

**ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA
V PRAZE**

FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

KATEDRA EKOLOGIE



Reintrodukce vodních ptáků

Reintroduction of waterbirds

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

Bakalant: **Barbora Müllerová**

Praha, 2013

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Katedra ekologie
Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Müllerová Barbora

Aplikovaná ekologie

Název práce

Reintrodukce vodních ptáků

Anglický název

Reintroduction of waterbirds

Cíle práce

Cílem práce je shrnutí literárních poznatků o reintrodukci vodních ptáků v ČR a v Evropě, jejich úspěšnosti, dopadu na původní populace i na ostatní druhy vodních ptáků a následně na mokřadní ekosystémy.

Metodika

Zpracování přehledu projektů reintrodukci vodních ptáků realizovaných v České Republice a v Evropě.

Zhodnocení vztahu mezi úspěšností reintrodukce a následným populačním vývojem.

Kritické zhodnocení možných dopadů na neintrodukční projektů na jiné druhy vodních ptáků a ostatní složky mokřadních ekosystémů

Navržení též diplomové práce, která by na bakalářskou práci navázala praktickým výzkumem a dále ji rozvíjela.

Harmonogram zpracování

duben 2012 – únor 2013: zpracování literární rešerše

leden – duben 2012: příprava BP

Rozsah textové části

cca 30 stran

Klíčová slova

vodní ptáci, reintrodukce, management populací lovených druhů

Doporučené zdroje informací

CHAMPAGNON J., ELMBERG J., GUILLEMAIN M., GAUTHIER-CLERC M. & LEBRETON J.D. 2012: Conspecifics can be aliens too: a review of effects of restocking practices in vertebrates. *Journal for Nature Conservation*, 20: 231-241.
CHAMPAGNON J., GUILLEMAIN M., GAUTHIER-CLERC M., LEBRETON J.D. & ELMBERG J. 2009: Consequences of massive bird releases for hunting purposes: Mallard *Anas platyrhynchos* in the Camargue, southern France. *Wildfowl Special Issue*, 2: 184-191.
ELMBERG J., NUMMI P., PÖYÄ H., SJÖBERG K., GUNARSON G., CLAUSEN P., GUILLEMAIN M., RODRIGUES D. & VÄÄNÄNEN V.-M. 2006: The scientific basis for new and sustainable management of migratory European ducks. *Wild. Biol.* 12: 121-127.
FOX A.D., EBBINGE B.S., MITCHELL C., HEINICKE T., AARVAKT, COLHOUN K., CLAUSEN P., DERELIEV S., FARAGÓ S., KOFFIUBERG K., KRUCKENBERG H., LOONEN J.J.E., MADEN J., MOOIJ J., MUSIL P., NILSSON L., PIHL S. & Van der JEUGD H. 2010: Current estimates of goose population sizes in the western Palearctic, a gap analysis and an assessment of trends. *Ornis Svecica* 20: 115-127.
MUSIL P. 2006: Monitoring populací vodních ptáků: 208-223. In: Vačkář (ed.) *Ukazatelé změn Biodiversity*, Academia, Praha, 300 pp.
OWEN M. & BLACK J. M. 1990: *Waterfowl Ecology*. Blackie, Glasgow and London.
Robert, A. (2009) Captive breeding genetics and reintroduction success. *Biological Conservation*, 142: 2915-2922.

Vedoucí práce

Musil Petr, RNDr.

4
prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.
Vedoucí katedry



prof. Ing. Petr Sklenička, CSc.
Děkan fakulty

V Praze dne 4.9.2012

Poděkování

Chtěla bych poděkovat především doc. RNDr. Petru Musilovi, Ph.D. za jeho rady, zasvěcení do světa vodních ptáků a svědomitou péči při psaní této práce. Děkuji i svým blízkým a rodičům, kteří mě podporovali psychicky, jmenovitě Ondřeji Mertovi za pravidelný přísun čajů a navracení do reality.

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem tuto bakalářskou práci vypracovala samostatně, pod vedením doc. RNDr. Petra Musila, Ph.D. a že jsem uvedla všechny literární prameny, ze kterých jsem čerpala.

V Praze 15.4.2013

.....

Abstrakt

Mnoho druhů živočichů se v dnešní době nachází, díky činnosti člověka, v přímém ohrožení. Vysoká míra lovu a úbytek přirozených mokřadních a vodních habitatů jsou hlavními příčinami v úbytku početnosti vodních ptáků. Reintrodukční a suplementační programy jsou v dnešní době používaným způsobem záchrany. Většina těchto programů využívá k vypouštění do volné přírody jedinců odchovaných v zajetí. S tím jsou spojena rizika negativních vlivů na původní (mnohdy reliktní) populace a nízká míra neúspěšnosti těchto záchranných programů (vypuštění jedinci nejsou schopni vytvořit životaschopnou populaci). Cílem této literární rešerše je shrnutí dostupných informací o záchranných programech vodních ptáků (především reintrodukcí) v rámci České republiky i celé Evropy a jejich úspěšnosti. V závěru bude zhodnoceno, jak tyto ochranné programy ovlivňují ostatní druhy ptáků a následně i mokřadní ekosystémy.

Klíčová slova: vodní ptáci, reintrodukce, management populací lovených druhů

Abstract

Many species are recently affected and endangered by human activities. A hunting pressure and loss of natural wetland and aquatic habitats are the main causes of the decrease of the abundance of waterfowl. Reintroduction and supplementation programs are nowadays commonly used way of conservation. Most of these programs used to release into the wild of individuals who have been breed in captivity. With the associated risks of negative impacts on original (often relict) population and low success rate of these conservation programs (released individuals are not able to establish a viable population). Aim of this literature review is to summarize the available information on rescue programs waterfowl (especially reintroduction) and their success within Czech Republic and Europe. It is also necessary to assess how these trade programmes influences other species of birds and wetland ecosystems.

Keywords: waterfowl, reintroduction, wildlife management

1.	Úvod.....	9
2.	Záchranné programy	11
2.1.	Terminologie translokací dle IUCN	12
2.2.	Reintrodukce.....	12
2.2.1.	Translokace divokých populací	13
2.2.2.	Vypouštění populací odchovaných ex situ	14
2.2.3.	Shrnutí problematiky	15
2.3.	Suplementace.....	16
2.3.1.	Vliv suplementace na volně žijící populace	16
2.4.	Introdukce.....	16
2.5.	Pravidla pro úspěšné záchranné programy	17
3.	Reintrodukční programy v ČR	18
3.1.	Husa velká <i>Anser anser</i>	18
3.1.1.	Výskyt v průběhu roku	19
3.1.2.	Hnízdní habitat.....	20
3.1.3.	Vývoj populace na území ČR v letech 1973–2011.....	20
3.1.4.	Husa velká v severozápadních Čechách	22
3.1.5.	Husa velká na Českolipsku	24
3.2.	Hohol severní <i>Bucephala clangula</i>	25
3.2.1.	Výskyt v průběhu roku	25
3.2.2.	Hnízdní habitat.....	26
3.2.3.	Ochrana druhu.....	27
3.2.4.	Vývoj populace na území ČR v letech 1973–2011.....	27
3.2.5.	Hohol severní v Jižních Čechách	29
4.	Reintrodukční programy v Evropě	31
4.1.	Husa malá <i>Anser erythropus</i>	31
4.1.1.	Roční cyklus – migrační trasy	32
4.1.1.1.	Fennoskandinávská populace	32
4.1.1.2.	Hlavní západní populace.....	33
4.1.1.3.	Suplementovaná/reintrodukovaná populace.....	33
4.1.1.4.	Shrnutí.....	34
4.1.2.	Hlavní činitelé ohrožující populaci.....	34
4.1.3.	Velikost populace	35

	4.1.3.1. Hlavní západní populace.....	36
	4.1.3.2. Fennoskandinávská populace	36
	4.1.3.3. Suplementovaná/reintrodukovaná populace.....	38
5.	Závěr.....	40
6.	Literatura	42
7.	Přílohy	47

1. Úvod

Zájem lidské společnosti o divoce žijící vodní ptáky má dlouhou tradici. Již v hrobech egyptských králů jsou vyobrazeni lidé lovící vodní ptactvo. Už v této době byly patrné výkyvy ve velikosti populací. Dramatický pokles početnosti byl zaznamenán až v 19. Století, a to v Severní Americe a Evropě. Hlavními příčinami tohoto poklesu byly meliorace mokřadů a vysoká míra lovu většiny vodních ptáků. Tento vývoj vyvolal řadu iniciativ na ochranu vodních ptáků jak v Severní Americe, tak i v Evropě. V roce 1918 Kanada a USA podepsali první úmluvu Migration Bird Treaty Act (MBTA), která má chránit stěhovavé ptáky migrující mezi oběma státy. V průběhu roku 1920 došlo k prvnímu systematickému sčítání počtu ptáků Severní Ameriky. V Evropě k prvnímu sčítání ptáků došlo až o deset let později to a ve Velké Británii. Na začátku 50. let pokračovalo toto sčítání i na území Nizozemska a o několik let později i v Německu a Švýcarsku (Mooij, 2005). Až do roku 1963 tato sčítání probíhala pouze na národní úrovni. Od roku 1963 probíhá mezinárodní sčítání stavů vodních ptáků International Waterbird Census (IWC), které je koordinované neziskovou organizací Wetlands International (organizace byla založena v roce 1954). V roce 1971 vznikla Úmluva o mokřadech mající mezinárodní význam, především jako biotopy vodního ptactva (Ramsarská úmluva) a v platnost vstoupila v roce 1975. Tato úmluva tvoří rámec pro celosvětovou ochranu a rozumné užívání všech typů mokřadů. V roce 1979 vešla v platnost směrnice 79/409 EHS o ochraně volně žijících ptáků (směrnice o ptácích), která ukládala povinnost chránit všechny volně žijící ptačí druhy vyskytující se na území členských států Evropského společenství. V roce 1999 vešla v platnost dohoda o ochraně africko-euroasijských stěhovavých vodních ptáků (AEWA), která byla uzavřena v rámci Bonnské úmluvy (Úmluva o ochraně stěhovavých druhů volně žijících živočichů; Mooij, 2005; MŽP, 2012).

I v České republice byly pozorovány změny početnosti populací, poprvé na konci 19. století (Čapek, 1890 in Musil, 2005). V 70. letech 20. století byl postupně zaznamenán nárůst početnosti mnohých druhů vodních ptáků (Šťastný et al., 1987). V této době se na našem území začali objevovat i druhy dříve u nás se nevyskytující

(například hohol severní; Šťastný et al., 1987). Tento jev byl ve velkém množství pozorován pouze v některých rybníčních oblastech (Fiala, 1987). Je velmi obtížné zpětně zhodnotit příčiny tohoto přírůstku zaznamenaného na rybnících Čech a Moravy (Hudec, 1994). Faktorů mohlo být několik, například intenzifikace produkce ryb (zvýšená koncentrace živin v rybnících v důsledku přihnojování a zvyšování osazení rybích sádek; Pokorný et al., 1992). Nemůžeme ale vyloučit i vliv krátkodobých klimatických výkyvů (Owen & Black, 1990).

Po roce 1980 nastal naopak prudký pokles početnosti dříve hojných druhů. V první polovině 80. let byl pozorován tento úbytek téměř na všech rybnících Čech a Moravy. Ve druhé polovině 80. let klesla početnost některých druhů natolik, že představovala pouze 30 % jedinců z počátku této dekády (Musil, 2005). Hlavní příčina tohoto úbytku je kombinace následujících faktorů:

- botulismus (viz např. Musil et al., 2001);
- vyšší podíl nehnízdících jedinců (Musil, 1990);
- úbytek hnízdních možností (Musil et al., 2001);
- zánik a degradace mokřadů a litorální vegetace (Musil et al., 2001);
- vyšší míra predace (Musil et al., 2001);
- pokles průhlednosti vody vlivem zvýšení rybích sádek a přihnojováním rybníků (např. Musil et al., 2001).

Vývoj populace vodních ptáků po roce 1988 nebyl tak dramatický, jako v 80. letech. Pokles některých druhů nebyl tak intenzivní, ale i přibývajících druhů bylo méně, než je obvyklé (Musil, 2005).

V dnešní době je lov vodních ptáků rozvinut po celém světě a často jsou druhy loveny velmi intenzivně. Intenzivní lov má neblahý dopad na početnost populace a následně i na genetickou strukturu (Allenford et al., 2008).

Suplementace může být jedním z nástrojů ochrany vodních ptáků ohrožených velkým loveckým tlakem. Vliv suplementací na původní populace lze pro nedostatek informací hodnotit s obtížemi. Původ a genetická čistota těchto jedinců je často neznámá (vejce mohou pocházet ze zahraničí) a počty vypouštěných ptáků nejsou vždy evidovány. Tito ptáci mohou být odlišní od divokých populací

(geneticky, morfologicky, behaviorálně) a následným křížením může docházet ke snižování adaptační hodnoty celé populace (Pechmanová H., 2012).

Reintrodukční programy často vyžadují též jedince odchovaných ex situ. Druhy odchované v zajetí žijí ve stabilním a benigním prostředí. Vedlejším účinkem jsou významné evoluční změny, které snižují adaptační hodnotu v přirozeném prostředí. V takových případech hrozí, stejně jako u suplementace, že uměle odchovaní jedinci negativně ovlivní populaci divokou (geneticky, morfologicky, behaviorálně; Robert, 2009).

Cílem této literární rešerše je shrnutí dostupných informací o záchranných programech vodních ptáků (především reintrodukci) v rámci České republiky i celé Evropy. Shrnutí těchto poznatků by pak mělo být využito ke zhodnocení úspěšnosti těchto programů a vlivu těchto záchranných programů na ostatní druhy ptáků a následně i celé mokřadní ekosystémy a zhodnotit jejich úspěšnost.

2. Záchranné programy

V dnešní době postupně mizí přirozené prostředí pro mnoho druhů. Jednotlivé populace se pod nátlakem činnosti člověka zmenšují natolik, že jejich velikost klesá a hrozí, že podlehnou extinci. Z těchto důvodů se stávají translokační a suplementační programy běžnou praxí v záchranně druhu (McPhee, 2003).

Záchranné programy jsou pouze dočasné projekty a jejich cílem je snížit stupeň ohrožení chráněného druhu. Úsilí, které je nutno vynaložit na záchranu druhu je rozdílné a záleží na mnoha faktorech (rozšíření zbylých populací, druh a stupeň ohrožení, ekologie druhu atd.; Primack et al., 2011).

Druhy jsou do záchranných programů vybírány na základě těchto kritérií:

- druh je uveden v červeném seznamu jako kriticky ohrožený nebo na našem území vyhynulý,
- početnost populací má z dlouhodobého hlediska klesající trend,
- na území ČR není areál rozšíření druhu pouze okrajový,
- na území ČR existovala životaschopná populace,
- faktory ohrožující populaci druhu jsou odstranitelné,

- poznatky získané při záchraně druhu jsou využitelné i při záchraně jiných druhů,
- záchranný program je proveditelný a finančně zajiřitelný (Primack et al., 2011).

2.1. Terminologie translokací dle IUCN

Dle IUCN (International Union for Conservation of Nature, Mezinárodní unie pro ochranu přírody) je translokace definována jako „přesun“ živého organismu z jedné oblasti do druhé. Jsou rozlišovány tři způsoby translokací:

- introdukce: přesun druhu mimo jeho historicky známé (nativní) areály,
- reintrodukce: úmyslný přesun organismu do oblasti s jeho původním výskytem, kde předchozí populace zanikla,
- restocking: přesun jedince za účelem vytvoření nové samostatné populace (Amstrong & Seddon, 2007).

Tyto definice byly stanoveny roku 1987 (Sarrazin & Barbault, 1996).

V roce 1998 byl definován i pojem suplementace jako přidávání jedinců k existující populaci daného druhu (Pechmanová, 2012).

2.2. Reintrodukce

Jak již bylo výše uvedeno, principem reintrodukčních programů je obnovení zaniklé populace v oblastech, kde byly původní populace vyhubeny nebo kde se z historického hlediska původně vyskytovaly. Reintrodukce může být prováděna prostřednictvím odchycených volně žijících jedinců nebo pomocí jedinců odchovaných v zajetí (Amstrong & Seddon, 2007). Translokace a reintrodukce jsou důležité při křížení metapopulací, například pro zvýšení genového toku mezi malými izolovanými populacemi nebo osídlení oblastí, kde druh byl vyhuben (Teixeira et al., 2006).

Mezinárodní unie pro ochranu přírody též stanovila, že neintrodukční programy musí zahrnovat i provádění monitoringu po vypuštění populace, bez něhož bychom neměli objektivní dokumentaci o úspěšnosti příslušného záchranného

programu. Další ze základních podmínek určující úspěch programu je obnova stanovišť a vyřešení příčiny vyhynutí původní populace (Sarrazin & Barbault, 1996).

Samotné vypuštění jedinců do přírody může proběhnout dvěma způsoby. Jedná se o tzv. jemné a tvrdé vypouštění (Primack et al., 2011).

Jemné vypouštění (soft release) se užívá u druhů, které potřebují speciální péči. Pro vypuštěné jedince je třeba zajistit úkryt v místě vypuštění. Je nutné jim po určitou dobu zajišťovat potravu, dokud nejsou schopni si ji obstarat sami. Někdy je třeba zvířata ponechat v klecích na vypouštěném místě, aby si zvykla na okolní prostředí (Primack et al., 2011).

U sociálních skupin (především ptáci) jsou jedinci vypouštěni do přírody bez lidské asistence. Této metodě se říká tvrdé vypouštění (hard release). Někdy je vliv člověka nutný i při tomto způsobu vypuštění, například v období sucha nebo při nedostatku potravy (Primack et al., 2011).

Jak jsem se již zmínila, na inkriminovaná místa můžeme vypouštět zvířata odchovaná v zajetí nebo divoké jedince z jiných oblastí. Oba přístupy mají své klady i zápory.

2.2.1. Translokace divokých populací

Odchyt, přemístění a následné vypuštění části divoké populace je finančně i časově méně náročný způsob ochrany druhů. Problém nastává u zvířat schopných migrovat na velké vzdálenosti – především u ptačích druhů. Tito jedinci se v rámci pravidelných migrací mohou navracet na své původní lokality, a tím zmařit celý záchranný program (Owen & Black, 1990).

Taková situace nastala i v jihovýchodních státech USA, kde byl proveden masivní záchranný program bernešky velké *Branta canadensis*. Tento druh je běžný ve většině států USA, ale na přelomu 19. a 20. století zaniklo mnoho populací vlivem intenzivního lovu. V rámci tohoto programu bylo odchyceno více než 20 000 bernešek (odchyt byl prováděn na severu USA). Tito jedinci byli převezeni a vypuštěni v inkriminované oblasti. Program bohužel selhal. Většina jedinců se v následujících letech vracela na původní destinace. Jen malé procento vypuštěných jedinců se vrátilo i v příštím roce (Owen & Black, 1990).

2.2.2. Vypouštění populací odchovaných ex situ

Populace odchované v zajetí jsou v dnešní době nejčastěji volenou variantou. Tento chov je však spojen s vysokými náklady. Je totiž třeba řádně zhodnotit všechny důsledky chovu v zajetí.

Například změny vlivem inbreedingu mohou způsobit ztrátu genetické variability. Může docházet i k umělé preferenci určitých vlastností, které nejsou pro přežití ve volné přírodě žádoucí (např. množství snesených vajec či hmotnost jedince). K těmto umělým selekcím může docházet úmyslně i nevědomky (Araki et al., 2001 *in* Pechmanová, 2012.).

Nezanedbatelným činitelem jsou vzájemně prolínající se evoluční procesy, které ovlivňují nejen morfologii, ale i behaviorální vlastnosti jedince. Mnohé z těchto behaviorálních změn jsou zafixovány v genomu jedince a po vypuštění se tyto vlastnosti mohou potencionálně šířit v divoké populaci a negativně tak ovlivňovat adaptační hodnotu populace (Ford, 2002, Araki et al, 2007, Giligan & Frankham, 2003 *in* Pechmanová, 2012) Jiné změny chování nemusí být dědičné, a přesto jsou zásadní pro přežití ve volné přírodě. Uměle odchovaní jedinci například ztrácejí potravní či antipredační chování (McPhee, 2003).

Další riziko, které je spojeno s vypouštěním uměle odchovaných jedinců, je přenos infekčních chorob do volně žijící populace (Mennerat et al., 2010 *in* Pechmanová, 2012). Jedinci nakažení těmito patogeny mohou mít nižší tělesnou hmotnost, nižší úspěšnost při reprodukci nebo mohou být častěji predováni. V krajních případech vedou infekční choroby k úhynu jedince (Converse & Kidd, *in* Pechmanová, 2012)

Obecně jsou jedinci odchovaní v zajetí a následně vypouštění do volné přírody v nevýhodě oproti divokým jedincům (McPhee, 2003). Nezkušenost těchto jedinců čelit novému prostředí zvyšuje pravděpodobnost úhynu, a tím i pravděpodobnost celkového neúspěchu programu. Tato hypotéza byla potvrzena vyšší mírou přežití po vypuštění u jedinců odchycených ve volné přírodě (Tavecchia et al., 2009).

2.2.3. Shrnutí problematiky

Z publikovaných údajů vyplývá, že pouze jednomu ze tří reintrodukčních programů se podaří vytvořit životaschopnou populaci. Zatímco přežití původní populace závisí do značné míry na kvalitě podmínek na stanovišti, úspěšné zavedení nové skupiny jedinců závisí na krátkodobém, lokálním přežití vypouštěných jedinců. Výsledky zpětného monitoringu vypuštěné populace jsou rozporuplné. Je to dáno především rozrůzněnou schopností krátkodobého přežití po vypuštění. Jedná se tedy o klíčový parametr rozhodující o úspěšnosti projektů a závisí na mnoha faktorech, jako je věk zvířete, metoda vypouštění a podmínky chovu. Společným rysem reintrodukcí je tedy vysoká ztráta jedinců bezprostředně po vypuštění, a to nejen uměle odchovaných, ale i divokých jedinců přemístěných a znovu vypuštěných v rámci záchranných programů. Dopadem tohoto nepříznivého efektu je, že k dosažení požadovaného cíle záchranného programu je třeba vypouštět větší množství jedinců (Tavecchia et al., 2009).

Další podstatný činitel ovlivňující výsledek reintrodukce je i stres spojený s translokacemi jedinců. Tento faktor má negativní účinky na kognitivní schopnosti zvířete, které jsou potřebné k přežití v divočině (např. paměti; Teixeira et al., 2006).

Z hlediska ochrany přírody má tedy reintrodukce zvířat tři hlavní cíle:

- přežití zvířat po vypuštění,
- osidlování zvířaty v areálu vypuštění,
- úspěšná reprodukce dalších generací jedinců v areálu vypuštění (Teixeira et al., 2006).

I přes obecnou skepsi je reintrodukce u mnohých živočišných druhů poslední způsob ochrany (Tavecchia et al., 2009). Za posledních 20 let se množství reintrodukčních programů zvýšilo, a to v globálním měřítku. Během roku 1990 celosvětově proběhlo méně než 5 záchranných programů ročně. V roce 2007 se tato hodnota zvedla na více než 50 reintrodukčních pokusů na rok (Armstrong & Seddon, 2007).

2.3. Supplementace

Tento pojem je vymezen pro vypouštění jedinců, kteří jsou chováni v zajetí, mezi volně žijící populace (Pechmanová, 2012). Důvodem většiny suplementačních programů je všeobecné zvýšení loveckých příležitostí (Owen & Black, 1990). Tato práce je zaměřena především na vodní ptactvo, a proto již dále budu uvažovat pouze suplementaci za účelem zvýšení stavů, např. před loveckou sezónou.

2.3.1. Vliv supplementace na volně žijící populace

Většina jedinců, kteří jsou uměle vypuštěni do volné přírody za účelem zvýšení lovecké příležitosti, nepřežije střeleckou sezónu. To samozřejmě platí i pro divokou populaci, která je suplementací posilována. Přeživší uměle vypuštění jedinci se většinou integrují do původní populace a někteří dokonce migrují s divokými hejny do oblastí přirozeného páření (Owen & Black, 1990). Křížením těchto dvou odlišných jedinců může dojít k vážnému narušení genofundu divoké populace, a tedy i k následným změnám jak morfologickým, tak behaviorálním. Dalším z nepříznivých dopadů supplementace může být přenos patogenů a s tím spojené šíření infekčních chorob (Pechmanová, 2012).

Tento proces má i pozitivní dopady, a to například celkové zvýšení početnosti suplementované populace (Pechmanová, 2012).

2.4. Introdukce

Introdukční, nebo-li zaváděcí program, je pojem označující přemístění uměle odchovaných nebo v přírodě odchycených jedinců na nová stanoviště, která jsou mimo areál původního rozšíření druhu, a přesto jsou pro daný druh vhodná (Primack et al., 2011).

Introdukce je využíváno především v situacích, kdy je původní areál rozšíření ohroženého druhu natolik zdevastovaný, že nadále nesplňuje vhodné podmínky pro existenci populace nebo pokud je reintrodukce znemožněna přítomností původní populace. Globální oteplování by mohlo mít v budoucnosti vliv na zmenšování a zánik přirozených stanovišť většiny druhů. V takovém případě budou introdukční programy jediným způsobem ochrany většiny druhů (Primack et al., 2011).

Zaváděcí programy musí být důkladně naplánovány. Introdukovaný druh nesmí narušit stávající ekosystém, do něhož je vypouštěn. Nesmí dojít k ohrožení již žijících populací místního druhu. Opět je třeba zajistit, aby vypouštění jedinci nebyli v průběhu zajetí infikováni chorobami, které by se mohly v přírodě dále šířit a ohrožovat divoké populace (Primack et al., 2011).

2.5. Pravidla pro úspěšné záchranné programy

Zakládání nových populací vyžaduje dlouhodobou práci a úsilí, a proto jsou tyto záchranné programy těžké a finančně nákladné. Pokud jsou předmětem ochrany dlouhověká zvířata, program musí pokračovat mnoho let po úspěšném vypuštění jedinců do přírody (Grenier et al., 2007 *in* Primack et al., 2011).

Podstatná část úspěšnosti závisí na odstranění či faktoru, jež způsobil pokles početnosti původní volně žijící populace. Pokud tento faktor nelze eliminovat, je třeba jej alespoň kontrolovat (Houston et al., 2007 *in* Primack, 2011).

Další z ovlivňujících činitelů je zájem veřejnosti, a to pro každý ochranářský program. V krajních případech může konflikt a silné emoce ze strany veřejnosti ohrozit samotný program. Je podstatné seznámit místní obyvatele s principy a cíli projektu a přesvědčit je, aby cíl podporovali nebo alespoň neodporovali. Záchranné programy mají pro veřejnost mimo jiné i výchovný efekt (Ausband & Foresman, 2007 *in* Primack, 2011).

Pro úspěch záchranného programu je nutné brát v úvahu sociální hierarchii a chování zachraňovaného druhu po vypuštění do přírody. Sociálně žijící jedinci se v přírodě učí o okolním prostředí a o způsobech začlenění do populace od ostatních členů svého druhu. Jak jsem již v předchozích kapitolách zmínila, zvířatům chovaným v zajetí tyto znalosti většinou chybí. Uměle odchovaným jedincům chybí znalosti k získávání potravy, hledání partnerů k rozmnožování, výchova mláďat či migrace (Brightsmith et al., 2005 *in* Primack, 2011). K překonání těchto sociálních bariér je třeba jedince chované v zajetí trénovat, a to například jak se vyhnout predátorům. Tento trénink je třeba provádět před i po vypuštění do volné přírody. Tento trénink může být prováděn lidmi nebo samotnými jedinci stejného druhu, kteří jsou odchyceni ve volné přírodě a drženi spolu s odchovanými zvířaty (Primack et al., 2011).

Úspěšnost těchto projektů závisí i na počtu vypouštěných jedinců. Na základě souhrnného projektu provedeného v roce 1994 (Beck et al., 1994 in Primack, 2011) je klíčem k úspěchu vysoký počet jedinců, a to opakovaně po mnoho let.

Poslední podmínkou úspěšné záchrany je monitorování. Pozorování vývoje nové populace je základním měřítkem úspěšnosti programu (Adamski & Witkowski, 2007 in Primack, 2011). Řada programů se zpočátku zdá být úspěšných, ale časem se jejich vývoj obrátí a skončí neúspěchem. Proto je nutno provádět pozorování po mnoho let, dokonce i desetiletí (Lindsey et al., 2005 in Primack, 2011).

3. Reintrodukční programy v ČR

Na území České republiky je praktická ochrana živočichů prováděna již řadu let s cílem zabránit snižování biodiverzity. Kromě úbytku druhů je od poloviny 20. století sledován významný pokles v početnosti mnoha živočišných druhů. To je spojeno se změnou politického režimu, a tím i změnou způsobů zemědělství (Kmutská et al., 2005).

Záchranným programům se v České republice věnuje Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, konkrétně Oddělení záchranných programů ohrožených druhů. Ministerstvo životního prostředí pověřilo tuto agenturu koordinací příprav a realizací záchranných programů kriticky a silně ohrožených druhů (Primack et al., 2011).

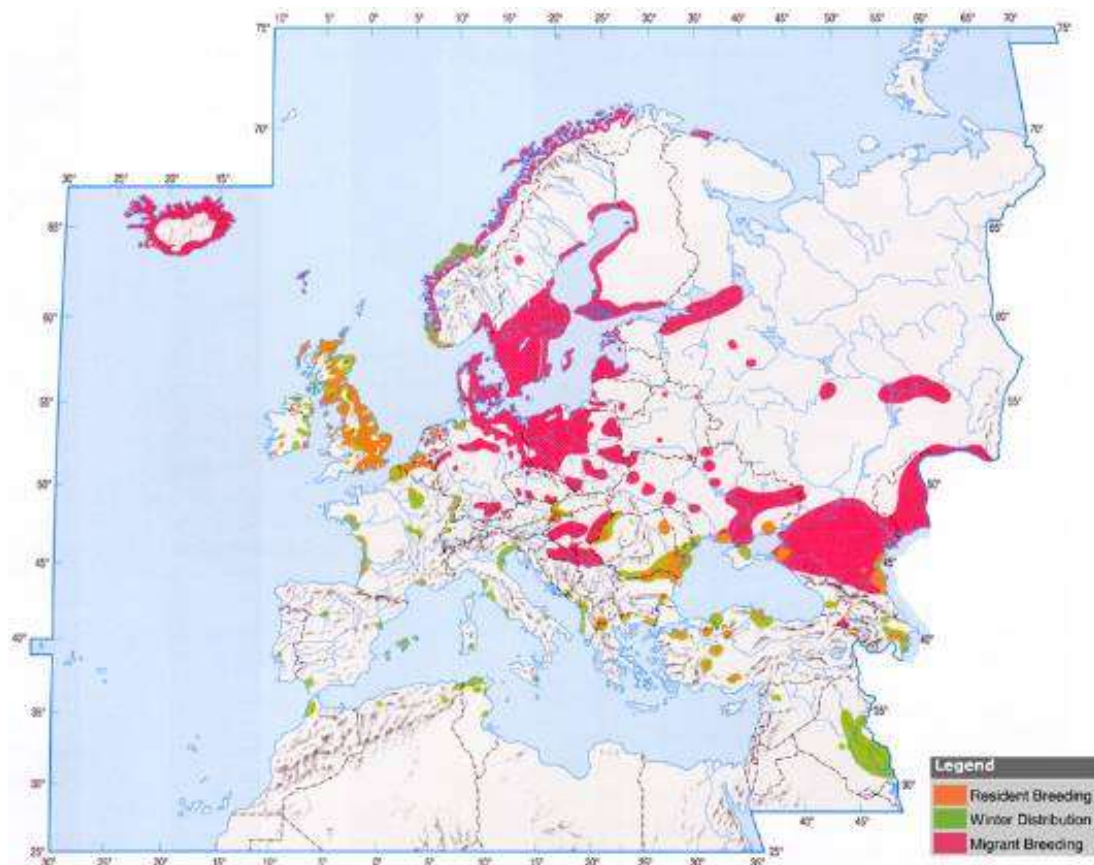
3.1. Husa velká *Anser anser*

Hnízdiště husy velké *Anser anser* se rozkládá v palearktické oblasti Eurasie. Početnost husy velké se do počátku 20. století snižovala a na některých místech byl tento druh plně vyhuben. Díky záchranným programům byl tento druh stabilizován a areál výskytu se opět rozšířil po celé Evropě (Šťastný et al., 2006). Za posledních 25 let se rozšíření (podíl obsazených kvadrátů) hus velkých čtyřnásobně zvýšilo (Podhrazský, 2009b). V roce 2006 bylo v Evropě evidováno 120 000 párů. Nejnovější odhad z roku 2010 hovoří o 849 000 jedinců pouze na území Evropy. Druh je nyní stabilizován (Fox et al., 2010; Šťastný et al., 2006).

3.1.1. Výskyt v průběhu roku

Husu velkou v době hnízdění nalezneme v severozápadní Evropě (kde byla úspěšně introdukována), ve východním Polsku, České republice, Maďarsku, Lotyšsku, Řecku a Slovensku. Bohužel o výskytu husy velké na území Ruské federace nemáme informace (Snow & Perrins, 1998).

Většina evropských populací jsou tažné. Významná zimoviště těchto populací jsou rozprostřena na pobřeží Středozemního moře. Husy pocházející z území Islandu migrují na zimoviště v Británii (především ve Skotsku). Jedinci z Norska, Švédska, Německa a Dánska přezimují převážně ve Španělsku, někteří v Portugalsku. Hejna ze střední Evropy zimují v severní Africe (Tunisko, Alžírsko). Husy hnízdící v Rusku a západní Sibiři migrují na zimoviště v Turecku, k Černému moři a ke Kaspickému moři. V posledních letech se areál zimování rozšířil více na sever až do střední Evropy (obr. 1; Šťastný et al., 2006; Snow & Perrins, 1998).



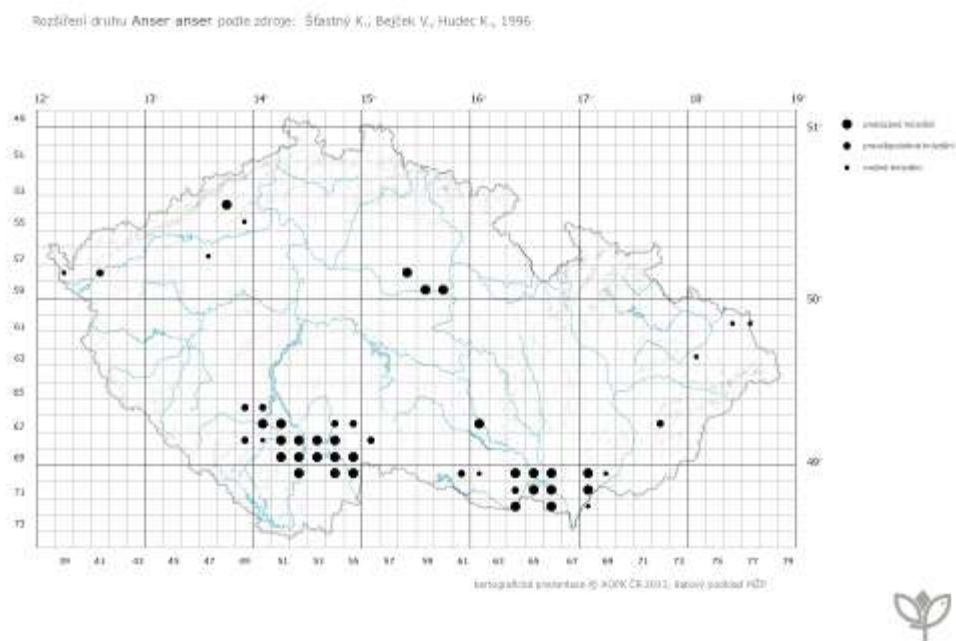
Obr. 1: Areál rozšíření Husy velké v rámci Evropy a Severní Afriky (Snow & Perrins, 1998).

3.1.2. Hnízdní habitat

Přirozeným hnízdním prostředím, které tento druh vyhledává, jsou převážně mělké vodní plochy s menšími ostrovy a vyvinutým litorálním pásem. Podstatné jsou i okolní biotopy. Potrava hus je výhradně rostlinná, a proto pro své hnízdění vybírají lokality s loukami nebo poli v přilehlém okolí (Šťastný et al., 2006).

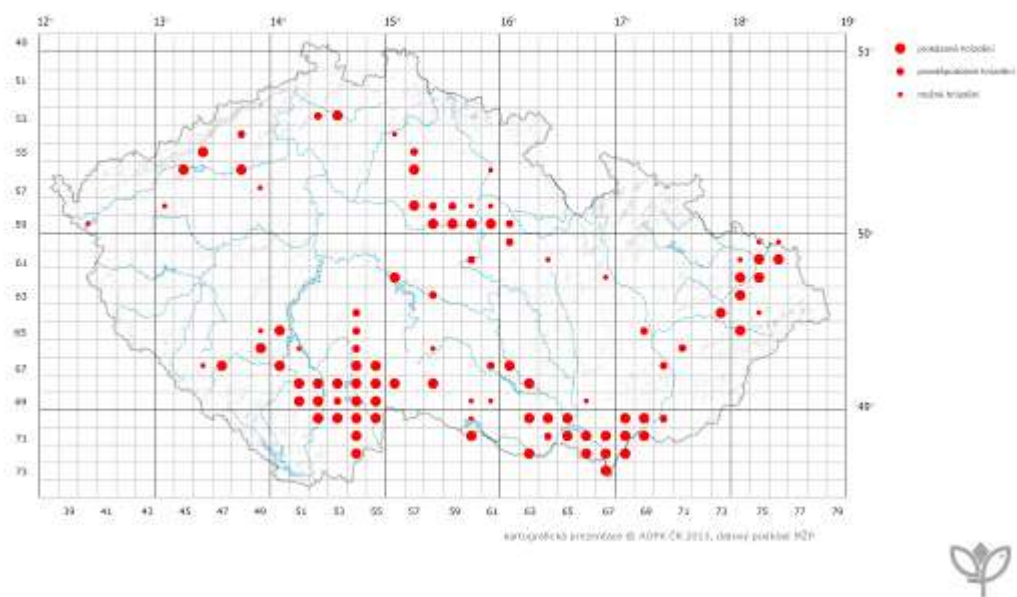
3.1.3. Vývoj populace na území ČR v letech 1973–2011

Husa velká je v současnosti zařazena v Červeném seznamu do kategorie EN – ohrožený druh (Šťastný et al., 2006), a to především proto, že populace hnízdící na území ČR čítá méně než 2 500 dospělých jedinců (Plesník et al., 2003). Největším rizikem pro jednotlivé populace jsou vodohospodářské úpravy (Šťastný et al., 2006). V období mezi roky 1973–1977 hnízdilo na našem území 300–400 párů tohoto druhu. Mezi roky 1985–1989 se početnost zvýšila na 580–670 párů (obr. 2; Plesník et al., 2003). V letech 2001–2003 byl celkový počet populace 670–800 hnízdících párů (obr. 3). Početnost toho druhu se tedy zvýšila přibližně o 15–19 % (obr. 4; Šťastný et al., 2006). Poslední odhady udávají, že mezi roky 2004–2011 zimovalo na území ČR 800–2 400 jedinců. Distribuci jedinců v zimním období mezi roky 2008–2012 můžeme pozorovat na obr. 5. Početnost i rozšíření této populace stoupá (Musil & Musilová, 2011b).

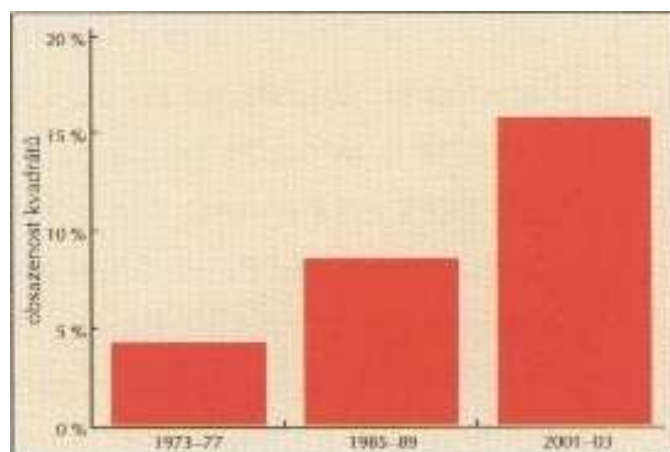


Obr. 2: Rozšíření husy velké v letech 1985–1989 (Šťastný et al., 2006).

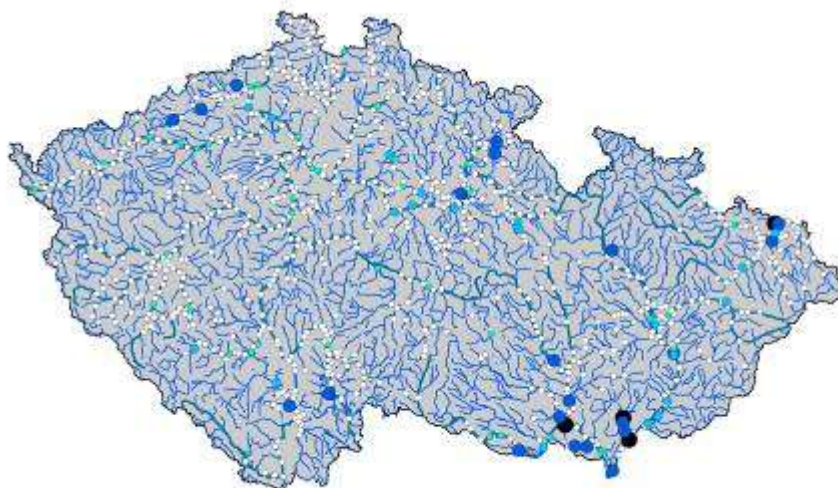
Rozšíření druhu *Anser anser* podle zdroje: Šťastný K., Bejček V., Hudec K., 2006



Obr. 3: Rozšíření husy velké v letech 2001–2003 (Šťastný et al., 2006).



Obr. 4: Procentuální obsazenost kvadrátů při jednotlivých mapováních hnízdního rozšíření ptáků (Šťastný et al., 2006).



Obr. 5: Distribuce a početnost husy velké v ČR v lednu 2008–2012. Průměrné hodnoty početnosti v kategoriích: 0–1; 2–10; 11–100; 101–1000. Bílé kroužky označují sledované lokality, na nichž husa velká nebyla pozorována (Musil & Musilová 2011a; Musilová et al. in litt).

3.1.4. Husa velká v severozápadních Čechách

V severozápadních Čechách v dnešní době hnízdí populace husy velké *Anser anser*. Tato populace však není původní a velmi pravděpodobně byla uměle založena. Hlavním místem výskytu a následného šíření této populace je Podkrušnohorský zoopark v Chomutově (Podhrazský, 2009a).

Chomutovský zoopark byl založen roku 1975 a mezi prvními chovanými živočichy bylo i vodní ptactvo (Podkrušnohorský zoopark Chomutov, 2013). Husy velké jsou zde chovány od roku 1979. Až do roku 1985 byl jedincům znemožňován let. K dosažení tohoto efektu bylo použito metody křídlování, což je amputace posledního článku křídla. V dnešní době jsou všichni jedinci této populace schopni létat (Podhrazský, 2009a).

Poprvé bylo zaznamenáno hnízdění husy velké mimo jejich původní areál (Podkrušnohorský zoopark) v roce 1988. Poblíž obce Mariánské Radčice v okrese Most hnízdil pár i s mláďaty. V roce 1997 byli jedinci náležící k této populaci poprvé pozorováni na Lenešickém rybníce na Lounsku. O rok později poprvé hnízdily husy na Vinařském rybníce na Kadaňsku. Na Droužkovických a Údlických rybnících bylo hnízdění hus zaznamenáno až v roce 2001. Vzhledem k umístění lokality relativně

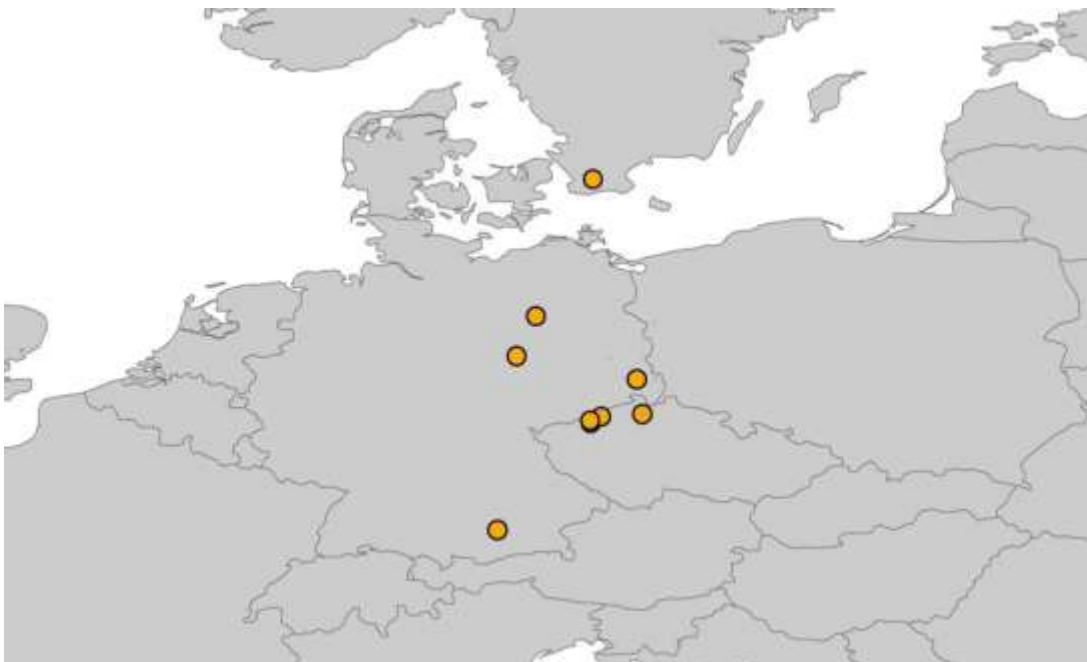
blízko Chomutovského zooparku je však pravděpodobné, že zde hnízdily již v dřívějších letech. Od roku 2006 hnízdí husy v oblasti Chabařovicka na rybníku Koleje. K roku 2008 bylo zaznamenáno 21–24 hnízdících párů v severozápadní oblasti České republiky (Podhrazský, 2009a).

V dnešní době je pro populaci husy velké z Chomutovského Podkrušnohorského zooparku nejvýznamnější hnízdní lokalitou mokřad u Mariánských Radčic (nezrekultivované postindustriální prostory dolu Československé armády). V této oblasti bylo v roce 2008 pozorováno 11 hnízdících párů. Další významnou lokalitou jsou Droužkovické rybníky, kde bylo zaznamenáno hnízdění 4 párů hus. Na Vinařickém rybníku na Kadaňsku hnízdily 3 páry. Lenešický rybník na Lounsku si pro své hnízdění vybraly 2 páry hus a na rybníku Koleje poblíž obce Chabařovice byl pozorován jeden hnízdící pár (Podhrazský, 2009a).

Samotné hnízdění v Chomutovském zooparku není tolik úspěšné. Kamenný rybník, na kterém se husy vyskytují, postrádá litorální pásmo s porostem podstatné pro hnízdění hus velkých. Pro tyto účely jsou zde instalovány hnízdní budky. Hnízda jsou však napadána vránou obecnou *Corvus corone* (Podhrazský, 2009a).

V průběhu zmíněného monitoringu bylo prokázáno, že v okamžiku, kdy jsou mláďata schopna letu, putují celé rodiny z oblasti hnízdiště do zooparku. Tímto způsobem se v období od srpna do září shromáždí na Kamenném rybníku 70–130 jedinců husy velké. Z toho vyplývá, že zoopark slouží jako pohnízdni stanoviště. Přezimuje zde přibližně 60–80 kusů.

Husy olímcované v Podkrušnohorském zooparku byly spatřeny na severu Čech, v Německu a dokonce i v jižním Švédsku (obr. 6; Podhrazský, 2009a)



Obr. 6: Zpětné hlášení o výskytu *Anser anser* označených na Chomutovsku (Podhrazský, 2009a).

3.1.5. Husa velká na Českolipsku

Kontrastem k úspěšným neintrodukčním programům husy velké v ČR je situace populace na Českolipsku. Až do roku 1950 zde byla jedna z tehdy nejpočetnějších populací na našem území (Hudec, 1971). Tato populace hnízdila na minimálně šesti rybníčních místní rybníční soustavě (Dokesko-Holanské) a dále i na Heřmanickém rybníce. Od 50. let postupně vzrůstal turistický ruch, rybníky postupně zarůstaly a s tím vznikaly problémy rušení v období hnízdění a následný reprodukční neúspěch. Počet hnízdících párů se rychle zmenšoval. Konkrétně na Máchově jezeře se poslední hnízdní páry původní populace vyskytovaly na začátku 20. let 20. století. Na rybníce Břehyně hnízdili jedinci do roku 1937. Dolanský a Holanský rybník byl místem výskytu husy velké v hnízdním období střídavě až do první poloviny 80. let. Na Novozámeckém rybníce hnízdily husy nejdéle (Honců, 1991).

V rozmezí let 1930–1940 byly pozorováno hnízdění hus na Novozámeckém rybníce. Celkem zde každý rok bylo zaznamenáno 10–20 hnízdních párů. Takto to pokračovalo až do roku 1948, kdy zde bylo zaznamenáno dokonce 30 hnízdních párů (Urbánek, 1963). Již o rok později na Zámeckém rybníce počet párů klesl na 10 (Veselovský, 1950), v roce 1950 na 4–12 párů a v jarním období

následujícího roku byla vyvedena pouze 2 hnízda. Tento trend se udržel až do roku 1965, kdy počet hnízd kolísal mezi 2–4 kusy (Urbánek, 1963). V letech 1966 a 1967 na této lokalitě hnízdil pouze 1 pár a v letech 1968 a 1969 zde byli pozorováni jedinci pouze v jarním období, hnízda však evidována nebyla (Hudec, 1971). Tento trend pokračoval až do roku 1977, kdy na Novozámeckém rybníce hnízdil 1 pár husy velké (Šťastný et al., 1987). Až do roku 1984 zde bylo hnízdění nepravidelné a jen zřídka doložené. Následujícího roku zde již nehnízdil ani jeden pár (Šťastný et al., 1996). Husy velké se na Novozámecký rybník vrátily až v roce 2000, a to především díky technickým úpravám této lokality. O rok později zde byl zaznamenán i jeden hnízdící pár (Honců, 1991).

S reintrodukčními programy se na Českolipsku začalo v letech 1991–1992. Záměrem programu bylo zde vypustit housata z jižních Čech vylíhlá z opuštěných snůšek. Bohužel mláďata zahynula již v zajetí, a proto k vypouštění nedošlo. V roce 2007 došlo k vypouštění mláďat tentokrát z polodivoké populace z chomutovského Podkrušnohorského zooparku na Heřmanickém rybníce. Toto vypouštění probíhalo ve dvou etapách a většina jedinců po dosažení vzletnosti rybník opustila. Zpětné hlášení o spatření těchto jedinců pochází z Německa, Polska, jižního Švédska a České republiky (Podhrazský, 2009b).

V roce 2009 proběhl monitoring v hnízdním období na Novozámeckém rybníce. Z reintrodukovaných hus zde byl pozorován pouze 1 hnízdící pár, byl však v doprovodu 2 párů z jiných lokalit. Pouze 1 pár vyvedl mladé. V pohnízdním období bylo na lokalitě pozorováno 2–14 jedinců (Podhrazský, 2009b).

3.2. Hohl severní *Bucephala clangula*

V rámci Evropy se druh začal rozšiřovat již v 19. století a tento trend pokračoval i po 50. letech 20. století. V letech 1970–2000 bylo v Evropě zaznamenáno více než 490–590 tisíc párů tohoto druhu (BirdLife International, 2004; Šťastný et al., 2006).

3.2.1. Výskyt v průběhu roku

Hnízdiště hohla severního se rozkládají v severní Eurasii a střední Evropě. V jižnějších oblastech existují pouze izolovaná hnízdíště (Šťastný et al., 2006; Snow & Perrins, 1998).

Všechny populace žijící na našem kontinentu jsou tažné. Jedinci z Fennoskandinávie, severního Německa, Polska a severního Ruska zimují v oblasti Baltského moře, v Dánsku, Nizozemsku, Velké Británii, Irsku a Jižní Francii. Malá populace zimuje na jezerech na severní straně Alp a na východě v údolí Dunaje (především jedinci z Evropy). Velká část populace zimuje v jižním Rusku (jedinci ze západního Ruska a západní Sibiře). Významnými zimovišti jsou oblasti Černého moře, Kaspického moře a Kazachstánu. Za nepříznivých podmínek ptáci zimují i ve vnitrozemí (obr. 7; Šťastný et al., 2006; Cramps & Simmons, 1977).



Obr. 7.: Rozšíření hohola severního na území Evropy (Snow & Perrins, 1998).

3.2.2. Hnízdní habitat

Hohol severní si pro své hnízdění vybírá velké i malé vodní nádrže a řeky s vysokou průhledností vody, která je podstatná pro snadnější dostupnost potravy. Pro výskyt hohola je limitující nedostatek prostor k hnízdění. Nejdůležitějším kritériem je výskyt stromů s dutinami (Městková & Musil, 2005). V České republice hnízdí tento druh na rybnících, které jsou obklopené lesním porostem nebo se starými stromy

rostoucími na hrázi. Na rozdíl od husy velké se hohol severní živý výhradně živočišnou potravou, která se skládá především z měkkýšů, vodního hmyzu a jejich larev a dalších vodních bezobratlovců. Kvůli své potravě se potápí, mnohdy loví i na dně (Šťastný et al., 2006).

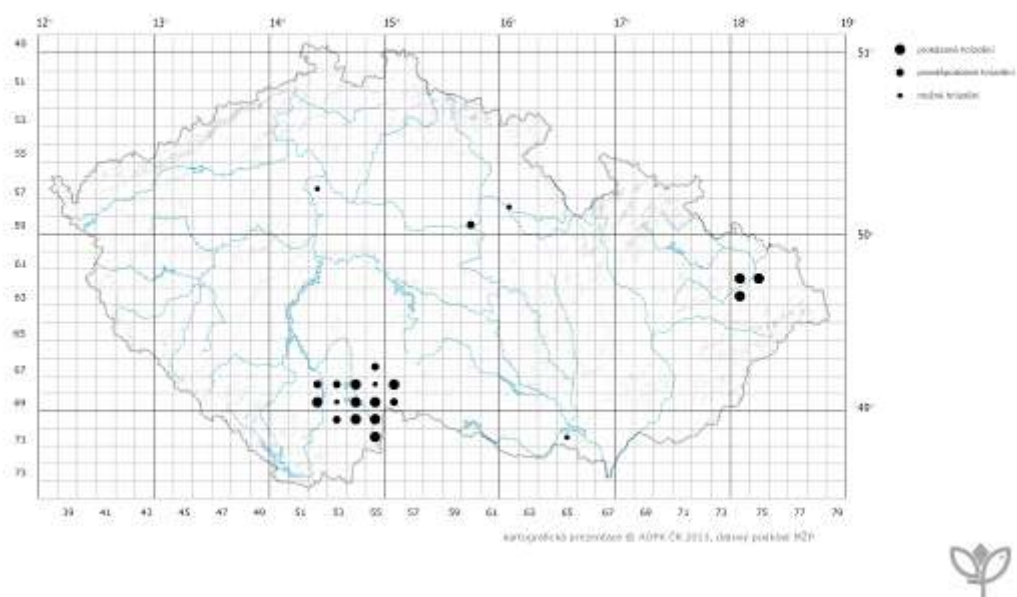
3.2.3. Ochrana druhu

Vyhláška č. 395/1992 k zákonu č. 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny, označuje hohola severního jako silně ohrožený druh. Ve Směrnici Evropské rady o ptácích (Birds Directive 79/409/EHS) nalezneme hohola v příloze II/2. To opravňuje člověka k lovu tohoto druhu na základě národní legislativy dané země, která byla odsouhlasena Evropskou komisí. Evropská klasifikace ohrožených druhů ptáků (European Treat Status) eviduje hohola jako druh zajištěný (Městková & Musil, 2005).

3.2.4. Vývoj populace na území ČR v letech 1973–2011

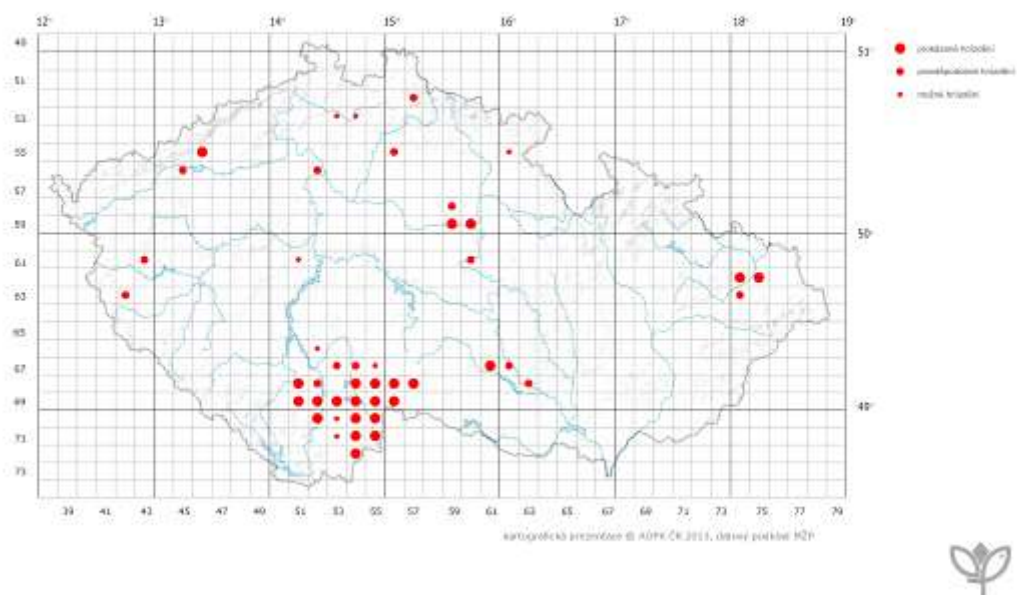
První výskyt hohola v ČR byl zaznamenán v roce 1960 a byl pozorován na Třeboňsku (Mácha, 1970 in Městková & Musil, 2005). O patnáct let později byl druh rozšířen z této oblasti na Českobudějovicko (Šťastný et al., 1987). Mezi roky 1985–1989 na území naší republiky zahnízdilo 60–90 párů (obr. 8). Tato čísla jsou až 4x vyšší než v letech 1973–1977. Při pozorování v rozmezí let 2001–2003 hnízdilo v ČR 100–120 párů (obr. 9). Početnost populace hohola severního se zvýšila takřka dvojnásobě (Šťastný et al., 2006). V letech 2004–2011 bylo na našem území pozorováno 500–1 200 jedinců. Distribuci jedinců v zimním období mezi roky 2008–2012 můžeme pozorovat na obr. 10. Zimující populace vykazuje mírný narůstající trend (Musil & Musilová, 2011b).

Rozšíření druhu *Bucephala clangula* podle zdroje: Šťastný K., Bejček V., Huštek K., 1996

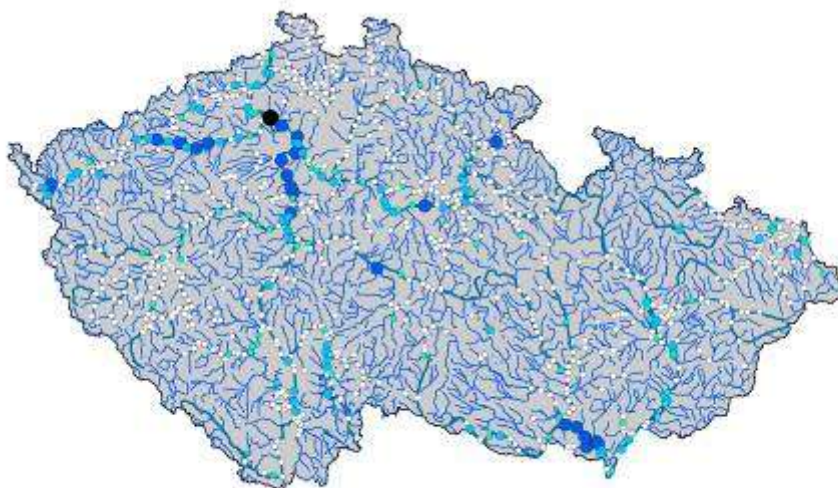


Obr. 8: Rozšíření *Hohola severního* v letech 1985–1989 (Šťastný et al., 2006).

Rozšíření druhu *Bucephala clangula* podle zdroje: Šťastný K., Bejček V., Huštek K., 2006



Obr. 9: Rozšíření *Hohola severního* v letech 2001–2003 (Šťastný et al., 2006).



Obr. 10: Distribuce a početnost hohola severního v ČR v lednu 2008–2012. Průměrné hodnoty početnosti v kategoriích: 0–1; 2–10; 11–100; 101–1000. Bílé kroužky označují sledované lokality, na nichž hohol severní nebyl pozorován (Musil & Musilová 2011a; Musilová et al in litt).

3.2.5. Hohol severní v Jižních Čechách.

Hnízdiště hohola severního u nás je zdokumentováno jako jedno z nejjižnějších hnízdišť tohoto druhu (Městková & Musil, 2005). V dnešní době se na Třeboňsku vyskytuje nejpočetnější populace. Počet hnízdicích párů v této lokalitě od roku prvního výskytu rostl. Svého maxima dosáhl na přelomu 70. a 80. let minulého století. V té době na Třeboňsku hnízdilo přibližně 100 párů. V 80. letech došlo v řešené oblasti k poklesu počtů hnízdicích hoholů o 50 až 70 %. Příčinou poklesu populace byla především nízká úspěšnost hnízdění, úzce spojená s predací hnízdních budek kunou lesní *Martes martes* (Musil & Šálek, 2004; Musil et al., 2001). To však nemuselo být jedinou příčinou rapidního úbytku jedinců v populaci. Dalšími faktory, které přichází v úvahu, jsou mj. úbytky přirozených hnízdních možností, patogeny, zvýšení rybích sádek a přehnožování rybníků. Od roku 1990 se početní výkyvy ustálily a dnes každoročně hnízdí na Třeboňsku 50 až 70 párů (Městková & Musil, 2005).

Jedním ze způsobů ochrany hohola severního v jižních Čechách je podpora hnízdních možností tohoto druhu rozmisťováním budek. Ornitologové a ochranáři na území Třeboňské pánve rozmístili přes sto budek. Umístění je různé. Asi sedmdesát

budek je umístěno na ostrovech uprostřed rybníků nebo na kůlech vyvýšených nad vodní hladinou. Zbývající počet budek se nachází na rybníčních hrázích. Vyvěšování budek začalo již v roce 1961 (rok po prvním výskytu hnízdění hohola v ČR) a jeho úkolem bylo podpořit novou populaci na našem území (Městková & Musil, 2005). Instalováno bylo 33 budek a na základě zpětného monitoringu byla pozorována nezanedbatelná úspěšnost tohoto programu (Mácha, 1970 *in* Městková & Musil, 2005).

Další projekt zaměřený na podporu hnízdních příležitostí proběhl mezi roky 1975–2000 a jeho realizátorem byl M. Bouchner. V prvních devíti letech tohoto programu bylo na hrázích rybníků instalováno 42 budek. Monitoring úspěšnosti hnízdění prokázal, že tyto budky jsou často predovány kunou lesní, a proto musela být přijata antipredační opatření. Tato opatření byla však úspěšná jen v prvním roce. Do roku 1990 byly i přes vysokou predaci na hrázích instalované další budky. Nepřímým důsledkem tohoto opatření došlo ke snížení hnízdní populace hohola severního. Po roce 1990 byly tyto rizikové budky na hrázích zaslepeny a umístěny nové na rybníčních ostrovech a na kůlech uprostřed vodní plochy. Od roku 1992 byly tyto nové budky pozorované a některá vejce z těchto snůšek byla odebírána a následně uměle odchována. Snahy o umělý odchov byly motivovány z části vysokou predací a z části faktem, že docházelo ke kladení vajec více samicemi do jedné budky a vznikaly tak nadměrné snůšky, které byly opouštěny. Za jeden rok bylo takto odejmuto 100 až 200 kusů vajec. Úspěšnost umělého odchovu a následné suplementace v této oblasti nebyla příliš vysoká. Zpětného vypuštění do přírody se dožilo maximálně 33 %. Tato mláďata bohužel nebyla již dále sledována a není známo jejich přežívání a zapojení do populace (Městková & Musil, 2005).

4. Reintrodukční programy v Evropě

V současné době je reintrodukce považována za důležitý nástroj ochrany přírody nejen v Evropě, ale i ve světě (Wilson, 2004 in Arts et al., 2012). Metodika, životní prostředí specifikace druhu a úroveň populace jsou faktory, které ovlivňují úspěšnost suplementací a reintrodukcí divokých i uměle odchovaných jedinců (Wolf et al., 1998). Současná ztráta druhové bohatosti nutí odborníky maximalizovat potenciál reintrodukčních programů druhů, kterým hrozí vyhynutí (Ebenhard, 1995 in Rantanen et al., 2010).

4.1. Husa malá *Anser erythropus*

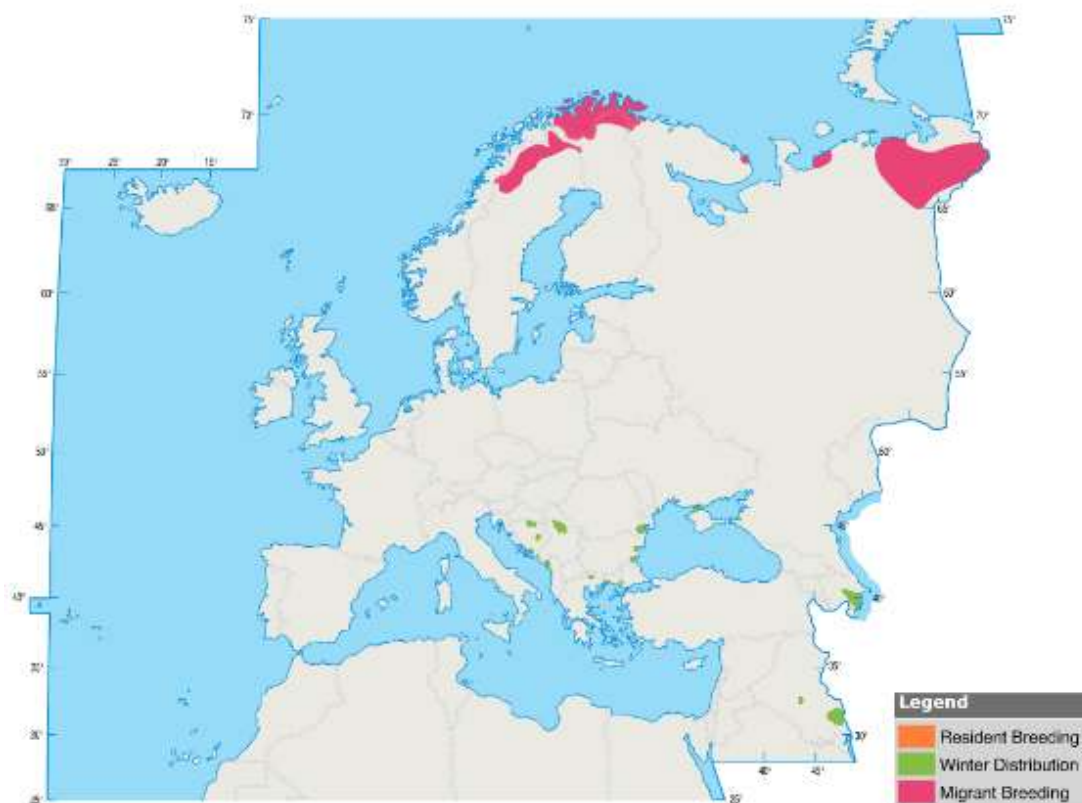
Husa malá *Anser erythropus* je v celosvětovém měřítku nejmenší husou z rodu *Anser*. Od poloviny 20. století početnost populace husy malé rychle poklesla, a to v celém areálu svého rozšíření. Pokles početnosti byl doprovázen i fragmentací hnízdišť. Za hlavní příčiny poklesu stavů této populace jsou považovány vysoká míra lovu a ztráta přirozeného prostředí. BirdLife International odhaduje pokles početnosti mezi roky 1998 – 2008 o 30 až 49 % (Jones et al., 2008). V současné době populace čítá 25 000 jedinců a husa malá je tak celosvětově ohroženým druhem. (Kahanapää & Haapanen, 2009). Mezinárodní unie pro ochranu přírody (IUCN) druh v roce 2006 označila za zranitelný (Jones et al., 2008).

V dnešní době lze definovat čtyři takové populace, z nichž tři jsou pozůstatkem původní souvislé rozsáhlé populace:

- Fennoskandinávská populace (hnízdící v Norsku a na poloostrově Koala v severozápadním Rusku),
- Hlavní západní populace (hnízdící na severu Ruska na západě poloostrova Taimyr),
- Hlavní východní populace (hnízdící na východ od poloostrova Taimyr a zimující v Číně),
- čtvrtá subpopulace vznikla vypuštěním jedinců odchovaných v zajetí ve Švédsku. (migrační trasy jsou modifikované člověkem).

Hnízdiště husy malé se v současné době diskontinuálně vyskytuje v subarktické oblasti od severní Fennoskandinávie až po východní Sibiř (obr. 11; Jones et al., 2008).

Z těchto tří původních subpopulací se kritické snižování početnosti týká hlavně Fennoskandinávské a Hlavní západní populace (Jones et al., 2008).



Obr. 11: Rozšíření husy malé v rámci Evropy (Snow & Perrins, 1998)

4.1.1. Roční cyklus – migrační trasy

Výše zmíněné subpopulace mají různé trasy migrace, proto je lze označovat za rozdílné tahové populace (Scott & Rose, 1996).

4.1.1.1. Fennoskandinávská populace

Tato populace migruje v pohnízdni době na východ do severního Ruska (poloostrov Kanin, ostrov Kolgujev, dokonce až na poloostrov Taimyr; Arvak & Oien, 2003 in Jones et al., 2008). Zde dochází k rozdělení. Část populace pokračuje jihozápadním směrem, pravděpodobně přes západní Rusko (jezero Ladoga) na zimoviště na severu

Řecku (delta řeky Evros) v blízkosti Tureckých hranic. Ostatní ptáci migrují na východ, přes pohoří Ural, a poté se obracejí na jih přes údolí řeky Ob v severozápadním Kazachstánu a směřují až k břehům Kaspického a Černého moře (až k deltě řeky Evros). Na hnízdiště se pak vrací přes hlavní shromaždiště v Řecku (jezero Kerkiní) a Maďarsku (Hortobágy), dále pokračují přes Polsko a východní Německo, dále na severovýchod do západního Estonska a zpět do Fennoskandinávie (Lorentsen et al., 1998, Aarvak&Oien, 2003 *in* Jones et al., 2008).

Zdá se, že volba trasy podzimní migrace může ovlivnit hnízdění v následujícím roce. V hnízdních sezónách následujících po té, kdy husy zvolily „riskantnější“ středoasijskou trasu, byla zaznamenána nižší míra reprodukce. Oproti tomu je vyšší úspěšnost zaznamenaná po migraci přes severozápadní Evropu (obr. 12; Oien et al., 2009 *in* Tolvanen et al., 2009).

4.1.1.2. Hlavní západní populace

Mezi hlavní hnízdiště této subpopulace patří část údolí řeky Ob (Rusko) a jezero Shalkar v oblasti Orenburg (Rusko; Jones et al., 2008). V průběhu tahu se shromažďují především na jezerech a zemědělských půdách v oblasti Kustanay, v severozápadním Kazachstánu (jezero Kulykol; Tolvanen & Pynnönen, 1998, Tolvanen et al., 2001, Yerokhov et al., 2000 *in* Jones et al., 2008) a v jezerním systému Sultan-Aksuat v severozápadní části Kazachstánu (Yerokhov et al., 2001 *in* Jones et al., 2008)

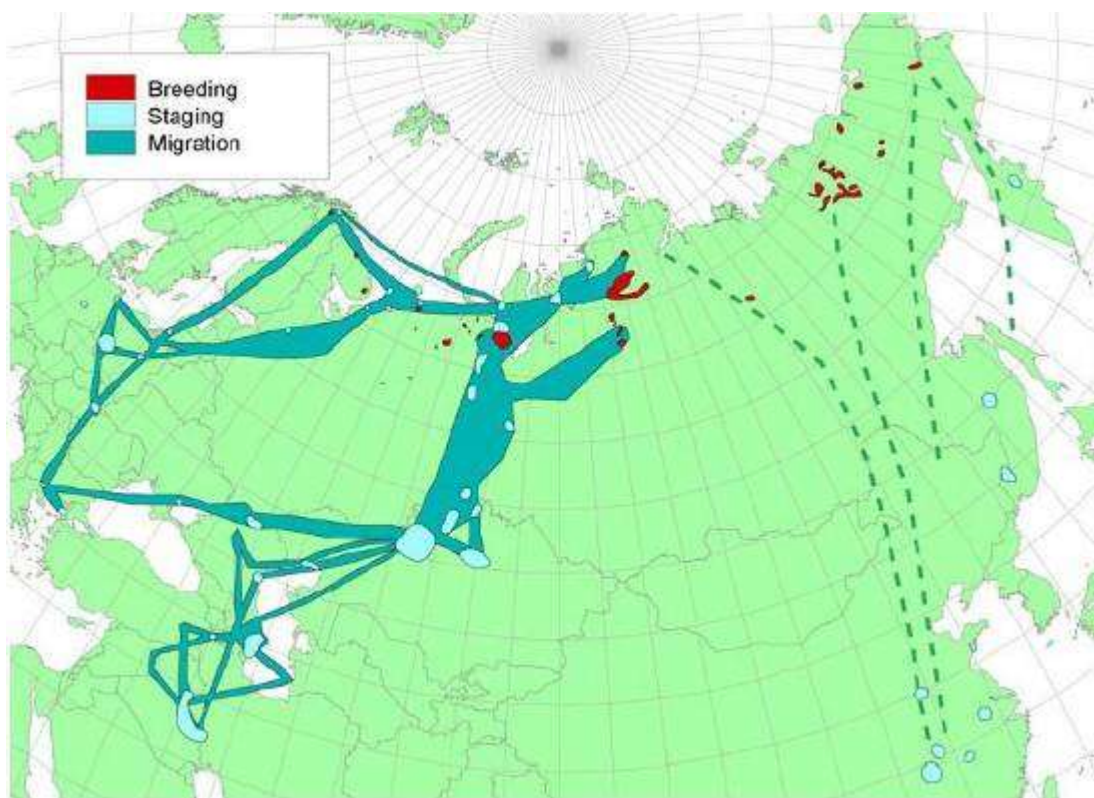
Hlavní oblasti přezimování jsou málo známé, ale pravděpodobně se nachází kolem severního pobřeží Černého moře, na jižním pobřeží Kaspického moře, na vnitrozemských mokřadech Ázerbajdžánu a na vnitrozemských mokřadech Íránu a Íráku (Jones et al., 2008). Někteří jedinci se objevují pravidelně v Německu, roztroušeni v hejnech husy běločelé. Existují spekulace, že někteří z těchto ptáků patří k hlavní západní populaci (obr. 12; Mooij & Heinickein, 2004 *in* Jones et al., 2008).

4.1.1.3. Suplementovaná/reintrodukovaná populace

Jak již bylo zmíněno, tato subpopulace byla vypuštěna ve Švédském Laponsku a její trasa migrace byla uměle pozměněna. Husy nyní migrují ze Švédska na zimoviště na pobřeží Severního moře (obr. 12; Jones et al., 2008).

4.1.1.4. Shrnutí

Husy malé se pravidelně vyskytují nejméně ve 20 státech Evropské unie (nebo ve státech, které ratifikovali dohodu AEWA). V těchto zemích byly pro husy malé na základě mezinárodně uznávaných kritérií zřízeny Ptačí oblasti (Important Bird Area – IBA; Jones et al., 2008).



Obr. 12: Distribuce divokých populací husy malé v letech 2000–2005 (Jones et al., 2008).

4.1.2. Hlavní činitelé ohrožující populaci

Experti se shodují, že hlavním důvodem poklesu početnosti populace husy malé od poloviny 20. století je lovecký tlak v průběhu migrace. Mnoho hus zimuje v západní Evropě, kde je lov tohoto druhu zákonem zakázán a míra přežití těchto subpopulací je tak vysoká. Oproti tomu velké množství ptáků migruje přes území bývalého Sovětského svazu do oblasti sahající od Kaspického moře až po Perský záliv a Řecko. Jak již bylo uvedeno, zejména jedinci, hnízdící v Norsku (hlavní západní populace) mají podzimní migrační trasu přes Bílé moře do severního Ruska (odsud pokračují přes Rusko do Kazachstánu na zimoviště v Řecku a Turecku). Na základě

výsledků kroužkování a satelitního monitoringu bylo prokázáno, že největšímu loveckému tlaku podléhají právě v této oblasti (Kahanapää & Haapanen, 2009). Tato skutečnost ohrožuje hlavní západní populaci ze dvou důvodů:

- husa malá vypadá podobně jako husa běločelá *Anser albifrons* a lovci nejsou schopni tyto dva druhy rozlišit. Husa běločelá je nejběžnější a nejčastěji lovenou husou v Evropě. Oba druhy se vyskytují na stejných místech ve víceméně smíšených hejnech (Yerkhov et al., 2008 in Kahanapää & Haapanen, 2009),
- v mnoha zemích, které tyto husy při své cestě navštíví je právně vynucená regulace lovu neefektivní. I přes formální ochranu ve všech státech jejich ročního výskytu jsou husy malé loveny tajně i veřejně. Typickým příkladem je ruská lovecká výprava organizovaná klubem Okhot, který otevřeně zahrnuje do ceny poplatku za výpravu i částku ve výši pokuty, která by mohla být tomuto klubu udělena,
- další reálnou hrozbou je pytláčení formou travičství, které bylo pozorováno v Číně (Kahanapää & Haapanen, 2009).

Mezi další potencionální hrozby patří například odvodňování mokřadů v nížinách Íráku a extrémní kolísání vodní bilance v Kaspickém moři, které přispěly ke ztrátě zimních stanovišť. Současně se v této oblasti zvyšuje hustota osídlení, dochází k válečným konfliktům a sociálním nepokojům, které mají negativní vliv na mnoho mokřadních druhů. Těžba roby a zemního plynu v severním Rusku v místech hnízdiště hlavní východní populace spojené se zintenzivněním dalších lidských činností může mít vliv na hnízdící populace. Doposud se hnízdní úspěšnost nezměnila, a to ani v Rusku, Norsku nebo Švédsku (Kahanapää & Haapanen, 2009).

V oblasti Fennoskandinávie jsou hrozbou zvýšené stavy lišky obecné *Vulpes vulpes* a norka amerického *Mustela vison* v hnízdních oblastech (Kahanapää & Haapanen, 2009).

4.1.3. Velikost populace

Globální odhad velikosti populace z roku 2008 (Delany et al., 2008, Delany & Scott, 2006 in Jones et al., 2008) je 28 000 – 33 000 jedinců, což vychází z kombinace odhadů pro dvě západní populace (Fennoskandinávská a hlavní západní populace)

kteře společně čítají 8 000 – 13 000 jedinců, a hlavní východní populace o velikosti 20 000 jedinců. Odhad z roku 2009 (Kahanapää & Haapanen, 2009) činí již pouhých 25 000 jedinců (jak je uvedeno výše). Nejnovější odhad hovoří o 120 jedincích reintrodukované populace, 60–80 jedincích Fennoskandinávské populace a 10 000–21 000 ptáků na území Ruské federace (Fox et al., 2010).

4.1.3.1. Hlavní západní populace

Hlavní hnízdiště této populace se nacházejí v severním Rusku (v Evropské části; obr. 11 a obr. 12). Odhad velikosti populace z roku 1990 (Morozov & Syroechkovskiy, 2002 *in* UNEP, 2003) hovoří o 500 až 800 ptácích tohoto druhu vyskytujících se v Tundře.

4.1.3.2. Fennoskandinávská populace

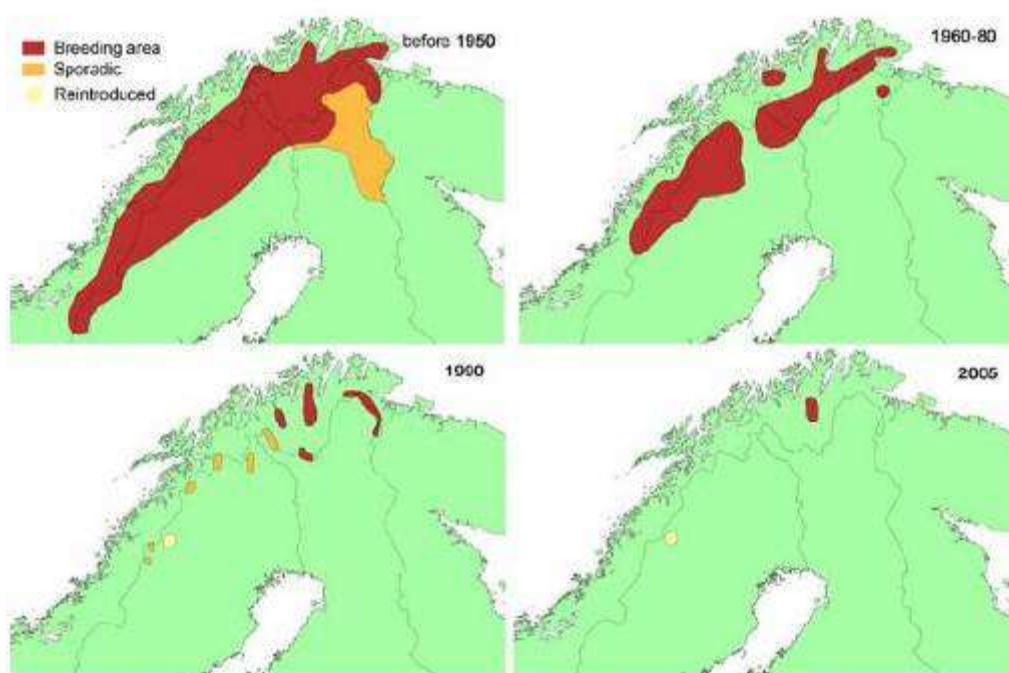
Odhad původní velikost této subpopulace se pohybuje kolem 10 000 jedinců na počátku 20. století (Norderhaug & Norderhaug, 1984 *in* Jones et al., 2008). Počet divokých fennoskandinávských hus malých na území severských zemí (tj. s výjimkou neznámého počtu ptáků hnízdících na poloostrově Kola) v roce 2004 byl odhadován pouhých 20 – 30 hnízdících párů (Tolvanen et al., 2004b, Aarvak & Oien, 2004 *in* Jones et al., 2008). V roce 2009 byla početnost švédských hus odhadnuta na pouhých 5 až 10 párů (Kahanapää & Haapanen, 2009). Jiné odhady hovoří o 20 hnízdících párech, resp. 60–80 jedinců pozorovaných ve stejném roce (Aarvak et al., 2009 *in* Tolvanen et al., 2009). Na obrázku 13 můžeme pozorovat změnu v hnízdním rozšíření mezi roky 1950 a 2005.

Mokřad Valdak v Norsku patří mezi klíčová hnízdiště fennoskandinávské populace. Na základě jarního pozorování v letech 1993–2008 zde byl zaznamenán roční pokles o více než 4 % a k celkovému snížení stavů populace v průběhu těchto patnácti let o 50 % (Aarvak & Oien, 2009 *in* Tolvanen et al., 2009).

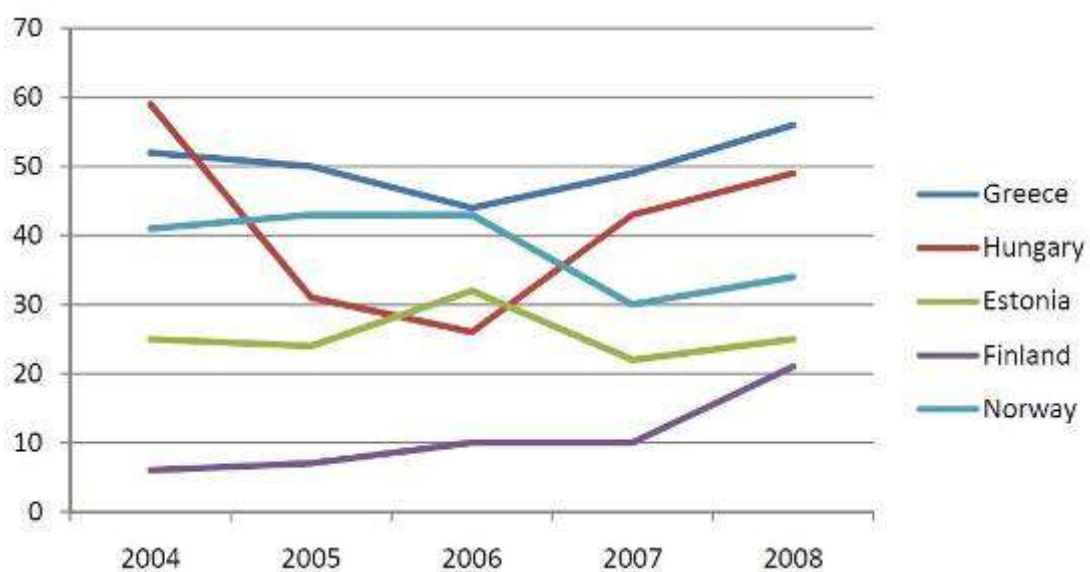
Jsou však i jiné oblasti, kde lze pozorovat právě opačný trend. V letech 2004–2008 byl v jarním období proveden monitoring na několika klíčových místech (Řecko, Maďarsko, Estonsko, Finsko a Norsko). Z obrázku 14 vidíme, že v Řecku, Estonsku, Maďarsku a Finsku je situace stagnující až mírně rostoucí. Oproti tomu početnost jedinců v Norsku má spíše klesající tendenci. (Aarvak et al., 2009 *in*

Tolvanen et al., 2009). To však může v nejlepším případě znamenat stabilizaci trendu populace, ale dle Tolvanena je příliš brzy na vyvození závěrů.

Fennoskandinávská populace tedy čelí bezprostřednímu riziku vyhynutí a je nutné vyvinout efektivnější ochranné úsilí na klíčových shromaždištích, zimovištích i hnízdištích (Aarvak & Oien, 2009 *in* Tolvanen et al., 2009).



Obr. 13: Distribuce hnízdišť husy malé před rokem 1950, 1960–1980, na počátku 90. let a v roce 2005 (Jones et al., 2008).



Obr. 14: Jarní počty husy malé na klíčových lokalitách v letech 2004–2008 (Tolvanen et al., 2009).

4.1.3.3. Suplementovaná/reintrodukovaná populace

Chovný program hus malých v zajetí byl ve Švédsku založen již na konci 70. let Lambatem von Essenem a první vypouštění těchto jedinců do přírody proběhlo kolem roku 1981. V tomto záchranném programu byli využíváni především ptáci a vejce ze snůšek z Velké Británie (ze zajetí) a jedinci z volné přírody z východní části Evropy (z Ruska). Mezi roky 1981–1999 bylo ve Švédském Laponsku vypuštěno 348 jedinců odchovaných v zajetí. V rámci této reintrodukce bylo využito bernešek bělolících *Branta leucopsis* jako adoptivních rodičů, které tyto v zajetí vychované husy vedly při podzimní migraci na zimoviště v Nizozemsku. Tato modifikace migrační trasy byla provedena tak, aby se hejna vyhnula zemím s vysokým loveckým tlakem. Subpopulace migrující po této trase vykazují vysokou míru přežití. Důkazem je celkem 66 potomků vzešlých z tohoto záchranného programu (Tegelström et al., 2001 in Jones et al., 2008). Počty nových mláďat v letech 1999–2007 se pohybovaly mezi 13–20 za rok, což je celkem 136 mláďat z 51 potomků za sedmileté období (Andersson A. in Jones et al., 2008). Mezi roky 2003 a 2005 bylo v zimním období pozorováno 120 hus z této suplementované/reintrodukované populace (Koffibrejg et al., 2005 in Jones et al., 2008).

Tato metoda má však i svá rizika. Od roku 1991 byla v této populaci zaznamenána hybridizace mezi husou malou a berneškou. V 90. letech 20. století Bill Lishman zavedl metodu, při které byly bernešky nahrazeny ultra lehkými letadly (Anderson & Larsson, 2006 in Mooij et al., 2006). Zkušební let byl v roce 1999 proveden francouzským týmem pod vedením Christiana Moullece (Mooij et al., 2006). Ve středním Švédsku vypustili 30 až 40 jedinců pocházejících z Belgie (z umělého chovu) a byli doprovázeni ultralehkým letounem do Německa (Jones et al., 2008). Na základě zpětného hlášení bylo prokázáno, že tato nová metoda má srovnatelnou míru přežití s metodou využívající bernešky (Mooij et al., 2006).

Mezi roky 2000–2004 nebyli do volné přírody vypouštěni žádní jedinci. Důvodem bylo zjištění, že ptáci v chovných skladech byli hybridizovaní s husou běločelou *Anser albifrons* (Andersson, 2005 in Jones et al., 2008). Při jaderné analýze bylo zjištěno, že variabilita genetické diferenciace mezi volně žijící Fennoskandinávskou populací a populací chovanou v zajetí je třikrát větší, než mezi Fennoskandinávskou populací a populací ze Střední Asie (Roukonen et al., 2007).

Od roku 2004 jsou na základě doporučení genetiků husy malé vypouštěny do volné přírody pouze formou experimentu (Kahanapää & Haapanen, 2009). Tyto experimenty byly založeny na zvyšování genetické čistoty švédské subpopulace pomocí hus z Ruska. Prvních 8 jedinců bylo přepraveno v roce 2006, další dodávka čítající 6 ptáků dorazila do Švédska v polovině února 2007. V květnu 2008 bylo z Ruska převezeno celkem 24 volně žijících jedinců (Jones et al., 2008). Z důvodů finančního omezení byly počty vypouštěných ptáků příliš malé, pouze do 5 housat ročně (Kahanapää & Haapanen, 2009). Některé z těchto hus byly v době zimování pozorovány v Nizozemí, jak bylo plánováno (Koffijberg et al., 2005 *in* Kahanapää & Haapanen, 2009).

V současné době je ve Švédsku navrhováno zvýšení početnosti populace na 200 hnízdících párů do roku 2025 (Kahanapää & Haapanen, 2009).

5. Závěr

Tato práce se zabývá úspěšností reintrodukčních programů a následně vlivem těchto programů na jiné druhy vodních ptáků a ostatních složek vodních ekosystémů.

Úspěšnost reintrodukce není vždy stejná. Na Severozápadě Čech v okolí Chomutova byla obnova populace husy velké úspěšná. Ptáci zde pocházejí z umělého chovu v Podkrušnohorském Zooparku. Nepříznivé dopady na divoké jedince nejsou známy. Oproti tomu pokusy o reintrodukcii stejného druhu na Českolipsku nebyly tak úspěšné. Problémem je především nízký počet hnízdnicích párů v následujících letech po reintrodukcii.

Snaha o zvýšení početnosti hohola severního v Jižních Čechách byla do značné míry úspěšná. Hlavním faktorem počátečního úbytku jedinců byla predace snůšek kunou lesní. Ta byla podpořena nevhodným umístěním hnízdnicích budek v 80. letech, které měly naopak zvýšit úspěšnost hnízdění. Přemístěním budek z hrází rybníků na rybníční ostrovy a přímo na vodní plochu přispělo ke zlepšení situace. Tato akce byla od roku 1992 podpořena umělým odchovem a následnou suplementací jedinců do volné přírody. Úspěšnost tohoto programu však nebyla příliš vysoká, jelikož samotného vypuštění do přírody se dožilo pouze 33 % ptáků. Bohužel tato mláďata nebyla nadále pozorována a možný vliv na původní populaci opět není zdokumentován. Nejnovější odhad z let 2004–2011 naznačuje, že v rámci České republiky počet jedinců v populaci stoupá.

Na úspěšnost reintrodukce husy malé ve Švédsku můžeme nahlížet z několika pohledů. Díky změně tahových návyků (pomocí bernešek bělolících) se zvýšila míra přežití dospělých jedinců, a tím i množství vyvedených mláďat v následujícím roce. Bohužel genetická čistota této reintrodukované populace byla znehodnocena křížením s berneškou bělolící. Nová metoda, jejíž hlavním principem je záměna bernešek za ultra lehká letadla, má srovnatelné výsledky s metodou předchozí a minimalizuje míru hybridizace hus malých s berneškami. Program lze označit za úspěšný, bohužel jeho průběh byl na 4 roky zastaven (2000–2004) zjištěním, že genetická čistota hus malých v chovných skladech byla ovlivněna křížením s husou běločelou. V současné době je z finančních důvodů ve Švédsku vypouštěno jen několik jedinců ročně. Reintrodukovaná populace je však životaschopná a dle nejnovějších odhadů z roku 2010 je větší než divoká

Fennoskandinávská populace (Reintrodukovaná 120 jedinců, Fennoskandinávská 60–80 jedinců).

Dle Tolvanena et al. (2009) je pro záchranu evropských subpopulací husy malé (mimo reintrodukčních programů) nutný mezinárodní přístup k ochraně jedinců v průběhu migrace podél celé jejich trasy. V rámci EU je největší riziko v Řecku. Příčinou je pytláctví a náhodný odstřel (zaměnění husy malé s husou běločelou). Ještě větší riziko je však na východní migrační trase (Rusko, Kazachstán). Ztráta jednoho samce představuje přibližně 5 % samců z Fennoskandinávské populace. Ochranná opatření by měla být urgentně zavedena i na území Ruska, Kazachstánu a dalších zemí, přes které husy migrují (Tolvanen et al., 2009).

Výše uvedené reintrodukční zásahy mají hned několik vlivů na ostatní populace vodních ptáků a samotné mokřadní a vodní prostředí.

Jak již bylo uvedeno, reintrodukované a suplementované husy malé mají pozměněné tahové návyky. To může ohrozit jiné druhy zde přirozeně hnízdící, jako tomu bylo již v případě bernešky. Vzájemným křížením se snižuje nejen genetická čistota a adaptační hodnota husy malé, ale i bernešky.

V Estonsku v letech 2005 až 2009 proběhl LIFE-natura projekt v oblasti Národního parku Matsalu. Cílem projektu bylo obnovení původních stanovišť opakovaným odstraněním rákosu na ostrůvcích Haeska Rahu. V průběhu tohoto projektu (2007–2008) byla zaznamenána přítomnost nejen husy malé (shromaždiště při migraci na hnízdiště), ale i jiných ptačích druhů např. jespák obecný *Calidris alpina*, čejka chocholatá *Venellus venellus*, vodouš rudonohý *Tringa totanus* a vodouš štíhlý *Tringa stagnatilis* (Toming & Tolvanen; 2009).

Úspěšná reintrodukce husy velké a celkové zvýšení početnosti evropské populace se projevuje především na zimovištích. Vyšší koncentrace ptačích druhů na zimovištích může zvýšit riziko konkurenční interakcí mezi jednotlivými populacemi a druhy, a to především z hlediska dostupnosti potravy. Druhy s nižší konkurenční schopností, jako jsou menší druhy hus, tak mohou být ohrožené. Ve střední Evropě je zimující populace husy velké uváděna jako silně rostoucí, přičemž zimující populace husy polní *Anser fabilis* a husy běločelé vykazují stabilní či klesající trend početnosti (Wetlands International, 2006; Fox et al., 2010).

6. Literatura

Allendorf F., England P., Luikrat G., Ritchie P., Ryman N. 2008: Genetic effects of harvest on wild animal populations. *Trends in Ecology and Evolution* Vol. 23 No. 6: 327–337.

Amstrong D. & Seddon P. 2007: Directions in reintroduction biology. *TRENDS in Ecology and Evolution* Vol. 23 No. 1: 20–25.

Arts K., Fischer A., van der Wal R. 2012: Common stories of reintroduction: A discourse analysis of documents supporting animal reintroductions to Scotland. *Land Use Policy* Vol. 29 Issue 4: 911–920.

BirdLife International 2004: Birds in Europe: populations, estimates, trends and conservation status. *BirdLife Conservation Series* No. 12, Cambridge, UK.

Cramp S., Simmons K. [eds.] 1977: The Birds of the Western Palearctic. Vol. 1. Oxford University Press, Oxford.

Fiala V. 1987: Náměstské rybníky 1959–1985 a jejich ptactvo. *Vlast. Sbor. Vysočiny. Oddíl věd přírodních* 8: 203–237.

Fox. A., Ebbinge B., Mitchell C., Heinicke T., Aarvak T., Colhoun K., Clausen P., Dereliev S., Fragó S., Koffijberg K., Mooij J., Musil P., Nilsson L., Pihl S., Van Der Jeugd H. 2010: Current estimates of goose population size in western Europe, a gap analysis and an assessment of trends. *Ornis svecica* 20: 115–127.

Honců M. 1991: Změny početního stavu vodních ptáků na rybnících Českolipska. *Panurus* 3: 177–192.

Hudec K. 1971: Rozšíření husy velké *Anser anser* v Československu. *Československá ochrana přírody* 12: 105–141.

Hudec K., Pellantová J., Rachač V. 1984: Hromadné úhyny vodního ptactva v ČSSR. In: Vodní ptactvo a jejich životní prostředí v ČSSR. *Sborník referátů, brno* 1984: 8188.

ISOP 2013: Portál informačního systému ochrany přírody, online: <http://portal.nature.cz>, citováno dle stavu ze dne 22.3.2013.

Jones T., Martin K., Barov B., Nagy S. 2008: International Single Species Action Plan for the Conservation of the Western Palearctic Population of the Lesser White-fronted Goose *Anser erythropus*. *AEWA Technical Series* No.36. Bonn, Germany.

Kahanapää L., Haapanen A. 2009: The Plan to Restore the Favorable Conservation Status of the Lesser White-fronted Goose in Finland. *LWfG Bulletin* 1/2009. *Jyväskylä, Finland.*

Kumstátová T., Nová P., Marhoul P. [eds.] 2005: Hodnocení projektů aktivní podpory ohrožených živočichů v České republice, *Agentura pro ochranu přírody a krajiny, Praha.*

McPhee E. 2003: Generations in captivity increases behavioral variance: considerations for captive breeding and reintroduction programs. *Biological Conservation* 115: 71–77.

Městková L., Musil P. 2005: Rešerše a hodnocení realizovaných a probíhajících projektů aktivní ochrany hohola severního *Bucephala clangula* v České republice. In: Kumstátová T., Nová P., Marhoul P. [eds.] 2005: Hodnocení projektů aktivní podpory ohrožených živočichů v České republice, *Agentura pro ochranu přírody a krajiny, Praha:* 201–206.

Ministerstvo životního prostředí 2012: Mezinárodní smlouvy v oblasti životního prostředí, online: http://www.mzp.cz/cz/mezinarodni_smlouvy, citováno dle stavu ze dne 10.4.2013.

Mooij J. 2005: Protection and use of waterbirds in the European Union. *Beiträge zur Jagd – und Wildforschung Bd. 30:* 49–76.

Mooij J., Paulsch A., Scholze W. 2006: Reintroduction of the Lesser White-fronted Goose *Anser erythropus* in Fennoscandia with the help of microlight aircraft. In: Boere G., Galbraith C., Stroud D. [eds.] 2006: Waterbirds around the world. *The Stationery office, Edinburg:* 633–634.

Musil P. 2005: Monitoring populací vodních ptáků. *Ukazatele změn biodiverzity* 44: 208–223.

Musil P., 1990: Vazba bramborníčka hnědého (*Saxicola rubetra*) na rybníční biotopy a jeho početnost v nich: *Ptáci v kulturní krajině, Sborník referátů, České Budějovice* 1989: 245–252.

Musil P., Cápek J., Hudec K., Zárybnický J. 2001: The long-term trends in the breeding waterfowl populations in the Czech Republic. *OMPO, Institute of Applied Ecology, Kostelec nad Černými Lesy.*

Musil P., Musilová Z. 2011a: Rozšíření a početnost hojnějších druhů vodních ptáků v lednu 2010 a 2011. *Aythya* 4: 14–66.

Musil P., Musilová Z., 2011b: Dlouhodobé změny početností zimujících vodních ptáků v České republice: Shrnutí výsledků publikovaných v zahraničních periodikách. *Aythya* 4: 67–72.

Owen M. & Black J. 1990: Waterfowl ecology. *Chapman and Hall, New York.*

Panagiotopoulou M., Tsougrakis Y., Naziridis T., Makriyanni E. 2009: Monitoring of Lesser White-fronted Geese in Greece. In: Tolvaven P., Oien I., Ruokolainen K. [eds.] 2009: Conservation of Lesser White-fronted Goose on the European migration route. Final report of the EU LIFE-Nature project 2005–2009. *WWF Finland Report 27 & NOF Rapportserie Report No.1-2009*: 62–64.

Pechmanová H. 2012: Suplementace kachny divoké a jejich vliv na volně žijící populace.– Ms. [Bakalářská práce, depon. in: *Univerzita Karlova, Praha.*]

Plesník J., Hanzal V., Brejšková L. [eds.] 2003: Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Obratlovci. *Agentura ochrany přírody a krajiny ČR a Správa ochrany přírody ČR, Praha*, 22: 1–184.

Podhrazský M. 2009a: Monitoring polodivoké populace husy velké *Anser anser* v severozápadních Čechách. *Aythya* 2: 98–99.

Podhrazský M. 2009b: Vývoj populace husy velké *Anser anser* na Českolipsku ovlivněný reintrodukcí. V Ústeckém kraji. In: *Fauna Bohemiae Septentrionalis* 34, *Sborník odborných prací, Ústí nad Labem 2009*: 51–58.

Podkrušnohorský zoopark Chomutov 2009: O nás, online: <http://zoopark.cz/cs/o-nas>, citováno dle stavu ze dne 16.3.2013.

Pokorný J., Pechar L., Koutníková J., Dufková, Schlott G., Schlott K. 1992: The effect on the aquatic environment of fish pond management practices. In: Finlayson M. [ed.]: Integrated management and conservation of wetlands in agricultural and forested landscapes: 50–55.

Primack R., Kindlmann P., Jersáková J. 2011: Úvod do biologie ochrany přírody. *Portál, Praha.*

Rantanen E., Buner F., Riordan P., Sotherton N., Macdonald D. 2010: Vigilance, time budget and predation risk in reintroduced captive-bred grey partridges *Perdix perdix*. *Applied Animal Behaviour Science* Vol. 127 Issue 1–2: 43–50.

Robert A. 2008: Captive breeding genetics and reintroduction success. *Biological Conservation* 142: 2915–2922.

Roukonen M., Anderson A., Tegelstrem H. 2007: Using historical captive stocks in conservation. The case of the Lesser White-fronted Goose. *Conservation Genetics* 8: 197–207.

Sarrazin F. & Barbault R. 1996: Reintroduction: challenges and lessons for basic ecology. *TREE Vol.11 No.11*: 472–478.

Scott D., Rose P. 1996: Atlas of Anatidae Populations in Africa and Western Eurasia. *Wetlands International Publication No. 41*, Wetlands International, Wageningen, The Netherlands.

Snow D., Perrins C. [eds.] 1998: The Birds of the Western Palearctic. Concise Edition Vol. 1, Non-Passerines. *Oxford University Press, New York*.

Šťastný K., Bejček V., Hudec K. 1987: Atlas hnízdního rozšíření ptáků v ČSSR 1973/77. *Academia, Praha*.

Šťastný K., Bejček V., Hudec K. 1996: Atlas hnízdního rozšíření ptáků v České republice 1985–1989. *H&H, Praha*.

Šťastný K., Bejček V., Hudec K. 2006: Atlas hnízdního rozšíření ptáků v České republice 2001–2003. *Aventinum s.r.o., Praha*.

Tavecchia G., Viedma C., Martinez-Abraín A., Bartolomé M., Gómez J. & Oro D. 2009: Maximizing re-introduction success: Assessing the immediate cost of release in a threatened waterfowl. *Biological Conservation* 142: 3005–3012.

Tolvanen P., Tsougrakis Y., Oien I. 2009: Overview of results and conclusions from the international Lesser White-fronted Goose LIFE projekt. In: Tolvanen P., Oien I., Ruokolainen K. [eds.] 2009: Conservation of Lesser White-fronted Goose on the European migration route. Final report of the EU LIFE-Nature project 2005–2009. *WWF Finland Report 27 & NOF Rapportserie Report No.1-2009*: 5–11.

Toming M., Tolvanen P. 2009: Restoration and management of the Lesser White-fronted Goose habitats in Matsalu, Estonia. In: Tolvanen P., Oien I., Ruokolainen K. [eds.] 2009: Conservation of Lesser White-fronted Goose on the European migration route. Final report of the EU LIFE-Nature project 2005–2009. *WWF Finland Report 27 & NOF Rapportserie Report No. 1-2009*: 22–23.

UNEP World Conservation Monitoring Centre 2003: Report on the status and perspective of the Lesser White-fronted Goose *Anser erythropus*. *Cambridge*.

Urbánek B., Jón Z. 1963: Dynamika vymírající populace husy velké. V Brně. In: *Sborník přednášek III. Ornitologické konference v Brně, Brno 1963*: 20–21.

Veselovský Z. 1950: Příspěvek k poznání avifauny Novozámeckého rybníka u České lípy. *Naše příroda* 12: 25–28.

Wetlands International 2006: Waterbird population estimates – Fourth edition. *Wetlands International, Wageningen, Netherlands.*

Wolf M., Garland T., Griffith B. 1998: Predictors of avian and mammalian translocation success reanalysis with phylogenetically independent contrasts. *Biological Conservation* Vol. 86 Issue 2: 243–255.

7. Přílohy



Příloha 1: Husa velká (URL 1).



Příloha 2: Husa velká v Podkrušnohorském zooparku Chomutov (URL 2).



Příloha 3: Husa malá (URL 3).



Příloha 4: Husa běločelá (URL 4).



Příloha 5: Berneška bělolící (URL 5).



Příloha 6: Hohol severní (URL 6).



Příloha 7: Ultralehký letoun doprovázející husy malé (URL 7).



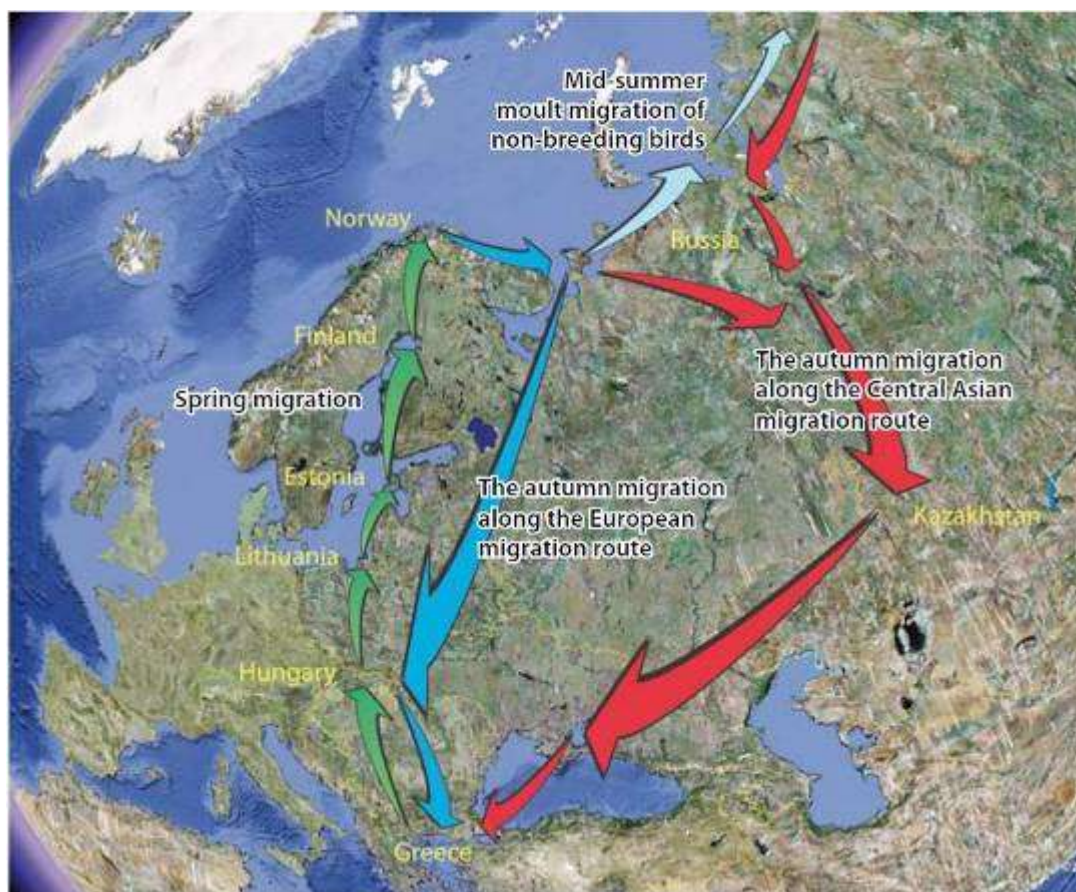
Příloha 8: Management na ostrůvcích v Národním Parku Matsalu v rámci programu LIFE-Nature (Toming & Tolvanen, 2009).



Příloha 9: Poloha Národního parku Matsalu (URL 8).



Příloha 9: Mapa zimovišť husy malé v Řecku (Panagiotopoulou et al.; 2009).



Příloha 10: Mapa migračních tras Husy malé (Tolvanen et al., 2009).

Seznam obrázků:

URL 1: <http://www.biolib.cz/cz/taxonimage/id2410/?taxonid=8435>

URL 2: <http://www.zoopark.cz/cs/zvirata/category/4-ptaci?start=40>

URL 3: <http://www.biolib.cz/cz/taxonimage/id189326/?taxonid=8434>

URL 4: <http://www.biolib.cz/cz/taxonimage/id21328/?taxonid=8433>

URL 5: <http://www.biolib.cz/cz/taxonimage/id68995/?taxonid=8442>

URL 6: <http://www.biolib.cz/cz/taxonimage/id122952/?taxonid=8488&type=1>

URL 7: <http://www.flickr.com/photos/nikonsnapper/1249950483/>

URL 8: <http://www.kodade.ee/wp-content/uploads/2013/02/Matsalu-rahvuspark-eesti-kaardil.jpg>