

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta životního prostředí

Katedra ekologie



**Poměr pohlaví (Adult Sex Ratio) hnízdních
populací kachen: dlouhodobé změny a vliv
na reprodukční úspěšnost**

Diplomová práce

Autor: Bc. Monika Homolková

Vedoucí práce: doc. RNDr. Petr Musil, Ph.D.

Praha 2020

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Bc. Monika Homolková

Inženýrská ekologie
Ochrana přírody

Název práce

Poměr pohlaví (Adult Sex Ratio) hnízdních populací kachen: dlouhodobé změny a vliv na reprodukční úspěšnost

Název anglicky

Adult SEX Ratio in duck breeding populations: the long-term changes and relation to reproductive success

Cíle práce

Pohlavní dimorfismus kachen umožňuje poměrně snadné sledování struktury populace, tj. zastoupení pohlaví u dospělých jedinců (Adult Sex Ratio) a následně hodnotit příčiny její variability. U kachen je obecně předpokládáno vyšší zastoupení samců než samic v populaci. Tento rozdíl se může zvyšovat v důsledku (inkubace vajec) hnízdění samic a také v důsledku přítomnosti nehnízdících samců z jiných částí hnízdního areálu. Jiným zdrojem vnitrosezónních změn poměru pohlaví může být odlet samců po rozpadu párů (v době kdy samice inkubují snůšku) mimo zájmové území. Jednotlivé druhy kachen se mohou lišit v průběhu vnitrosezónních změn poměru pohlaví.

Cílem práce bude analýza dlouhodobých změn (2004–2019) poměru pohlaví kachen (kachna divoká, kopřivka obecná, rzohlávka rudozobá, polák velký, polák chocholačka a hohol severní) a analýza vlivu poměru pohlaví na změny jejich početnosti na reprodukční úspěšnost (počet a velikost rodinek, relativní zastoupení samic vodících mláďata) v podmínkách jihočeských rybníků. Předpokládáme vychýlení poměru pohlaví (převaha nehnízdících samců) u druhů s poklesem hnízdní populace v uvedeném období. Vychýlení poměru pohlaví ve prospěch samců může nastávat v hnízdních sezónách následujících po „tuhých“ zimách a to v důsledku vyšší mortality samic při nepříznivých podmínkách. V populacích s nadbytkem nehnízdících samců vzniká vyšší potravní konkurence a následně se snižuje reprodukční úspěšnost (počet a velikost rodinek, relativní zastoupení samic vodících mláďata).

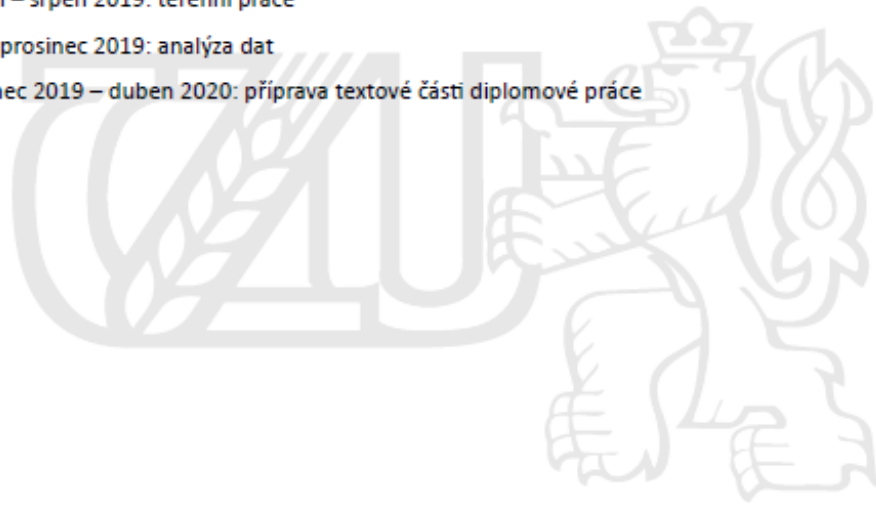
Metodika

Práce bude založena na vlastním sběru dat v terénu v roce 2019: sčítání ptáků, zjišťování poměru samců a samic, monitoring samic vodících mláďata, získávání údajů o klimatických podmínkách a potravních podmínkách (zejména průhlednosti vody). Dále budou využity srovnávací údaje shromážděné školitelem a jeho spolupracovníky v uplynulých letech (2004 až 2018) na rybnících Třeboňska, Soběslavska a Jindřichohradec-ka. Předpokladem práce je i zpracování literární rešerše na dané téma.

pozorování samic vodících mláďata, získávání údajů o klimatických podmínkách a potravních podmínkách (zejména průhlednosti vody)

Harmonogram:

- leden – říjen 2019: zpracování literární rešerše
- duben – srpen 2019: terénní práce
- září – prosinec 2019: analýza dat
- prosinec 2019 – duben 2020: příprava textové části diplomové práce



Doporučený rozsah práce

40 stran

Klíčová slova

kachny, poměr pohlaví, přežívání, klimatické podmínky, potravní konkurence.

Doporučené zdroje informací

Blums, P. & Mednis, A. 1996. Secondary sex ratio in Anatinae. *Auk* 113: 505–511.

Brides, K., Wood, K. A., Hearn, R. D. & Fijen, T. P. M. 2017. Changes in the sex ratio of the Common Pochard *Aythya ferina* in Europe and North Africa. *Wildfowl* 67: 100–112.

Carbone, C. & Owen, M. 1995: Differential migration of the sexes of Pochard *Aythya ferina*: results from a European survey. *Wildfowl* 46: 99–108.

Donald, P. F. 2007. Adult sex ratios in wild bird populations. *Ibis* 149: 671–692.

Fox, A.D. & Christensen, T.K., 2018: Could falling female sex ratios among first-winter northwest European duck populations contribute to skewed adult sex ratios and overall population declines? *Ibis* 160: 929–935.

Frew, R.T., Brides, K., Clare, T., MacLean, L., Rigby, D., Tomlinson, C.G., Wood, K.A., 2018: Temporal changes in the sex ratio of the Common Pochard *Aythya ferina* compared to four other duck species at Martin Mere, Lancashire, UK. *Wildfowl* 68: 140–154.

Christensen, T. K. & Fox, A. D. 2013. Changes in age and sex ratios amongst samples of hunter-shot wings from common duck species in Denmark 1982–2010. *Eur. J. Wildl. Res* 60: 303–312.

Owen, M. & Black, J.M. 1990. *Waterfowl ecology*. Blackie. Glasgow and London, 196 s.

Owen, M. & Dix, M. 1986. Sex ratios in some common British wintering ducks. *Wildfowl* 37: 104–112.

Rodway, M. S. 2007a. Timing of pairing in waterfowl I: Reviewing the data and extending the theory. *Waterbirds* 30: 488–505.

Předběžný termín obhajoby

2019/20 LS – FŽP

Vedoucí práce

doc. RNDr. Petr Musil, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra ekologie

Konzultant

Ing. Adéla Šenkýřová

Elektronicky schváleno dne 7. 2. 2019

doc. Ing. Jiří Vojar, Ph.D.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 11. 2. 2019

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Děkan

V Praze dne 29. 06. 2020

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci na téma: Poměr pohlaví (Adult Sex Ratio) hnízdních populací kachen: dlouhodobé změny a vliv na reprodukční úspěšnost vypracovala samostatně a citovala jsem všechny informační zdroje, které jsem v práci použila a které jsem rovněž uvedla na konci práce v seznamu použitých informačních zdrojů.

Jsem si vědoma, že na moji diplomovou práci se plně vztahuje zákon č. 121/2000 Sb., o právu autorském, o právech souvisejících s právem autorským a o změně některých zákonů, ve znění pozdějších předpisů, především ustanovení § 35 odst. 3 tohoto zákona, tj. o užití tohoto díla.

Jsem si vědoma, že odevzdáním diplomové práce souhlasím s jejím zveřejněním podle zákona č. 111/1998 Sb., o vysokých školách a o změně a doplnění dalších zákonů, ve znění pozdějších předpisů, a to i bez ohledu na výsledek její obhajoby. Svým podpisem rovněž prohlašuji, že elektronická verze práce je totožná s verzí tištěnou a že s údaji uvedenými v práci bylo nakládáno v souvislosti s GDPR.

V Praze, dne 29.6. 2020

.....

Monika Homolková

Poděkování

Ráda bych poděkovala svému vedoucímu diplomové práce doc. RNDr. Petru Musilovi, Ph.D. za odborné vedení, poskytnutou literaturu, pomoc při zpracování dat a zkušenosti získané v terénu. Dále děkuji Mgr. Zuzaně Musilové, Ph.D., Ing. Markétě Čehovské a Ing. Adéle Šenkýřové za cenné připomínky k mé diplomové práci a pomoc v terénu. Dále děkuji všem, kdo se podíleli na sběru dat v terénu v letech 2004 – 2019.

Velké poděkování patří také rodině, která mi byla oporou během celého studia.

Abstrakt

Vychýlené poměry pohlaví ve prospěch samců u adultních kachen poukazují na odlišné přežívání samic a samců. Tyto rozdíly mohou mít za následek zvýšené riziko ohroženosti druhů, sníženou životaschopnost populací a s tím spojené problémy s populační dynamikou. I přes to, že se u většiny evropských druhů kachen vychýlené poměry pohlaví ve prospěch samců objevují, nejsou příčiny vychýlení zcela pochopeny.

Tato práce se zabývá vlivem početnosti hnízdní populace a dlouhodobých trendů na adultní poměr pohlaví. Dále pak vlivem adultního poměru pohlaví na reprodukční úspěšnost a vlivem klimatických podmínek předchozí zimy a průhlednosti vody na zastoupení samic v populaci. Studie se vztahuje na 6 druhů kachen (polák velký *Aythya ferina*, polák chocholačka *Aythya fuligula*, kopřivka obecná *Mareca strepera*, kachna divoká *Anas platyrhynchos*, zrzožlávka rudozobá *Netta rufina*, hohol severní *Bucephala clangula*). Data analyzovaná v této práci pocházejí z let 2004 – 2019 ze 175 rybníků na 3 lokalitách - Třeboňsko, Jindřichohradecko a Soběslavsko.

Bylo zjištěno, že početnost samců roste u všech studovaných druhů kromě poláka chocholačky. Proti tomu početnost samic klesá u poláka velkého, kachny divoké a kopřivky obecné. Nárůst samců a pokles samic poláka velkého způsobuje velké vychýlení poměru pohlaví (samice 28 % a samci 72 %) a pokles početnosti rodinek u tohoto druhu.

Klíčová slova: kachny, poměr pohlaví, přežívání, klimatické podmínky, potravní konkurence

Abstract

Male biased populations of ducks indicate differences in survival of females and males. These differences may have consequences for increased risk of endangered species, reduced viability and related problems with population dynamics. Despite the fact that in most European species are male biased this causes of skewed sex ratios are not quite understood.

This paper is aimed at effect of breeding population size and long-term trends on adult sex ratio. Further, ASR has influence on reproductive success, the effect of climate conditions in previous winter and water transparency. We researched 6 species of ducks (Common Pochard *Aythya ferina*, Tufted Duck *Aythya fuligula*, Gadwall *Mareca strepera*, Mallard *Anas platyrhynchos*, Red-crested Pochard *Netta rufina* and Common Goldeneye *Bucephala clangula*). Field data were sampled between 2004 and 2019 on 175 ponds in 3 neighbouring regions - Třeboňsko, Jindřichův Hradec and Soběslavsko.

Total numbers of males increased in all studied species except for Tufted Duck. In contrast, total numbers of females declined in Common Pochard, Mallard and Gadwall. The increase in number of males and the decrease in number of females of Common Pochard causes the huge skewed sex ratios (females 28 % and males 72 %) and decline in numbers of broods

Key words: ducks, sex ratio, survival, climate conditions, food competition

Obsah

1. ÚVOD	1
2. CÍLE PRÁCE	2
3. POMĚR POHLAVÍ	3
3.1 Poměr pohlaví u mládřat	4
3.2 Poměr pohlaví u dospělých.....	6
3.3 Poměr pohlaví a ochrana.....	7
4. MIGRACE	8
4.1 Rozdíly v migraci u samic a samců	9
4.1.1 Migrace na hnízdiště	10
4.1.2 Migrace na zimoviště.....	11
5. DLOUHODOBÉ ZMĚNY POČETNOSTI VODNÍCH PTÁKŮ.....	12
6. REPRODUKČNÍ ÚSPĚŠNOST.....	15
6.1 Úspěšnost přežívání snůšek	15
6.2 Úspěšnost přežívání od vylíhnutí k přepečení	17
7. Studované druhy kachen.....	19
7.1 Kachna divoká <i>Anas platyrhynchos</i>	19
7.2 Kopřivka obecná <i>Mareca strepera</i>	20
7.3 Zrzohlávka rudozobá <i>Netta rufina</i>	21
7.4 Polák velký <i>Aythya ferina</i>	22
7.5 Polák chocholačka <i>Aythya fuligula</i>	23
7.6 Hohol severní <i>Bucephala clangula</i>	24
8. Popis zájmového území.....	25
9. METODIKA.....	27
9.1 Sčítání ptáků v terénu.....	27
9.2 Monitoring početnosti a poměru pohlaví	27
9.2.1 Hodnocení produktivity.....	28
9.2.2 Průhlednost vody	28

9.2.3 Klimatické podmínky předchozí zimy.....	29
9.3 Statistické zpracování dat	29
10. VÝSLEDKY.....	30
10.1 Početnost hnízdní populace.....	30
10.2 Reprodukční úspěšnost	31
10.3 Dlouhodobé trendy	32
10.4 Vliv různých faktorů na zastoupení samic v populaci	32
10.5 Vliv zastoupení samic v populaci na reprodukční úspěšnost	38
11. DISKUZE	40
12. ZÁVĚR.....	43
13. PŘEHLED LITERATURY A POUŽITÝCH ZDROJŮ	44

1. ÚVOD

Jedna třetina všech druhů na zemi je ohrožená vymíráním. Pokud chceme zabránit tomuto procesu nebo ho zmírnit, potřebujeme zajistit kvalitní monitoring jejich populací. Dlouhodobá data o jedincích, populační struktuře či demografii poté umožňují pochopení populačních trendů (Frew et al. 2018). Důležitou informací o struktuře populací či rozdílech v přežívání samců a samic podstatných pro posouzení demografické či ekologické změny ve velikosti populace je ASR (adult sex ratio) (Brides et al. 2017; Frew et al. 2018).

Vychýlení ASR u kachen, především ve prospěch samců, může mít značné následky pro populační dynamiku, životaschopnost, demografii i riziko vymírání populací (Pöysä et al. 2019a). U druhů či populací kachen, kde dochází k vychýlení poměru pohlaví je častější možnost ohrožení (Brides et al. 2017; Pöysä et al. 2019a). Proto je potřeba porozumění příčin vychýlení ASR zejména u druhů s klesající početností (Pöysä et al. 2019a). Význam dat monitoringu ASR kachen je již dlouho známý, ale získávání těchto údajů je značně problematické. Kvalita dat je v tomto případě podmíněná dlouhodobým monitoringem (Frew et al. 2018).

Existují dvě hypotézy, proč dochází k vychýlení ASR. První hypotéza vychází z předpokladu, že poměr pohlaví je vychýlený již při produkci vajec. Druhá, že poměr pohlaví je závislý na mortalitě mláďat nebo dospělých (Morrison et al. 2016). Většina novodobých výzkumů ASR se přiklání k hypotéze, kde k vychýlení poměru pohlaví dochází mortalitou dospělých jedinců (Donald 2007; Brides et al. 2017; Frew et al. 2018; Pöysä et al. 2019a).

Ke kachnám s nejvíce vychýleným poměrem pohlaví, a proto i nejvíce zkoumaným patří polák velký *Aythya ferina* (Brides et al. 2017; Frew et al. 2018; Pöysä et al. 2019a). Tento druh zaznamenal v posledních 30 letech značný pokles početnosti (ztráta 30 - 49 % velikosti hnízdní populace během tří generací), a to zejména ve východní Evropě (BirdLife International 2015; Fox et al. 2016a; Broyer 2019). Polák velký byl proto zařazen mezi zranitelné v Červeném seznamu IUCN (Frew et al. 2018). V období 1989 - 1990 a 2016 byl zjištěn i významný rozdíl v poměrech pohlaví. Průměrné podíly samců v populaci byly 0,617 (0,614 – 0,620) v letech 1989 - 1990 a 0,707 (0,705 – 0,710) v roce 2016 (Brides et al. 2017).

2. CÍLE PRÁCE

Práce je zaměřená na zhodnocení variability poměru pohlaví u 6 druhů kachen - kachna divoká *Anas platyrhynchos*, kopřivka obecná *Mareca strepera*, rzohlavka rudozobá *Netta rufina*, polák velký *Aythya ferina*, polák chocholačka *Aythya fuligula* a hohol severní *Bucephala clangula* v oblasti Třeboňska, Soběslavska a Jindřichohradecka. Cílem práce je vyhodnotit vliv početnosti hnízdní populace a dlouhodobých trendů na adultní poměr pohlaví. Dále pak vliv adultního poměru pohlaví na reprodukční úspěšnost a vliv klimatických podmínek předchozí zimy a průhlednosti vody na zastoupení samic v populaci.

Práce vycházela z předpokladu vychýlení poměru pohlaví ve prospěch samců (tj. převaha nehnízdících samců) u druhů s poklesem hnízdní populace v uvedeném období. Vychýlení poměru pohlaví ve prospěch samců může nastávat v hnízdních sezónách následujících po „tuhých“ zimách, a to v důsledku vyšší mortality samic při nepříznivých podmínkách. V populacích s nadbytkem nehnízdících samců vzniká vyšší potravní konkurence a následně se snižuje reprodukční úspěšnost (počet a velikost rodinek, relativní zastoupení samic vodících mláďata).

3. POMĚR POHLAVÍ

Poměr pohlaví můžeme rozčlenit na primární (vejce), sekundární (mláďata) a terciální (adultní jedinci). Je definován jako poměr samců a samic. Primární poměr pohlaví je určován manipulací matky s poměrem pohlaví, která plyne z fyziologických mechanismů nebo enviromentálních podnětů. Sekundární poměr pohlaví souvisí s rozdílnou mortalitou vajíček nebo mláďat. Již tento poměr pohlaví mláďat se může často lišit od poměru 1:1. Terciální poměr pohlaví je poměr pohlaví u dospělých jedinců (Adult Sex Ratio – ASR). V současné době neexistuje důkaz pro vyrovnané zastoupení samců a samic v populaci. (Donald 2007; Fox & Christensen 2018).

O nevyvážený poměr pohlaví u zvířat se jako první zajímal již Charles Darwin v roce 1871. Aldo Leopold v roce 1933 navázal na jeho práci a zjistil, že u ptáků rodu Anatidae je poměr pohlaví u adultních jedinců (ASR) nevyvážený a začal naznačovat, že zvýšený počet samců může být spojen se změnou životního prostředí (Donald 2007).

ASR je hlavním pojmem demografie populace a má velký vliv na životaschopnost populace a zachování biologické rozmanitosti (Székely at al. 2014). Nerovnováha poměru pohlaví může být spojena s řadou fyziologických nebo behaviorálních znaků (Donald 2007). ASR vykazuje obrovskou interspecifickou variabilitu u populací, ačkoli příčiny této variace zůstávají nepochopené (Székely at al. 2014).

Lepší porozumění ASR a jeho vztahu k demografii a chování populací může přispět k mnoha oblastem výzkumu. Důkladné sjednocení metodik monitoringu ptačích populací založených na sčítání jedinců obou pohlaví kachen by umožnilo hlubší pochopení ASR. Monitoring je často založený na počtech samců, což může systematicky nadhodnocovat nebo podceňovat efektivní velikost populace, pokud je poměr pohlaví vychýlený (Donald 2007). Clausen et al. (2013) a Pöysä et al. (2019a) upozorňují na nesjednocenou metodiku a nekompatibilitu výzkumů na toto téma, které neumožňují relevantní výsledky.

Tento problém je ještě umocněn skutečností, že nespárování samci mohou být snadněji pozorovatelní. To by teoreticky mohlo vyústit v negativní vztah mezi velikostí populace odhadovanou terénními průzkumy a skutečnou funkční velikostí populace. Populace s vychýleným poměrem pohlaví ve prospěch samců se tak může

jevit jako početnější, avšak právě vychýlení poměru pohlaví může indikovat snížení její funkční velikosti, a tedy dokládat možné ohrožení populace (Donald 2007).

Obecně platí, že vychýlení poměru pohlaví ovlivňuje demografickou odchylku, dynamiku populace a zvyšuje riziko vyhynutí druhů. Demografická stochasticita způsobuje zvýšení rizika vyhynutí v důsledku Alleeho efektu (snížení míry růstu populace při nízkých hustotách) (Engen et al. 2003; Pöysä et al. 2019a).

Bylo prokázáno, že k výraznějšímu vychýlení ASR u ptáků dochází u populací globálně ohrožených druhů více než u neohrožených druhů, což byl dříve nepopsaný jev (Donald 2007). Závažnost situace podtrhuje fakt, že disparita ASR k samcům se u mnoha druhů zvyšuje. Pöysä et al. (2019a) udává, že u poláka chocholačky *Aythya fuligula* se podíl samic v hnízdní populaci snížil ze 42,9 % v letech 1951-1970 na 36,9 % v letech 1996-2015. U poláka velkého bylo toto snížení méně výrazné, a to z 41,8 % na 39,5 %. V jiné studii Brides et al. (2017) upozorňuje na snížení populace poláka velkého a udává, že počet samců vzrostl z 62 % na 71 % během 3 generací.

3.1 Poměr pohlaví u mláďat

V dnešní době jsou vyvíjeny stále nové a složitější modely vysvětlující primární poměr pohlaví u mláďat, které jsou založené na sexuálním výběru, fitness nebo toku genů. Základy tohoto zkoumání jsou postaveny na základních modelech Darwin / Fisher. Ti navrhují hypotézu adaptivní vyváženosti pohlavních poměrů. Pokud se neliší vklady do produkce samic a samců, je pravděpodobné, že samice mohou produkovat více pohlaví, kterého je v populaci méně. Pak se koloběh neustále opakuje a každé pohlaví má po určitý čas reprodukční výhodu (Donald 2007).

Další model předpokládá, že všichni rodiče produkují stejný počet obou pohlaví, výsledkem je evolučně stabilní strategie. Problém s tímto modelem jako důkazem pro adaptivní alokaci potomstva pohlaví je, že jeho výsledek, poměr pohlaví 0,5 je nerozeznatelný od toho, co by se dalo očekávat náhodným meiotickým rozdělením pohlaví (Donald 2007).

Není jasné, zda některý z těchto modelů vysvětluje rozdělení pohlaví potomků u ptáků lépe než jednoduchá náhodná meióza (Donald 2007).

Existují dva mechanismy, jak rodiče mohou ovlivnit poměr pohlaví u mláďat: matečná manipulace s primárním poměrem pohlaví, která by mohla být řízena řadou různých fyziologických mechanismů nebo environmentálních podnětů například

prostřednictvím zásahu znečišťujících látek narušující endokrinní systém nebo sekundární rozdílnou úmrtností vajíček nebo mláďat (Donald 2007; Fox & Christensen 2018).

Změnu primárního poměru pohlaví využívá například rákosník seychelský *Acrocephalus sechellensis*, který nikdy nevykazuje paritu u pohlaví, pokud v hnízdě nejsou „helpers“ (běžný způsob kooperačních hnízdních systémů, kdy se jednotlivec vzdá vlastního pokusu o rozmnožování, aby pomohl jinému jedinci v reprodukci). Samice produkují 77 % samců v oblastech s nízkou kvalitou prostředí a potravní nabídky ve srovnání s 31 % v oblastech s vysokou kvalitou. Stejně tak amada tříbarvá *Erythrura trichroa* vykazuje paritu potomků pouze při vysoké kvalitě potravní nabídky a při špatných podmínkách produkuje více samců. K enviromentálním zásahům došlo v koloniích racků, kde se projevil vliv pesticidů a tím se ovlivnil poměr pohlaví (Owen & Black 1990; Fox & Christensen 2018).

Rozdíly v primárním a sekundárním poměru pohlaví mláďat souvisí s velkým počtem faktorů včetně fitness, velikostí těla, věku, pohlavního dimorfismu, věku při prvním hnízdění, klimatu, fragmentace stanovišť a kvality a dostupnosti potravy nebo umístění hnízd (Donald 2007).

Všechny tyto faktory jsou ve vzájemném vztahu a není dosud jasné, zda jsou vychýlené poměry potomků adaptivní nebo co je jejich největší hybnou silou. Zdá se, že variace poměru pohlaví se liší mezi druhy i mezi populacemi a často se jeví nekonzistentní. Dokonce ani u druhů s vysoce vychýlenými individuálními pohlavními poměry potomků se poměr pohlaví potomstva na úrovni populace obecně významně neliší od 0,5 (Donald 2007; Lehikoinen et al. 2008).

Székely et al. (2014) poukazuje na to, že by k vychýlení mohlo dojít v době vodění rodinek vzhledem k potravní nabídce. V závěru ale také spíše podporuje hypotézu, že k vychýlení dochází až v dospělosti. Fox & Christensen (2018) uvádějí, že již poměr pohlaví kachen vstupujících do druhého roku života je menší než parita pohlaví (méně než 50 % samic) a zavrhuje hypotézu vychýlení ASR až v dospělém věku (Fox & Christensen 2018). U kajky mořské *Somateria mollissima* sice při vylíhnutí dochází k mírnému poklesu zastoupení samců na 47,2 %, ale během života dojde k převaze samců až 60 % (Ramula et al. 2018).

3.2 Poměr pohlaví u dospělých

Vzhledem k obecně vyváženému primárnímu poměru pohlaví mláďat může být vychýlená ASR vysvětlena pouze vyšší úmrtností vzácnějšího pohlaví. Míra přežití samic je obecně nižší než u samců, a proto se zdá, že ASR s vychýlením k samcům je nevyhnutelné. Existuje řada důvodů, proč lze očekávat rozdíl v míře přežití samic a samců. Liší se fyziologicky, ekologicky, geneticky a behaviorálně (Donald 2007).

U většiny druhů ptáků jsou samice pohlavím s vyšší disperzí, což je vystavuje většímu riziku, protože opouštějí místo narození a rozptýlí se po neznámém území. Navíc u stěhovavých druhů mají samice tendenci migrovat dále než samci (Donald 2007). Disparita v poměru pohlaví na zimovištích byla zaznamenána již v první polovině 20. století a upozornila na možnost rozdílného migračního chování a rozdílné míry mortality (Owen & Black 1990). Pöysä et al. (2019a) ve své studii uvádí, že samice poláka velkého migrují dále na jih, a proto jsou vystaveny zvýšenému lovu v jižních státech nebo otravě olovem. Ačkoli jsou samci odolnější vůči zimě, jsou také schopnější obsadit příznivější zimoviště v nižší zeměpisné šířce (Bridges et al. 2017). V průběhu hnízdění kachen provádí inkubaci pouze samice, což má za následek zvýšené metabolické nároky a větší riziko predace (Donald 2007). U mnoha na zemi hnízdících ptáků jsou samice často predovány na hníždě liškou obecnou *Vulpes vulpes* nebo jiným predátorem. Není překvapením, že samice kachen obvykle převládají v letních nálezech v norách lišek (Owen & Black 1990). Predaci ovlivňují často i invazní druhy jako norek americký *Mustela vison* nebo psík mývalovitý *Nyctereutes procyonoides* (Pöysä et al. 2019a). Tato vysoká predace inkubujících samic pravděpodobně zodpovídá za výrazně vychýlenou ASR. Dokonce i druhy ptáků hnízdící v dutinách s jejich obecně nižší mírou predace mohou být při inkubaci náchylné k vysoké úmrtnosti samic (Donald 2007).

Existuje i mnoho dalších možných vysvětlení proč je přežívání ptáků souvisí s pohlavím. Zjevně vysoký výskyt vychýleného ASR u ptáků je výsledkem vyššího reprodukčního úsilí samic, což vede k nižšímu přežití. Řada studií prokázala trendy v ASR napříč věkovými kohortami, což poskytuje důkazy o vzrůstajícím vychýlení ASR s rostoucím věkem. Podobný jev byl prokázán u dlouho žijícího ptáka albatrose královského *Diomedea epomorpha*, u kterého byl ASR ve všech kromě nejstarších kohort vyvážený (Donald 2007). V populacích s poměrem pohlaví s převahou samců dochází k vyšší míře agresivity samců. Samci atakují samice, a to vyvolává zvýšenou úmrtnost samic (Székely et al. 2014).

3.3 Poměr pohlaví a ochrana

Druhy ptáků, které Červený seznam IUCN uvádí jako globálně ohrožené nebo téměř ohrožené, vykazují ASR významně více vychýlené směrem k samcům (Donald 2007; BirdLife International 2015). Riziko zániku populací není rozloženo symetricky mezi samice a samce. U různých reprodukčních systémů se předpokládá, že bude růst rychleji s vyšším poměrem samců v populaci než s vyšším poměrem samic. Životaschopnost populace se začne snižovat, když se ASR zvýší nad 0,55 (Donald 2007).

U populací divokých ptáků byla zaznamenána segregace samic a samců v různých dobách roku. Obě pohlaví často dávají přednost jinému druhu prostředí či zeměpisné šířce, což může vést k upřednostňování jednoho pohlaví. Hlavně při praktické ochraně lokalit se může stát, že ochrana jednoho stanoviště, na které je např. v době zimování vázáno pouze jedno pohlaví, může toto pohlaví upřednostnit (Bennett et al. 2019).

Vychýlený ASR v malých populacích může znamenat zvýšený výskyt inbreedingu (čím méně je jedinců v populaci, tím se zvyšuje šance na příbuzenské křížení, což vede k šíření škodlivých alel). Deformace ASR však nejsou konzistentním signálem inbrední deprese. V jiných taxonech však bylo prokázáno, že silně vychýlená ASR má za následek rychlou ztrátu genetické rozmanitosti a může zhoršit nebo být výsledkem inbrední deprese a asymetrického toku genů, což vede k zvýšení pravděpodobnosti vyhynutí (Newton 2003; Donald 2007).

Potenciální Alleeho efekt by mohl být ohrožující, pokud by samice vynakládala více energie na hnízdění a ASR by byl vychýlený k samcům. Což může být příčinou vysokého podílu ohrožených druhů ptáků (Donald 2007).

Za vysoký podíl ohrožených druhů ptáků může také vysoký počet invazních predátorů, kteří mohou snižovat populace původních ptáků, především inkubujících samic. Hypotéza predace má určitou podporu ze strany IUCN, kde jsou invazní predátoři uvedeni jako vážná hrozba, která má výrazněji ovlivnit druhy s vychýleným ASR než jiné ohrožené druhy. Predace inkubujících samic invazními predátory byla navržena jako nejpravděpodobnější příčina vychýleného ASR (Donald 2007).

ASR je proto potenciálně užitečným demografickým ukazatelem při ochraně populací. Kromě zlepšení odhadů efektivní velikosti populace a životaschopnosti může ASR poskytnout užitečný podklad pro posouzení kvality stanoviště. Rychlá

degradace stanovišť vede ke zvýšené expozici hnízd dravcům a konkurentům, což má za následek vyšší úmrtnost samic. V kvalitnějších lokalitách je přežití samců a samic vyrovnané a ASR vyvážené (Donald 2007). V podmínkách ČR jsou navrženy zlepšující prvky v ochraně stanovišť – snížení celkových dávek hnojiv, snížení rybích obsádek na vybraných lokalitách, zajištění cyklického kosení rákosin ve vhodném cyklu a vytvoření sítě rybníků, kde kachny nebudou loveny a které zároveň budou dobrými shromaždišti (IUCN 1996).

ASR může být také užitečným podkladem při realizaci reintrodukčních programů. Projekty reintrodukce, které mají za cíl vysadit samice, aby vyrovnaly vychýlené ASR u divokých populací, možná budou muset vycházet z analýzy příčin vychýlení ASR. Pokud by příčinou byla zvýšená mortalita, nemusely by se vypuštěné samice dožít reprodukčního věku a tím splnit účel jejich reintrodukce (Donald 2007).

ASR je zjevně důležitým a do značné míry přehlíženým parametrem při ochraně a sledování ohrožených populací. Existuje možnost, že populace s vysoce vychýleným ASR by mohla být disfunkční mnoho let před smrtí posledního samce (Donald 2007).

U druhů bez výrazného pohlavního dimorfismu může být obtížné rozeznat vymizení samic, protože v případě absence samic mohou samci tvořit „páry“ stejného pohlaví, a dokonce si stavět hnízda. Takové chování bylo zaznamenáno z reliktních populací laločníka šedého *Callaeas cinerea* na Novém Zélandu, ve kterých byly samice vyloveny invazními predátory (Donald 2007).

4. MIGRACE

Není snad člověka, kterého by migrace ptáků nefascinovala nebo aspoň neudivovala (Owen & Black 1990; Newton 2008). Ptáky nejčastěji dostanou do pohybu změny v dostupnosti potravy či jiného zdroje nebo když jejich fyziologické požadavky diktují potřebu jiného habitatu nebo potravy. Pokud jsou změny pravidelné, vnímáme je jako migraci. Nejčastěji jsou migrace na velkou vzdálenost a obvykle do jiného výškového nebo klimatického gradientu (Owen & Black 1990).

Některé migrační cesty vedou přes moře a mnohá nehostinná území a jejich vzdálenost může čítat i přes 10 000 km. Migrace na takovéto vzdálenosti vyžadují

nejen mimořádné navigační dovednosti, ale i velké tělesné rezervy. Migrace se liší od běžných každodenních letů nejen v mnohem větší délce, ale i v nadmořských výškách ve kterých se ptáci pohybují (Newton 2008). Největší naměřená nadmořská výška při migraci vrubozobých ptáků byla 8200 m, kdy byly letadlem zaznamenány labutě (Owen & Black 1990). Někteří pěvci, kteří při migraci překonávají Himaláje, dokonce létají ve výškách až 10 000 m (Berthold 2001). Jakmile se ptáci rozhodnou letět, jsou obvykle vystaveni chladnějšímu prostředí s nižším tlakem a hladinou kyslíku (Newton 2008).

Během cesty se ptáci musí zastavit a nakrmit, často na neznámých místech, musí odpovídajícím způsobem reagovat na počasí a korigovat případný posun mimo optimální kurz. Kromě toho mohou být příznivá stanoviště, kde se mohou migrující jedinci rychle a bezpečně nakrmit, vzdálená a značně omezená. Není tedy divu, že úmrtnost je v době migrace často vysoká (Newton 2008).

Je ohromující, že některé druhy, jako jsou potápky *Podicipediformes* nebo krátkokřídlí *Ralliformes*, se měsíce před migrací pohybují hlavně pěšky nebo plaváním. Přesto se ve vhodnou dobu poté co nashromáždí potřebné zásoby zvednou a letí nepřetržitě stovky kilometrů daleko. Telemetricky zaměřený srdeční rytmus bernešky bělolící *Branta leucopsis* odhalil, že v týdnech před podzimní migrací jedinci nelétali déle než několik minut denně. Přesto v době migrace letěli nepřetržitě až 13 hodin najednou s občasnými přestávkami ve vzdálenosti 2 500–3 000 km (Newton 2003).

Mezi vodními ptáky je široká škála migračního chování mezi i uvnitř druhů, které jsou přizpůsobeny převládajícím podmínkám prostředí. Pro mnoho druhů vodních ptáků je typickým migračním vzorcem hnízdění v Arktické oblasti nebo v severních temperátních oblastech a zimování v temperátních oblastech. Načasování migrace je tak přesné, že k ní dochází každý rok ve stejných dnech (Owen & Black 1990).

4.1 Rozdíly v migraci u samic a samců

V mnoha populacích ptáků se aspekty migrace liší podle pohlaví. Tyto rozdíly mohou zahrnovat délku migrace každého pohlaví nebo načasování přiletů a odletů. Hlavní roli hrají geografické gradienty, kdy jedno pohlaví zimuje převážně v blízkosti hnízdišť

a druhé je zimuje ve vzdálenějších lokalitách (Carbone & Owen 1995; Ewans & Day 2001; Newton 2008).

Takovéto rozdíly mezi pohlavím byly zaznamenány u široké škály druhů ptáků nejméně z devíti různých skupin např.: bahňáků *Charadrii*, kachnovitých *Anatidae*, volavkovitých *Ardeidae* a dalších. U některých druhů jsou rozdíly velké, s malým nebo žádným překrýváním mezi pohlavími, ale u jiných druhů se rozdíly projevují i při velkém překryvu areálů zimovišť obou pohlaví (Newton 2008).

U zimujících kachen bylo zjištěno, že samci byli blíže k hnízdištím a samice dále. Tento trend byl silnější u potápivých kachen např. u poláka velkého *Aythya ferina*, poláka chocholačky nebo hohola severního *Bucephala clangula* (Carbone & Owen 1995; Ewans & Day 2001; Newton 2008; Pöysä et al. 2019a) než u plovavých, u nichž se často páry tvoří již na začátku zimy. Spárování může poskytnout ochranu samicím před ostatními samci nebo může pomoci snížit jakékoliv oddělení způsobené vychýlením pohlaví (Owen & Black 1990, Newton 2008).

Znalosti odlišností v migraci samců a samic jsou pochopitelně omezeny na druhy, u nichž je patrný pohlavní dimorfismus. Rozdíly mezi pohlavími v migracích jsou spojeny s různými aspekty biologie druhů. Prvním aspektem mohou být různé role páru při hnízdění, což může souviset s načasováním migrace. Druhý aspekt je dimorfismus tělesné velikosti, který má za následek různé tolerance teploty. Posledním aspektem je výhoda, kterou mají samci při dřívějším návratu na hnízdiště či vyloučení méně konkurence schopných samic do vzdálenějších jižních oblastí (Owen & Dix 1996; Ewans & Day 2001; Newton 2008).

4.1.1 Migrace na hnízdiště

Ty druhy ptáků, u kterých dochází ke vzniku párů již na zimovištích nebo na tahových zastávkách, jako je tomu například u některých vodních ptáků, přilétají na hnízdiště společně (Newton 2008). Populace se během zimy promíchají což je příležitost pro jedince z jiných hnízdních oblastí nebo subpopulací k spárování se mezi sebou. U vodních ptáků se samice obvykle chovají filopatricky a vrací se do rodné oblasti k hnízdění a samci je následují. Tomuto způsobu se říká „abmigration“ a je běžným jevem u kachen (Owen & Black 1990). Rozdíly v přiletech se mohou lišit od několika dnů do několika týdnů v závislosti na druhu, podmínkách daného roku a oblasti. Obecně platí, že ptáci, kteří dorazí na hnízdiště v porovnání s ostatními pozdě, jsou

nuceni hnízdit v méně příznivých teritoriích a mohou tak produkovat méně mladých (Newton 2008).

4.1.2 Migrace na zimoviště

U mnoha druhů ptáků opustí reprodukčně neúspěšní jedinci hnízdiště dříve než ti úspěšní, kteří odlétají až po odchování mláďat. V důsledku špatného reprodukčního roku někdy u bahňáků *Charadrii* hnízdících v Arktidě, dochází k migraci na zimoviště znatelněji dříve než obvykle. Tato událost představuje závislost migrace na zimoviště na události v předchozím roce (Newton 2008).

Ještě významnější však je, že u většiny druhů kachen, a i některých jiných druhů ptáků, se o mladé stará pouze jedno pohlaví (u kachen samice), což druhému pohlaví umožní, aby opustilo hnízdiště dříve. U kachen samci nehrají v péči o mladé žádnou roli a opouštějí hnízdiště již několik týdnů před samicemi a mláďaty. Obvykle se poté samci shromažďují na zvláštních místech – pelichaništích, kde dochází k výměně letek a k dalšímu přepeření, než se přesunou na zimoviště. Zatímco mnoho samic zůstává se svými mladými na hnízdištích, kde přepeří a až koncem roku odlétají přímo na zimoviště. Jiné samice se přesunou na pelichaniště, i tak ale později než samci (Newton 2008).

Polák velký se shromažďuje každé léto na rozsáhlých vodních plochách Evropy např.: IJsselmeer v Nizozemsku nebo Ismaning v Bavorsku, aby přepeřili. Zpočátku jsou tam přítomni téměř výhradně pouze samci, ale jak se sezóna posouvá, podíl samic se do konce září postupně zvyšuje na téměř 50 %. Mnoho poláků chocholaček a dalších druhů používá stejná místa s podobnými sezónními změnami v poměrech pohlaví (Newton 2008).

Carbone & Owen (1995) ve svém průzkumu zjistili silný vztah mezi poměrem pohlaví a zeměpisnou šířkou. V severních lokalitách bylo přibližně třikrát více samců než samic. To podporuje hypotézu, že samci snášejí zimu lépe než samice. Owen & Black (1990) popisují, že např. samice čírky jsou menší než samci, a proto trpí kvůli nedostatku potravy mnohem více. Poměr pohlaví byl během tuhé zimy u čírky karolinské *Anas carolinensis* 2.8:1, zatímco v okolních populacích, kde byla zima mírnější, to bylo pouze 1.3:1. Tyto rozdíly jsou spíše vysvětlovány únikem samic před zimou než jejich mortalitou. Na Carbone & Owen (1995) navázala studie od Brides et al. (2017), kde výzkum potvrdil vyšší přítomnost samic na zimovištích v jižním areálu

rozšíření. Tento efekt se však zdá slabší než v předešlé studii (v letech 1989-1990) přesto s nižší zeměpisnou šířkou roste počet samců. Brides et al. (2017) vysvětlují tento efekt dvěma způsoby. První vysvětlení spočívá v dominanci samců, kteří dokážou obsadit ta nejvýhodnější zimoviště v blízkosti hnízdišť. Druhé podporuje hypotézu od Carbone & Owen (1995), že samci snášejí zimu lépe než samice. Například pro samce poláka velkého je kritická teplota (minimální teplota vzduchu, při které si při odpočinku zvíře může udržet svou bazální metabolickou rychlost, aniž by tím vznikly další náklady na termoregulaci) nižší (7.1°C) než u samic (8.4°C).

5. DLOUHODOBÉ ZMĚNY POČETNOSTI VODNÍCH PTÁKŮ

Od konce 2. světové války mnoho běžně lovených druhů kachen v severovýchodní Evropě vykazovalo trvalé zvyšování početnosti. Vedlo k tomu pravděpodobně částečně zpřísnění právních předpisů v oblasti lovu i ochrana lokalit – snižování ztrát a omezení degradace mokřadních biotopů (Fox et al. 2016a). V roce 1971 byla podepsána Ramsarská úmluva o mokřadech, globální mezivládní smlouva, která podporuje celosvětovou ochranu mokřadů (Gardner & Davidson 2011). Dalším důležitým právním předpisem byla Směrnice Rady č. 79/409/EHS na ochranu volně žijících ptáků z roku 1979 (Chvátal et al. 2009). Dnes jsou opět zaznamenávány rozsáhlé změny v početnosti i distribuci zimujících vodních ptáků v celé Evropě (např. Musil et al. 2011, Lehikoinen et al. 2013, Pavón-Jordán et al. 2019, Gaget et al. 2020). Změny v migračních trasách některých druhů vodních ptáků naznačují, že makroenvironmentální faktory mají vliv na populační dynamiku a je pravděpodobné, že to bude mít dopad i na hnízdní populace. Například zrzohlávka rudozobá *Netta rufina* a husa velká *Anser anser*, zkracují migrační vzdálenosti a následně zvyšují početnost v hnízdních populacích ve Střední Evropě (Fox et al, 2010, Podhrázký et al. 2017, Poláková et al. 2018).

V rybnických soustavách České republiky je vývoj abundance vodních ptáků sledován již desítky let. Stejně jako v severovýchodní Evropě nastal i v České republice v první polovině 20. století významný nárůst abundance vodních ptáků (např. kopřivka obecná, polák velký). Ve stejných podmínkách také začala nově hnízdit řada druhů (polák chocholačka, zrzohlávka rudozobá, hohol severní). Za

hlavní příčinu těchto změn byla považována intenzifikace rybníčního hospodaření, ale nejsou vyloučené ani jiné vlivy (Musil & Cepák, 2004; Musil et al. 2016).

K další významné změně abundance vodních ptáků v České republice došlo v první polovině 80. let 20. století. Jejich početnost klesla o 50 až 80 % původních stavů k čemuž pravděpodobně vedl nárůst nehnízdnicích jedinců u nejpočetnějších druhů kachen, pokles hnízdních možností kvůli poškození až zničení litorálních pásem a nárůst predace hnízd. Největší příčinou snížení abundance vodních ptáků ale byly úhyny zapříčiněné botulismem (Musil & Fuchs 1994; Musil & Cepák, 2004; Pykal & Janda 2004) nebo snížením potravní nabídky v důsledku navýšení rybích obsádek či sníženou průhledností vody (Musil et al. 2016).

Naopak v práci Musila et al. (2011) bylo zjištěno, že početnost zimujících vodních ptáků v České republice od roku 1966 až do roku 2008 u většiny sledovaných druhů narůstá. Tyto změny početnosti korelují s populačními trendy v celé západní Palearktidě. Některé druhy však vykazují jisté odchylky. Na rozdíl od ostatních zemí západní Palearktidy byl zaznamenán značný pokles početnosti i rozšíření u čírky obecné *Anas crecca*. K tomu mohla vést především intenzifikace hospodaření na rybnících. U poláka velkého a racka bouřního *Larus canus* bylo sledováno zvýšení početnosti i rozšíření areálu v rámci České republiky i jiných středoevropských zemí, zatímco v západní Palearktidě byl zaznamenán pokles početnosti obou těchto druhů. Husa polní *Anser fabalis* také vykazovala zvyšování početnosti i rozšíření areálu, což mohlo souviset s posunem areálů zimovišť v Evropě. Nárůst početnosti a rozšíření byl zaregistrován také u zimujících populací kachny divoké *Anas platyrhynchos* zatímco v jiných státech Evropy (Německo, Slovensko, Irsko a Velká Británie) byl zjištěn značný pokles početnosti. Za tuto situaci může pravděpodobně dlouhodobé vypouštění kachny divoké pro lovecké účely (Musil et al. 2011; Musilová et al. 2018a; Musilová et al. 2018b).

Změny v počtech zimujících jedinců a rozšíření jednotlivých druhů byly ovlivněny mnoha druhově specifickými proměnnými. Mezi nimi byly nejvýznamnější druhové trendy v západní Palearktidě. Mezi různými eko-taxonomickými skupinami byly nejvýraznější nárůsty početnosti a rozšíření zaznamenány u rybožravých ptáků, následovaných husami, plovavými kachnami a racky. Obdobné faktory ovlivňují i změny početnosti v celé Evropě (Musil et al. 2011; Musilová et al. 2018a; Musilová et al. 2018b).

Fox et al. (2016b) uvádí, že na evropských hnízdištích v posledních 30 letech také trvale klesá produkce mláďat hvízdáka euroasijského *Anas penelope*, ostralky štíhlé *Anas acuta* a lžičáka pestrého *Anas clypeata*. Meziroční změny v početnosti několika druhů uvedených v příloze II. směrnice o ptácích nyní klesají na úroveň přeletů tahových populací (Fox et al. 2016b). Dlouhodobý pokles a snížení hnízdní úspěšnosti u hvízdáka eurasijského potvrzuje i Pöysä & Väänänen 2018.

Pokles reprodukční úspěšnosti hvízdáka euroasijského lze částečně vysvětlit klimatickými změnami. Snížení početnosti v hnízdních populacích hvízdáka eurasijského ve Finsku souvisí také s eutrofizací vodních ploch, změnami v početnosti predátorů a účinky využívání půdy, zejména zemědělství. Tyto vlivy však budou pravděpodobně geograficky relativně odlišné například ve srovnání s rozsáhlým hnízdním pásmem v ruské tajze, kde změny ve využívání půdy mají pravděpodobně menší rozsah (Fox et al. 2016b).

Broyer (2019) a Fox et al. (2016a) poukazují i na velký pokles početnosti poláka velkého v posledních 30 letech, a to hlavně ve východní Evropě, kde jsou největší hnízdní populace. Jde o ztrátu 30–49 % velikosti hnízdní populace v průběhu tří generací tohoto kachního druhu. To odráží i podobné snížení počtů zaznamenaných na zimovištích, které po dlouhém období relativní stability dosáhly až 50 %. Tento druh je proto nyní také označován jako celosvětově zranitelný (Fox et al. 2016a).

Broyer (2019) tento trend přičítá rozsáhlému odvodňování krajiny, přerůstání keřů a hustých rákosin, mizení řas rodu *Chera* sp. či vodních rostlin *Potamogeton* sp. na hnízdištích. Za nejčastější příčinu ale uvádí změny v obhospodařování rybníků (Musil et al. 2016, Fox et al. 2016a). Intenzifikace chovu ryb (vedoucí k eutrofizaci, vysoké hustotě biomasy kaprů) negativně ovlivňují hnízdiště poláka velkého, zejména v důsledku negativních dopadů na vodní vegetaci. Ke snižování početnosti však může vést i extrémní či úplná eliminace ryb (Broyer 2019). Fox et al. (2016a) zaznamenal, že polák velký je často závislý na hnízdních koloniích racka chechtavého *Chroicocephalus ridibundus*, a proto mohl být zasažen jejich úbytkem v posledních 30 letech.

6. REPRODUKČNÍ ÚSPĚŠNOST

6.1 Úspěšnost přežívání snůšek

U kachen je předpoklad úspěšného vylíhnutí vajec vysoký. Data u pěti druhů potápivých kachen totiž poukazují na skutečnost, že nelíhivost vajec je velmi nízká. U ostralky štíhlé byla nelíhivost 3.3 % a u lžičáka pestrého pouze 1.1 %. K neúspěchu snůšky tedy dochází z jiných důvodů než kvůli neplodnosti (Owen & Black 1990).

Predace je často považována za hlavní faktor ovlivňující hnízdní úspěšnost vodních ptáků. Na přežití snůšky může mít vliv kondice samice či predační tlak. Mezi hlavní predátory patří ptáci, ale hlavně savci (Kauhala 2004; Broyer 2019). Samice vodních ptáků tedy zaujímají různé strategie ochrany snůšek jako například hnízdění na nedostupných místech (ostrovy, útesy, dutiny stromů), hnízdění v úkrytech, kdy samice při nebezpečí zůstává na hníždě či rozmístění hnízd ve velkých vzdálenostech, což ztěžuje jejich nalezení nebo umístění hnízd do hnízdních kolonií, kdy predátor může být odrazen agresivitou či velkým počtem jedinců (Owen & Black 1990; Kear 2005).

I při úspěšném používání těchto strategií je predační tlak v oblastech, kde jsou hnízdní habitaty kachen omezené, velmi vysoký. Počty predátorů se zvyšují a nacházejí většinu hnízd (Owen & Black 1990).

Hill (1984) uvádí, že hnízdo predátor objeví v 85 %. Značnou výšku predace podporuje i Purger et al. (2006), podle kterého je hnízdo predováno až v 98 %. Po jednom týdnu bylo 80 % hnízd z 50 umělých hnízd neporušených, ale už po dvou týdnech to bylo pouze 46 % a po třech týdnech zůstala nepoškozena pouze 2 % hnízd, což je pouze jedno hnízdo. V průběhu prvního týdne bylo nejvíce hnízd predováno ptáky, podle Hill (1984) jde především o vrány černé *Corvus corone* a straky obecné *Pica pica*. V dalších dnech šlo nejvíce o divoká prasata *Sus scrofa*, dále pak o lišky obecné, kuny lesní *Martes martes*, vydry říční *Lutra lutra*, jezevce lesní *Males males* a hryzce vodní *Arvicola amphibius*.

Kauhala (2004) ve své studii za nejběžnější predátory označil psyky mývalovité, lišky obecné, kuny lesní a norky americké. Odstraněním těchto predátorů se dramaticky zvýšila hnízdní úspěšnost u kachen. Zdá se, že abundance lišek obecných a kun lesních mají vliv na hnízdní úspěšnost. Kuny lesní jsou především

predátorem hohola severního. Studie uvádí, že psík mývalovitý nemá významný vliv na hnízdní úspěšnost, zatímco liška obecná je považována za jednoho z největších predátorů kachen. Liška se živí jak vejci, tak i inkubujícími samicemi, zatímco psík mývalovitý konzumuje pouze vejce, ale samice obvykle neloví. Pokud je tedy predátorem psík mývalovitý, je možné, že samice snese novou snůšku, zatímco v případě lišky se tak už pravděpodobně nestane.

U kachen a některých hus, které přišly o snůšku v brzké fázi inkubace je běžné, že zahnízdí znovu a úspěšně. Náhradní hnízdění („Renesting“) je značnou podporou pro populační produktivitu (Owen & Black 1990). Arnold et al. (2010) ve své studii poukazuje na to, že samice dokážou nahradit až 57 % snůšek. Na frekvenci náhradního hnízdění mělo největší vliv načasování snůšky, kdy až 90 % dubnových snůšek bylo neúspěšných, ale červnových již pouze 10 %. Toto tvrzení podporuje i Purger & Mészáros (2006), kteří uvádí, že pro řadu predátorů jsou kachní vejce vhodnou potravou pouze na začátku sezóny, dokud nenaleznou jinou potravu. Hnízdní úspěšnost kachen může být tedy pozitivně korelována např. s početností malých savců či hmyzu, což může být pro predátory alternativní potravní nabídka.

Důležitým faktorem pro přežití snůšky je také umístění hnízda. Snůška má větší šanci na přežití, pokud je umístěna spíše na ostrově než na pevnině. Dalším faktorem je minimální výška a hustota vegetace obklopující hnízdo. Kachna divoká je více ohrožená predací než polák chocholačka, protože začíná hnízdit dříve z jara, kdy ještě vegetace nedosahuje dostatečné výšky. Pokud oba druhy hnízdí současně, je přežívání jejich snůšek srovnatelné (Hill 1984). Výběr vhodné hnízdní lokality může být ovlivněno heterospecifickou přitažlivostí mezi druhy kachen. Čírka obecná může například použít kachnu divokou jako indikátor kvality stanoviště z hlediska zdrojů potravy nebo rizika predace (Arzel et al. 2015).

Nárůst druhové diverzity a abundance párů vodních ptáků může být závislý na přítomnosti kolonií racků. Racci při ochraně vlastních hnízd mohou poskytovat ochranu před predátory i kachnám. Přítomnost kolonií racků může výrazně snížit rychlost predace vodních ptáků, jak bylo pozorováno například u poláka velkého a poláka chocholačky. Ochrana kolonií racků je při výběru stanoviště důležitější než například potravní nabídka (Arzel et al. 2015; Väänänen et al. 2016; Pöysä et al. 2019b).

Kvalitu stanovišť pro umístění hnízda může odrážet i využívání okolní půdy z hlediska dostupnosti zdrojů nebo rizika predace. Počet vodních ptáků se zvyšuje

s rozlohou zemědělské půdy v okolí vodní plochy. Tento vztah může souviset s dostupností potravní nabídky, otevřeností stanovišť v zemědělské krajině nebo i s menším rizikem predace oproti zalesněné krajině. Stromy a keře na ostrůvcích zvýhodňují predátory jako vrány černé nebo norky americké (Arzel et al. 2015).

V zemědělské krajině je nižší negativní vliv rekreační činnosti (rybaření, lov vodních ptáků, turistika), a proto mohou být atraktivnější pro vodní ptáky. Častá přítomnost člověka může ovlivnit vodní ptáky například tím, že nutí inkubující samice opouštět hnízda, oddělovat samice od mladých, bránit k přístupu do oblastí s lepší potravní nabídkou nebo zvyšovat náklady na energii, pokud jsou ptáci nuceni pohybovat se při odpočinku. Ptáci si poté mohou vybírat méně kvalitní stanoviště v otevřené zemědělské krajině ale s menším pohybem lidí. Na druhou stranu je zemědělská krajina více eutrofizovaná, což může snižovat potravní nabídku (Arzel et al. 2015).

6.2 Úspěšnost přežívání od vylíhnutí k přepeření

I když nejvíce mláďata zůstává mezi vylíhnutím a přepeřením na vodě, jsou stále zranitelná a snadným terčem predátorů. Podle Kauhala (2004) kuny lesní a lišky obecné mohou predovat mláďata jak potápivých, tak i plovavých kachen při jejich přesunech. Během těchto někdy i poměrně dlouhých cest jsou mláďata velmi zranitelná. Například kachna divoká často hnízdí v lesních porostech a přesun na vodu je tedy nutný.

Kachnička karolínská *Aix sponsa* a kachna divoká odchovaly pouze 41 % a 44 % vylíhlých mláďat. Největší ztráty byly v prvních dvou týdnech života mláďat. Příčiny mortality ale nebyly zaznamenány. Rodinky kajky mořské trpí vysokou predací racky. 80 % mláďat bylo uloveno rackem stříbřitým *Larus argentatus* v prvních dvou týdnech (Owen & Black 1990; Lehikoinen et al. 2006). Za důležité predátory kachních mláďat určuje racka mořského *Larus marinus* a racka stříbřitého i Arzel et al. (2015). Ten rovněž potvrzuje, že jsou mláďata nejvíce predována v prvních týdnech života, toto tvrzení podporuje i Broyer (2019).

Mnohé ze ztrát mladých kachen jsou spojené s potravou. Domovské okrsky hohola severního jsou větší v oblastech, kde je velké množství ryb, které potravně konkurují s hoholy, a proto je nosná kapacita prostředí snižována. Rodinky využívají vodní plochy více, pokud z nich byly odstraněny ryby (Owen & Black 1990). Celkově

je rozmanitost druhů vodních ptáků vyšší na vodních plochách bez ryb, stejně jako přítomnost rodinek potápivých kachen (hohol severní) a menších plovavých kachen (čírka obecná). U větších plovavých kachen (kachna divoká) se neprokázal negativní vliv rybí obsádky, což může být tím, že kachna divoká ve starším věku konzumuje i bentické a jiné bezobratlé či semena. Velikost těla a způsob krmení kachen tedy hraje roli při určování vztahů mezi rybami a vodními ptáky (Nummi & Pöysä 1995; Musil et al. 1997; Elmberg et al. 2010).

Mnoho studií tedy potvrdilo pozitivní vliv absence či nízké abundance ryb na hnízdní úspěšnost kachen. Lze tedy považovat za paradoxní, že právě rybníční oblasti, kde je produktivita ryb často velmi vysoká, patří mezi významné hnízdní oblasti kachen v Evropě (Broyer & Calenge 2010).

Je mnoho dalších faktorů ovlivňujících úspěšnost přežívání rodinek. Například rodinky potápky roháče *Podiceps cristatus* jsou pozitivně ovlivněny věkem dominantního druhu ryby v rybníce. Počty rodinek potápivých kachen (hohol severní, polák chocholačka a polák velký) jsou zase často spojeny s průhledností vody. Na druhou stranu rodinky plovavých kachen nepreferují rybníky s vyšší průhledností vody a zdá se, že mnohem více záleží na aktuálních podmínkách na rybnících. Častým vlivem na přežívání mláďat jsou trofické podmínky vodních ploch. Vliv trofie je větší na potápivé kachny než na plovavé kachny. To může vysvětlit rozdílné trendy v populacích plovavých a potápivých kachen (Musil et al. 1997). Musil et al. (2016) uvádí, že „bez-kaprová“ obsádka způsobuje vhodnou trofickou situaci, na kterou vodní ptáci reagují zvýšením početnosti samic s rodinkami.

Významným faktorem ovlivňujícím hustotu párů a rodinek jsou větší a dobře zarostlé habitaty (Nummi & Pöysä 1995). Např. lyska černá *Fulica atra* dává přednost poměrně izolovaným rybníkům s dobrým litorálním pásmem (Musil et al. 1997). Rozmístění párů a rodinek se v různých typech stanovišť lišila. Hnízdní úspěšnost není však nejvyšší na stanovištích, která jsou považována za nejlepší kvůli přítomnosti mnoha párů. V případě čírky obecné je největší hnízdní úspěšnost v oblastech s nejnižší hustotou párů. Mláďata se však mohou přesunout a později zaujímat zcela jiný typ stanoviště než dospělé páry (Nummi & Pöysä 1995).

7. Studované druhy kachen

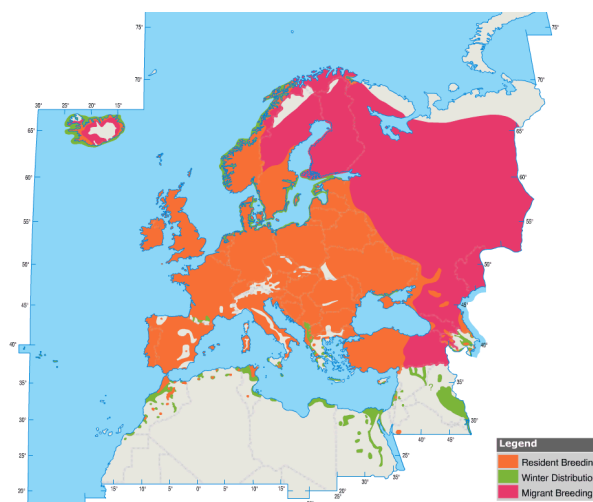
7.1 Kachna divoká *Anas platyrhynchos*

Celosvětově nejpočetnější druh kachen (Šťastný & Hudec 2016) s holoarktickým rozšířením, který je adaptovaný na širokou škálu prostředí (Cramp & Simmons 1977). Hnízdní populace kachny divoké v Evropě v roce 1990-2000 byla 3,3 - 5,1 milionu párů s mírným poklesem. V ČR v letech 2001-2003 čítala hnízdní populace 25 000 – 50 000 párů. Od početnosti v letech 1985-1989 nastal úbytek asi o 20 % (Šťastný & Hudec 2016).

V západní a jižní Evropě jsou populace kachny divoké stálé. Ve střední a východní Evropě se vyskytuje stále více zimujících a migrujících ptáků. Podzimní tah v ČR probíhá v nejhojnější formě v září a říjnu. Mladí ptáci nejčastěji zimují v Polsku a Bavorsku. Dospělí jedinci zimují blíže svému hnízdišti (Šťastný & Hudec 2016, Musil et al. in litt.).

Kachna divoká žije v sociální monogamii, není to však pravidlem a může docházet i k mimopárové kopulaci. V třeboňské populaci mimopárová mláďata tvoří až 9.3 % mláďat. Páry se tvoří na podzim nebo v zimě. Hnízdo tvoří nejčastěji na rybnících a jejich okolí, v lužních lesích, při řekách a potocích či v bažinách a bažinatých loukách. Podle klimatických podmínek může hnízdění probíhat již od konce února až do června (Šťastný & Hudec 2016).

Je omnivorní a oportunistický druh využívající celou škálu způsobů krmení, který se odvíjí od stanoviště, ročního období či dostupnosti potravy (Cramp & Simmons 1977).



Obr. 1: Rozšíření kachny divoké v Evropě (Cramp & Simmons 1977)

7.2 Kopřivka obecná *Mareca strepera*

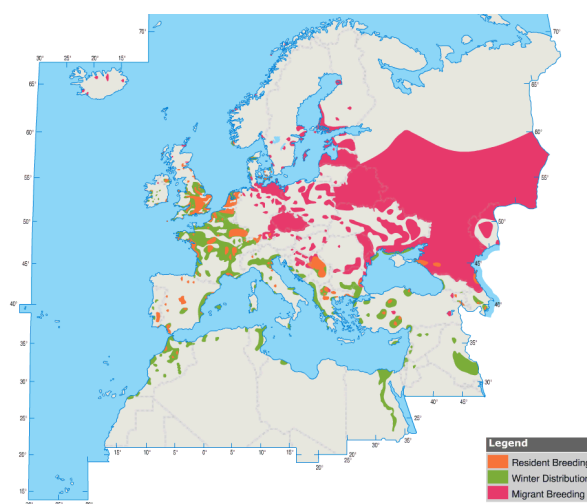
Kachna s holarktickým typem rozšíření. Evropská hnízdní populace čítá 60 000 – 96 000 párů. V ČR v letech 2001-2003 čítala hnízdní populace 1 800 – 3 200 párů. Početnost tohoto druhu stále stoupá (Šťastný & Hudec 2016).

V 2. polovině 20. století se značně zvýšila početnost hnízdních i zimujících populací v severozápadní a střední Evropě. V roce 1978-1979 byla třetím nejpočetnějším druhem kachny na Třeboňsku. V 80. letech 20. století dochází k poklesu početnosti z důvodu otravy botulotoxinem (Šťastný & Hudec 2016).

Evropské populace jsou většinou tažné. Podzimní tah probíhá od konce července do října. Z ČR mladí ptáci směřují nejčastěji na pobřeží Itálie a do Španělska. Dospělí ptáci nejčastěji odlétají do Středomoří či na pobřeží Severního moře (Šťastný & Hudec 2016).

V ČR kopřivka obecná hnízdí na všech rybnických soustavách od dubna až do července. Páry tvoří již před přiletem na hnízdiště (Šťastný & Hudec 2016). Pro kopřivku je typická párová vazba v hnízdním období, není však vyloučeno ani střídání partnerů během jedné sezóny. (Cramp & Simmons 1977).

Potravu tvoří převážně vegetativní části vodních rostlin a mohou se i pást. V zimě sbírají různá semena. Kachňata se živí převážně vodními bezobratlými (Cramp & Simmons 1977; Šťastný & Hudec 2016).



Obr. 2: Rozšíření kopřivky obecné v Evropě (Cramp & Simmons 1977)

7.3 Zrzohlávka rudozobá *Netta rufina*

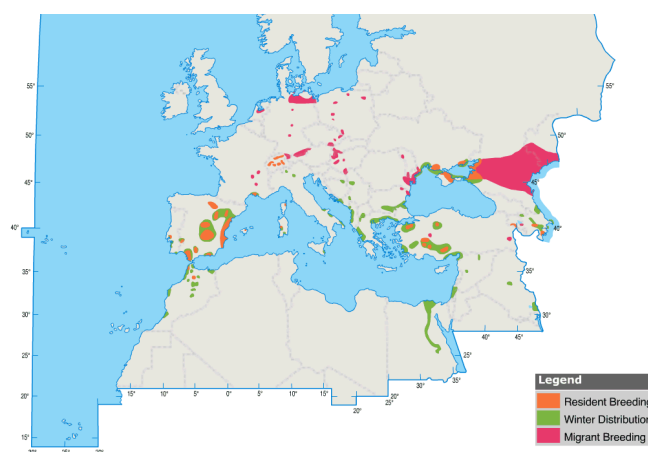
Kachna se sarmatským typem rozšíření. Evropský areál rozšíření je nepravidelný s reliktními či naopak novodobými místy výskytu. Dnes evropské hnízdní populace dosahují přibližně 27 000 – 59 000 párů. V ČR v letech 2001 - 2003 čítala hnízdní populace 200 – 250 párů (Šťastný & Hudec 2016).

V 19. století se areál zrzohlávky zmenšil, v následujícím století však opět došlo k jeho rozšíření a početnost se stále zvyšuje (Šťastný & Hudec 2016).

Jde o migrující až částečně migrující druh (Cramp & Simmons 1977). Zimuje v jižní Evropě nebo severní Africe v posledních desetiletích převážně na podalpských jezerech (Musil et al. 2001, Musil et al. in litt.). V ČR zrzohlávky dosahují největší početnosti při jarním tahu v dubnu až květnu. Odlétají již v srpnu (Šťastný & Hudec 2016).

U nás zrzohlávka vyhledává při hnízdění zpravidla větší vodní plochy, zřídka ji můžeme vidět i na řekách. Na hnízdiště přilétá již v párech (Šťastný & Hudec 2016). Páry jsou sezóně monogamní a jejich trvání je delší a pevnější než u ostatních kachen rodu *Aythya* (Cramp & Simmons 1977). Doba hnízdění je od začátku dubna do začátku července (Šťastný & Hudec 2016).

Její potravu tvoří především stonky, listy, kořeny, semena, pupeny vodních rostlin. Občas vodní hmyz a larvy, malé ryby, žáby či koryši a měkkýši. Nejčastější potravou jsou řasy rodu *Chara* (Cramp & Simmons 1977; Šťastný & Hudec 2016).



Obr. 3: Rozšíření zrzohlávky rudozobé v Evropě (Cramp & Simmons 1977)

7.4 Polák velký *Aythya ferina*

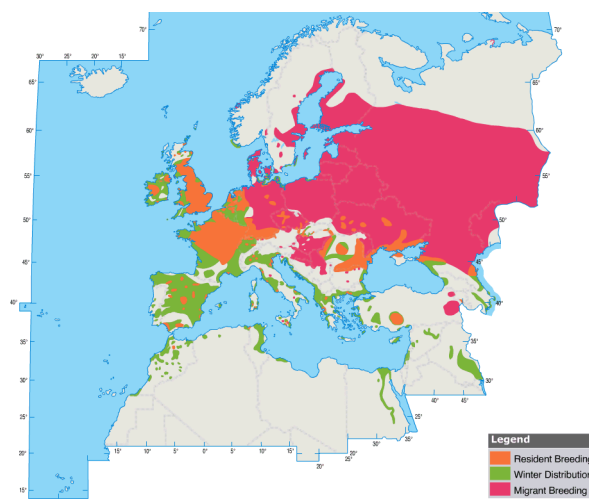
Kachna s palearktickým typem rozšíření. V Evropě hnízilo v roce 2000 210 000 - 440 000 párů. V ČR v letech 2001-2003 čítala hnízdní populace 9 000 – 17 000 párů. Početnost klesla oproti rokům 1985 - 1989 o 13 % (Šťastný & Hudec 2016).

V 19. století se v Evropě začala posouvat hranice rozšíření k severozápadu. U nás k nárůstu jeho početnosti došlo v letech 1930 - 1965. V 80. letech 20. století došlo i u poláka velkého stejně jako u jiných druhů kachen k značnému poklesu kvůli botulismu (Šťastný & Hudec 2016). Dnes má početnost poláka velkého v Evropě i u nás klesající trend (Fox et al. 2016).

Převážně migrující druh. Populace ze západní a jižní Evropy jsou stálé či přelétavé. Populace severní Evropy migrují převážně do Německa, Švýcarska nebo Nizozemí (Snow & Perrins 1998). Hlavní zimoviště se nacházejí v širokém pásmu od severního Německa, Nizozemska a Anglie přes Francii, Švýcarsko a Španělsko (Musil et al. 2011. Šťastný & Hudec 2016, Musil et al. in litt.).

Ptáci přilétají na naše hnízdiště v hejnech. Páry se mohou vytvářet již během zimy nebo až začátkem hnízdění (Šťastný & Hudec 2016). Páry jsou sezónně monogamní (Cramp & Simmons 1977). Doba hnízdění je od dubna do začátku července. Hnízdo je umístěno blízko vody na březích rybníků nebo jejich ostrovech (Šťastný & Hudec 2016).

Potrava je rostlinného i živočišného původu a značně závisí na typu lokality či ročním období (Cramp & Simmons 1977).



Obr. 4: Rozšíření poláka velkého v Evropě (Cramp & Simmons 1977)

7.5 Polák chocholačka *Aythya fuligula*

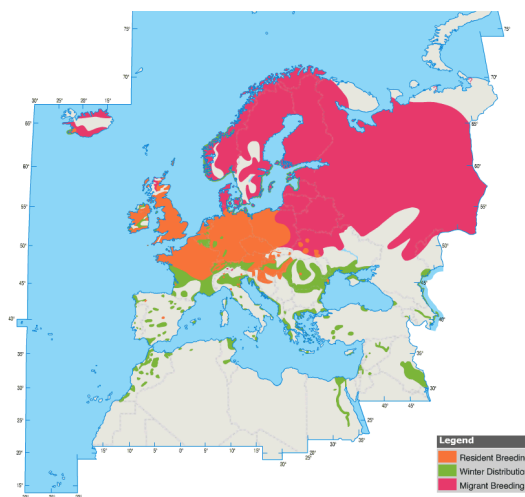
Kachna s palearktickým typem rozšíření. Evropská hnízdní populace dnes čítá 730 000 – 880 000 párů. V ČR v letech 2001-2003 čítala hnízdní populace 12 000 – 24 000 párů. Početnost o roků 1985 - 1989 poklesla o 20 % (Šťastný & Hudec 2016).

Od 19. století se areál v několika fázích postupně rozšířil k západu a jihu. V 1970 – 1990 se trend v některých místech zastavil, obrátil nebo pokračoval dál. Polák chocholačka se v ČR objevil jako hnízdící až ve 20.-30. letech 20. století a od té doby u nás hnízdí, přezimuje i protahuje. V 80. letech 20. století byl i u poláka chocholačky zaznamenán prudký pokles (Šťastný & Hudec 2016).

Převážně migrující druh. Ptáci hnízdící u nás zimují v Nizozemí, Británii, ve Francii a často na podalpských jezerech, v jižní Francii či Biskajském zálivu (Musil et al. 2001, Šťastný & Hudec 2016).

Monogamní páry se tvoří na konci zimy nebo až na hnízdišti v dubnu až květnu (Cramp & Simmons 1977; Šťastný & Hudec 2016). Hnízdo je umístěno na bažinatých porostech obklopených vodou. Hnízdění začíná v květnu a je závislé na řadě podmínek (počasí, nadmořská výška, geografická poloha) (Šťastný & Hudec 2016).

Jde o omnivorní druh s převládající živočišnou složkou potravy, tvořenou hlavně měkkými nebo i dalšími vodními bezobratlými (Cramp & Simmons 1977).



Obr. 5: Rozšíření poláka chocholačky v Evropě (Cramp & Simmons 1977)

7.6 Hohol severní *Bucephala clangula*

Holarktický typ rozšíření. Evropská hnízdní populace čítá 490 000 - 590 000 párů a mírně roste. V ČR v letech 2001 - 2003 čítala hnízdní populace 100 – 120 párů (Šťastný & Hudec 2016).

V 19. století byly zaznamenány znatelné změny areálu i početnosti. K úbytku došlo tam, kde hohol přišel kvůli intenzivnímu lesnímu hospodářství o vhodné hnízdní biotopy. Hnízdo tvoří ve stromové dutině a často používá i uměle vytvořené budky (Šťastný & Hudec 2016). Navýšení početnosti nastalo v místech, kde dochází k umístování hnízdních budek. V ČR bylo první hnízdění zaznamenáno v roce 1960 (Třeboňsko) a hnízdní populace se začala šířit i zvyšovat svoji početnost. I populace hohola prodělala pokles početnosti způsobený v 80. letech otravou botulotoxinem (Šťastný & Hudec 2016).

Jde o tažný druh, jehož populace zimují především na pobřeží Atlantického a Tichého oceánu či na vnitrozemských vodách. Naši ptáci odlétají na pobřeží Baltského a Severního moře (Šťastný & Hudec 2016).

Formování párů začíná na zimovištích a pokračuje po příletu na hnízdiště (Cramp & Simmons 1977). Podle jiných pramenů (Šťastný & Hudec 2016) přilétá hohol severní na hnízdiště v oddělených hejnech, ze kterých se později tvoří monogamní páry trvající jednu sezonu. Snášení vajec v našich podmínkách probíhá v březnu až květnu, přičemž záleží na klimatických a potravních podmínkách.

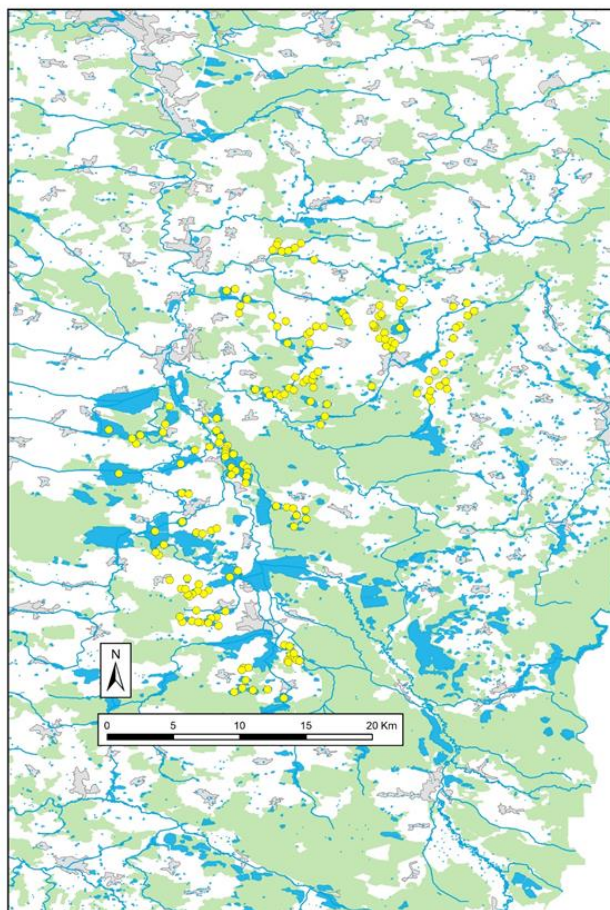
Potravu tvoří především měkkýši, vodní hmyz a korýši. Jde o potápivý druh kachny (Cramp & Simmons 1977).



Obr. 6: Rozšíření hohola severního v Evropě (Cramp & Simmons 1977)

8. Popis zájmového území

Sběr dat probíhal na 175 rybnících v oblasti Třebońska, Soběslavska a Jindřichohradecka (48.9685–49.2649°N, 14.6622–14.9007°E) - viz Obr. 7. Rybníky jsou situovány do mozaikovitě krajiny lesů, polí, luk a urbanizované oblasti (Musil et al. 1997, Poláková et al. 2018, Čehovská et al. 2019). Území patří do mírně teplé až teplé klimatické oblasti (Národní geoportál INSPIREa).



Obr. 7- Mapa rozmištění sledovaných rybníků na Třeboňsku, Soběslavsku a Jindřichohradecku. (Národní geoportál INSPIREb)

Významnou částí zájmového území je CHKO Třeboňsko, které je současně i Biosférickou rezervací. Území se nachází v Třeboňské pánvi v nadmořské výšce 410–450 m. Pánevní oblast je obklopena zvlněnou, kopcovitou krajinou (IUCN 1996). Krajinný pokryv je tvořen z 45 % lesy, z 25 % zemědělskou půdou, z 11 % trvale travnatými porosty a ze 7 % vodními plochami (Harmáčková & Vačkář 2015).

Dnešní třeboňská krajina se formuje již od středověku, kdy začal být antropogenní vliv na ni velice výrazný. Ve 14. století zde propukl rozvoj rybníkářství (IUCN 1996). Do 16. století zde vzniklo přes 500 rybníků, jejichž rozloha činí 7500 ha (Chvátal 2009). Budování rybníků pak vyvrcholilo v 16. století, později řada rybníků zanikla a docházelo i ke snižování produktivity. Dnes jsou třeboňské rybníky cenné z přírodního i kulturního hlediska (Harmáčková & Vačkář 2015). Najdeme zde 16 vodohospodářských soustav spadajících nejčastěji do povodí Lužnice a Nežárky (IUCN 1996).

V oblasti se udržuje mírně teplé klima s průměrnou roční teplotou 7,5 °C a s ročními srážkami v průměru 600-650 mm. V průměru bývá 40 - 50 letních dnů, 110 - 120 mrazových dnů a 30-40 ledových dnů (IUCN 1996).

Oblast je tvořena smrkovými a borovými kulturními lesy. Zaplavované nivní části porůstají lužní lesy s duby a olší. Na Třeboňsku jsou i významná rašeliniště s porosty borovice blatky (Chvátal 2009). V litorálním pásmu roste nejčastěji rákos obecný, orobinec a velké množství druhů šáchorovitých (IUCN 1996).

Třeboňsko je pro svou rozmanitost a dlouhodobou stabilitu důležitou Ptačí oblastí. Bylo tu zaznamenáno okolo 280 druhů ptáků a předmětem ochrany oblasti je 19 druhů např.: kvakoš noční *Nycticorax nycticorax*, orel mořský *Haliaeetus albicilla*, moták pochop *Circus aeruginosus*, rybák obecný *Sterna hirundo*, ledňáček říční *Alcedo atthis*, husa velká *Anser anser*, volavka bílá *Egretta alba*, kopřivka obecná nebo lžičák pestrý (Chvátal 2009).

Tyto cenné lokality a druhy jsou ohrožovány lidskou činností především intenzivním hospodařením, těžbou písku a štěrku nebo výrobou bioplynové energie (Harmáčková & Vačkář 2015). Dříve dystrofní a oligotrofní stanoviště jsou dnes přeměněny na mezotrofní až eutrofní. Právě eutrofizace prostředí se považuje za největší problém postihující rybníční ekosystémy (IUCN 1996).

Eutrofizace způsobená intenzivním používáním umělých hnojiv, splachů z polí, zavedením kachních farem nebo naddimenzovanou či špatně zvolenou rybní obsádkou v minulosti způsobila velké úbytky v populacích vodních ptáků. Od konce 70. let až do poloviny 80. let minulého století byl zaznamenán pokles. Především u některých druhů kachen přišel propad o 30-70 %. Tento úbytek se časově shoduje s otravami botulotoxinem způsobených hypertrofií (IUCN 1996; Musil 2006; Šťastný & Hudec 2016).

Dalšími ohrožujícími faktory mohou být technické úpravy rybníků. Zejména ničení nebo celkové odstranění litorální vegetace za účelem zvětšení plochy rybníků má za následek ničení hnízdních biotopů nebo snižování početnosti druhů s vazbami na tento typ stanoviště. Za ústup litorální vegetace mohou i jiné faktory (snížení průhlednosti vody, zvýšení výšky vodní hladiny v některých sezónách). Za technickou úpravu můžeme také považovat nahrnutí odstraněného litorálního materiálu do obvodových valů. V některých případech došlo k použití materiálu k vytvoření ostrůvků, které využívají mnohé druhy vodních ptáků jako hnízdiště (IUCN 1996).

9. METODIKA

9.1 Sčítání ptáků v terénu

Početnost vodních ptáků na rybníčních soustavách České republiky je sledována již desítky let (Musil & Cepák, 2004), ale hnízdní populace vodních ptáků jsou na Třeboňsku pravidelně monitorovány od roku 1981 (Musil & Fuchs 1994, Musil et al. 2016). V roce 2004 se začalo se sčítáním vodních ptáků při 9 kontrolách v 10-14denních intervalech od dubna do srpna. Každoročně je takto monitorováno 175 rybníků v oblasti Třeboňska, Soběslavska a Jindřichohradecka (Obr. 7) a jsou sledovány především „hladinové“ druhy vodních ptáků (Musil et al. 2016). Ptáci se sčítají z pevného počtu bodů, ze kterých je vidět celá vodní hladina každé vodní plochy (Čehovská et al. 2019). Kromě početnosti jednotlivých druhů je monitorován i poměr pohlaví kachen (Musil et al. 2016).

Vodní hladina 175 sledovaných rybníků se pohybovala v rozmezí 0,21 a 298,00 ha (průměr \pm směr.odchylka = 16,97 \pm 39,82 ha) a podíl litorální vegetace se pohyboval mezi 0,03% a 90,0% (průměr \pm směr.odchylka = 21,30 \pm 16,26%). Litorální vegetace je tvořena především rákosem obecným *Phragmites australis*, orobincem široolistým *Typha latifolia*, ostřicemi *Carex* spp., zblochanem vodním *Glyceria maximo* a vrbami *Salix* spp. (IUCN 1996, Poláková et al. 2018, Čehovská et al. 2019). Vymezení všech sledovaných rybníčních oblastí je zachyceno v Obr. 7.

9.2 Monitoring početnosti a poměru pohlaví

U mnoha druhů kachen *Anas* a *Aythya* je obtížné určit početnost samic v hnízdních populacích. Tyto druhy hnízdí totiž v husté vegetaci, a ne zřídka přesouvají svá mláďata, jakmile se vylíhnou, do jiných oblastí (Bibby et al. 1992). Z toho důvodu byly samice zachycovány ještě dříve, než začaly inkubovat. Každý druh kachen z monitorovaného vzorku má specifické optimální doby hnízdění, které umožňují vybrat vhodnou dobu sčítání samic a minimalizovat tak riziko, že samice bude v době sčítání sedět na hnízdě (Pöysä et al. 2019a).

Na základě analýzy individuálně značených samic potápivých kachen bylo zjištěno, že zachytitelnost jednotlivých samic se pohybuje mezi 51,4 a 60,3 %, přičemž nejvyšší je před zahájením inkubace (58,8 až 66,7 %) a poté v období vodění mláďat (70,6 až 74,5 %). V období inkubace je zachytitelnost naopak nejnižší a

dosahuje jen 14,9 až 23,8 % (blíže viz Čehovská et al. 2019). Proto byl jako měřítko početnosti hnízdní populace použit počet samic zjištěných na počátku hnízdění, tj. v druhé polovině května. Tento přístup byl již aplikován u výše uvedených druhů zrzohlávky rudozobé, poláka velkého a poláka chocholačky a také u kopřivky obecné. U časněji hnízdících druhů (hohol severní a kachna divoká – viz Šťastný & Hudec 2016) byl jako početnost hnízdní populace považován počet samic ve 2. polovině dubna. Obdobně byl ze sčítání v uvedených obdobích u jednotlivých druhů použit i počet samců a celkový počet jedinců.

Zastoupení samic (ASR = Adult Sex Ratio) byl vypočten jako poměr:

$$\text{samice} / (\text{samice} + \text{samci}),$$

blíže viz také Fox & Christiansen (2018) a Pöysä et al. (2019a).

9.2.1 Hodnocení produktivity

Hodnocení produktivity populací sledovaných druhů kachen vodních ptáků bylo založeno na analýze údajů o počtu zjištěných rodinek a aktuální velikosti hnízdní populace (viz např. Poláková et al. 2018). Jednotlivé rodinky byly identifikovány podle počtu a stáří mláďat (Gollop & Marshall 1954; Du Rau et al. 2003, Broyer 2019) na základě údajů získaných při opakovaných kontrolách v průběhu hnízdní sezóny (duben až srpen). Velikost hnízdní populace byla hodnocena na základě počtu samic přítomných na sledovaných rybnících na počátku hnízdní sezóny (viz výše). Relativní produktivita byla hodnocena jako poměr počtu rodinek a samic přítomných na počátku hnízdní sezóny na zájmové lokalitě (viz např. Poláková et al. 2018, Broyer et al. 2019).

9.2.2 Průhlednost vody

Při kontrolách v poslední dekádě května byla zjišťována průhlednost vody pomocí Secchiho desky, jako indikátor trofického stavu rybníků i dostupnosti potravy pro vodní ptáky (IUCN 1996; Musil et al. 1997; Musil 2006).

9.2.3 Klimatické podmínky předchozí zimy

Hodnoty indexu severoatlantské oscilace (North Atlantic Oscillation Index = NAO Index), byly použity jako charakteristika vysvětlující povětrnostní podmínky jednotlivých zimních sezón. Tyto hodnoty (National Centers for Environmental Information) jsou vypočítávány na základě rozdílů tlaků na úrovni mořské hladiny mezi Azorskou tlakovou výší a tlakovou níží nad Islandem. Stav této cirkulace dále ovlivňuje proudění větrů mezi 40° a 60° severní šířky, rozložení vlhkosti vzduchu, distribuci srážek či bouřek, povrchovou teplotu oceánů aj. (Najmanová & Adamík 2007; Hurrell & NCARS 2016).

NAO index byl použit k analýze vlivu podmínek předchozí zimní sezóny pro měsíce prosinec, leden a únor. Využil se jako proměnná charakterizující povětrnostní podmínky jednotlivých zimních sezón v široké oblasti zimovišť sledovaných druhů na území západní Palearktidy (viz také Musil et al. 2009, Podhrázký et al. 2017).

9.3 Statistické zpracování dat

Počet samic a zastoupení samic ($ASR = \text{samice} / (\text{samice} + \text{samci})$), představovaly analyzované proměnné. Zastoupení samic (ASR) bylo arcsin transformováno. Jako vysvětlující proměnné byly použity rok (dlouhodobý trend), celková početnost v dané hnízdní sezóně (na počátku hnízdní sezóny), hodnoty NAO Indexu z předchozí zimní sezóny a průměrná průhlednost vody zjištěná v dané hnízdní sezóně. Dlouhodobé populační trendy byly analyzovány pomocí lineární regresní analýzy. Vliv výše uvedených vysvětlujících proměnných na počet samic a zastoupení samic byl analyzován pomocí vícerozměrné regresní analýzy. Vliv počtu samic a zastoupení samic na počet rodinek a relativní produktivitu byl analyzován pomocí lineární regresní analýzy. Statistické výpočty byly provedeny ve programu Statistica 13.

10. VÝSLEDKY

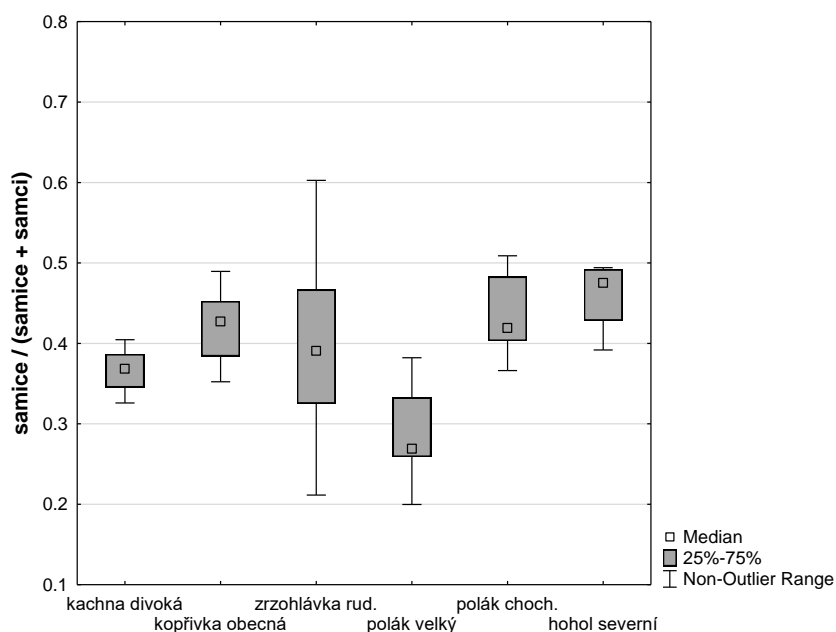
10.1 Početnost hnízdní populace

Celková početnost kachny divoké, kopřivky obecné, poláka velkého a poláka chocholačky se pohybovala ve stovkách jedinců, početnost zrzožlávky rudozobé a hohola severního pak v desítkách jedinců (Tab.1).

Zastoupení samic (ASR = samic / samci + samice) dosahovalo vyšších průměrných hodnot u kopřivky obecné a hohola severního, a naopak u nejnižších u poláka velkého. Variabilita ASR byla nejvyšší u zrzožlávky rudozobé a nejnižší u kachny divoké a hohola severního (Tab. 2, Obr. 8).

Tab. 1. Základní údaje o složení hnízdní populace ve sledovaném území v letech 2004-2019 (16 sezón).

Druh	rozpětí	průměr	±	sm.odch
samci				
Kachna divoká	127 - 338	206.25	±	53.91
Kopřivka obecná	93 - 215	165.5	±	33.02
Zrzožlávka rudozobá	16 - 47	28.63	±	9.93
Polák velký	118 - 284	174.06	±	46.52
Polák chocholačka	101 - 350	229.13	±	63.29
Hohol severní	15 - 42	28.56	±	8.33
samice				
Kachna divoká	209 - 501	355.94	±	91.85
Kopřivka obecná	107 - 300	221.63	±	61.91
Zrzožlávka rudozobá	17 - 98	47.56	±	26.23
Polák velký	189 - 639	418.06	±	123.76
Polák chocholačka	157 - 412	288.44	±	59.97
Hohol severní	16 - 48	33.31	±	9.48
ASR = samice/samic				
Kachna divoká	0.326 - 0.4056	0.368	±	0.024
Kopřivka obecná	0.352 - 0.580	0.434	±	0.066
Zrzožlávka rudozobá	0.212 - 0.603	0.403	±	0.108
Polák velký	0.200 - 0.553	0.303	±	0.093
Polák chocholačka	0.270 - 0.684	0.440	±	0.086
Hohol severní	0.392 - 0.405	0.461	±	0.034



Obr. 8: Zastoupení samic (ASR = samic / samci + samice) v hnízdních populacích sledovaných druhů kachen.

10.2 Reprodukční úspěšnost

Na sledovaných rybnících Třeboňska, Soběslavska a Jindřichohradecka se počty rodinek kachny divoké, kopřivky obecné, poláka velkého a poláka chocholačky pohybovaly v desítkách rodinek s maximem 175 rodinek u poláka chocholačky v roce 2005. U rzohlávky rudozobé a hohola severního se počty rodinek pohybovaly mezi 6 a 27 rodinkami. Relativní produktivita (poměr počtu rodinek/samic) byla v období 2004-2019 nejnižší u poláka chocholačky, a naopak nejvyšší u hohola severního (Tab. 2).

Tab.2. Počet rodinek a relativní produktivita sledovaných druhů kachen na rybnících Třeboňska, Soběslavska a Jindřichohradecka.

Druh	počet rodinek				relativní produktivita			
	rozpětí	průměr	sm.odch.	rozpětí	max	průměr	sm.odch.	
Kachna divoká	77 - 155	102.69 ±	22.62	0.261 - 0.875	0.472 ±	0.147		
Kopřivka obecná	41 - 99	68.31 ±	18.79	0.247 - 0.630	0.411 ±	0.125		
Zrzohlávka rudozobá	6 - 25	14.13 ±	6.35	0.222 - 0.870	0.477 ±	0.202		
Polák velký	48 - 165	82.56 ±	30.17	0.232 - 0.805	0.475 ±	0.182		
Polák chocholačka	30 - 175	82.69 ±	34	0.127 - 0.516	0.332 ±	0.100		
Hohol severní	6 - ...27	14.75 ±	6.14	0.200 - 0.933	0.549 ±	0.233		

10.3 Dlouhodobé trendy

Celková početnost narůstala u 3 ze 6 sledovaných druhů, a to u zrzohlávky rudozobé, poláka velkého a hohola severního. U ostatních druhů nebyly zjištěny žádné signifikantní ($P < 0.05$) změny početnosti. Nárůst počtu samic byl prokázán u zrzohlávky rudozobé a hohola severního. Naopak počet samců signifikantně narůstal u všech sledovaných druhů kromě poláka chocholačky.

Tab.3 Dlouhodobý trend (2004-2019; $n=16$) populačních charakteristik sledovaných druhů kachen. Signifikantní vztahy jsou vyznačeny tučně.

Druh	Celkový počet	Samice	Samci	ASR	Rodinky	Relativní produktivita
Kachna divoká	0.475 (0.066)	0.317 (0.232)	0.544 (0.029)	-0.548 (0.029)	0.348 (0.187)	-0.122 (0.581)
Kopřivka obecná	0.460 (0.073)	0.154 (0.569)	0.561 (0.024)	-0.612 (0.012)	0.252 (0.347)	-0.339 (0.199)
Zrzohlávka rudozobá	0.752 (0.001)	0.599 (0.014)	0.705 (0.001)	-0.417 (0.108)	0.300 (0.259)	-0.355 (0.177)
Polák velký	0.563 (0.023)	-0.288 (0.279)	0.721 (0.002)	-0.729 (0.001)	-0.647 (0.007)	-0.427 (0.098)
Polák chocholačka	-0.188 (0.486)	-0.438 (0.090)	-0.188 (0.489)	-0.461 (0.072)	-0.264 (0.324)	0.025 (0.926)
Hohol severní	0.588 (0.017)	0.596 (0.015)	0.542 (0.030)	0.176 (0.514)	0.347 (0.188)	-0.044 (0.987)

Zastoupení samic v hnízdní populaci (ASR) signifikantně klesalo u 3 ze 6 sledovaných druhů, a to u kachny divoké, kopřivky obecné a poláka velkého. Počet rodinek statisticky průkazně klesal pouze u poláka velkého. Relativní produktivita (počet rodinek / 1 samci) nevykazoval statisticky průkazný trend u žádného sledovaného druhu (Tab.3, Obr. 10-15).

10.4 Vliv různých faktorů na zastoupení samic v populaci

Vliv dlouhodobého trendu (roku), celkové početnosti, klimatických podmínek předchozí zimy (hodnoty NAO indexu pro prosinec, leden a únor) a průhlednosti vody (indikátor potravní nabídky) na počet samic byl testován pomocí vícerozměrné regrese. Při hodnocení vlivu dlouhodobého trendu (roku), celkové početnosti, klimatických podmínek předchozí zimy (hodnoty NAO indexu pro prosinec, leden a

únor) a průhlednosti vody (indikátor potravní nabídky) na počet samic bylo zjištěno, že celková početnost měla pozitivní vliv na počet samic u všech druhů kromě rzohlávky rudozobé. Zde dochází ke strmému nárůstu celkové početnosti, který souvisí především s prudce rostoucím počtem samců. Vliv roku byl v těchto modelech signifikantní pouze u kachny divoké a poláka velkého a vliv podmínek předchozí zimy (NAO index) u hohola severního. Průhlednost vody neměla signifikantní vliv na početnost samic (Tab.4).

Tab.4 Vliv roku, celkové početnosti, NAO Indexu a průhlednosti vody na počet samic jednotlivých druhů kachen. V tabulce jsou uvedeny hodnoty regresních koeficientů \pm směrodatné chyby a hladiny významnosti: * $P < 0.05$; ** $P < 0.01$; *** $P < 0.001$

Vysvětlující proměnná	kachna divoká	kopřivka obecná	rzohlávka rudozobá
Rok	-2.046 \pm 0.773 *	-2.312 \pm 1.254	0.271 \pm 0.600
Celková početnost	0.412 \pm 0.038 ***	0.369 \pm 0.062 ***	0.151 \pm 0.097
NAO Index	-3.031 \pm 3.677	1.376 \pm 3.733	2.108 \pm 1.597
Průhlednost vody	-0.655 \pm 0.392	-0.296 \pm 0.569	0.232 \pm 0.225
Adj R ²	0.946	0.686	0.461
P	< 0.001	0.002	0.026
Vysvětlující proměnná	polák velký	polák chocholačka	hohol severní
Rok	-6.820 \pm 2.494 *	-3.098 \pm 2.423	0.295 \pm 0.137
Celková populace	0.280 \pm 0.085 **	0.479 \pm 0.115 **	0.432 \pm 0.035 ***
NAO Index	-4.760 \pm 7.240	-5.790 \pm 8.134	-1.287 \pm 0.372 **
Průhlednost vody	-0.063 \pm 1.124	0.551 \pm 1.326	-0.013 \pm 0.0571
Adj R ²	0.406	0.598	0.952
P	0.043	0.006	< 0.001

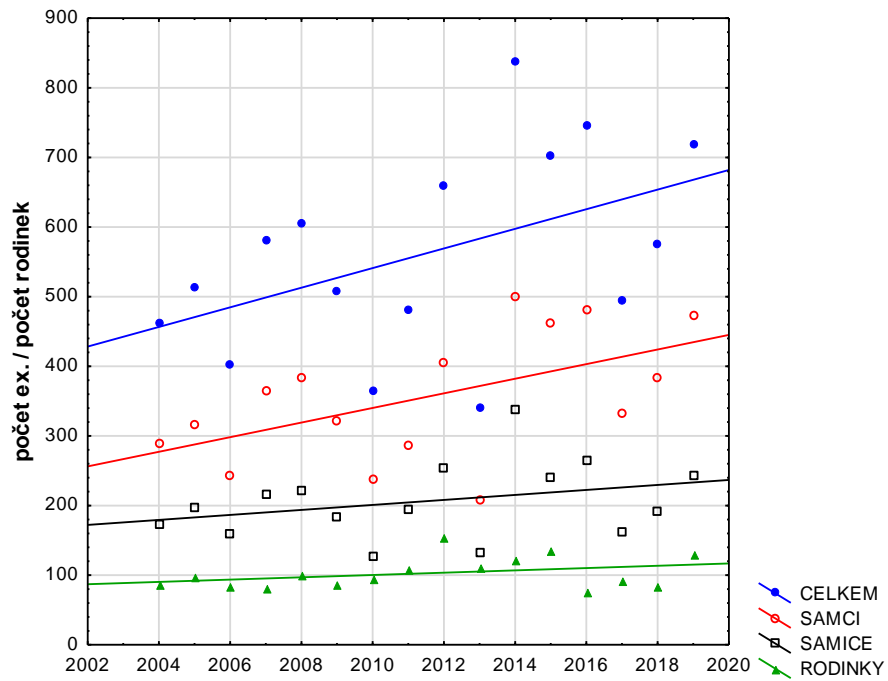
Zastoupení samic v populaci (poměr: samice / (samice + samci) bylo podle modelů vícerozměrné regrese signifikantně negativně ovlivněno celkovou početností pouze u rzohlávky rudozobé s výrazným nárůstem celkové početnosti a zejména samců. Vliv roku na zastoupení samic byl podle regresních modelů statisticky průkazný u kachny divoké a poláka velkého (dlouhodobý pokles). U hohola severního byl prokázán pozitivní vliv podmínek předchozí zimy (NAO index). Průhlednost vody neměla signifikantní vliv na zastoupení samic a početnost samic v populaci (Tab.5).

Tab. 5. Vliv roku, celkové početnosti, NAO Indexu a průhlednosti vody na zastoupení samic v populaci (ASR = samice / (samice + samci). V tabulce jsou uvedeny hodnoty regresních koeficientů ± směrodatné chyby a hladiny významnosti: * P < 0.05; ** P < 0.01; *** P < 0.001

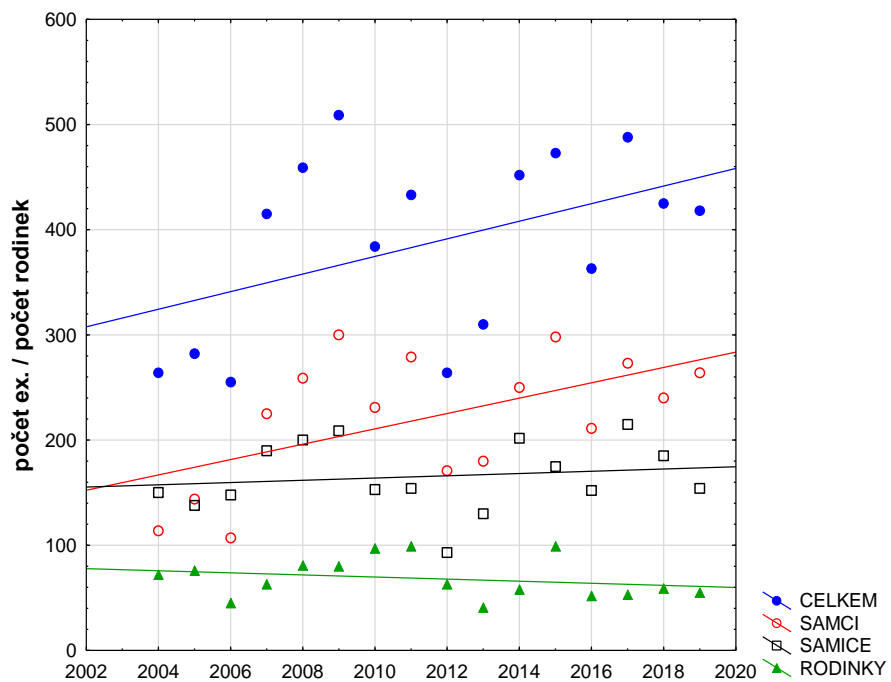
Vysvětlující proměnná	kachna divoká	kopřivka obecná	zrzohlávka rudozobá
Rok	-0.004 ± 0.001 *	-0.008 ± 0.004	0.003 ± 0.008
Celková početnost	0.001 ± 0.001	-0.001 ± 0.001	-0.003 ± 0.001 *
NAO Index	-0.004 ± 0.007	0.001 ± 0.013	0.034 ± 0.021
Průhlednost vody	-0.001 ± 0.001	0.001 ± 0.002	0.004 ± 0.003
Adj R ²	0.254	0.230	0.353
P	0.126	0.146	0.064
	polák velký	polák chocholačka	hohol severní
Rok	-0.014 ± 0.006 *	-0.007 ± 0.006	0.006 ± 0.002 *
Celková populace	-0.001 ± 0.001	0.001 ± 0.003	-0.001 ± 0.001
NAO Index	-0.003 ± 0.016	-0.012 ± 0.020	-0.021 ± 0.006 *
Průhlednost vody	-0.001 ± 0.003	0.001 ± 0.003	-0.001 ± 0.001
Adj R ²	0.367	0.024	0.429 *
P	0.058	0.407	0.040



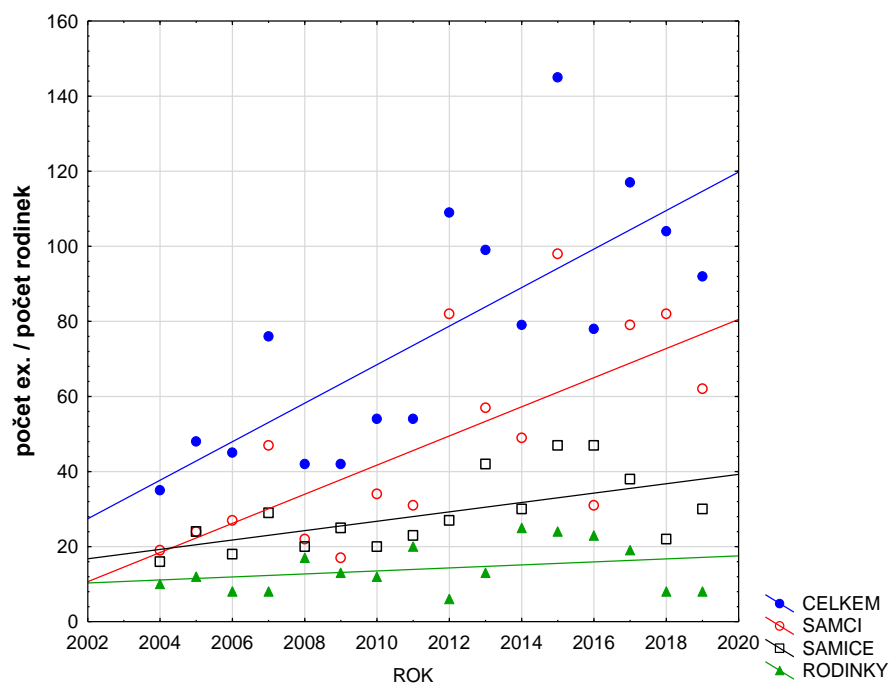
Obr. 9: Vychýlený poměr pohlaví u poláka velkého (Autor: Monika Homolková)



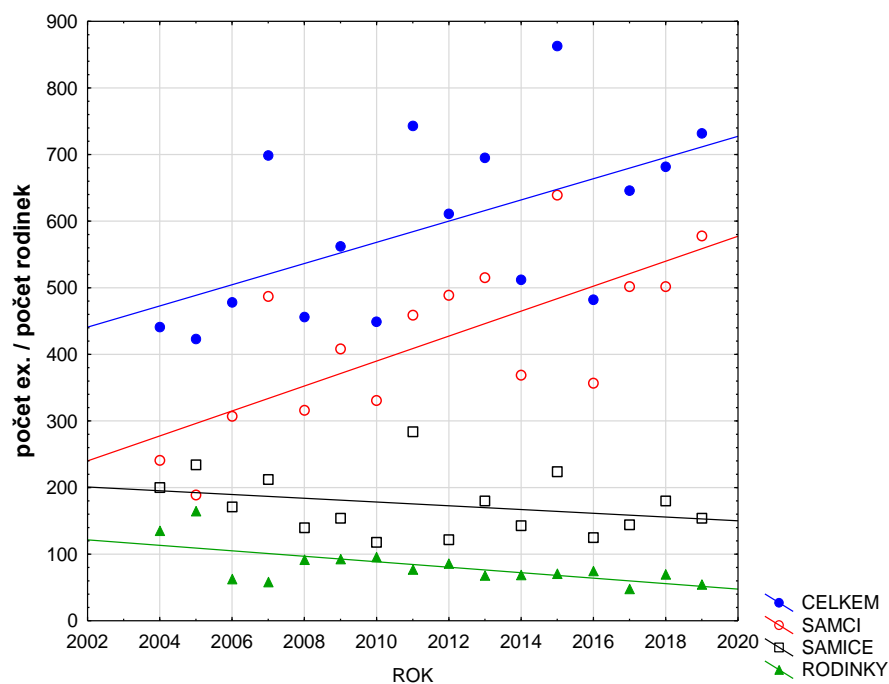
Obr. 10 Kachna divoká: změny velikosti a složení populace a počtu zaznamenaných rodinek.



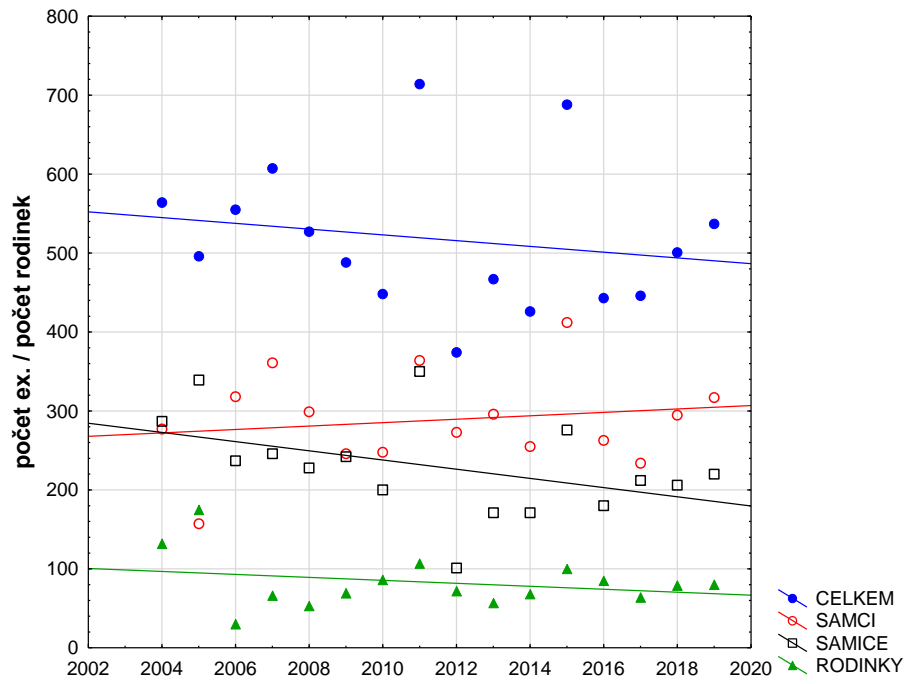
Obr. 11 Kopřivka obecná: změny velikosti a složení populace a počtu zaznamenaných rodinek.



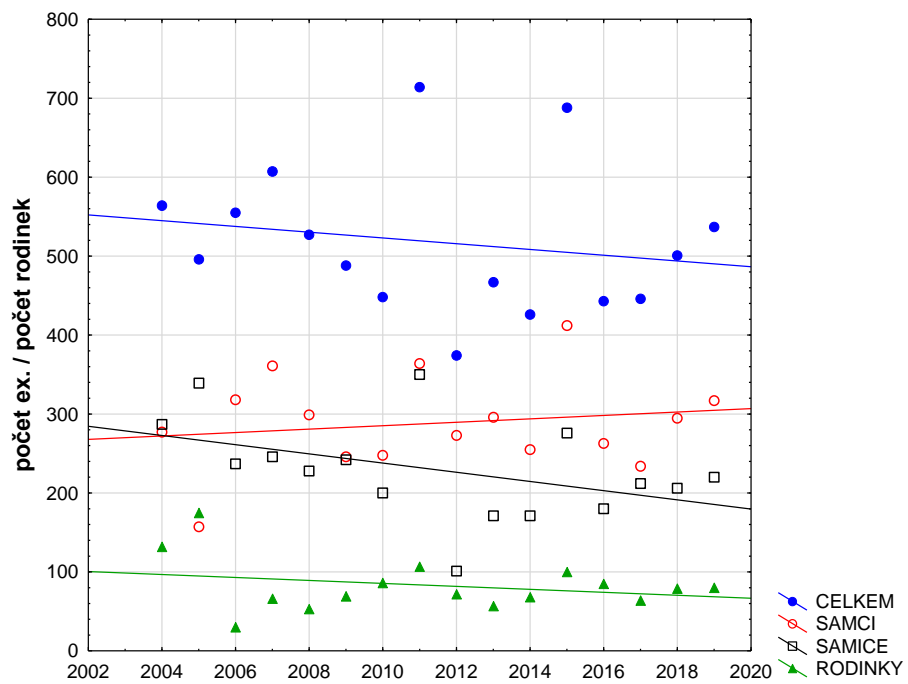
Obr. 12 Zrzohlávka rudozobá: změny velikosti a složení populace a počtu zaznamenaných rodinek.



Obr. 13 Polák velký: změny velikosti a složení populace a počtu zaznamenaných rodinek.



Obr. 14 Polák chocholačka: změny velikosti a složení populace a počtu zaznamenaných rodinek.



Obr. 15 Hohol severní: změny velikosti a složení populace a počtu zaznamenaných rodinek.

10.5 Vliv zastoupení samic v populaci na reprodukční úspěšnost

Počet samic pozitivně ovlivňoval počet rodinek u zrzohlávky rudozobé a poláka chocholačky. V sezónách s vyšším počtem samic bylo zjištěno více rodinek. Relativní produktivita byla ale negativně ovlivněna u kopřivky obecné, zrzohlávky rudozobé a hohola severního (Tab. 6). V sezónách s vyšším počtem samic byl zjištěn nižší podíl rodinek na jednu samici.

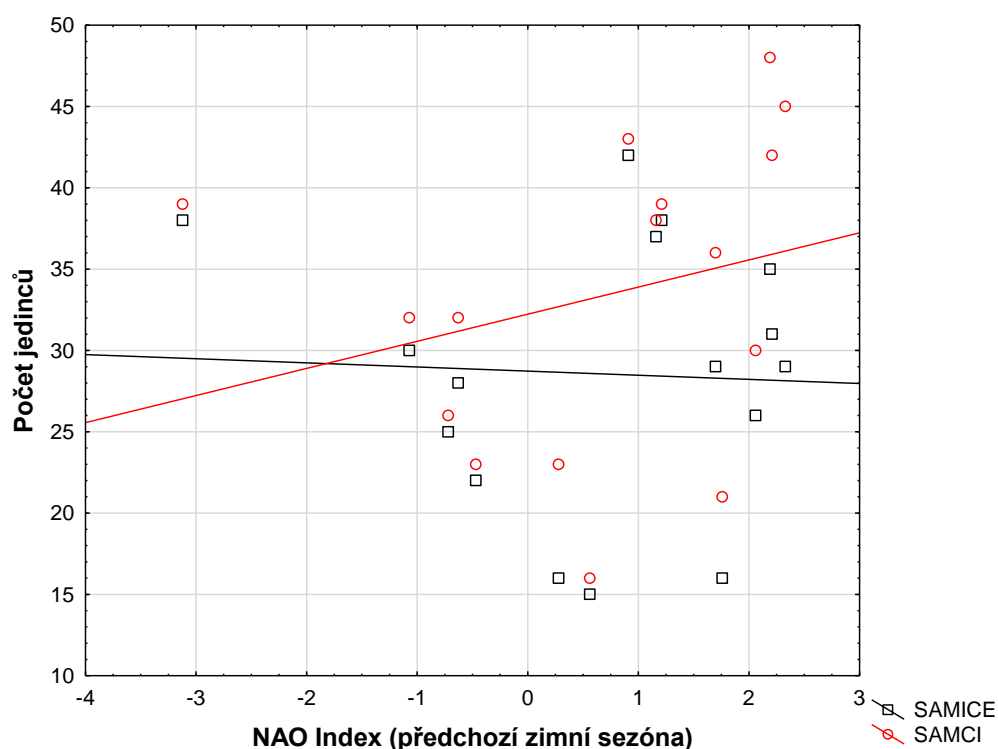
Tab. 6. Vliv počtu samic na počet rodinek a relativní produktivitu (data ze sezón 2004-2019; n=16)

Druh	Rodinky	Relativní produktivita
Kachna divoká	0.423 (0.103)	-0.232 (0.386)
Kopřivka obecná	-0.102 (0.707)	-0.529 (0.035)
Zrzohlávka rudozobá	0.554 (0.026)	-0.506 (0.045)
Polák velký	0.238 (0.376)	-0.458 (0.074)
Polák chocholačka	0.615 (0.011)	-0.101 (0.710)
Hohol severní	0.252 (0.347)	-0.505 (0.046)

Relativní zastoupení samic v populaci (poměr: samice / (samice + samci) pozitivně ovlivňovalo počet rodinek pouze u poláka velkého a poláka chocholačky. V hnízdních sezónách s vyšším podílem samic v populaci samic bylo pozorováno více rodinek. Relativní produktivita (podíl rodinek / 1 samici) nebyla statisticky průkazně ovlivněna zastoupením samic v populaci u žádného sledovaného druhu (Tab. 7).

Tab. 7. Vliv zastoupení samic v populaci (ASR = samice / (samice + samci). na počet rodinek a relativní produktivitu (data ze sezón 2004-2019; n=16)

Druh	Rodinky	Relativní produktivita
Kachna divoká	0.128 (0.634)	0.265 (0.321)
Kopřivka obecná	-0.345 (0.191)	-0.326 (0.218)
Zrzohlávka rudozobá	0.303 (0.250)	0.344 (0.193)
Polák velký	0.800 (< 0.001)	-0.257 (0.337)
Polák chocholačka	0.716 (0.002)	0.215 (0.425)
Hohol severní	0.073 (0.789)	-0.144 (0.594)



Obr. 16. Vztah mezi počtem samců a samic a podmínkami předchozí zimy (hodnoty NAO indexu pro prosinec, leden a únor) u hohola severního.

11. DISKUZE

V této práci se podařilo prokázat významný nárůst početnosti samců poláka velkého, kachny divoké, kopřivky obecné, hohola severního a rzohlávky rudozobé. Tedy u všech zkoumaných druhů kromě poláka chocholačky. V kombinaci s poklesem početnosti samic, která byla prokázána u poláka velkého, kachny divoké a kopřivky obecné to vede k dlouhodobému (2004-2019) vychýlení poměru pohlaví (ASR) ve prospěch samců.

Dále bylo zjištěno, že z vybraných faktorů (tj. dlouhodobého trendu početnosti, celkové početnosti, klimatických podmínek předchozí zimy a průhlednosti vody) měly vliv na počet samic dlouhodobý trend, celková početnost a klimatické podmínky předchozí zimy.

Celková početnost rostla u rzohlávky rudozobé, poláka velkého a hohola severního. Nárůst početnosti rzohlávky rudozobé je dokládán v celé Střední Evropě (Keller 2006, Wetlands International 2020). Tento nárůst může být způsoben zkrácením migrační vzdálenosti (Poláková et al. 2018), který byl zjištěn i u jiných druhů vodních ptáků (viz např. Podhrázský et al. 2017, Pavón-Jordan et al. 2019). Zkracování migračních vzdáleností následně vede ke zvyšování početností hnízdních populací kachen ve střední Evropě. Stejně tak v celé Evropě roste i početnost hohola severního (Lehikoinen et al. 2013, Šťastný & Hudec 2016, Wetlands International 2020). Naopak polák velký je však v Evropě ubývajícím druhem (Fox et al. 2016a, Brides et al. 2017; Frew et al. 2018; Pöysä et al. 2019a), v našich podmínkách spíše dochází k nárůstu celkové početnosti, který je však ovlivněn zvyšováním početnosti samců. Tento jev může naznačovat, že jsou zde vhodné podmínky pro nehnízdící samce, jejichž počty rostou. Celková početnost měla také pozitivní vliv na počet samic u všech druhů kromě rzohlávky rudozobé.

Dlouhodobý trend početnosti měl významný vliv na zastoupení samic u kachny divoké a poláka velkého, u nichž dochází k poklesu ASR. Podmínky předchozí zimy (NAO index) měly pozitivní vliv na počet samců u hohola severního, což může být způsobeno posunem zimovišť v důsledku klimatické změny. Lehikoinen et al. (2013) uvádí, že zimoviště hohola severního se během posledních tří desetiletí posunula v rámci Evropy k severovýchodu. Tyto posuny korelují se zvýšením teploty na začátku zimy na severovýchodních zimovištích o 3,8 °C. Tento efekt byl však potvrzený i u poláka chocholačky, u kterého žádný vliv NAO indexu na ASR nebyl v mojí práci prokázán. Tvzení je v rozporu i se zjištěním, že samci zimujících kachen

zimovali i blíže k hnízdištím než samice. Tento trend byl silnější právě u potápivých kachen např. u poláka velkého, poláka chocholačky nebo hohola severního (Carbone & Owen 1995; Ewans & Day 2001; Newton 2008; Pöysä et al. 2019a).

Polák chocholačka neměl ve sledovaném období (2004-2019) zaznamenané žádné statisticky průkazné změny početnosti. I Šťastný & Hudec 2016 uvádějí, že jeho populace se zdají být stabilní v celé Evropě. Pöysä et al. 2019a však na finských jezerech prokázal značný pokles zastoupení samic poláka chocholačky z 42.9 % (1951–1970) na 36.9 % (1996–2015). Ačkoliv tento trend se v datech analyzovaných v mojí práci (2004-2019) nepodařilo signifikantně prokázat, určitý pokles počtu a zastoupení samic je zde patrný. Dlouhodobě (od 80. let 20. století) se početnost poláka chocholačky na Třeboňsku a v okolních rybníčních oblastech snižuje (Musil & Fuchs 1994, Musil et al. 2001, Musil & Neužilová 2009).

Průhlednost vody (indikátor nabídky a dostupnosti potravy) neměla signifikantní vliv na početnost samic žádného zkoumaného druhu kachny, což je v rozporu s mnoha výzkumy např. Musil et al. (2001), Musil (2006), Owen & Black (1990) a Fox & Christensen (2018) poukazují na to, že již primární poměr pohlaví může být ovlivněn potravní nabídkou. Székely *et al.* (2014) říká, že by potravní nabídka mohla ovlivnit vychýlení pohlaví různých druhů ptáků v době péče o mláďata. Donald (2006) však uvádí, že k vychýlení poměru pohlaví dochází až u dospělých jedinců. Za nejčastější příčinu ASR se považuje zvýšená predace, ale také vyšší reprodukční úsilí a metabolické nároky samic, což v případě nízké potravní nabídky může zapříčinit jejich úbytek nebo opuštění dané lokality.

Výsledky práce mohou odrážet fakt, že analyzované počty ptáků pocházejí z počátku hnízdní sezóny, tedy z měsíců duben a květen. Ve zkoumané oblasti je na začátku jara výrazně vyšší průhlednost vody než v letních měsících (IUCN 1996). Například ještě v květnu průhlednost vodu dosahovala v letech 2014 a 2015 hodnot vyšších než 100 cm u 5 ze 14 rybníků v okolí Nadějské soustavy. V červenci pak průhlednost vody přesahovala 100 cm jen na dvou rybnících Nadějské soustavy, přičemž na rybníce s alternativní (tj. bezkparovou) rybí obsádkou Rod dosahovala průhlednost vody 120 cm (Musil et al. 2016).

Další výsledky ukazují, že počet samic pozitivně ovlivňoval počet rodinek u zrzohlávky rudozobé a poláka chocholačky. V příznivých sezónách byly tedy vyšší počty samic a následně i vyšší počty rodinek. Relativní produktivita byla ale negativně ovlivněna počtem samic u kopřivky obecné, zrzohlávky rudozobé a hohola severního.

U těchto druhů se s rostoucím počtem samic snižoval podíl samic vodících mláďata. Relativní zastoupení samic v populaci pozitivně ovlivnilo počet rodinek u poláka velkého a poláka chocholačky. V hnízdních sezónách s vyšším podílem samic v populaci bylo pozorováno více rodinek. Relativní produktivita nebyla statisticky průkazně ovlivněna zastoupením samic v populaci. U nás početnější, i když klesající polák chocholačka, měl v roce 2005 ve sledované oblasti 175 rodinek, ale i přesto se jeho relativní produktivita ve zkoumaném období pohybovala nejnižší. U méně početných druhů zrzohlávky rudozobé a hohola severního se počty rodinek pohybovaly mezi 6 a 27 rodinkami a jejich relativní produktivita byla v období 2004-2019 naopak nejvyšší. To může poukazovat na hustotní závislost, kdy více početné druhy mohou mít problém s fitness. Hustotní závislost však nastává častěji mimo hnízdní sezónu (Gunnarsson et al. 2013; Nummi et al. 2014). Gunnarsson et al. (2013) zkoumal hustotní závislost v 154 případech (cca 25 druhů). Uvádí, že hustotní závislost je častější mimo hnízdní sezónu, a proto je nutné její použití v mnoha případech zvážit. Také se častěji objevuje u potápivých kachen, které se obecně více přibližují nosnosti kapacity prostředí.

Data k práci byla shromažďována během relativně krátkého časového období (2004-2019). Přesto díky tomu, že byla sbírána konstantní metodikou je jejich kvalita dostatečně vysoká i pro možnou návaznost na další výzkumy. Sledovaná oblast je rozlohou menší než zahraniční oblasti, kde byl prováděn monitoring poměru pohlaví např. Fox & Christensen (2018); Broyer (2019); Pöysä *et al.* (2019a), srovnatelná je ale početností zkoumaných populací. Navíc se jedná o největší takto monitorovanou (rozlišování pohlaví, sčítání ve vhodné době) hnízdní oblast kachen v ČR, a proto je nyní jedinou vhodnou lokalitou pro výzkum poměru pohlaví. V budoucnu by bylo možné monitoring poměru pohlaví rozšířit i o další hnízdní oblasti v ČR či porovnat s dostupnými historickými daty. Dále by bylo možné naše data porovnat s daty z jiných zemí, kde se zaznamenáváním poměru pohlaví zabývají (např. Francie, Finsko, Dánsko). To by pomohlo k potvrzení a rozšíření výsledků. Tento krok je ale podmíněný sjednocením metodiky. Monitoring je totiž často založený na počtech samců, což může systematicky nadhodnocovat nebo podceňovat efektivní velikost populace, pokud je poměr pohlaví vychýlený (Donald 2007). Clausen et al. (2013) a Pöysä *et al.* (2019a) upozorňují na nesjednocenou metodiku a nekompatibilitu výzkumů na toto téma, které neumožňují relevantní výsledky. V navazujících výzkumech by bylo také zajímavé se zabývat příčinami vychýlení ASR např. predací, potravní nabídkou nebo obsahem škodlivých látek v prostředí.

12. ZÁVĚR

Monitoring pohlaví kachen na Třeboňsku, Jindřichohradecku a Soběslavsku probíhá již od roku 2004 a umožňuje vyhodnocení vlivu adultního vychýlení poměru pohlaví ve prospěch samců na vybrané druhy kachen. U 6 vybraných druhů kachen (kachna divoká, kopřivka obecná, polák velký, polák chocholačka, hohol severní a zrzhlávká rudozobá) byl zkoumán vliv ASR na početnost hnízdní populace, reprodukční úspěšnost a dlouhodobé trendy. Dále se práce věnuje vlivu různých faktorů (dlouhodobý trend, celková početnost, klimatické podmínky předchozí zimy a průhlednosti vody) na zastoupení samic v populaci a vlivu zastoupení samic v populaci na reprodukční úspěšnost.

Samice byly nejvíce zastoupené u kopřivky obecné a hohola severního a nejméně u poláka velkého. Rodinky kachny divoké, kopřivky obecné, poláka velkého a polák chocholačky se pohybovaly v desítkách rodinek s maximem 175 rodinek u poláka chocholačky v roce 2005. U zrzhlávká rudozobé a hohola severního se počty rodinek pohybovaly mezi 6 a 27 rodinkami. Relativní produktivita byla ve sledovaném období nejnižší u poláka chocholačky, a naopak nejvyšší u hohola severního. Celková početnost narůstala u zrzhlávká rudozobé, poláka velkého a hohola severního. Naopak počet samců signifikantně narůstal u všech sledovaných druhů kromě poláka chocholačky. I když u poláka chocholačky nebyl průkazný nárůst samců, určité zvýšení počtu samců je zde patrné. Zastoupení samic v hnízdní populaci (ASR) signifikantně klesalo u kachny divoké, kopřivky obecné a poláka velkého, ale počet rodinek statisticky průkazně klesal pouze u poláka velkého.

Z vybraných faktorů, které mohly mít vliv na zastoupení samic v populaci byl u nejvíce druhů průkazný faktor celkové početnosti. Ta měla pozitivní vliv na počet samic u všech druhů kromě zrzhlávká rudozobé, u níž dochází ke strmému nárůstu celkové početnosti, který souvisí především s prudce rostoucím počtem samců. Vliv podmínek předchozí zimy (NAO index) byl průkazný pouze u hohola severního a průhlednost vody neměla signifikantní vliv na početnost samic, i když tato skutečnost může být značně ovlivněna dobou sběru vzorků.

Výsledky této diplomové práce mohou být důležité pro pochopení problematiky ASR. Lepší porozumění ASR a jeho vztahu k demografii a chování populací může přispět k mnoha oblastem výzkumu. Je důležité si uvědomit, že vychýlení ASR je důsledek problému, který se musí identifikovat. Tento problém by se neměl podceňovat a jeho další výzkum je nezbytností.

13. PŘEHLED LITERATURY A POUŽITÝCH ZDROJŮ

ARNOLD T.W., DEVRIES J.H., HOWERER D.W., 2010: Factors that affect reneesting in Mallards (*Anas platyrhynchos*). Vol. 127 (1), *The Auk*, P. 212-221.

ARZEL C., RÖNKÄ M., TOLVANNEN H., AARRAS N., KAMPPINEN M., VIHHERVAARA P., 2015: Species diversity, abundance and brood numbers of breeding waterbirds in relation to habitat properties in an agricultural watershed. Vol. 52, *Ann. Zool. Fennici*, P. 17-32.

BENNETT R.E., RODEWALD A.D., ROSENBERG K.V., 2019: Overlooked sexual segregation of habitats exposes female migratory landbirds to threats. Vol. 240, *Biological Conservation*, 108266.

BERTHOLD P., 2001: *Bird Migration: A General Survey*, Second Edition. New York: Oxford University Press, 233 s.

BIBBY C.J., BURGESS N.D., HILL D.A., 1992: *Bird Census Techniques*, Academic Press is an imprint of Elsevier, 277 s.

BROYER J., CALENGE C., 2010: Influence of fish-farming management on duck breeding in French fish pond systems. Vol. 637, *Hydrobiologia*, P. 173-185.

BROYER J., 2019: Recent changes in pair abundance and breeding results in the main French populations of the Common Pochard *Aythya ferina*. Vol. 69, *Wildfowl*, P. 176-187.

BRIDES K., WOOD K.A., HEARN R.D., FUJEN T.P.M., 2017: Changes in the sex ratio the Common Pochard *Aythya ferina* in Europe and North Africa. Vol. 67, *Wildfowl & Wetlands Trust*, P. 100-112.

CARBONE CH., OWEN M., 1995: Diferential migration of the sexes of Pochard *Aythya ferina*: results from a European survey. Vol. 46, *Wildfowl*, P. 99-108.

CLAUSEN K.K., DALBY L., SUNDE P., CHRISTENSEN T.K., EGELUND B., FOX A.D., 2013: Seadonal variation in Eurasian Wigeon *Anas penelope* sex and age ratios from hunter-based surveys. Vol. 154, *J Ornithol*, P. 769-774.

CRAMP S., SIMMONS K. E. L. (eds), 1977: *The Birds of the Western Palearctic*. Vol. I.-IX. Oxford University Press, Oxford.

ČEHOVSKÁ M., MUSIL P., MUSILOVÁ Z., POLÁKOVÁ K., ZOUHAR J., 2019: Diving duck census efficiency based on monitoring of individually marked females: the influence of breeding stage and timing of census. Vol. 66, Bird study, P. 198-206.

DONALD P. F., 2007: Adult sex ratios in wild bird populations. Vol. 149, IBIS, P. 671–692.

DU RAU D., BARBRAUD C., MONDAIN-MONVAL J., 2003: Estimating breeding population size of the Red-crested Pochard (*Netta rufina*) in the Camargue (southern France), taking into account detection probability implications for conservation, Vol. 6, Anim. Conserv., P. 379-385.

ELMBERG J., DESSBORN L., ENGLUND G., 2010: Presence of fish affects lake use and breeding success in ducks. Vol. 641, Hydrobiologia, P. 215-223.

ENGEN S., LANDE R., SÆTHER B. R., 2003: Demographic stochasticity and allee effects in population with two sexes. Vol. 84 (9), Ecology, P. 2378-2386.

EWANS D.M., DAY K.R., 2001: Migration patterns and sex ratios of diving ducks wintering in Northern Ireland with specific reference to Lough Neagh. Vol. 20, Ringing & Migration, P. 358-363.

FOX A. D., EBBINGE B. S., MITCHELL C., HEINICKE T., AARVAK T., COLHOUN K., CLAUSEN P., DERELIEV S., FARAGÓ S., KOFFIJBERG K., 2010: Current estimates of goose population sizes in western Europe, a gap analysis and an assessment of trends. Vol. 20, Ornis Svecica, P: 115–127.

FOX A.D., CAIZERGUES A., BANIK M.V., DEVOS K., DVORAK M., ELLERMAA M., FOLLIOT B., GREEN A.J., C. GRÜNEBERG, GUILLEMAIN M., HÅLAND A., HORNMAN M., KELLER V., KOSHELEV A.I., KOSTIUSHYN V.A., KOZULIN A., ŁAWICKI Ł., LUIGUJÕE L., MÜLLER C., MUSIL P., MUSILOVÁ Z., NILSSON L., MISCHENKO A., PÖYSÄ H., ŠČIBAN M., SJENIČIĆ J., STIPNIECE A., ŠVAŽAS S., J. WAHL, 2016a: Recent changes in the abundance of Common Pochard *Aythya ferina* breeding in Europe. Vol. 66, Wildfowl, P. 22-40.

FOX A.D., DALBY L., CHRISTENSEN T.K., NAGY S., BALSBY T.J.S., CROWE O., CLAUSEN P., DECEUNINCK B., DEVOS K., HOLT CH.A., HORNMAN M., KELLER V., LANDENDOEN T., LEHIKONEN A., LORENTSEN A.H., MOLINA B., NILSSON L., STIPNIECE A., SVENNING J.CH., WAHL J., 2016b: Seeking explanations for recent changes in abundance of wintering Eurasian Wigeon (*Anas penelope*) in northwest Europe. Vol. 93, Ornis Fennica, P. 12-25.

FOX A.D., CHRISTENSEN T.K., 2018: Could falling female sex ratios among first-winter northwest European duck populations contribute to skewed adult sex ratios and overall population declines?. Vol. 160, International journal of avian science, P. 929-935.

FREW R.T., BRIDES K., KLARE T., MACLEAN L., RIGBY D., TOMLINSON CH.G., WOOD K.A., 2018: Temporal changes in the sex ratio of the Common Pochard *Aythya ferina* compared to four other duck species at Martin Mare, Lancashire, UK. Vol. 68, Wildfowl, P. 140-154.

GAGET E., LE VIOL I., PAVÓL-JORDÁN D., CAZALIS V., KERBIRIOU C., JIGUET F., POPOFF N., DAMI L., MONDAIN-MONVAL J.Y., DEFOS DU RAU P., ABDOU W. A. I., BOZIC L., DAKKI M., ENCARNACÃO V.M.F., ERCIVAS-YAVUZ K., ETAVEB K. S., MOLINA B., PETKOV N., UZUNOVA D., ZENATELLO M., GALEWSKI T., 2020: Assessing the effectiveness of the Ramsar Convention in preserving wintering waterbirds in the Mediterranean. Vol. 243, Biological Conservation, 108485.

GARDNER R.C., DAVIDSON N.C., 2011: Wetlands, The Ramsar Convention. Wetlands, Springer, P. 189-203.

GOLLOP J.B., MARSHALL W.H., 1954: A Guide for Aging Duck Broods in the Field. Flayway Council Technical Section, Mississippi.

GUNNARSSON G., ELMBERG J., P H., NUMMI P., SJOBERG K., DESSBORN L., ARZEL C., 2013: Density dependence in ducks: a review of the evidence. Vol. 59, European Journal of Wildlife Research, P. 305–321.

HARMÁČKOVÁ Z.V., VAČKÁŘ D., 2015: Modelling regulating ecosystem services trade-offs across landscape scenarios in Třeboňsko Wetlands Biosphere Reserve, Czech Republic. Vol 295, Ecological Modelling, P. 207-215.

HILL D.A., 1984: Factors affecting nest success in the Mallard and Tufted Duck. Vol. 15 (2), Ornis Scandinavica, P. 115-122.

HURRELL J.W., National Center for Atmospheric Research Staff (eds) 2016: The Climate Data Guide: Hurrell North Atlantic Oscillation (NAO) Index (station-based).

CHVÁTAL M. [eds.], 2009: Ptačí oblasti České republiky. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Aventinum Praha, 88 s.

IUCN, 1996: Význam rybníků pro krajinu střední Evropy. Trvale udržitelné využívání rybníků v Chráněné krajinné oblasti a biosférické rezervaci Třeboňsko. České

koordinální středisko IUCN – Světového svazu ochrany přírody Praha a IUCN Gland, Švýcarsko a Cambridge, Velká Británie, 189 s.

KAUHALA K., 2004: Removal of medium-sized predators and the breeding success of ducks in Finland. Vol. 53 (4), *Folia Zool.*, P. 367 -378.

KEAR J., 2005: Ducks, Geese and Swans: General chapters, species accounts (Anhima to Salvadorina). Oxford University Press. 908 s.

LEHIKOINEN A., KILNI M., ÖST M., 2006: Winter climate affects subsequent breeding success of common eiders. Vol. 12, *Global Change Biology*, P. 1355–1365.

LEHIKOINEN A., ÖST M., HOLLMÉN T., KILPI M., 2008: Does Sex-Specific Duckling Mortality Contribute to Male Bias in Adult Common Eiders. Vol. 110, *The Condor*, P. 574–578.

LEHIKOINEN A., JAATINEN K., VÄHÄTALO A. V., CLAUSEN P., CROWE O., DECEUNINCK B., HEARN R., HOLT CH. A., HORNMAN M., KELLER V., NILSSON L., LANGENDOEN T., TOMÁNKOVÁ I., WAHL J., FOX A. D., 2013: Rapid climate driven shifts in wintering distributions of three common waterbird species. Vol. 19, *Global Change Biology*, P. 2071-2081.

MORRISON C.A., ROBINSON R.A., CLARK J.A., GILL J.A., 2016: Causes and consequences of spatiol variation in sex ratios in a declining bird species. Vol. 85, *Journal of Animal Ecology*, P. 1298-1306.

MUSIL P., FUCHS R., 1994: Changes in abundance of water birds species in southern Bohemia (Czech Republic) in the last 10 years. Vol. 279/280, *Hydrobiologia*, P. 511-519.

MUSIL P., PICHLOVÁ R., VESELÝ P., CEPÁK J., 1997: Habitat selection by waterfowl broods on intensively managed fishponds in south bohemia (Czech Republic). Vol. 43, *Wetlands International Publication*, P. 169-175.

MUSIL P., CEPÁK J., HUDEC K., ZÁRYBNICKÝ J., 2001: The long-term trends in the breeding waterfowl population in the Czech Republic. OMPO & Institute of Applied Ecology, Kostelec nad Černými lesy.

MUSIL P., CEPÁK J., 2004: Vývoj početnosti hnízdních populací vodních ptáků v ČR a jeho možné příčiny. Vol. 10, *Ochrana přírody*, P. 295-297.

- MUSIL P. 2006: Effect of Intensive Fish Production on Waterbird Breeding Population: Review of Current Knowledge. In: G.C. Boere, C.A. Galbraith & D.A. Stroud (eds): Waterbirds around the world. TSO Scotland Ltd, Edinburgh, UK. P. 520 – 521.
- MUSIL P. & NEUŽILOVÁ Š. 2009: Long-term changes in duck inter-specific nest parasitism in South Bohemia, Czech Republic. Special Issue, *Wildfowl*. P. 176-183.
- MUSIL P., MUSILOVÁ Z., FUCHS R., POLÁKOVÁ S., 2011: Long-term changes in numbers and distribution of wintering waterbirds in the Czech Republic 1966-2008. Vol. 58 (4), *Bird Study*, P. 450-460.
- MUSIL P., POLÁKOVÁ K., MUSILOVÁ Z., ČEHOVSKÁ M., KOČICOVÁ P., KEJZLAROVÁ T., 2016: Význam „alternativní“ rybí obsádky pro populace vodních ptáků: příklad rybníka rod. Vol. 3, Fórum ochrany přírody.
- MUSILOVÁ Z., MUSIL P., ZOUHAR J., ADAM M., 2018a: Changes in habitat suitability influence non-breeding distribution of waterbirds in central Europe. Vol. 160, *Ibis*, 582–596.
- MUSILOVÁ Z., MUSIL P., ZOUHAR J., ADAM M., BEJČEK V., 2018b: Importance of Natura 2000 sites for wintering waterbirds: Low preference, species' distribution changes and carrying capacity of Natura 2000 could fail to protect the species. Vol. 228, *Biological Conservation*, P. 79–88.
- NAJMANOVÁ L., ADAMÍK P. 2007: Ptáci a změny klimatu. Vol. 43, *Sylvia*, P. 2–18.
- NEWTON I., 2003: Population limitation in birds. Academic Press is an imprint of Elsevier, 597 s.
- NEWTON I., 2008: Migration ecology of birds. Academic Press is an imprint of Elsevier, 976 s.
- NUMMI P., PÖYSÄ H., 1995: Breeding success of ducks in relation to different habitat factors. Vol. 137, *IBIS*, P. 145-150.
- NUMMI P., HOLOPAINEN S., RINTALA J., PÖYSÄ H., 2014: Mechanisms of density dependence in ducks: importance of space and per capita food. Vol. 177, *Oecologia*, P. 679–688.
- OWEN M., DIX M., 1986: Sex ratios in some common British wintering ducks. Vol. 37, *Wildfowl*, P.104-112
- OWEN M., BLACK J.M., 1990: Waterfowl Ecology, Blackie Glasgow and London, Chapman and Hall New York, 194 s.

PAVÓN - JORDÁN D., CLAUSEN P., DAGYS M., DEVOS K., ENCARNACÃO V., FOX A. D., FROST T., GAUDARD C., HORNMAN M., KELLER V., LANGENDOEN T., ŁAWICKI L., LEWIS L. J., LORENTSEN S. H., LUIGUJOE L., MEISSNER W., MOLINA B., MUSIL P., MUSILOVA Z., NILSSON L., PAQUET J. Y., RIDZON J., STIPNIECE A., TEUFELBAUER N., WAHL J., ZENATELLO M., LEHIKONEN A., 2018: Habitat - and species - mediated short - and long - term distributional changes in waterbird abundance linked to variation in European winter weather. Vol. 25, Diversity and Distributions. P. 1–15.

PODHRÁZSKÝ M., MUSIL P., MUSILOVÁ Z., ZOUHAR J., ADAM M., ZÁVORA J., HUDEC K., 2017: Central European Greylag Geese *Anser anser* show a shortening of migration distance and earlier spring arrival over 60 years. Vol 159, Ibis, P. 352–365.

POLÁKOVÁ K., MUSIL P., MUSILOVÁ Z., ZOUHAR J., 2018: Density-dependent regulation of breeding success in the Red-crested Pochard *Netta rufina*. Vol. 65 (1), Bird study, P. 92-97.

PÖYSÄ H., VÄÄNÄNEN V.M., 2018: Changes in the proportion of young birds in the hunting bag of Eurasian wigeon: long-term decline, but no association with climate. Vol. 64, European Journal of Wildlife Research, 20.

PÖYSÄ H., LINKOLA P., PAASLVAARA A., 2019a: Breeding sex ratios in two declining diving duck species: between-year variation and changes over six decades. Vol. 160, Journal of Ornithology, P. 1015–1023.

PÖYSÄ H., LAMMI E., PÖYSÄ S., VÄÄNÄNEN V.M., 2019b: Collapse of a protector species drives secondary endangerment in waterbird communities. Vol. 230, Biological Conservation, P. 75–81.

PURGER J.J., MÉSZÁROS L.A., 2006: Possible effects of nest predation on the breeding success of Ferruginous Ducks *Aythya nyroca*. Vol. 16, Bird Conservation International, P. 309-316.

PYKAL J., JANDA J., 1994: Početnost vodních ptáků na jihočeských rybnících ve vztahu k rybničnímu hospodaření. Vol. 30, Sylvia, P. 3-11.

REMULA S., ÖST M., LINDÉN A., KARELL P., KILPL M., 2018: Increased male bias in eider ducks can be explained by sex-specific survival of prime-age breeders. Vol. 13, PLoS ONE.

SZÉKELY T., LIKER A., FRECKLETON R.P., FICHTEL C., KAPPELER P.M., 2014: Sex-biased survival predicts adult sex ratio variation in wild birds. Vol. 281, Royal Society Publishing, 20140342.

SNOW D.W., PERRINS C.M. [eds.], 1998: The Birds of the Western Palearctic, Concise ed. Vol. 1, Non-Passerines. Oxford University Press, New York.

ŠŤASTNÝ K., HUDEC K., 2016: Fauna ČR, Academia.

VÄÄNÄNEN V.M., PÖYSÄ H., RUNKO P., 2016: Nest and brood stage association between ducks and small colonial gulls in boreal wetlands. Vol. 93, Ornis Fenn, P. 47–54.

Internetové zdroje:

BIRDLIFE INTERNATIONAL ©2015: European Red List of Birds (online) [cit. 2020.04.05], dostupné z: <http://datazone.birdlife.org/home>

NATIONAL CENTERS FOR ENVIRONMENTAL INFORMATION: NAO data (online) [cit. 2020.04.05], Dostupné z: <https://www.ncdc.noaa.gov>

Národní geoportál INSPIREa: Mapa klimatických oblastí (online) [cit. 2020.10.05], Dostupné z: <https://geoportal.gov.cz/web/guest/map>

Národní geoportál INSPIREb: CORINE Land Cover 2012 (online) [cit. 2020.15.05], Dostupné z: <https://geoportal.gov.cz/web/guest/eshop/gallery#mainProductPanelId:productDetailPanelId>, Upraveno v ArcGIS 10. 2.

WETLANDS INTERNATIONAL ©2020: Waterbird Population Estimates (online) [cit. 2020.08.05], Dostupné z: <http://wpe.wetlands.org/>