	34,35	0,22
247	32	Dubeč	2009	1601	1,2	2	553	193	12,05	0	0	0	0,00	90	370	460	28,73	0,24
248	32	Dubeč	2010	1636	1,2	2	553	180	11,00	0	0	0	0,00	70	320	390	23,84	0,22
249	32	Dubeč	2011	1636	1,2	2	553	122	7,46	0	0	0	0,00	60	280	340	20,78	0,21
250	33	Hodov	2005	542	0,9	2	135	38	7,01	0	0	0	0,00	38	72	110	20,30	0,53
251	33	Hodov	2006	542	0,9	2	135	15	2,77	0	0	0	0,00	31	64	95	17,53	0,48
252	33	Hodov	2007	542	0,9	2	135	14	2,58	0	0	0	0,00	23	29	52	9,59	0,79
253	33	Hodov	2008	542	0,9	2	135	3	0,55	0	0	0	0,00	19	41	60	11,07	0,46
254	33	Hodov	2009	542	0,9	2	135	0	0,00	0	0	0	0,00	8	15	23	4,24	0,53
255	33	Hodov	2010	542	0,9	2	135	0	0,00	0	0	0	0,00	6	9	15	2,77	0,67
256	33	Hodov	2011	542	0,9	2	135	0	0,00	0	0	0	0,00	2	4	6	1,11	0,50
257	34	Horní Počernice	2008	605	0,6	2	135	0	0,00	0	0	0	0,00	120	90	210	34,71	1,33
258	34	Horní Počernice	2009	605	0,6	2	135	81	13,39	0	0	0	0,00	120	85	205	33,88	1,41
259	34	Horní Počernice	2010	699	0,6	2	158	55	7,87	0	0	0	0,00	90	69	159	22,75	1,30
260	34	Horní Počernice	2011	699	0,6	2	158	66	9,44	0	0	0	0,00	90	70	160	22,89	1,29
261	35	Královice	2007	542	0,5	3	114	55	10,15	0	0	0	0,00	54	69	123	22,69	0,78
262	35	Královice	2008	578	0,5	3	121	67	11,59	0	0	0	0,00	50	72	122	21,11	0,69
263	35	Královice	2009	578	0,5	3	121	42	7,27	0	0	0	0,00	30	91	121	20,93	0,33
264	35	Královice	2010	578	0,5	3	121	70	12,11	0	0	0	0,00	33	98	131	22,66	0,34

Věková struktura, reprodukční potenciál a vliv prostředí na populační dynamiku bažanta obecného (*Phasianus colchicus* Linné, 1758) v současné kulturní krajině

p.č. (Σ)	p.č. (h)	honitba	rok	výměra (ha)	KOP	JTH	Phasianus colchicus (ks)											
							NP	lov		zazvěřování DZ + MZ				sčítaný stav k 31.3.				
								♂	♂/100 ha	♂	♀	♂♀	♂♀/100 ha	♂	♀	♂♀	♂♀/100 ha	♂ : ♀
265	35	Královice	2011	570	0,5	3	121	33	5,79	0	0	0	0,00	25	74	99	17,37	0,34
266	36	Letňany	2004	732	0,6	3	108	69	9,43	0	0	0	0,00	28	85	113	15,44	0,33
267	36	Letňany	2005	732	0,6	3	108	70	9,56	0	0	0	0,00	28	87	115	15,71	0,32
268	36	Letňany	2006	732	0,6	3	108	67	9,15	0	0	0	0,00	28	87	115	15,71	0,32
269	36	Letňany	2007	732	0,6	3	108	50	6,83	0	0	0	0,00	32	86	118	16,12	0,37
270	36	Letňany	2008	732	0,6	3	108	77	10,52	0	0	0	0,00	32	85	117	15,98	0,38
271	36	Letňany	2009	732	0,6	3	108	51	6,97	0	0	0	0,00	28	87	115	15,71	0,32
272	36	Letňany	2010	732	0,6	3	108	49	6,69	0	0	0	0,00	24	80	104	14,21	0,30
273	36	Letňany	2011	732	0,6	3	108	40	5,46	0	0	0	0,00	23	77	100	13,66	0,30
274	37	Satalice-Vinoř	2004	880	0,7	2	201	82	9,32	0	0	0	0,00	45	155	200	22,73	0,29
275	37	Satalice-Vinoř	2005	880	0,7	2	201	60	6,82	0	0	0	0,00	75	171	246	27,95	0,44
276	37	Satalice-Vinoř	2006	880	0,7	2	201	85	9,66	0	0	0	0,00	75	181	256	29,09	0,41
277	37	Satalice-Vinoř	2007	880	0,7	2	201	103	11,70	0	0	0	0,00	70	170	240	27,27	0,41
278	37	Satalice-Vinoř	2008	880	0,7	2	201	128	14,55	0	0	0	0,00	75	175	250	28,41	0,43
279	37	Satalice-Vinoř	2009	880	0,7	2	201	81	9,20	0	0	0	0,00	65	175	240	27,27	0,37
280	37	Satalice-Vinoř	2010	880	0,7	2	201	51	5,80	0	0	0	0,00	53	150	203	23,07	0,35
281	37	Satalice-Vinoř	2011	880	0,7	2	201	66	7,50	0	0	0	0,00	53	150	203	23,07	0,35
282	38	Uhříněves	2005	604	0,4	3	122	125	20,70	0	0	0	0,00	52	172	224	37,09	0,30
283	38	Uhříněves	2006	604	0,4	3	122	88	14,57	0	0	0	0,00	64	188	252	41,72	0,34
284	38	Uhříněves	2007	604	0,4	3	122	95	15,73	0	0	0	0,00	79	226	305	50,50	0,35
285	38	Uhříněves	2008	685	0,4	3	139	125	18,25	0	0	0	0,00	72	214	286	41,75	0,34
286	38	Uhříněves	2009	685	0,4	3	139	115	16,79	0	0	0	0,00	77	129	206	30,07	0,60
287	38	Uhříněves	2010	685	0,4	3	139	61	8,91	0	0	0	0,00	73	118	191	27,88	0,62
288	38	Uhříněves	2011	685	0,4	3	139	75	10,95	0	0	0	0,00	69	102	171	24,96	0,68

Příl. č. 7... Neobdělávané plochy na okrajích Prahy ponechané samovolnému vývoji poskytují vhodný biotop pro divokou populaci bažanta obecného. V disertační práci jsou podobné lokality zařazeny do kategorie ostatních ploch (foto: autor)



Příl. č. 8... Ideálním biotopem pro bažanta obecného v podmínkách ČR jsou několik let neobdělávané pozemky, které jsou rozmístěny v zemědělsky obhospodařované krajině. V disertační práci jsou podobné lokality zařazeny do kategorie ostatních ploch (honitba Dubeč; foto: autor)

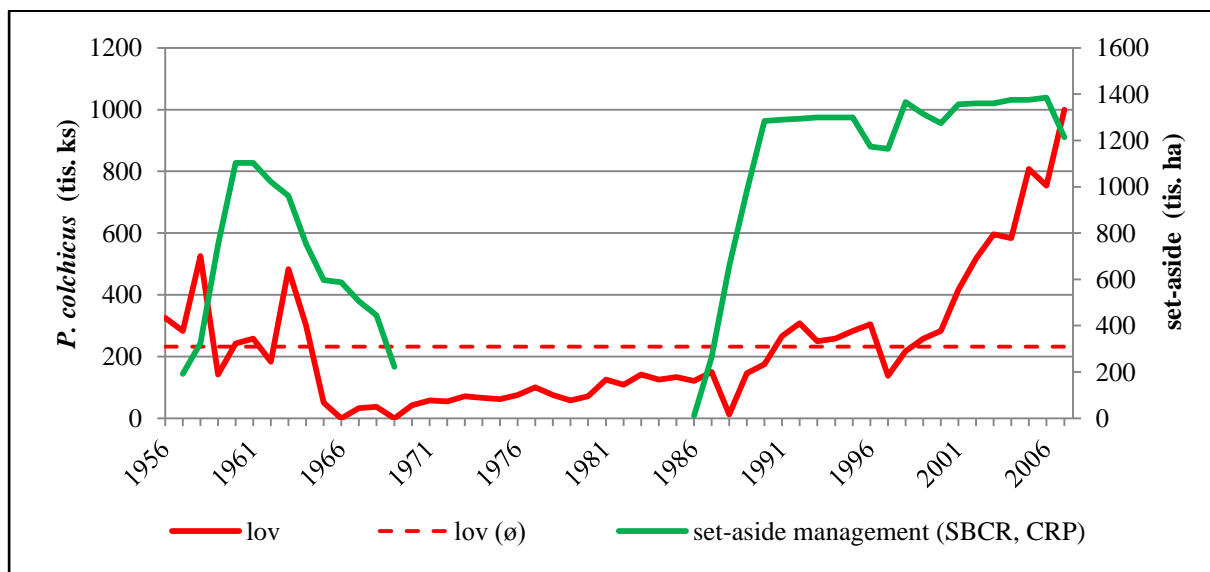


Příl. č. 9... Plochy s hustými porosty travin se zastoupením křovin a stromů nízkého vzrůstu poskytují velmi vhodný biotop také v zimním období. V disertační práci jsou podobné lokality zařazeny do kategorie ostatních ploch (honitba Dubeč; foto: autor)

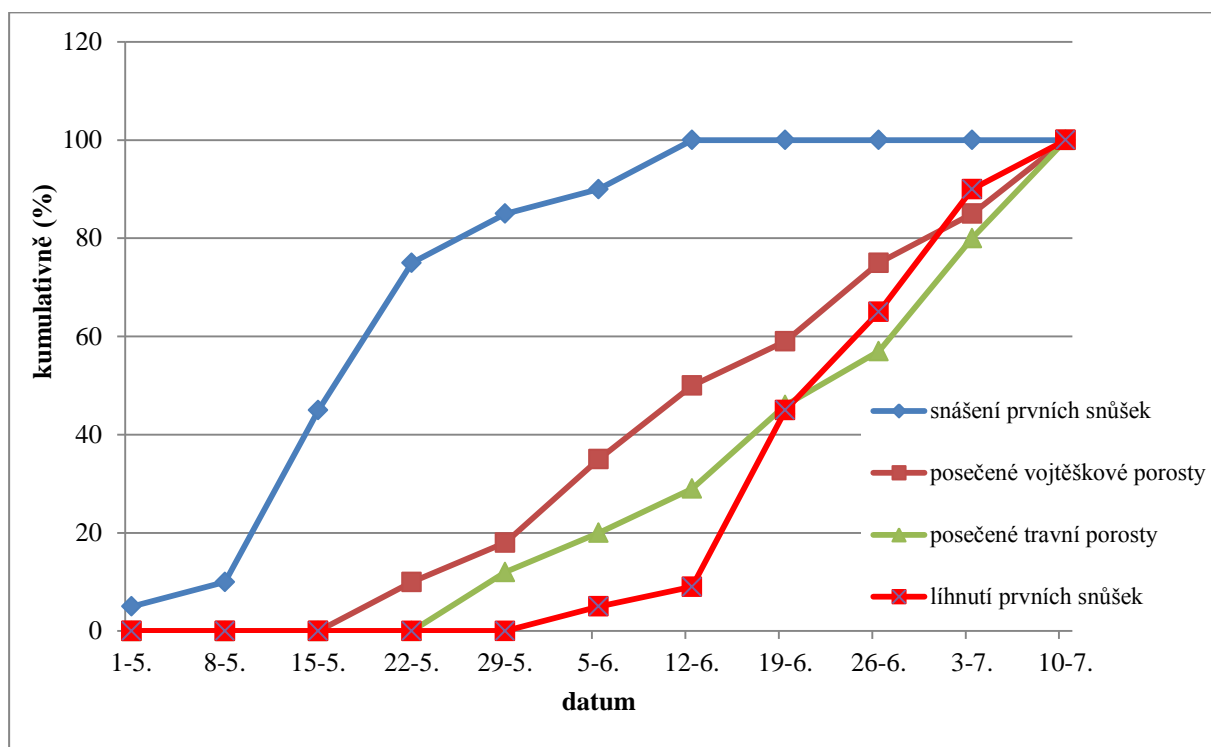


Příl. č. 10... Celkový odlov bažanta obecného v Severní Dakotě (USA) v letech 1956-2007 v závislosti na výměře „set-aside“ managementu (Soil Bank Conservation Reserve, Conservation Reserve Program)

zdroj: <http://www.pheasantblog.org/tag/pheasant-nesting/>



Příl. č. 11... Časový průběh sklizně pícnin a hnízdění bažanta obecného v Pensylvánii (USA) dle Hartman and Sheffer (1971)



Příl. č. 12... Ukázka vhodného biotopu bažanta obecného v Severní Americe, který je typický vysokým podílem zemědělsky neobhospodařovaných travních porostů
zdroj: <http://www.startribune.com/sports/outdoors/blogs/172154671.html>



Příl. č. 13...Komplexní propojení základních biotopových nároků bažanta obecného: nesečené travní porosty (hnízdni a odchovný kryt, potrava), políčko pro zvěř (kryt, potrava), remíz (zimní kryt, potrava); Jižní Dakota (USA)

zdroj: <http://huntdaybreakranch.com/images/Image40.JPG>



Příl. č. 14...Ideální podmínky pro divoký chov bažanta obecného poskytují dlouhodobě nesečené travní porosty a mokřady, na které navazují plochy dřevinného charakteru nízkého vzrůstu (keře, nízké jehličnany); Jižní Dakota (USA)

zdroj: http://huntdaybreakranch.com/images/20101102_163756_IMG_6222.JPG



Příl. č. 15...Na plochy trvalého krytu by měla navazovat políčka pro zvěř, která budou v zimním období plnit funkci potravní a zároveň krytovou; Jižní Dakota (USA)

zdroj: <http://huntdaybreakranch.com/images/Image42.JPG>



Příl. č. 16...Optimálním prostředím pro bažanta obecného je textura krajiny skládající se z pravidelně rozmístěných ploch „set-aside“ managementu v zemědělsky využívané krajině; Jižní Dakota (USA)

zdroj: http://www.landsofamerica.com/south_dakota/land-for-sale/320-acres-in-Lyman-County-South-Dakota/id/927823



Příl. č. 17...Nově založený zimní kryt, který bude plnit nejen funkci krytovou (jehličnany, keře), ale i potravní (plodonosné keře); Jižní Dakota (USA)

zdroj: https://www.fsa.usda.gov/Internet/FSA_Image/sd_719_2.jpg



Příl. č. 18...Zakládání plochy dlouhodobě neobdělávaných travino-bylinných porostů v rámci programu CREP (obdoba CRP) jsou vhodným biotopem pro divokou populaci bažanta obecného; Jižní Dakota (USA)

zdroj: <http://www.pheasantblog.org/tag/south-dakota-pheasants-forever/>



Příl. č. 19...Cíleně založený porost travino-bylinného charakteru (hnízdni a odchovný kryt poskytující zároveň pestrou nabídku hmyzu) podpořený neziskovou organizací Pheasants Forever; Nebraska (USA)

zdroj: http://journalstar.com/sports/local/outdoors/meeting-focuses-on-improving-habitat-in-state/article_7ba71dcc-183a-5103-97e4-38ec00029924.html



Příl. č. 20...Rozsáhlé vojtěškové porosty při standardním zemědělském hospodaření (3-4 seče/rok) ovlivňují u bažanta obecného velmi negativně celkovou hnízdni úspěšnost, mortalitu mláďat a dospělých samic (honitba Jirny I; foto: autor)



Příl. č. 21...Na Brandýsku na rozdíl od okrajů Prahy převládají mezi obhospodařovanými půdními bloky spíše liniové prvky rozptýlené zeleně než plošné (honitba Jirny II; foto: autor)



Příl. č. 22...Monokulturní agrární krajina bez prvků rozptýlené zeleně poskytuje velmi omezené potravní, krytové a hnízdní prostředí pro bažanta obecného (honitba Zeleneč; foto: autor)

