

POPULAČNÍ DYNAMIKA A REPRODUKCE BAŽANTA OBECNÉHO (*PHASIANUS COLCHICUS* LINNÉ, 1758) V KULTURNÍ KRAJINĚ BRANDÝSKA

POPULATION DYNAMICS AND REPRODUCTION OF THE COMMON PHEASANT (*PHASIANUS COLCHICUS* LINNÉ, 1758) IN THE CULTIVATED LANDSCAPE BRANDÝSKO, CZECH REPUBLIC

TOMÁŠ ZÍKA - JIŘÍ JANOTA - JITKA KŮTOVÁ

Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta lesnická a dřevařská, Praha

ABSTRACT

Population dynamics of wild population of the common pheasant (*Phasianus colchicus*) was studied in the district Brandýs nad Labem (Czech Republic, Central Bohemia) between 2004 and 2011. The study included 30 hunting grounds covering an area of 30,381 ha. The influence of predator control by red fox (*Vulpes vulpes*), beech marten (*Martes foina*), pine marten (*M. martes*), magpie (*Pica pica*), carrion crow (*Corvus corone*), and wild boar (*Sus scrofa*) on the pheasant abundance was evaluated. Except for wild boar, the positive correlation between number of pheasants and predators (i.e. bag statistics) was found. Impact of climatic factors (i.e. rainfall, temperature, duration of sunshine) on the pheasant population dynamics was also investigated. Rainfall in breeding season was determined as the most important factor influencing the population dynamics of pheasants. Hand-reared pheasants are released during the breeding seasons in several hunting grounds (<5) in the study area in order to support the wild populations. The correlation between number of released individuals and total harvest was examined. Releasing of hand-reared animals did not appear to be an efficient management practice increasing a total harvest of pheasants in our study. A total of 1,185 primary proximal feathers was collected from harvested pheasants during the period of 2009 and 2011 in order to determine the proportion of juveniles and adults in each study year (2009 – juveniles 39.1%: adults 60.9%; 2010 – 48.3%: 51.7%; 2011 – 53.6%: 46.4%) and the population growth from spring to fall (2009 – 64.3%, 2010 – 93.4%, and 2011 – 115.3%).

Klíčová slova: bažant obecný, populační dynamika, reprodukce, Brandýs nad Labem, Česká republika

Key words: common pheasant, population dynamics, reproduction, Czech Republic

ÚVOD

Pokles početnosti bažanta obecného (*Phasianus colchicus*) ve 2. polovině 20. století zasáhl většinu zemí ekonomicky vyspělého světa s intenzivní zemědělskou výrobou. Nejvíce studií, které se tímto trendem a populační dynamikou bažanta obecného zabývaly, pochází ze Severní Ameriky (BERTHELSEN et al. 1989; KING, SAVIDGE 1995; JOHNSGARD 1999) a Evropy (HILL, ROBERTSON 1988; DRAYCOTT et al. 2002; BALDI, FARAGO 2007). 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, CONNELLY 2009). Nárůst používání pesticidů souvisí s omezováním potravní nabídky zvláště bezobratlých, kteří jsou v prvních třech týdnech dominantní složkou potravy kuřat, zvyšuje jejich mortalitu, zhoršuje fyzickou kondici a způsobuje větší náchylnost k predaci (TRAUTMAN 1982). K významným faktorům, které ovlivnily pokles početnosti, patří nárůst predačního tlaku. Autoři poukazují na výrazné snížení hnízdění úspěšnosti, zapříčiněné vysokou mírou predace hnízd (HILL, ROBERTSON 1988; DRAYCOTT et al. 2008). Ta je nejen způsobena 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 udr-

žitelnou stabilní populaci (GATES, HALE 1975; RILEY, SCHULZ 2001). Hnízdní predace patří mezi hlavní příčiny nízkého přírůstu, navíc je primárním důvodem ztrát na hnízdech (RILEY, SCHULZ 2001; WHITTINGHAM, EVANS 2004).

Vysoká hnízdní predace je limitující reprodukční faktor i pro další důležité druhy z pohledu mysliveckého managementu, konkrétně z řádů Galliformes a Anseriformes, např. (abecedně) kachna divoká (*Anas platyrhynchos*), koroptev polní (*Perdix perdix*), polák chocholačka (*Aythya fuligula*), polák velký (*Aythya ferina*), tetřev hlušec (*Teatro urogallus*), tetřev obecný (*Teatro tetrix*), jeřábek lesní (*Bonasa bonasia*) atd., neboť se jedná o druhy primárně hnízdící na zemi (RANDS 1988; BATT et al. 1992; TAPPER et al. 1996; NEWTON 1998; BARBER et al. 2001).

Kromě vrány obecné (*Corvus corone*), jejíž početnost stagnuje, došlo v českých zemích v posledních desetiletích k postupnému nárůstu abundance většiny predátorů, kteří ovlivňují populační dynamiku bažanta obecného ve volné přírodě, např. (abecedně) jestřáb lesní (*Accipiter gentilis*), jezevec lesní (*Meles meles*), krkavec velký (*Corvus corax*), kuna lesní (*Martes martes*), kuna skalní (*Martes foina*), liška obecná (*Vulpes vulpes*), moták pochop (*Circus aeruginosus*), norek americký (*Musela vison*), prase divoké (*Sus scrofa*), psík mývalovitý (*Nyctereutes procyonoides*), straka obecná (*Pica pica*) atd. (MICHAELLI 1999; ŠŤASTNÝ et al. 2006).

Výše uvedené skutečnosti se projevily u volně žijící populace bažanta obecného v českých zemích (ANDRESKA, ANDRESKOVÁ 1993; VACH et al. 2010). 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 až 300 tis. jedinců. Početnost bažanta obecného měla vzestupnou tendenci rámcově do poloviny 70. let 20. století; od té doby se velikost volně žijících populací snižovala. Na podkladě sčítání k 31.03. běžného roku, které je každoročně na území České republiky sumarizováno, se početnost bažanta obecného oproti 70. létům minulého století snížila o cca 75 % (MZe ČR – Mysl 1-01).

Mezi další důležité faktory, které ovlivňují populační dynamiku, patří klimatické podmínky v daném roce, zejména průběh zimy, výše sněhové pokrývky, teplota a srážky v hnízdním období (SEKERA 1954; DRAYCOTT et al. 2002). Tito činitelé způsobují meziočnní fluktuace v početnosti, z dlouhodobého hlediska je pro abundanci podstatná celková kvalita biotopu (BEALEY 1993; ROBERTSON et al. 1993; KING, SAVIDGE 1995).

Jednou z možností, jak kompenzovat úbytek divoké populace, je vypouštění uměle odchovaných jedinců pro posílení divokých populací. Důvodem je také rozšíření loveckých možností. Tento způsob však přináší mnohá negativa, např. vysokou mortalitu (SHIPLEY, SCOTT 2006), nízké reprodukční schopnosti odchovaných bažantů ve volnosti (SAGE et al. 2003), nutnost důsledného tlumení predátorů, predací atraktivitu vypuštěných bažantů a s ní související zvýšený tlak na divoké jedince (TAPPER 1999; DRAYCOTT et al. 2002). Nelze opomenout ani narušení genofondu divoké populace (LAIKRE et al. 2006). V posledních deseti letech je v České republice ročně vypouštěno v průměru cca 500 tis. uměle odchovaných bažantů obecných (MZe ČR – Mysl 1-01). Proto je v současné době v České republice velmi komplikované najít ucelené území se stabilní divokou populací, kde by bylo možné sledovat faktory, které skutečně ovlivňují populační dynamiku bažanta obecného.

Cílem této studie je zjištění reprodukčních ukazatelů divoké populace a závislost mezi populační dynamikou bažanta obecného v letech 2004–2011 a faktory, které ji ovlivňují. Práce zkoumá vliv vypouštění a odlovu predátorů („predator control“) na početnost bažanta obecného v průběhu sledovaného období (konkrétně lišky obecné, kuny skalní a kuny lesní, straky obecné a vrány obecné i prasete divokého). Analyzován je rovněž vliv klimatických činitelů na populační dynamiku bažanta obecného (srážkový úhrn, teplota a doba trvání slunečního svitu).

MATERIÁL A METODIKA

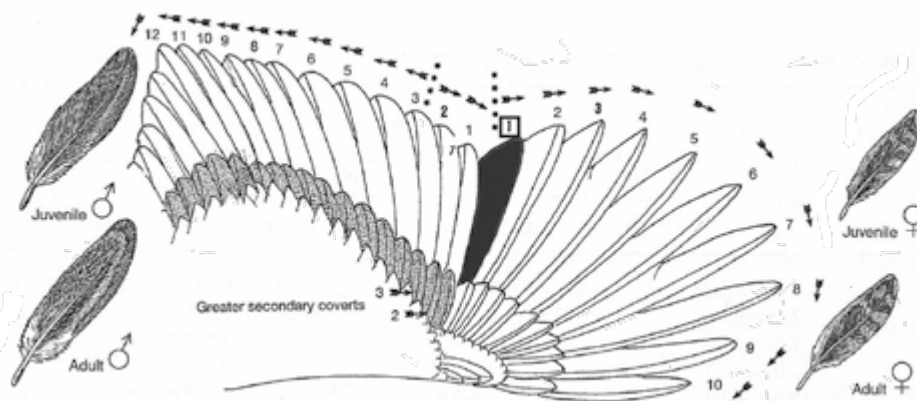
Pro účely studie byla vybrána oblast vymezená 30 honitbami (Středočeský kraj, celá správní oblast obce s rozšířenou působností Brandýs nad Labem), které se nacházejí S-SV-V směrem od Prahy. Na sledovaném území nedochází k vypouštění uměle odchované mladé zvěře v letním období, ani těšně před začátkem lovecké sezóny. Pouze minimální část honiteb (< 5) vypouští v předhnízdnním období určitý počet zvěře, převážně slepic, pro podporu hnízdní populace. Vzhledem k vysoké mortalitě a minimální reprodukční schopnosti uměle odchovaných jedinců je jejich vliv na populaci zanedbatelný (SHIPLEY, SCOTT 2006; MUSIL, CONNELLY 2009). Na sledovaném území ani v širším okolí není uznána bažantnice, která by ovlivňovala výši odlovu v dotčených honitbách. Z těchto důvodů je lokalita vhodná pro posuzování činitelů, které ovlivňují populační dynamiku divoké populace. Celý roční úlovek je tvořen kohouty z divoké populace.

Celková výměra lokality dosahuje 30 381 ha, z toho podíl zemědělské půdy činí 84,7 %, lesní půdy 10,5 %, ostatních pozemků 3,7 % a vodní plochy 1,1 % (MZe ČR – Mysl 1-01). Jedná se o oblast intenzivně zemědělsky využívanou a spadající do zemědělské výrobní oblasti řepařské. Lokalita je charakteristická vysokým stupněm zornění (> 80 %) s minimálním podílem trvalých travních porostů. Z plodin dominují olejnice (řepka), obilniny (pšenice, ječmen, kukuřice) a v menší míře řepa, produkce ovoce a zeleniny je současně době minimální. Průměrná nadmořská výška oblasti dosahuje 235 m n. m.

Klimatická data byla získána z meteorologické stanice Českého hydrometeorologického ústavu, konkrétně z automatizované stanice Brandýs nad Labem – Stará Boleslav, která se nachází uprostřed zájmové oblasti.

Jako ukazatel populační hustoty byla použita výše odlovu v jednotlivých honitbách (MZe ČR – Mysl 1-01). V případě divoké populace se jedná o objektivní veličinu, která reálně popisuje početnost bažanta v daném roce (MAYER 1983; DRAYCOTT et al. 2002; SANTILLI, BAGLIACCA 2008).

V letech 2009–2011 byly na základě měření průměru brku (trnu) první proximální letky (obr. 1) determinovány dvě věkové skupiny z ulovených samců bažanta obecného, a to na jedince juvenilní a starší jednoho roku (GREENBERG et al. 1972; WOODBURN et al. 2009). Na základě poměru pohlaví samců a samic a jejich vzájemném relativním zastoupení v předhnízdnním období (MZe ČR – Mysl 1-01) byl s pomocí níže uvedeného vzorce vypočten reálný reprodukční koeficient vztážený do doby lovecké sezóny (16.10.–31.12.). Předpokladem pro výpočet je reprodukce druhu v poměru pohlaví 1:1 a rámcově stejná mortalita samců a samic v populaci (GATES, HALE 1975; GRAHN 1993).



Obr. 1.

První proximální letka *Phasianus colchicus* (JOHNSGARD 1999, kresbu upravil T. Zíka)

Fig. 1.

The primary proximal feather of *Phasianus colchicus* (JOHNSGARD 1999, drawing adapted by T. Zíka)

$$RRK = \left[\frac{\sigma^2}{\sigma^2 + 1} \times 100\% \right] \times \left[\frac{\sigma^2_{JSS}}{\sigma^2_{JSS} + \frac{\sigma^2}{\sigma^2_{JSS}}} + \frac{\sigma^2}{\sigma^2_{JSS}} \times \frac{\sigma^2_{JSS}}{\sigma^2_{JSS}} \right] \quad (\text{GATES, HALE 1975})$$

RRK reálný reprodukční koeficient (přírůstek juvenilních jedinců ♀ ♂ v procentech)

♂ 1- relativní zastoupení juvenilních samců v průběhu lovecké sezóny

♂ 1+ relativní zastoupení samců starších jednoho roku v průběhu lovecké sezóny

$\frac{\sigma^2_{JSS}}{\sigma^2_{JSS}}$ relativní zastoupení samců v jarním sčítaném stavu (k 31.03.)

$\frac{\sigma^2_{JSS}}{\sigma^2_{JSS}}$ poměr samců vůči samicím v jarním sčítaném stavu

$\frac{\sigma^2_{JSS}}{\sigma^2_{JSS}}$ relativní zastoupení samic v jarním sčítaném stavu (k 31.03.)

Z reálného reprodukčního koeficientu bylo spočítáno zastoupení juvenilních jedinců:

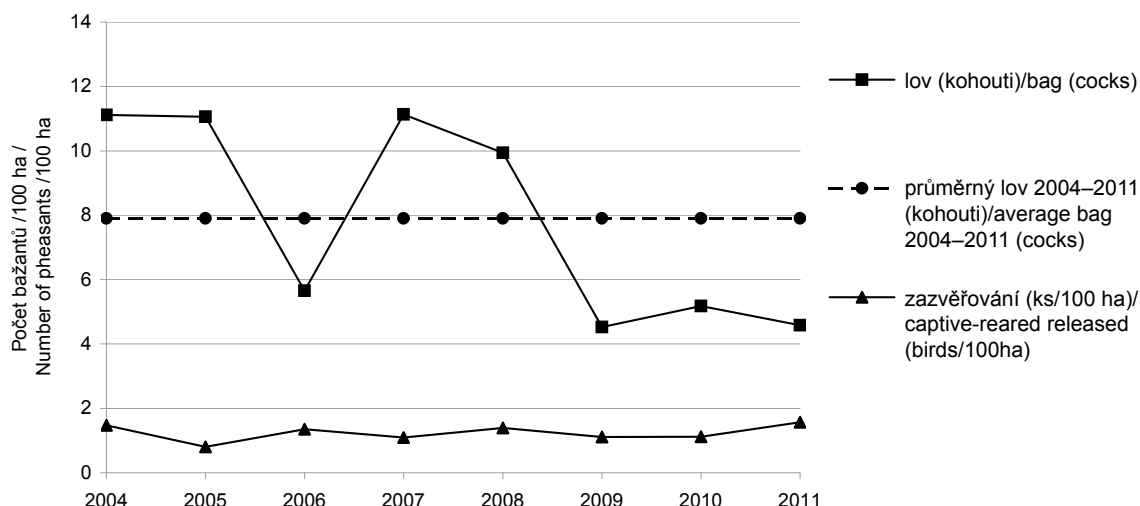
$$J(\sigma^2) = \frac{RRK}{100 + RRK} \times 100\%$$

JJ (♀♂) zastoupení juvenilních jedinců (♀♂) v podzimní populaci (%)

Vzájemná závislost mezi jednotlivými faktory byla vyhodnocována pomocí korelační analýzy. K výpočtům byl použit software STATISTICA 9.

VÝSLEDKY

Populační dynamika bažanta obecného vyjádřená odlovem je znázorněna na obr. 2. Jedná se o souhrnné údaje celé sledované oblasti. V letech 2005–2011 výsledky zahrnovaly 30 honiteb, v roce 2004 celkem 28, neboť dvě honitby nebyly uvedeny do souladu se zákonem č. 449/2001 Sb., o myslivosti. S ohledem na průměrnou výši lovu byly nadprůměrné odlovy soustředěny do prvních pěti let, s výjimkou roku 2006. V letech 2009–2011 dosahoval lov výrazně podprůměrných hodnot. Celkový trend za oblast v podstatě kopíruje vývoj v jednotlivých honitbách. Tab. 1 sumarizuje vývoj lovu ve sledovaných honitbách. Veličina „změna oproti průměru“ je vždy vztažena k průměrnému odlovu honitby a ne oblasti. V závislosti na honitbě a roku bylo ve sledované oblasti loveno 0,0–32,7 ks/100 ha (ø 7,9 ks/100 ha). V souladu s poklesem početnosti bažanta obecného se postupně zvýšil počet honiteb, kde nebyl prováděn lov ze dvou (2004) na čtyři honitby (2011).



Obr. 2. Populační dynamika *Phasianus colchicus* ve sledované oblasti

Fig. 2. Population dynamics of *Phasianus colchicus* in the study area

Tab. 1. Populační dynamika *Phasianus colchicus* dle odlovu v honitbách
Population dynamics of *Phasianus colchicus* according to bag in hunting grounds

Rok/ Year	Změna oproti průměru/ Variation from the mean		Meziroční změna/ Year-on-year variation		Lov (počet honiteb)/ Bag (number of hunting grounds)	Neloven (počet honiteb)/No bag (number of hunting grounds)	Honitby celkem/ Hunting grounds in total
	Pokles/ Decline	Nárůst (stagnace)/ Growth (stagnation)	Pokles/ Decline	Nárůst (stagnace)/ Growth (stagnation)			
2004	5	21	-	-	26	2	28
2005	7	21	10	16	28	2	30
2006	21	7	20	8	28	2	30
2007	4	24	1	27	28	2	30
2008	3	25	16	12	28	2	30
2009	21	6	24	4	27	3	30
2010	21	5	12	15	26	4	30
2011	23	3	17	10	26	4	30

V letech 2009–2011 byly zjišťovány reprodukční ukazatele populace na základě odběru první proximální letky z ulovených samců (GREENBERG et al. 1972). Následně byl počítán reálný reprodukční koeficient, který vyjadřuje přírůstek populace v daném roce (GATES, HALE 1975). Při zpracování byly použity údaje o relativním zastoupení samců a samic v předhnízdni populaci, aby mohl být RRRK vztažen na celou populaci. V letech 2009–2011 bylo odebráno celkem 1185 vzorků, tj. 27,3 % ze všech ulovených bažantů: 2009 – 482 ks (35,1 %), 2010 – 318 ks (20,2 %), 2011 – 385 ks (27,6 %). V roce 2009 byla pera odebrána v 16 honitbách (tj. 59,3 % honitb s lovem bažanta), v roce 2010 v 9 honitbách (34,6 %) a v roce 2011 v 11 honitbách (42,3 %). RRRK, resp. JJ (♀♂) v jednotlivých letech ve sledované lokalitě činily: 2009 – 64,3 %, resp. 39,1 %; 2010 – 93,4 %, resp. 48,3 %; 2011 – 115,3 %, resp. 53,6 %.

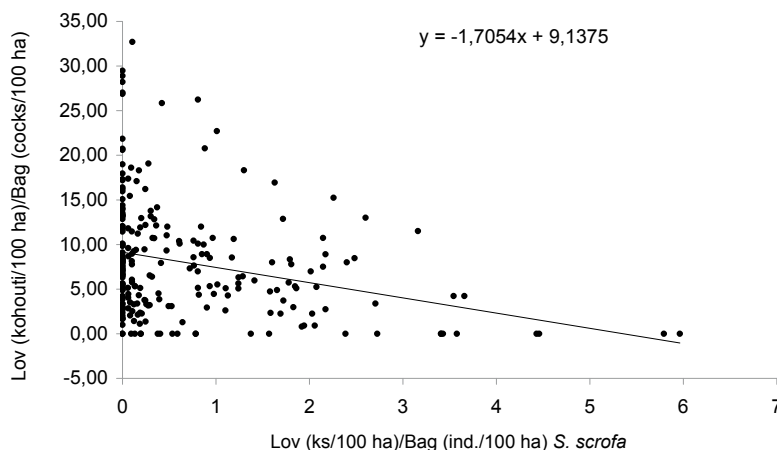
Každoročně dochází v několika honitbách (< 5) k podpoře divoké populace uměle odchovanými jedinci. Je vypouštěna dospělá zvěř (hlavně ♀) v předhnízdni a hnízdni období pro zvýšení přirozeného přírůstku (obr. 2). Mezi výší lovu v podzimním období a vypouštěním zvěře nebyla zjištěna signifikantní závislost ($r = 0,0076$, $n = 238$, $p = 0,908$).

V letech 2004–2011 byla zjišťována závislost mezi lovem níže uvedených predátorů (míra predanční kontroly) a populační dynamikou bažanta obecného v jednotlivých honitbách. Statisticky signifikantní

závislost byla prokázána u všech hodnocených predátorů. V případě lišky obecné, kuny lesní a kuny skalní (hodnoceno dohromady), straky obecné a vrány obecné (hodnoceno dohromady) byla zjištěna vazba, kdy výše lovu dotčených predátorů pozitivně ovlivňuje lov bažanta v daném roce (tab. 2). Statisticky významná závislost byla prokázána rovněž u prasete divokého, nicméně zde výsledky ukazují na negativní vztah mezi výší lovu prasete divokého a bažanta obecného (obr. 3). Obr. 4 znázorňuje křivky odlovu predátorů a bažanta obecného.

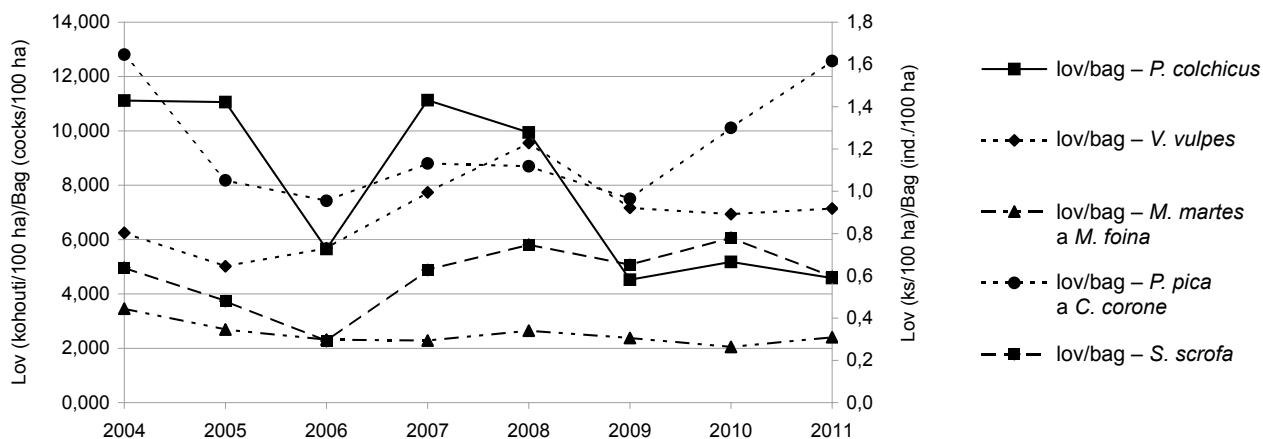
Tab. 2. Vliv odlovu predátorů na populační dynamiku *Phasianus colchicus*
Impact of predator control on population dynamics of *Phasianus colchicus*

Druh/Species	Korelační koeficient/ Correlation coefficient	n	p
<i>Vulpes vulpes</i>	0,1529	238	0,018
<i>Martes martes</i> , <i>Martes foina</i>	0,1964	238	0,002
<i>Pica pica</i> , <i>Corvus corone</i>	0,1341	238	0,039
<i>Sus scrofa</i>	-0,2749	238	0,000.



Obr. 3. Vliv lovu *Sus scrofa* na lov *Phasianus colchicus* v jednotlivých honitbách

Fig. 3. Impact of *Sus scrofa* bag on the bag of *Phasianus colchicus* in hunting grounds



Obr. 4. Odlov *Phasianus colchicus* a vybraných predátorů
Fig. 4. The bag of *Phasianus colchicus* and selected predators

Průměrné hodnoty základních klimatických činitelů za sledované období 2004–2011: teplota 10,0 °C, roční úhrn srážek 572 mm, délka slunečního svitu 1672 h. Dlouhodobé průměrné hodnoty srážek a teploty stanovené za období 1961–1990 pro Prahu a střední Čechy jsou: teplota 9,2 °C, roční úhrn srážek 590 mm (Český hydrometeorologický ústav). Lze konstatovat, že dané období bylo z hlediska srážek mírně podprůměrné a teplotně lehce nadprůměrné. Lokalita se nachází v klimatické oblasti T2 – teplé, pouze okrajově v jižní části MT10 – mírně teplá (QUITT 1971).

Při studiu klimatických faktorů a jejich vlivu na populaci bažanta obecného v jednotlivých letech bylo zjištěno, že největší vliv na podzimní odlov má výše srážek (tab. 3). Rovněž celoroční srážkový úhrn působí negativně na celkový odlov. Nejvíce se záporný efekt projevuje v období, do kterého spadá tok, první snůžky, inkubace a následně

Tab. 3.

Vliv klimatických činitelů na populační dynamiku *Phasianus colchicus*
Impact of climatic factors on population dynamics of *Phasianus colchicus*

Faktor/Factor	Měsíc/ Month	Korelační koeficient/ Correlation coefficient	n	p
Srážky/Rainfall	I.–II.	0,3259	238	0,000.
	III.–IV.	-0,2053	238	0,001
	V.–VI.	-0,2717	238	0,000.
	III. - VI.	-0,3185	238	0,000.
	I. - XII.	-0,1436	238	0,027
Teplota/ Temperature	I. - II.	0,3074	238	0,000.
	III. - IV.	-0,0641	238	0,325
	V. - VI.	0,0714	238	0,273
	III. - VI.	-0,0048	238	0,942
	I. - XII.	0,0977	238	0,133
Doba trvání slunečního svitu/ Sunshine period	I. - II.	-0,019	238	0,766
	III. - IV.	-0,061	238	0,350
	V. - VI.	0,063	238	0,331
	III. - VI.	0,007	238	0,917
	I. - XII.	-0,080	238	0,220

líhnutí a odchov kuřat (měsíce: III.–VI.). Větší vliv v porovnání s obdobím březen–duben je u května–června, kam spadá doba líhnutí prvních snůžek. Data ukazují na podstatný vliv srážek a teploty v měsících leden–únor, kdy klimaticky mírná a vlhčí zima pozitivně ovlivňuje početnost bažanta obecného v daném roce. Všechny honitby se vyskytují v oblasti s nízkou a krátkodobou sněhovou pokrývkou.

Průměrné srážkové úhrny v letech 2004–2011: 195 mm (III.–VI.), 55 mm (III.–IV.) a 140 mm (V.–VI.).

V letech 2004–2005, které byly z pohledu početnosti bažanta obecného nadprůměrné, se srážky v měsících III.–VI. pohybovaly na úrovni 167 mm (2004) a 147 mm (2005), tj. 15 %, resp. 25 % pod průměrem. Rovněž hodnoty z měsíců III.–IV (2004: -25 %, 2005: -31 %) a V.–VI. (2004: -11 %, 2005: -21 %) byly pod normálem. Analogický trend byl zaznamenán pro rok 2007, kdy odlovy dosáhly za sledované období maxima III.–VI. (-19 %), III.–IV. (-60 %) a V.–VI. (-3 %). Rok 2008 byl posledním nadprůměrným rokem, ale odlovy v porovnání s rokem 2007 poklesly o 11 %. Srážkové úhrny činily: III.–VI. (+15 %), III.–IV. (+38 %) a V.–VI. (+6 %).

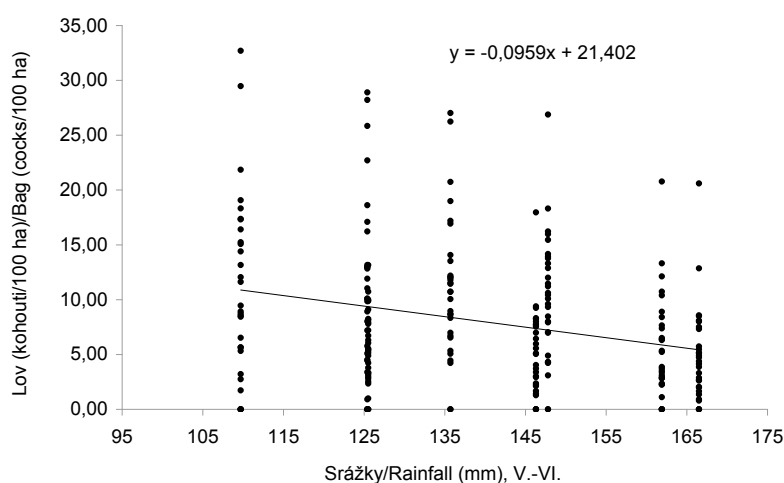
Početně podprůměrné roky nastaly v letech 2006 a 2009–2011. Všechny roky byly typické nadprůměrnými srážkami za březen–červen, zvláště pak: 2006 (+20 %), 2009 (+14 %) a 2010 (+9 %). V roce 2006 byly výrazné srážkové nadprůměrné měsíce březen–duben (+98 %) a v letech 2009, resp. 2010 květen–červen (+19 %, resp. +16 %).

Obr. 5 znázorňuje závislost odlovu bažanta obecného na srážkovém úhrnu za měsíce květen–červen v jednotlivých honitbách v letech 2004–2011.

Kromě průměrné teploty v měsících leden–únor nebyla u teploty zjištěna statisticky signifikantní korelace s početností bažanta obecného v honitbách za období 2004–2011. U délky slunečního svitu nebyl ani v jednom ze zkoumaných období zaznamenán statisticky průkazný vliv.

DISKUSE

Z hlediska vývoje populační dynamiky byl celkový vývoj v oblasti prakticky všeobecným obrazem trendu v jednotlivých honitbách. Z průběhu křivky odlovu (obr. 2) jsou patrné výrazné meziroční výkyvy, způsobené převážně meziročně proměnlivými faktory (Se-



Obr. 5.

Vliv výše srážek (V.–VI.) na výši odlovu v jednotlivých honitbách

Fig. 5.

Impact of rainfall (V.–VI.) on the bag in hunting grounds

KERA 1954; DRAYCOTT et al. 2002). Bažant obecný je druh, který se vyznačuje vysokým reprodukčním potenciálem, ovšem jeho reálnou reprodukci ovlivňuje velké množství činitelů (klimatické podmínky, kvalita biotopu, predace atd.), kteří způsobují často značnou fluktuaci v abundanci (JOHNSGARD 1999). Z výše uvedených výsledků vyplývá, že poslední tři roky byly z hlediska početnosti (vyjádřeno odlovem) podprůměrné (obr. 2). V tomto období byly sledovány reprodukční ukazatele (RRK) a zastoupení mladé zvěře v populaci [$JJ(\frac{\text{♀}}{\text{♂}})$]. Výše odlovu je u divoké populace reálným obrazem skutečné abundance (MAYER 1983; DRAYCOTT et al. 2002; SANTILLI, 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 (-54 %), bylo v populaci zastoupeno velmi málo mladé zvěře, konkrétně 39,1 %. 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 až tří let výrazně narušit reprodukci a strukturu populace (HILL 1985; RILEY, SCHULZ 2001; PURGER et al. 2008). V roce 2010 došlo k nárůstu RRK (93,3 %), a tím i ke zvýšení podílu mladé zvěře v populaci (48,3 %), podobně tak v roce 2011, kdy byl podíl juvenilních jedinců za sledované období nejvyšší (53,6 %). S ohledem na populační dynamiku se jedná stále o poměrně nízké číslo. V severoamerických a západoevropských populacích jsou uváděny podíly mladé zvěře v rozsahu 47–83 %, průměrně však přes 60 % s optimální mírou 60–80 % (GATES, HALE 1975; JOHNSGARD 1999). JANSON (1962) odebíral v letech 1959–1961 nohy (stojáky) a křídla z ulovených bažantů (♂), přičemž podíl jedinců starších jednoho roku dosahoval maximálně 10 %. Na Brandýsku bylo zastoupení juvenilních samců nižší (2009 – 56,6 %, 2010 – 64,5 %, 2011 – 70,9 %), nicméně od největšího meziročního propadu početnosti v roce 2009 se postupně zvyšovala početnost mladé zvěře. V každé lokalitě, kde probíhá pravidelný lov a jsou loveni pouze kohouti (jako na správním území obce s rozšířenou působností Brandýs nad Labem), je vždy v podzimní populaci „uměle“ docíleno vyššího zastoupení mladých samců než mladých slesc, jejichž početnost není snižována lovem, ale pouze přirozenými životními podmínkami.

Nelze ani opomenout, že cílem správného mysliveckého managementu je plánování lovu s ohledem na reprodukci a skutečný přírůstek. Přestože je v celorepublikovém měřítku počet honitb s výskytem divoké reprodukceschopné populace bažanta obecného omezený, vychází plánování v těchto honitbách z reálného stavu populace. Toto tvrzení na Brandýsku podporuje i fakt úzké korelace mezi jarním sčítaným stavem a podzimním odlovem ($r = 0,5447$, $n = 238$, $p = 0,000$). Vzorec pro výpočet RRK kalkuluje s početním stavem hlavně pro účely získání relativního zastoupení samců a samic v populaci. Lze konstatovat, že z hlediska změny početnosti měly jarní sčítané stavy a podzimní odlovy analogické meziroční změny v trendu (MZe ČR – Mysl 1-01). Velmi úzká korelace mezi odlovem a jarní početností byla v Čechách typická v době, kdy většina úlovků připadala na divoké bažanty (ZÍKA 2010). Tento fakt se postupně začal měnit od 2. poloviny 70. let 20. století, kdy docházelo k postupnému úbytku divoké přirozeně se reprodukcující populace (NOVÁKOVÁ 1980; ANDRESKA, ANDRESKOVÁ 1993; HUDEC et al. 2005). Samozřejmě v oblastech, kde tvoří dominantní část úlovků uměle odchovaní bažanti, tyto zásady neplatí.

Z výsledků za roky 2004–2011 vyplývá, že vypouštění uměle odchovaných jedinců v jarním období nemá žádný pozitivní účinek na podzimní abundanci a následnou výši lovu. Mnohé studie se zabývaly umělým odchovem bažantů a jejich adaptací na přírodní podmínky (SHIPLEY, SCOTT 2006), predací (MUSIL, CONNELLY 2009), reprodukci (HILL, ROBERTSON 1988; SAGE et al. 2003), genetikou (LAIKRE et al. 2006) a dopadem na divokou populaci (TAPPER 1999). Jedinci pochá-

zející z umělého chovu nejsou zpravidla schopni zajistit trvale udržitelnou populaci bez adekvátní úpravy biotopu. Snižování početnosti a denzity divokých populací v Severní Americe a Evropě ve 2. polovině 20. století bylo důsledkem změn biotopu, které souvisely s novými přístupy v intenzifikaci zemědělské výroby (HILL, ROBERTSON 1988; KING, SAVIDGE 1995; BALDI, FARAGO 2007).

Kromě prasete divokého byla u všech sledovaných predátorů prokázána pozitivní vazba mezi predací kontrolou a výší úlovků v daném roce. 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 hnízdění predace (SEKERA 1954; DRAYCOTT et al. 2007). Všechny výše uvedené druhy patří mezi predátory, kteří jsou rozšířeni ve všech honitbách. Z toho důvodu je důsledkem odlovu (predační kontroly) snížení početnosti predátora, a tím omezení predacího tlaku na bažanta obecného (SAGE, ROBERTSON 2000). Odlišné výsledky byly zjištěny u prasete divokého, kde bylo prokázáno, že mezi odlovem bažanta obecného a prasete existuje silná negativní závislost. V agrární krajině Brandýska, která je typická nízkou lesnatostí, není prase divoké celoplošně a pravidelně se vyskytující druhem. Jeho přítomnost je primárně vázána na lesní komplexy, odkud se, v případě vhodných podmínek, rozšiřuje do polních kultur. V oblasti je pravidelný výskyt vázán především na lesní komplex S-SV od Brandýska nad Labem (honitby Dlouhý Běh a Hlavenec). V jižní části se nachází ucelený lesní komplex mezi Klánovicemi, Újezdem nad Lesy a Úvaly, který s oblastí pouze hraničí (jiná správní oblast), ale prasata divoká se zde vyskytují celoročně. Odtud migrují do okolních polních honitb. 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. Z tohoto důvodu lov nevyjadřuje míru redukce, ale je spíše ukazatelem momentálního výskytu. Z pohledu potravní ekologie je prase divoké hlavně predátorem hnízd, popř. juvenilní zvěře (MASSEI, GENOV 2004). V tomto směru mohou tlupy prasat divokých působit značné škody na drobné zvěři v honitbách s „vhodným“ složením pěstovaných plodin, které poskytují potravu a kryt (kukuřice, řepka). Předpokládaným důsledkem bude další zhoršování životních podmínek pro divokou populaci bažanta obecného. V lokalitách se stabilním výskytem drobné zvěře by měla být početnost prasete divokého maximálně redukována, navíc se často jedná o zemědělsky využívané oblasti, kde následně vznikají značné škody na pěstovaných plodinách.

Z klimatických faktorů ovlivňuje fluktuaci v populaci nejvíce výše srážek. Negativní vliv lze zejména přičítat deštivému období v čase rozmnožování (tok, snůška, inkubace, odchov mláďat). V případě, že se průběh počasí po inkubaci vyznačuje deštivým charakterem trvalejšího a ne bouřkového charakteru, dochází k vysokým ztrátám na kuřatech, neboť ta jsou hlavně v prvních dvou týdnech citlivá na teplotu a vlhkost (GATES, HALE 1975; ANDRESKA, ANDRESKOVÁ 1993; DRAYCOTT et al. 2002). Tento charakter počasí má také vliv na výskyt hmyzu a dalších bezobratlých (JOHNSGARD 1999). Brandýsko patří klimaticky k nejteplejším a srážkově podprůměrným oblastem, z tohoto důvodu může být v jiných lokalitách České republiky teplota, srážky, výška a délka sněhové pokrývky ještě výraznějším a při absenci kvalitního biotopu limitujícím faktorem v rozšíření a početnosti. Výskyt a denzita bažanta z dlouhodobého pohledu jsou ovlivněny kvalitou biotopu (WARNER 1981), intenzitou zemědělské výroby (POTTS 1991), výskytem funkčních a propojených prvků krajinné infrastruktury (meze, remízy, polní cesty s doprovodnou zelení, větrology atd.). Přestože struktura prostředí nebyla předmětem této studie, z výsledků různých autorů (HILL 1985; BERTHELSEN et al. 1989; ROBERTSON et al. 1993) vyplývá, že klimatické faktory spolu s predací významně působí na reprodukční schopnosti bažanta, ale kvalita prostředí je primárním předpokladem pro trvale udržitelnou stabilní populaci.

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, CLAUSSEN 2007). V tomto směru by budoucí společná zemědělská politika (Common Agricultural Policy) Evropské unie 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 Conservation Reserve Program v USA (JOHNSON, IGL 1995; DELISLE, SAVIDGE 1997; MURRAY, BEST 2003). Cílem moderního mysliveckého managementu by měla být trvale udržitelná reprodukceschopná populace bažanta obecného v biotopově vhodných podmínkách.

ZÁVĚR

V letech 2004–2011 byla sledována populační dynamika divoké populace bažanta obecného ve správní oblasti obce s rozšířenou působností Brandýs nad Labem (obr. 2, tab. 1). Celková výměra lokality dosahuje 30 381 ha, z toho zemědělská půda 84,7 %, lesní půda 10,5 %, ostatní pozemky 3,7 % a vodní plochy 1,1 %. Lokalita zahrnuje 30 honiteb. V celorepublikovém měřítku se jedná o cennou lokalitu, neboť se zde stále vyskytuje stabilní divoká populace bažanta obecného.

Byl zjišťován vliv predační kontroly na početnost bažanta obecného u lišky obecné, kuny skalní a kuny lesní, straky obecné a vrány obecné, prasete divokého (tab. 2, obr. 3, obr. 4). Vyjma prasete divokého byla prokázána pozitivní závislost mezi mírou predační kontroly a odlovem bažanta obecného v daném roce. Negativní korelace mezi lovem prasete divokého a bažanta obecného lze vysvětlit tím, že tento druh se nevyskytuje v některých honitbách v podstatě vůbec, někde pouze nepravidelně. Výše lovu prasete divokého je veličinou, která více poukazuje na jeho přítomnost nežli na redukci početního stavu, a tedy i predačního tlaku.

Nebyl zjištěn pozitivní vliv vypouštění uměle odchované zvěře v jarním období na podzimní početnost populace.

Při posuzování vlivu klimatických činitelů (srážky, teplota, délka slunečního svitu) na fluktuaci populace v jednotlivých letech byly nejdůležitějším faktorem srážkové úhrny. Jejich výše negativně ovlivňovala početnost bažanta obecného v průběhu celého roku (tab. 3, obr. 5). Výše teploty působila kladně na početnost bažanta obecného pouze v zimním období. V případě délky slunečního svitu nebyl zjištěn žádný prokazatelný účinek.

V období 2009–2011 byly sledovány na základě odběru první proximální letky reprodukční ukazatele a zastoupení juvenilních jedinců v podzimní populaci: 2009 (RRK 64,3 %; JJ (♀♂) 39,1 %), 2010 (93,4 %; 48,3 %), 2011 (115,3 %; 53,6 %). Údaje o věkové struktuře a reprodukci bažanta obecného jsou nezbytné pro vytvoření a nastavení efektivních hospodářských opatření volně žijících populací tohoto druhu.

LITERATURA

- ANDRESKA J., ANDRESKOVÁ E. 1993. Tisíc let české myslivosti. Vimperk, Tina: 442 s.
- BALDI A., FARAGO S. 2007. Long-term changes of farmland game populations in a post-socialist country (Hungary). *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 118: 307–311.
- BARBER D.R., MARTIN T.E., MELCHORS M.A., THILL R.E., WIGLEY T.B. 2001. Nesting success of birds in different silvicultural treatments in southeastern US pine forests. *Conservation Biology*, 15 (1): 196–207.
- BATT B.D.J., AFTON A.D., ANDERSON M.G., ANKNEY C.D., JOHNSON D.H., KADLEC J.A., KRAPU G.L. 1992. *Ecology and management of breeding waterfowl*. Minneapolis, University of Minnesota Press: 635 s.
- BEALEY C.E. 1993. Effects of land-use on breeding pheasant density. *Journal of Applied Ecology*, 30: 465–477.
- BEHNKE H., CLAUSSEN G. 2007. Chováme bažanty a koroptve: biologie, chov, odchov. Most, Víkend: 133 s.
- BERTHELSEN P.S., SMITH L.M., COFFMAN C.L. 1989. CRP land and game bird production in the Texas High Plains. *Journal of Soil and Water Conservation*, 44 (5): 504–507.
- DELISLE J.M., SAVIDGE J.A. 1997. Avian use and vegetation characteristics of conservation reserve program fields. *Journal of Wildlife Management*, 61(2): 318–325.
- DRAYCOTT R.A.H., POCK K., CARROLL J.P. 2002. Sustainable management of a wild pheasant population in Austria. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft*, 48 (1 Supplement): 346–353.
- 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., 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. *Conservation Evidence*, 6: 6–10.
- 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., KLOUGLAN E.D., NOMSEN R.C. 1977. The ring-necked pheasant in Iowa. Des Moines, Iowa Conservation Commission: 147 s.
- GATES J.M., HALE J.B. 1975. Reproduction of an east central Wisconsin pheasant population. Madison, Department of Natural Resources: 70 s.
- GRAHN M. 1993. Mortality in the pheasant *Phasianus colchicus* during breeding season. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 32: 95–101.
- GREENBERG R.E., ETTER S.L., ANDERSON W.L. 1972. Evaluation of proximal feather criteria for ageing wild pheasant. *Journal of Wildlife Management*, 36: 700–705.
- HILL D.A. 1985. The feeding ecology and survival of pheasant chicks on arable farmland. *Journal of Applied Ecology*, 22: 645–654.
- HILL D., ROBERTSON P. 1988. *The pheasant: ecology, management and conservation*. Oxford, BSP Professional Books: 281 s.
- HUDEK K. et al. (eds.) 2005. *Ptáci – Aves*. Praha, Academia: 572 s.

- JANSON S.V. 1962. Distribution of pheasant hatching date and age ratios. Michigan Department of Conservation, Game Division, report no. 2366: 1–4.
- JOHNSGARD P.A. 1999. The pheasants of the world: biology and natural history. Washington DC, Smithsonian Institution Press: 398 s.
- JOHNSON D.H., IGL L.D. 1995. Contributions of the Conservation Reserve Program to populations of breeding birds in North Dakota. *Wilson Bulletin*, 107: 709–718.
- KING J.W., SAVIDGE J.A. 1995. Effects of Conservation Reserve Program on wildlife in southeast Nebraska. *Wildlife Society Bulletin*, 23: 377–385.
- LAIKRE L., PALME A., JOSEFSSON M., UTTER F., RYMAN N. 2006. Release of alien populations in Sweden. *Ambio*, 35 (5): 255–261.
- LEPTICH D.J. 1992. Winter habitat use by hen pheasants in southern Idaho. *Journal of Wildlife Management*, 56: 376–380.
- MASSEI G., GENOV P.V. 2004. The environmental impact of wild boar. *Galemys*, 16 (especial): 135–145.
- MAYER K.A. 1983. Comparison of the bag for hare, pheasant and common partridge in consolidated and unconsolidated areas in Rheinhessen. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft*, 29 (1): 55–60.
- MICHAELLI L. 1999. Naše šelmy. Žilina, Knižné centrum: [44] s.
- MURRAY L.D., BEST L.B. 2003. Short-term bird response to harvesting switchgrass for biomass in Iowa. *Journal of Wildlife Management*, 67 (3): 611–621.
- MUSIL D.D., CONNELLY J.W. 2009. Survival and reproduction of pen-reared vs translocated wild pheasants *Phasianus colchicus*. *Wildlife Biology*, 15: 80–88.
- MZe. Mysl 1-01. Roční výkaz o honitbě, stavu a lovu zvěře. Praha, Ministerstvo zemědělství ČR.
- NEWTON I. 1998. Population limitation in birds. San Diego, Academic Press: 597 s.
- NOVÁKOVÁ E. 1980. Rozporné trendy očekávaných a skutečných stavů zajíce polního, koroptve polní a bažanta obecného a analýza jejich příčin. Praha, ČSAK: 56 s.
- POTTS G.R. 1991. The environmental and ecological importance of cereal fields. In: Fairbank L.G. et al. (eds.): The ecology of temperate cereal fields. The 32nd Symposium of the British Ecological Society with the Association of Applied Biologists. University of Cambridge, 1990. Oxford, Blackwell: 3–21.
- 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. *Polish Journal of Ecology*, 56 (3): 481–486.
- QUITT E. 1971. Klimatické oblasti Československa. Brno, Academia: 73 s.
- RANDS M.R.W. 1988. The effect of nest site selection on nest predation in grey partridge *Perdix perdix* and red-legged partridge *Alectoris rufa*. *Ornis Scandinavica*, 19: 35–40.
- RILEY T.Z., SCHULZ J.H. 2001. Predation and ring-necked pheasant population dynamics. *Wildlife Society Bulletin*, 29: 33–38.
- ROBERTSON P.A., WOODBURN M.I.A., NEUTEL W., BEALEY C.E. 1993. Effects of land-use on breeding pheasant density. *Journal of Applied Ecology*, 30: 465–477.
- SAGE R.B., PUTAALA A., PRADELL-RUIZ V., GREENALL T.L., WOODBURN M.I.A., DRAYCOTT R.A. 2003. Incubation success of released hand-reared pheasants *Phasianus colchicus* compare with wild ones. *Wildlife Biology*, 9: 179–184.
- SAGE R.B., ROBERTSON P.A. 2000. Pheasant productivity in relation to population density, predation and rearing: a meta-analysis. *Hungarian Small Game Bulletin*, 5: 15–28.
- SANTILLI F., BAGLIACCA M. 2008. Factors influencing pheasant *Phasianus colchicus* harvesting in Tuscany, Italy. *Wildlife Biology*, 14 (3): 281–287.
- SEKERA J. 1954. Chov bažantů. Praha, Státní zemědělské nakladatelství: 84 s.
- SHIPLEY K.L., SCOTT D.P. 2006. Survival and nesting habitat use by Sichuan and ring-necked pheasants released in Ohio. *Ohio Journal of Science*, 106: 78–85.
- ŠŤASTNÝ K., BEJČEK V., HUDEC K. 2006. Atlas hnízdního rozšíření ptáků v České republice v období let 2001–2003. Praha, Aventinum: 463 s.
- TAPPER S.C., POTTS G.R., BROCKLESS M.H. 1996. The effect of an experimental reduction in predation pressure on the breeding success and population density of grey partridges *Perdix perdix*. *Journal of Applied Ecology*, 33: 965–978.
- TAPPER S.C. 1999. A question of balance: game animals and their role in the British countryside. Fordingbridge, The Game Conservancy Trust: 288 s.
- TRAUTMAN C.G. 1982. History, ecology and management of the ring-necked pheasant in South Dakota. *Technical Bulletin of South Dakota Game*, 7: 45–61.
- VACH M. et al. 2010. Vývoj myslivosti a lovectví v českých zemích. Uhlířské Janovice, Silvestris: 551 s.
- WARNER R.E. 1981. Illinois pheasants: population, ecology, distribution, and abundance, 1900–1978. Champaign, Illinois Institute of Natural Resources, Natural History Survey Division: 22 s.
- WHITTINGHAM M.J., EVANS K.L. 2004. The effects of habitat structure on predation risk of birds in agricultural landscapes. *Ibis*, 146 (2): 210–220.
- WOODBURN M.I.A., CARROLL J.P., ROBERTSON P.A., HOODLESS A.N. 2009. Age determination of pheasants (*Phasianus colchicus*) using discriminant analysis. In: Cederbaum, S.B. et al. (eds.): *Gamebird 2006: Quail VI and Perdix XII*. Athens (USA), 31. May– 4. June 2006. Athens, Warnell School of Forestry and Natural Resources: 505–516.
- ZÍKA T. 2010. Vliv prostředí na věkovou strukturu a reprodukční potenciál bažanta obecného (*Phasianus colchicus* Linné, 1758) v současné kulturní krajině. Teze k dizertační práci. Praha, ČZU v Praze, Fakulta lesnická a dřevařská: 66 s.

POPULATION DYNAMICS AND REPRODUCTION OF THE COMMON PHEASANT (*PHASIANUS COLCHICUS* LINNÉ, 1758) IN THE CULTIVATED LANDSCAPE BRANDÝSKO, CZECH REPUBLIC**SUMMARY**

This article focuses on the dynamics of wild populations of the common pheasant (*Phasianus colchicus*) in the district Brandýs nad Labem (Czech Republic) between 2004 and 2011 (Fig. 2, Tab. 1). The study includes 30 hunting grounds covering a total area of 30,381 ha, where the share of agricultural lands makes up 84.7%, forests 10.5%, water areas 1.1%, and other and unspecified lands 3.7%. The study area is considered valuable taking into account the stable population of wild pheasants.

The influence of predator control by red fox (*Vulpes vulpes*), beech marten (*Martes foina*) and pine marten (*M. martes*), magpie (*Pica pica*) and carrion crow (*Corvus corone*), wild boar (*Sus scrofa*) on pheasant's abundance (Tab. 2, Fig. 3, 4) was examined.

Except for wild boar, a positive correlation between the number of pheasants and predators (i.e. bag statistics) was found. Negative correlation between the number of wild boar and pheasants can be explained by the fact that wild boar is rare in most of the hunting grounds. Therefore, the number of hunted wild boar is rather an indicator of occurrence of the species in the hunting ground than an indicator showing a rate of predator control on pheasants.

The correlation between number of released individuals and total harvest of pheasants was not significant.

The influence of climatic factors (i.e. rainfall, temperature, duration of sunshine) on population dynamics was examined during the period of 2004–2011. Rainfall in breeding season was determined as the most important factor influencing the total harvest and reproduction of pheasants (Tab. 3, Fig. 5). The effect of temperature on the pheasant abundance was positive only during the winter. Duration of sunshine did not show any significant effect on pheasant abundance.

Primary proximal feathers (i.e. 1,185 samples in total) were collected from harvested individuals during the period of 2009–2011 in order to determine the proportion of juveniles and adults in each study year (2009 – juveniles 39.1%: adults 60.9%; 2010 – 48.3%: 51.7%; 2011 – 53.6%: 46.4%), and the population growth from spring to fall (2009 – 64.3%, 2010 – 93.4%, and 2011 – 115.3%). Data related to the pheasant age structure and reproduction are important in order to design and implement efficient management practices of wild pheasant populations.

Recenzováno

ADRESA AUTORA/CORRESPONDING AUTHOR:

Ing. Tomáš Zíka, Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta lesnická a dřevařská
Kamýcká 1176, 165 21 Praha 6 - Suchbátka
tel.: +420 724 786 833; e-mail: zika@fld.czu.cz