

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

KATEDRA EKOLOGIE



**Variabilita v růstových a imunologických parametrech
u kachny divoké v raných stádiích života**

Variability in growth and immune parameters of wild mallard in early
stages of life

Bakalářská práce

Autor práce: Monika Dvořáčková

Vedoucí práce: Ing. Jana Svobodová, Ph.D.

2015

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Katedra ekologie

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Monika Dvořáčková

Aplikovaná ekologie

Název práce

Variabilita v růstových a imunologických parametrech u kachny divoké v raných stádiích života

Název anglicky

Variability in growth and immune parameters of wild mallard in early stages of life

Cíle práce

V managementu některých ohrožených či ekonomicky významných druhů jsou dnes využívány tzv. chovy ex-situ (např. Buner et al. 2011). Jejich podmínky však mohou být zcela odlišné od přirozených (tj. jiná skladba patogenů, absence predace, atd.). Populace chované v zajetí si tak mohou vytvořit specifické adaptace, které však mohou být nevýhodné či dokonce škodlivé pro část populace čelící přirozenému selekčnímu tlaku (Rogell et al. 2012, Homberger et al. 2013). Kachna divoká (*Anas platyrhynchos*) je významným druhem pernaté zvěře. Pokles početnosti populací kachny divoké a snaha o udržení či navýšení loveckých možností vedly v mnoha státech světa k zakládání umělých odchovů a jejich vypouštění do volné přírody mezi divoké populace, mnohdy v masivních měřítkách (Champagnon et al. 2012). Genetická diverzita těchto populací je však výrazně odlišná a zároveň velice nízká od divokých populací (Čížková et al. 2012), což může vést při častých hybridizacích ke snížení zdatnosti divokých populací. Zda se liší kondiční parametry mezi populacemi chované v zajetí a vyskytujících se ve volné přírodě nebylo dosud zhodnoceno.

Práce zhodnotí vliv podmínek ex-situ na fenotyp populací.

Cílem praktické části bude zjistit základní růstové a hematologické parametry kachny divoké chované v podmínkách zajetí a vyskytujících se volně v přírodě.

Metodika

1. Zvířata budou držena v místnosti s 12hodinovým režimem světla a tmy a stabilní teplotě kolem 20 °C ve standardních chovných klecích s přídatným zdrojem tepla v přiměřeném počtu 8 jedinců na klec. Přísun vody a potravy jim bude po celou dobu pokusu zajištěn ad libitum. V daných podmínkách budou zvířata držena pouze do ukončení pokusu, tj. do stáří 20 dnů. Růstové a imunologické parametry budou zjišťovány pomocí relativně neinvazivních přístupů (měření posuvným měřítkem, vážení vahou, focení fotoaparátem, odběr vzorku krve z brachiální vény) každý čtvrtý den jedince.
2. Hematologické parametry budou vyhodnoceny standardními postupy pomocí mikroskopu (mikroskop CX41, digitální kamera UI-1540-C, program QuickPhoto Industrial 12.3, Olympus).
3. Efekt populace bude analyzován pomocí lmer.

Doporučený rozsah práce

ca 30 stran

Doporučené zdroje informací

- Buner FD, Browne SJ, Aebischer NJ 2011. Experimental assessment of release methods for the re-establishment of a red-listed galliform, the grey partridge (*Perdix perdix*). *Biol Conserv* 144:593-601
- Čížková D, Javůrková V, Champagnon J, Kreisinger J 2012. Duck's not dead: Does restocking with captive bred individuals affect the genetic integrity of wild mallard (*Anas platyrhynchos*) population? *Biol Conserv* 152:231–240
- Homberger B, Jenni-Eiermann S, Roulin A, Jenni L 2013. The impact of pre- and post-natal contexts on immunity, glucocorticoids and oxidative stress resistance in wild and domesticated grey partridges *Functional Ecol* 27:1042–1054
- Champagnon J, Elmberg J, Guillemain M, Gauthier-Clerc M, Lebreton JD 2012. Conspecifics can be aliens too: a review of effects of restocking practices in vertebrates. *J Nature Conserv* 20:231-241
- Rogell B, Dannewitz J, Palm S, Petersson E, Dahl J, Prestegard T, Järvi T, Laurila A 2012. Strong divergence in trait means but not in plasticity across hatchery and wild populations of sea-run brown trout *Salmo trutta*. *Mol Ecol* 21:2963–2976

Předběžný termín obhajoby

2015/06 (červen)

Vedoucí práce

Ing. Jana Svobodová, Ph.D.

Elektronicky schváleno dne 30. 3. 2015

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 31. 3. 2015

prof. Ing. Petr Sklenička, CSc.

Děkan

V Praze dne 31. 03. 2015

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem tuto bakalářskou práci vypracovala samostatně pod odborným dohledem vedením vedoucího práce a že jsem uvedla všechny použité informační zdroje a literaturu.

V Praze dne 15. 4. 2015

.....

Poděkování

Tímto bych chtěla poděkovat všem, kteří se podíleli na sběru dat k této bakalářské práci a ochotně mi poskytovali informace. Děkuji svojí vedoucí práce Ing. Janě Svobodové, Ph.D. za její odborné vedení, rady, trpělivost a čas, který mi vždy věnovala. Také děkuji své kolegyni v praktické části této práce Bc. Hance Pechmanové. Za sběr vajec bych ráda poděkovala Ing. Janě Svobodové, Ph.D, Bc. Hance Pechmanové., Mgr. Jakobovi Kreisingerovi, Ph.D. a Mgr. Dagmar Čížkové. Za navržený design pokusu při statistické analýze děkuji Ing. Janě Svobodové, Ph.D. a Mgr. Jakobovi Kreisingerovi, Ph.D. Dále děkuji RNDr. Michalovi Vinklerovi, Ph.D. za konzultace. V neposlední řadě děkuji spolku Klatovské rybářství a Mysliveckému spolku Strážce Lnáře za darování vajec kachny divoké.

V Praze dne 15. 4. 2015

.....

Abstrakt

Každý rok jsou v Evropě do volné přírody vypouštěny milióny živočichů, kteří jsou vychováni v zajetí. Mnohé studie ukázaly, že zvířata ze zajetí uvolněná pro doplnění divokých populací často mívají odlišné genetické, morfologické či jiné vlastnosti. Tyto rozdíly však mohou negativně ovlivňovat zdatnost vypuštěných zvířat a díky hybridizaci či kompetici i populační dynamiku přírodních populací. V rešerši jsou porovnány klady i zápory reintrodukčních programů a vybrané rozdíly mezi živočichy žijícími ve volné přírodě a v zajetí. V praktické části jsou testovány odlišnosti mezi mláďaty kachny divoké (*Anas platyrhynchos*) chované v zajetí a žijící ve volné přírodě. Zaměřili jsme se na růstové parametry, konkrétně hmotnost a velikost těla (standardizovaná hmotnost, délka tarsu, délka hlavy, délka a šířka zobáku). Dále byly zkoumány hematologické parametry, které jsou dobrým ukazatelem stresu (poměr heterofilů ku lymfocytům; H/L) či zdraví jedince (diferenciální počet leukocytů). Naše studie ukázala rozdíl v rychlosti, s jakou kachňata přirůstala. Mláďata z chovu se vyznačovala vyšší mírou přirůstání ve všech měřených morfometrických parametrech, hlavně v pozdějších fázích vývoje. Dále byl nalezen významný vliv původu a jeho interakce s věkem jedinců na poměr H/L v periferní krvi mláďat. Jedinci z volné přírody dosahovali vyšších hodnot H/L. To znamená, že byli ve větším stresu a to především v počátečních fázích po vylíhnutí. Navíc bylo zjištěno, že samci byli obecně více náchylní ke stresu. Z výsledků lze předpokládat souvislost mezi stresem a růstem. Jedinci pocházející z volné přírody, byli více stresováni, a proto méně investovali do svého růstu.

Klíčová slova: *Anas platyrhynchos*, reintrodukce, zajetí, divoké, tělesná hmotnost, H/L poměr

Abstract

The millions of animals reared in captivity are released into the European nature each year. Many studies show that captive animals released to supplement the size of wild population often have different genetic, morphological or other properties. This difference may affect the fitness of released animals and may affect dynamics of nature populations due hybridization or competition. This thesis reviewed the advantages and disadvantages of reintroduction programs and analysed differences between wild and captive juveniles of mallard (*Anas platyrhynchos*). In this thesis there are examine difference between captive and wild mallards. We have focused on growth parameters specifically weight and the body size (the body mass, the length of tarsus, the head length, the beak length and the width). The hematological parameters as a good indicator of the stress (the ratio of heterophils and lymphocytes; H/L) and individual health are examined too (differential leukocyte counts). Our study is shown a difference in the increment of rate in mallards. The captive mallards had the higher extent in morphometric parameters, especially in the later days. It was found significant effects of origin and its interaction with the age of individuals on the H/L ratio in the peripheral blood of mallard. The wild mallards achieved higher H/L values. This means that they were under higher stress, especially in the early days after hatching. Also it was found that males were more stressed than females. It can expected connectio between stress and growth from these results. Since individuals from wild populations has been more stressed they could invested less in their growth.

Keywords: *Anas platyrhynchos*, reintroduction, captive, wild, body mass, H/L ratio

Obsah

1. Úvod.....	9
1.1 Reintrodukce ve světě i ČR	11
1.2 Výhody a nevýhody reintrodukce	12
1.3 Úspěšnost reintrodukcí	13
1. 4 Odlišnosti reintrodukovaných jedinců.....	16
1.4.1 Genetické rozdíly	16
1.4.2 Morfologické odlišnosti na úrovni soustav.....	18
1.4.3 Vnější fenotypové projevy.....	20
1.4.4 Behaviorální odlišnosti	22
1.4.5 Imunitní reakce, přítomnost parazitů	23
1.4.6 Náchylnost ke stresu	25
1.5 Závěr reintrodukce	26
2. Vlastní práce	30
3. Metodika	32
3.1 Analýza hematologických parametrů.....	35
3.2 Použitá statistika.....	36
4. Výsledky	38
4.1 Růstové parametry.....	38
4.2 Hematologické parametry	42
5. Diskuze	45
6. Závěr.....	47
7. Použité zdroje	48
8. Přílohy	56

1. Úvod

Za poslední čtyři desetiletí prošly populace mnoha živočichů poklesem početnosti. Některé druhy dokonce vyhynuly a mnoho přírodních stanovišť utrpělo významné ztráty přirozených vlastností vlivem antropogenní aktivity. Téměř jedna pětina druhů obratlovců je klasifikována jako ohrožená (Hoffman et al., 2010). V současnosti se na podporu ohrožené populace používají reintrodukce, introdukce, translokace a „restocking“. Mezinárodní organizace IUCN (1987) definovala reintrodukci jako uvolnění druhu do původní oblasti, kde se jeho populace snížila nebo byla v minulosti vlivem lidské činnosti či přírodní katastrofy vyhubena. Lze si tedy reintrodukci představit jako odchov zvířat v zajetí a následné uvolnění do volné přírody. Dochází k ní, pouze pokud původní příčiny vyhynutí byly odstraněny (IUCN, 1987; Jule et al., 2008). Introdukce představuje úmyslné nebo náhodné rozptýlení živého organismu mimo jeho historicky známé původní prostředí. Přesuny jedinců mimo jejich původní areál rozšíření jsou však velmi rizikové. Je známo mnoho případů, kdy se takto vypuštění jedinci stali invazivní s často silně negativními dopady. U translokace jde o přemístění organismů z jednoho místa do jiného v rámci přirozeného výskytu (IUCN, 1987; IUCN/SSN, 2013). Poslední termín „restocking“ označuje posílení existující populace bez ohledu na to, zda jde o původní areál rozšíření (IUCN, 1987). Uvolnění jedinci mohou pocházet ze zajetí (chovy, ZOO) nebo byli odchyceni ve volné přírodě (Sarrazin et Barbault, 1996).

U ohrožených druhů se k výše zmíněným metodám přistupuje, pokud je populace tak malá, že hrozí inbreeding (příbuzenské křížení). Dále pokud počet jedinců klesl pod kritickou úroveň a samovolná obnova by byla velmi pomalá (IUCN, 1987; Jule et al., 2008; Robert, 2009). Úspěšné navrácení zvířete do volné přírody vyžaduje splnění všech jeho biologických potřeb na plánované lokalitě (IUCN, 1987). Hlavní biologické a ekologické faktory pro úspěšnou reintrodukci jsou: vhodnost lokality, dlouhodobá dostupnost potravin, původ druhu. Záleží i na období, kdy má k uvolnění dojít. Z těchto důvodů je nutná detailní znalost druhu a ekologické dynamiky oblasti (Jule et al., 2008).

Reintrodukce jsou ale i hojně používané u běžně se vyskytujících zvířat za účelem navýšení populace pro rekreační lov. Příkladem může být kachna divoká

(*Anas platyrhynchos*) či bažant obecný (*Phasianus colchicus*). Další důvod může spočívat ve snaze zvýšení výnosů při lovu ryb (Champagnon et al., 2013). Nejčastěji reintrodukovanými druhy živočichů jsou kromě již zmíněné kachny divoké a bažanta obecného, koroptev polní (*Perdix perdix*). Jinak jsou to především ryby, konkrétně pstruh obecný (*Salmo trutta*), losos obecný (*Salmo salar*), siven severní (*Salvelinus alpinus*), síh (*Coregonus*; Champagnon et al., 2013; Laikre et al., 2006). Ačkoliv je početnost druhu po reintrodukci často zvýšena, dlouhodobý efekt populace a úspěšnost začlenění je potřeba nadále monitorovat (Tollington et al., 2013; Champagnon et al., 2012a). Intenzivnější monitoring zkoumající úspěšnost reintrodukcí probíhal až od roku 1990, poté co vznikla celosvětová organizace IUCN (Světová unie ochrany přírody) a RSG (Re-introduction Specialist Group) skupina odborníků IUCN na reintrodukci (Armstrong et Seddon, 2007). Manipulaci s různými druhy také regulují další světové úmluvy a organizace. Například Bonnská a Bernská úmluva nebo organizace ICES zabývající se mořskými druhy (IUCN, 1987). Každým rokem jsou po celém světě vypuštěny miliardy živočichů, které se v masivním množství snaží začlenit do přírodních populací. I přes ohromující rozsah těchto zásahů do přírody, jsou jejich možné dopady na původní biologickou rozmanitost značně opomíjeny (Laikre et al., 2010).

Tato práce je věnována pouze reintrodukcím živočichů. Hlavním tématem jsou rozdíly mezi jedinci z volné přírody a těmi, které se z chovů vypouští. Je uveden pouhý zlomek studií, které byly na tuto problematiku zdokumentovány, pro vytvoření základního přehledu. Zdroje byly čerpány z citačních a plnotextových databází ScienceDirect, Web of Knowledge a Wiley Online Library, dále pak z internetu. Další odborné články byly nalezeny v citacích článků z předešlých zdrojů. Také shrnu nejdůležitější výhody a nevýhody reintrodukcí a příklady úspěšných i neúspěšných reintrodukcí v České republice a ve světě. Vlastní práce se zabývá rozdíly mezi chovnými a volně žijícími mláďaty kachny divoké, které jsou každý rok hojně vypouštěny za účelem rekreačního lovu. Rozdíly se zaznamenávaly pouze do dvacátého dne života. Zaměřila jsem se na růstové a imunologické parametry. Imunologické parametry zatím nebyly příliš dokumentovány a růstové parametry jsou popsány spíše u jiných druhů.

1.1 Reintrodukce ve světě i ČR

Mezi světově úspěšné reintrodukce patří například návrat rysa ostrovida (*Lynx lynx*) do francouzské a švýcarské části Alpského oblouku (WWF, 2015). Další úspěšný návrat do volné přírody proběhl u zubra evropského (*Bison bonasus*), jehož největší stáda se nacházejí v polské části Bělozvěského lesa a v Bělorusku (Dostál a kol, 2012). V Mongolsku a Číně za poslední desetiletí došlo k úspěšné reintrodukci koně Převalského (*Equus przewalskii*). Na návratu posledního divokého koně se mimo jiné podílela i ZOO Praha (Kůs, 2012; ZOO Praha, 2015). Do národního parku Bavorský les v Německu se podařilo navrátit druhou největší evropskou sovou, puštíka bělavého (*Strix uralensis*). Ten byl v minulosti ohrožen úbytkem přirozeného prostředí (Müller a kol., 2014).

I v České republice je mnoho vydařených návratů do volné přírody. Příkladem může být bobr evropský (*Castor fiber*). Na počátku 20. století byl velmi ohrožen a v Evropě se zachoval jen v malých ostrůvkovitých areálech. Na našem území dokonce původní divoce žijící bobři zcela vyhynuli. Jedním z důvodů byl intenzivní lov pro kožešinu a kožní žlázu castoreu. K vyhynutí také přispěly změny v krajině způsobené lidskou aktivitou. V dnešní době je už díky reintrodukci početnost bobra stabilní (Kostkan, 1998). Další úspěšnou reintrodukcí je rozšíření populace vydry říční (*Lutra lutra*). Ta stejně jako bobr prošla v průběhu 20. století poklesy z důvodu loveckého tlaku (Šusta, 2005). V České republice také probíhají reintrodukční programy na podporu zubra evropského (Dostál a kol, 2012).

Oproti tomu existuje i mnoho reintrodukcí, při kterých se nepodařilo navrátit zvířata do volné přírody. Důvodem může být nevhodné prostředí či vysoká predace. Příkladem nevydařené reintrodukce je koroptev polní (*Perdix perdix*) v Anglii (Rantanene et al., 2010). Také dříve hojný druh považovaný za škodnou daman skalní (*Procapra capensis*) je nyní v Jižní Africe na pokraji vyhynutí. Situaci nezlepšila ani reintrodukce, právě kvůli silné predaci (Wimberger et al., 2009). V České republice se řadí do neúspěšných reintrodukčních programů návraty tetřeva hlušce (*Tetrao urogallus*; Etnerová, 2006), tetřívka obecného (*Tetrao tetrix*; Hora, 2010). O tom co všechno může ovlivňovat úspěšnost reintrodukčních programů budou pojednávat následující kapitoly.

1.2 Výhody a nevýhody reintrodukce

Chov v zajetí má mnoho výhod. Velké množství ohrožených druhů není schopno přežít v současných, člověkem pozmeněných přírodních podmínkách. Z tohoto důvodu bylo důležité přejít v rámci jejich ochrany na zachování populací ex-situ. Ohrožené druhy se přemísťují do uměle vytvořených podmínek, před jejich znovuzavedením do volné přírody. Jedná se například o chov v zajetí, zoologické zahrady, akvária, genetické banky aj. Chov v zajetí pro ně představuje bezpečné a stabilní prostředí. Mají zde dostatek potravy a nejsou ohroženi svými predátory. Bývá zde i menší riziko napadení parazity a nemocí (Robert, 2009). V ex-situ se navíc mohou regulovat životní podmínky. Jdou lépe pozorovat biologické projevy, jako například imunitní reakce. To v přírodě není snadné, jelikož tam působí současně více faktorů (Buehler et al., 2008). Je prokázáno, že po vypuštění jedinců do svého přirozeného prostředí dochází ke zvýšení početnosti nebo v některých případech i zlepšení přírodních populací. Reintrodukce tedy mohou mít pozitivní demografické důsledky a v některých případech může přinést i ekonomické či další sociální výhody (Laikre et al., 2010, Champagnon et al., 2012b).

Pozitivní ekologický vliv reintrodukce se projevil například v Yellowstonském národním parku v USA, kam byli v roce 1995 reintrodukováni vlci obecní (*Canis lupus*). Do parku se vrátili po 70 letech. Ačkoliv jejich počty byly zanedbatelné, ovlivnili celý ekosystém a způsobili tzv. trofickou kaskádu. Poté co začali opět lovit přemnoženou zvěř, především jeleny lesní (*Cervus elaphus*), zvířata se začala určitým místům vyhýbat. Tyto oblasti se začaly velmi rychle obnovovat. Díky zlepšení prostředí se do parku navrátily mnohé druhy živočichů, které se také podílely na tvorbě ekosystému. V důsledku reintrodukce vlků se tedy zvýšila diverzita celého národního parku (Ripple et Beschta, 2011). Dalším pozoruhodným příkladem, kdy reintrodukční program přispěl ke zlepšení ohrožené přírodní populace, jsou pumy americké (*Puma concolor coryi*) na Floridě. Početnost místních populací byla silně ovlivněna lovem. Kvůli snižování početnosti se u populace projevila inbrední deprese. U samců pumy se objevil kryptorchismus, což mělo za následek velmi nízkou reprodukční úspěšnost. Krátce po uvolnění 8 samic z Texasu došlo díky vnesení jiného genotypu k výraznému zlepšení stavu jedinců. Snižily se nebo úplně vymizely známky inbrední deprese (Hedrick et Fredrickson, 2010). Podobný případ se stal ve Španělsku, kde žila izolovaná populace zmije

obecné (*Vipera berus*). I u ní se projevila inbrední deprese, rodil se zde vysoký podíl mrtvých či nějak znehodnocených mláďat. K vnesení nového genetického materiálu, pro zachránění místní populace stačilo zavedení 20 dospělých samců, pocházejících z nedaleké populace. Díky tomu následně došlo k výraznému zlepšení a nárůstu početnosti (Madsen et al. 2004; Vander Val et al., 2013).

Chov v ex-situ má i nepříznivé vedlejší účinky, které mohou po následné reintrodukcii způsobit fyziologické, behaviorální či ekologické problémy. Těmito problémy se zabývá již mnoho studií a vypuštěné populace bývají kontrolovány (Robert, 2009). Velké riziko představují malé populace v chovech. Konkrétně jde o ztrátu genetické variability populace v zajetí, změnu složení a změnu struktury populace. Vlivem genetického driftu (náhlý posun ve frekvenci alel) ztrácejí menší populace mnohem rychleji genetickou rozmanitost. Ta je velmi důležitá z hlediska přežívání druhů v měnícím se prostředí (Fraser, 2008; Champagnon et al., 2012b). Menší populace jsou náchylné k inbreedingu (příbuzenskému křížení). V takovém případě hrozí zvýšená mortalita a snížená plodnost vzniklých potomků (Fraser, 2008; Charlesworth et Willis, 2009). Dalším velkým problémem je ztráta adaptace na přirozené prostředí. Stává se tak díky tomu, že jsou v chovech zvířatům poskytnuty všechny potřebné zdroje, navíc zde nejsou žádní predátoři. Zvířata v chovech mají také nízké energetické výdaje dané omezenou aktivitou a nemají tolik příležitostí k rozvoji své kondice. Všechny tyto negativní projevy jsou dobou strávenou v zajetí umocňovány (IUCN, 1987; Laikre et al., 2010; Buehler et al., 2008). Při samotném vypuštění zvířat do volné přírody se zvyšuje riziko přenosu patogenů do přírodních populací. Mimo to také při hybridizaci (křížení) mezi divokými a vypuštěnými jedinci může docházet k vnesení škodlivých alel (DGIF, 2007; Laikre, 2010; Champagnon et al., 2012b).

1.3 Úspěšnost reintrodukcí

Posouzení zda byla reintrodukce úspěšná, vyžaduje dlouhodobé pozorování. Nicméně to je velmi časově i finančně náročné. K určení zda je populace soběstačná se používají různá kritéria. Například početnost a plodnost jedinců, trend populace, míra přizpůsobení a schopnost expanze. Důležité je také sledovat dopad druhů na stanoviště (IUCN, 1987; Robert, 2009). Z empirických průzkumů bylo zjištěno, že

úspěšnost reintrodukovaných populací je poměrně malá. Výsledek reintrodukce chovaných zvířat závisí na hustotě populace. Při vysoké hustotě může být úspěšnost okolo 77%. Pokud je však hustota populace malá, úspěšnost začlenění se bude pohybovat okolo 37%. Navíc také záleží, zda dochází k přemístění volně žijících zvířat nebo zvířat pocházejících z chovů. Při manipulaci s divokými zvířaty lze předpokládat větší úspěšnost (Griffith et al., 1989; Jule et al., 2008; Robert, 2009). Bylo zjištěno, že v přírodě funguje přirozená reprodukční bariéra. Cheng et al. (1978) testoval preference kachen divokých. Bylo zjištěno, že samci si přednostně vybírají samice stejného původu, jako jsou oni sami. Navíc úspěšné párování bylo zaznamenáno pouze mezi jedinci stejného původu (Cheng et al., 1978; Cheng et al., 1979). Při experimentu v Long Islandu se kachny z chovu, stejně jako v předešlé studii, párovaly se samci pocházející z chovných farem (Osborne et al., 2010). Preference jedinců stejného původu se projevila i u myší domácích (*Mus musculus*), u kterých 83% z 59 vrhů bylo ze stejného rodičovského zdroje (Slade et al., 2014).

Duarte et Vargas (2004) zkoumal úspěšnost začlenění jedinců orebice rudé (*Alectoris rufa*) z dvaceti chovných farem, propuštěných ve Španělsku do oblasti velké 4 km². Bylo propuštěno deset samic a deset samců. Orebice byly monitorovány v průběhu března až září pomocí rádiových vysílaček. Dvě samice se spárovaly se samci z volné přírody. Jedné ze samic se vylíhlo jedenáct mláďat, ale pouze jedno přežilo a úspěšně se přidalo k divoké populaci (Duarte et Vargas, 2004). Úspěšnost přežití byla také pozorována u koroptve šedé (*Perdix perdix*) v Anglii. Pozorovala se úspěšnost přežití vypuštěných juvenilů a dospělých koroptví. Dospělci se vypouštěli na podzim a na jaře. Juvenilové se rozdělili na dvě skupiny. Jednak ti, kteří byli uměle chováni a poté se přidali k „pěstounským“ rodinám. Ve druhém typu byli juvenilové vychováni, ale nebyla jim poskytnuta rodina. Koroptve byly před vypuštěním odčerveny a vyšetřeny, aby se zvýšila šance na přežití. Rádio vysílačkami značení jedinci byli vypouštěni do jižní a východní části Anglie. Přesto že u ptáků byla vysoká mortalita (až 96%), ukázalo se, že větší šanci na přežití mají juvenilové podpoření rodinou a dospělci vypouštěni na podzim (Buner et al., 2011). Dalším objektem experimentu byl tchoř černonohý (*Mustela nigripes*), u kterého se pozoroval vliv životních podmínek na přežití ve volné přírodě. Do volné přírody se vypustili tchoři chovaní ve venkovních kotcích a v klecích, z nichž někteří měli zkušenosti s lovem. Jejich hlavní složka potravy jsou psouni běloocasí (*Cynomys*

leucurus). Průzkum probíhal po dobu jednoho měsíce od vypuštění. Návratnost byla čtyřikrát vyšší u jedinců chovaných ve venkovních kotcích, než u jedinců z klecí (Biggins et al., 1999). Pro zvýšení úspěšnosti reintrodukovaných zvířat je tedy vhodné co nejvíce napodobit životní podmínky v chovech přirozenému prostředí. Například použitím kotců s venkovním výběhem pro zdokonalení získávání potravy a osamostatnění zvířete. Při samotné reintrodukcii zvířat lze navíc postupovat technikou „soft releases“. Použitím této techniky se zvířatům po transportu na určené místo poskytne doba na aklimatizaci ve voliére nebo kleci. Velkou výhodou druhé metody je snížení stresu způsobeného transportem a manipulací se zvířetem (Biggins et al., 1999; Ewen et al., 2012).

Z několika studií bylo dokázáno, že jedinci chovaní ex-situ mají po vypuštění nižší tělesnou kondici. To se také projevilo u kachny divoké. Ukázalo se, že divocí ptáci bývají v lepší tělesné kondici než uvolnění ptáci. Svou roli zřejmě hraje i pohlaví, přičemž samice bývají v horším stavu než samci. Ke snižování fitness může dojít i jen po několika málo generacích žijících v zajetí (Champagnon et al., 2012a; Araki et al., 2007). Zvířata navíc nemají žádné zkušenosti s novým prostředím, proto pro ně může představovat problém najít vhodná potravní místa (Champagnon et al., 2012a). Zda se původ jedinců projeví na mortalitě, zkoumal Söderquist et al. (2012) na kachně divoké. Ukázalo se, že kachny pocházející z volné přírody žijí déle než chovné kachny. Rozdíl v délkách života se pohybuje v rozsahu i několika měsíců. Nejvyšší mortalita pozorovaná u chovných kachen divokých je podle Schladweilera a Testera (1972) okolo dvou týdnů od vypuštění. Kromě lovu je vysoká úmrtnost způsobena savčí predací, nevhodnými podmínkami prostředí a nedostatkem ostražitosti (Schladweiler et Tester, 1972).

Výsledek přežívání reintrodukovaných jedinců z chovů závisí i na reprodukčním úspěchu, který se může zhoršovat v chovu v zajetí. Tento negativní dopad se projevilo na populacích pstruha duhového (*Oncorhynchus mykiss*) a lososovitých ryb (*Salmon*). Araki et al. (2007) zkoumal reprodukční úspěch v tří-generačním rodokmenu, který zkoumal po více než tři roky. Přičemž rodiče pocházeli z volné přírody a další dvě populace narozené v zajetí se množili s divokými jedinci. Bylo zjištěno, že celkový reprodukční úspěch obou generací pocházejících ze zajetí dosahoval pouze 55% úspěchu divokých populací (Araki et al., 2007). Na pstruhu duhovém prováděl Araki et al. (2009) další experiment

zabývající se reprodukčním úspěchem. Konkrétně porovnával úspěch u jedinců vzniklých reprodukcí dvou divokých ryb, dvou chovných ryb a křížení divokých a chovných pstruhů. Ukázalo se, že potomci dvou v zajetí chovaných pstruhů dosahují 37% reprodukčního úspěchu potomků dvou divokých pstruhů. U kříženců byl výsledek mnohem lepší, dosahovali 87,1% úspěchu (Araki et al., 2009). U myši domácích stejně jako v předešlých studiích byla potvrzena nižší reprodukční schopnost při páření myši ze zajetí. I přesto, že myši z chovu měly více vrhů po dobu experimentu (Slade et al., 2014). Vzhledem k negativním účinkům domestikace by se neměli opakovaně rozmnožovat jedinci chovaní pro účel doplňování divoké populace (Araki et al., 2007).

1. 4 Odlišnosti reintrodukovaných jedinců

Při dlouhodobém chovu nebo i jen několika generací v zajetí se vlivem domestikace může výrazně měnit genotyp a morfologie zvířat, stejně tak i chování a další vlastnosti. Tyto změny bývají po návratu do volné přírody v drtivé většině škodlivé, jelikož snižují zdatnost jedince (Araki et al., 2007; McPhee, 2004; Frankham, 2008). Některé adaptace způsobené dlouhou dobou v zajetí se mohou časem vyrovnat s vlastnostmi místních populací nebo nemusí výrazně ovlivňovat život jedince (Champagnon et al., 1012a). V této kapitole jsou porovnány studie upozorňující na rozdíly mezi volně žijícími živočichy a chovanými v zajetí, za účelem následné reintrodukce. V kapitole jsou zaznamenány jednak genetické odlišnosti, které se dále projevují na morfologických odlišnostech na úrovni vnitřních soustav. Dále pak vnější fenotypové projevy, behaviorální rozdíly, odlišné imunitní odpovědi na obranyschopnost vůči nemocem, přítomnosti parazitů a náchylnost zvířat ke stresu.

1.4.1 Genetické rozdíly

Zachování genetické rozmanitosti v populacích, které jsou delší dobu chovány v zajetí, se zdá být hlavním problémem, se kterým se často potýkají reintrodukční programy. Mnohé studie prokázali, že organismy se často přizpůsobují svému přirozenému prostředí. Především vlivem selekčního výběru spolu s mutacemi a genetickým driftem. Vzhledem k tomu, že většina populací chovaných

v zajetí je malá lze předpokládat, že tyto populace mají nižší genetickou variabilitu než volně žijící populace (Rogell et al., 2012; Slade et al., 2014; Blanchet et al. 2008). Tuto domněnku potvrdil Jing et al. (2005), který zkoumal genetickou rozmanitost u divokých a chovných jedinců bažanta Elliotova (*Syrnaticus ellioti*) ve třech provinciích v Číně. Divocí bažanti vykazovali mnohem vyšší úroveň genetické rozmanitosti oproti chovným ptákům. U 36 jedinců z chovů byly zjištěny pouze 3 haplotypy mtDNA, na rozdíl od 16 unikátních haplotypů u 17 volně žijících bažantů. Tento výrazný rozdíl byl zřejmě způsoben nízkým počtem bažantů při zakládání chovné populace (Jing et al., 2005). U populací kachnice bělohlavé (*Oxyura leucocephala*) byly pomocí mitochondriální DNA analyzovány dvě populace ze zajetí a dvě z volné přírody, konkrétně ze Španělska a Řecka. Z výsledků se ukázalo, že populace ze zajetí mají nižší genetickou diverzitu oproti volně žijícím populacím. Každá z populací ze zajetí měla pouze jeden mtDNA haplotyp, přičemž se oba nacházely i v divokých populacích. U volně žijících ptáků ze Španělska byly nalezeny celkem tři haplotypy a dva haplotypy u kachnic z Řecka (Muñoz-Fuentes et al. 2008).

Křepelka polní (*Coturnix coturnix*) je hospodářsky chovaný druh pro lovecké účely ve Španělsku, v některých oblastech dokonce množství uvolněných křepelk převyšuje počty volně žijících. Sanchez-Donoso et al. (2012) porovnával genetický původ pomocí mikrosatelitních markerů divokých křepelk, křepelk chovaných pro lovecké účely a křepelk vzniklých z hybridů v experimentálních chovech. Došel k závěru, že 85% ptáků chovaných pro lov nepocházelo z obyčejné křepelky, ale byli to hybridy japonské křepelky (Sanchez-Donoso et al., 2012). Slade et al. (2014) zkoumal genetické rozdíly u divokých a chovných myší domácí a následně i potomků vzniklých jejich křížením. Mláďata měla nižší alelovou rozmanitost, vyšší pozorovanou heterozygotivitu (poměr heterozygotních lokusů v genomu jedince) a menší koeficient inbreedingu (příbuzenského křížení) ve srovnání s divokými myšmi (Slade et al., 2014). Genotyp se zjišťoval i u tapírů středoamerických (*Tapirus bairdii*), zjišťovala se alelická rozmanitost a míra heterozygotů tapírů z volné přírody a ze ZOO v severní a střední Americe. Výsledky ukázaly, že variabilita tapírů ze ZOO byla podobná divokým populacím. Nicméně z koeficientu inbreedingu populací ze ZOO bylo zjištěno zvýšené riziko ztráty genetické diverzity (Norton et Ashley, 2004). Pomocí mikrosatelitních analýz testovala Blanchet et al. (2008) genetickou

diverzitu u lososa obecného (*Salmo salar*). Stejně jako předchozí studie, i zde byl nalezen výrazný rozdíl mezi divokými a v zajetí chovanými lososy. Jedinci odchováni v zajetí měli nižší genetickou variabilitu a menší poměr heterozygotů (Blanchet et al., 2008). Analýza mikrosatelitů se použila i při zjištění genetické variability arapaimy velké (*Arapaima gigas*). Stejně jako v předešlých studiích dospěl Santos et al. (2014) ke zjištění, že v zajetí žijící populace mívají menší rozmanitost oproti divokým populacím. Divoké populace také vykazovaly vyšší alelovou rozmanitost (Santos et al., 2014). Mikrosatelitní markery byly pozorovány i u pstruha obecného (*Salmo trutta*). Studie probíhala ve dvou po sobě jdoucích letech. Celkem bylo analyzováno přes pět tisíc ryb a použito se jedenáct mikrosatelitových lokusů. V tomto experimentu nebyl nalezen významný rozdíl mezi jednotlivými populacemi pstruhů (Rogell et al., 2012). Další pozorovaná ryba byla piraña rostlinožravá (*Colossoma macropomum*). Genetická variabilita se měřila pomocí enzymatických markerů u celkem 149 ryb. U dvou ze tří populací chovaných v zajetí se zjistila ztráta genetické variability a nižší počet heterozygotů, stejně jako vyšlo v předešlé studii (Santos et al., 2012).

1.4.2 Morfologické odlišnosti na úrovni soustav

Trávicí trakt mnoha živočichů je morfologicky flexibilní. Může se v průběhu času upravit pro nejefektivnější využití potravin, které jsou mu k dispozici. Ptáci, kteří se živí hrubší, vysoko vláknitou stravou mívají větší trávicí orgány pro lepší využití potravin (Moss, 1972; Kehoe et al., 1988). Je známo, že mezi jedinci chovanými v zajetí a žijícími ve volné přírodě existují poměrně velké rozdíly v morfologii střev. Stává se tak kvůli měkké lehce stravitelné stravě, kterou dostávají v zajetí (Moore et Battley, 2006). Moss (1972) se zaměřil na fyziologii a morfologii jedinců bělokura rousného (*Lagopus lagopus scoticus*). U divokých bělokurů držných v zajetí na umělé stravě se projevilo zkrácení tenkého a především slepého střeva. Zkracování bylo zřetelnější se zvyšujícím se počtem generací v zajetí. Slepé střevo se zkrátilo až na polovinu a tenké o čtvrtinu (Moss, 1972). Vliv potravy na morfologii střev pozoroval i Anttila et al. (2000) na jedincích tetřeva hlušce. U ptáků vyskytující se ve volné přírodě byly zjištěny těžší vnitřní orgány. Měli těžší játra a žaludek, dokonce i tenké a slepé střevo. Další výrazné odlišnosti byly nalezeny u chemického složení jater. U volně žijících tetřevů je koncentrace kyseliny močové a

tyroxinu nižší než u jedinců chovaných v zajetí Tyto odlišnosti v trávicím systému a u jater mohou mít za následek sníženou schopnost chovaných tetřevů při využití přírodních zdrojů potravin (Anttila et al. 2000). Podobné morfologické rozdíly v trávicím traktu byly nalezeny i u čírky novozélandské (*Anas chlorotis*). Jedinci chovaní v zajetí měli mnohem kratší a lehčí tenké a slepé střevo než divoké (Moore et Battley, 2006). Stejný experiment prováděl i Champagnon et al. (2012a) na kachnách divokých. Zjistil rozdíly v hmotnosti žaludku. Komerční strava, poskytovaná kachnám v zajetí měla za následek nižší hmotnost a velikost žaludku. Oproti předešlým pokusům však nenašel žádné odlišnosti ve střevech. Zřejmě směs pšenice a 6% celulózy v komerčním jídle, kterou kachnám podávali, nevedla k výraznějším rozdílům ve střevech. Je dokázáno, že rozdíly v hmotnosti žaludku se do dvou měsíců od vypuštění do volné přírody vyrovnávají do stejných parametrů, jako mají divocí jedinci (Champagnon et al., 2012a).

Pokusy u tetřevů také odhalily odlišnosti prsního svalu a srdce. Samci v zajetí disponovali většími prsními svaly než divocí samci. U samic tetřeva byl výsledek opačný. Divocí jedinci navíc měli těžší srdce. Srdeční aktivita a aktivita prsního svalu byla vyšší u divokých ptáků. Snížená aktivita prsního svalu a srdce u ptáků žijících v zajetí, by mohla negativně ovlivnit vzletání a létací schopnosti. Je možné, že zhoršené vzletání by se projevilo na míře predace (Anttila et al., 2000). Síla svalů odráží zdraví jedince, snižuje se stářím zvířete. Tímto ukazatelem kondice se zabýval Hämäläinen et al. (2015) u jednoho z nejmenších primátů makiho trpasličího (*Microcebus murinus*). Měřil dobu, po kterou se maki byli schopni držet oběma rukama kovové tyčky připojené k silovému měřidlu, který zaznamenává maximální tažnou sílu. Došel k závěru, že zvířata z chovu jsou obecně slabší než jedinci z divočiny. Překvapivě bývají samice silnější než muži, zejména v reprodukčním období (Hämäläinen et al., 2015).

Vliv domestikace na snižování objemu mozku je již dobře prozkoumán. K tomuto trendu došlo vývojem zdomácnění u některých forem savců i ptáků. Zda se tento problém objevuje i při dočasném chovu v zajetí zkoumali Guay et Iwaniuk (2008). Experiment probíhal u 21 druhů vodních ptáků. Ke snížení absolutního objemu mozku u jedinců žijících v zajetí došlo u 16 druhů. Pokles se pohyboval od 1% do 33%, průměrná hodnota byla 4,7 %. Celkové snížení objemu mozku bylo menší než u domestikovaných kachen nebo hus, nicméně bylo větší než

u pozorovaných savců chovaných v zajetí (Guay et Iwaniuk, 2008). Snižování objemu mozku se však neprojevalo na generacích australské vakomyši bělopásé (*Sminthopsis macroura*; Guay et al., 2012). Morfologii lebky a dolní čelisti u křečička bělonohého (*Peromyscus polionotus subgriseus*) pozoroval McPhee (2004) u divokých a chovných populací držených v zajetí po více generací (35, 14 a 2 generací v zajetí). Byly nalezeny různé rozdíly ve velikosti a tvarech lebek napříč několika generacemi. Ovšem fyzické změny mezi čtyřmi populacemi nebyly kumulativní. Např. druhá populace žijící v zajetí měla nižší lebku než divoká, ale i zbylé dvě populace z chovů (14 a 35 generací zajetí). Velikost rozdílů mezi druhou generací myši a divokými byly podobné jako s čtrnáctou generací myši v zajetí. Z toho lze usuzovat, že myši v druhé generaci byly celkově menší (McPhee, 2004).

1.4.3 Vnější fenotypové projevy

Vliv adaptace a selekce v izolovaných populacích se může projevit i na fenotypu populace, ať už se jedná o celkovou stavbu těla či pouhou část. Tělesná hmotnost se často používá pro posouzení zdravotního stavu zvířat. Obecně stavbu těla a hmotnost pozoroval např. Connoly et Cree (2008) na kriticky ohrožené ještěrce (*Oligosoma ottagense*) žijící na Novém Zélandě. Ještěrky z chovu žili v zajetí až tři generace. Jedinci pocházející ze zajetí byli výrazně těžší (v průměru o 36 %) a měli širší kořen ocasu a delší ocas. Jedinci z chovu se navíc vyznačovali rychlejším růstem. Důsledkem větší váhy a velikosti těla bylo, že ještěrky z chovu byly mnohem pomalejší při sprintu oproti divokým ještěrkám. O tom, zda se projeví těžší tělo a širší ocas na udržení rovnováhy a reprodukci by bylo potřeba provést další výzkum (Connoly et Cree, 2008). Celkovou hmotnost porovnával Reed et al. (1999) u pisily havajské (*Himantopus mexicanus knudseni*). Stejně jako v předešlém experimentu ptáci z chovu byli těžší a mláďata po vylíhnutí rostla rychleji než divoká mláďata. Zřejmě to bylo způsobeno neomezeným zásobováním potravinami (Reed et al., 1999). Dále i Sharon et al. (2005) u 7 druhů papoušku z Bolívie a Slade et al. (2014) u již zmiňované myši domácí. Oba výzkumy potvrdily hypotézu o vlivu domestikace na zvyšování tělesné hmotnosti. Při dvouletém experimentu s jedinci pstruha obecného (*Salmo trutta*) byla průměrná délka těla v prvním roce menší u ryb žijících v líhni. Opačný trend se však projevil ve druhém roce. Pstruzi z chovů byli větší než pstruzi z řek, tento efekt mohl být způsoben směrovým výběrem (selekcí). Navíc se

pstruzi z líhně vyznačovali vyšším přežitím, takže se zvýšila i kondice jedinců (Rogell et al., 2012). Tato skutečnost odporuje předpokladům z předchozích studií, které stejně jako autoři této, předpokládali, že větší hmotnost bude zvyšovat mortalitu, například vlivem predace. Ze savců byl experiment proveden opět na lemurech. Terranova et Coffman (1997) porovnával průměrnou hmotnost u 9 druhů lemuru z volné přírody, pocházejících z volné přírody a nyní žijících v zajetí a narozených v zajetí. U třech z devíti pozorovaných druhů bylo zjištěno, že zvířata žijící v zajetí a narozená v zajetí jsou průměrně těžší než divoké stejného druhu žijící v přirozeném prostředí. Konkrétně tento výsledek byl zjištěn u lemura šedého (*Haplemur griseus griseus*), lemura korunkatého (*Eulemur coronatus*), a lemura tmavého (*Eulemur Macaco flavifrons*; Terranova et Coffman, 1997). Zda závisí původ na tělesné hmotnosti, bylo pozorováno u dalšího primáta, kosmana bělovousého (*Callithrix jacchus*) ve čtyřech věkových kategoriích – mládě, juvenil, subadult a dospělý jedinec. Divoký kosmani byli lehčí než ti žijící v zajetí, přičemž rozdíl byl pozorován ve všech věkových kategoriích (Araújo et al., 2000).

Pro měření tělních parametrů byl použit například losos obecný. U ryb z volné přírody a z chovných zařízení byla zjištěna odlišnost zejména v hloubce hlavy a délce prsních ploutví. Konkrétně lososi z volné přírody měli hlubší hlavy a delší prsní ploutve, měli i větší ocasní ploutve (Blanchet et al., 2008). U výše zmíněných pisil havajských byla měřena i délka tarsu, křídla a culmenu (nejvyšší část zobáku). Délka křídla a tarsu přirůstala sigmodiálně, zatímco culmen lineárně. Průměrná délka měřených parametrů se mezi divokými a v zajetí žijícími ptáky nelišila (Reed et al., 1999).

Mnohé studie ukázaly, že z hustoty lamel na zobáku vrubozobých lze usuzovat jejich mikrohabitat a složení potravy. Zatímco větší delší druhy s malým počtem lamel se zdržují v mělkých vodách, kde se nachází velcí bezobratlí, menší a kratší druhy s hustě uspořádanými lamelami mají tendenci obývat hlubší vody dál od břehu s menšími bezobratlími (Nudds et al., 2000). Zda se u kachny divoké a čírky obecné (*Anas crecca*) změní hustota lamel na zobáku za posledních 30 let, pozoroval Champagnon et al. (2010). Zatímco u čírky nebyla nalezena žádná výraznější změna v hustotě lamel, u kachny se za posledních 30 let se hustota lamel na zobáku snížila. Deseti procentní pokles byl pozorován v přední části zobáku o délce 1 cm. Tato část je nejdůležitější z hlediska filtrace potravin. Příčina snížení hustoty lamel byla

nejspíš jiná velikost potravy. V potravě kachen z chovů bývají nejčastěji položky jako pšenice, kukuřice a semena. Tyto potraviny mohou mít i 1 cm na délku. Potrava divokých kachen bývá menší než 3 mm. Dalším možným důvodem široce rozložených lamel je prevence proti ucpání zbytky (Champagnon et al., 2010).

1.4.4 Behaviorální odlišnosti

Při dlouhodobém chovu v zajetí si zvířata mohou zvyknout, že jsou v bezpečí. Chování jedinci také mohou být ovlivněny člověkem. Negativní dopad adaptací by mohl nastat po reintrodukcí. Jde například o pomalejší odezvu na přítomnost dravce aj. (McPhee, 2003). U některých druhů však tyto negativní účinky mohou zmizet v první populaci narozené ve volné přírodě (Sarrazin et Barbault, 1996). Zda se projeví doba chovu v zajetí na behaviorálních odlišnostech, zkoumal například McPhee (2003). Provedl empirickou studii, kde zkoumal populace křečička bělonohého (*Peromyscus polionotus subgriseus*) pocházející z volné přírody a tři populace chované v zajetí po více generací (35, 14 a 2 generace v zajetí). Pozoroval reakce křečička na přítomnost predátora. Došel k závěru, že jedinci pocházející z chovu hledají úkryt méně často a bývají pomalejší než jedinci z volné přírody. Přitom se absence reakce na predátora zvětšovala s počtem generací strávených v zajetí. Tyto behaviorální rozdíly by mohly vést ke zvýšené mortalitě chovaných jedinců po navrácení do volné přírody (McPhee, 2003).

Behaviorální rozdíly byly pozorovány i na druhu lemur kata (*Lemur catta*), vypuštěného na ostrově svatě Kateřiny. Introdukce na ně měla pozitivní vliv. Krátce po propuštění se lemurům ze zajetí snížila obezita a zvýšila pružnost díky shánění potravy. Jejich denní cyklus a vokalizace se však vyvíjela pomaleji, v rámci 1-3 let. Za sedm let průběhu experimentu se rozdíly mezi divokými a chovanými lemury vyrovnaly (Keith-Lucas et al., 1999). Dále byla u lemurů zkoumána doba strávená aktivní činností či neaktivní, jako například odpočívání a péče o vzhled. I zde byly nalezeny rozdíly. Lemuři chovaní v zajetí trávili více času neaktivní činností, především odpočinkem a sluněním. Také projevovali méně agresivity vůči ostatním lemurům. Tyto odlišnosti byly zřejmě ovlivněny možnostmi hledání a příjmu potravy a množstvím přirozeného světla (Shire, 2012). Další pozorovaný primát na behaviorální odlišnosti byl makak chocholatý (*Macaca nigra*). Melfi et Feistner

(2002) porovnávali makaky z národní rezervace v Indonésii a ze ZOO v Anglii. Zaznamenával sociální chování, pohyb, odpočívání, hledání potravy, krmení a kombinaci předchozích. V této studii nebyly nalezeny žádné významnější rozdíly mezi makaky ze ZOO a z rezervace (Melfi et Feistner, 2002). Champagnon et al. (2012a) dokumentoval chování kachen divokých. Studie probíhala tři měsíce. Zaznamenával aktivní čas (bez odpočívání, čechrání peří a stání na místě), čas krmení a čas, kdy sbírali potravu (krmení a plavání). Mezi divoce žijícími kachnami a z chovů však nebyly nalezeny žádné významnější rozdíly v časových intervalech stráveného času (Champagnon et al., 2012a). Ani u již zmíněných lososů nebyl nalezen žádný významný rozdíl v denní aktivitě mezi divokými a chovnými rybami. Nicméně lososy pocházející z chovů byly více agresivní než divocí jedinci, zvláště když se v jejich blízkosti nacházeli lososi z volné přírody (Blanchet et al., 2008).

1.4.5 Imunitní reakce, přítomnost parazitů

Výhodou chovu v ex-situ je vytvoření bezpečných a stabilních podmínek. Proto jsou zvířata chráněna před nemocemi i patogeny zvenčí. Škodlivý dopad této ochranné bariéry nastává po vypuštění do volné přírody (Robert, 2009). Jedinci mohou být díky dlouhodobé izolaci mnohem více náchylní k běžně se vyskytujícím nemocem, na které si nestačili vytvořit protilátky. Na druhou stranu zde hrozí i zavlečení choroby, která se kumulovala v chovech na divoké populace (Osbourne, 2010). Například Buelhler et al. (2008) porovnával rozdíly v imunitních reakcích jedinců jespáka rezavého (*Calidris canutus*). Ptáky žijících ve volné přírodě porovnával s jedinci chovanými jeden rok v zajetí. Z krevních vzorků zjišťoval test mikrobiálního zabíjení krve *in vitro*, koncentraci leukocytů a hemolýzu krve. Zjišťovala se imunitní reakce na bakterii *Escherichia coli*, kvasinku *Candida Albicans* a bakterii *Staphylococcus aureus*. Zjistil, že zajetí snižuje některá imunitní opatření, konkrétně se chovaní ptáci vykazovali nižší schopností usmrcovat bakterii *Staphylococcus aureus* a kvasinku *Candida albicans*. V rámci početnosti leukocytů nebyly nalezeny žádné výraznější rozdíly (Buelhler et al., 2008). Specifická imunitní funkce se testovala u koroptve polní ze vzorků krve. Skupině divokých a chovných ptáků se provedl test očkování. Podala se jim vakcína proti záškrtu, tetanu, černému kašli a poliomyelitidě (dětské obrně), následně se pozorovala schopnost vytvářet protilátky v krvi. Zatímco před očkováním nebyly mezi jedinci žádné rozdíly

v hladinách protilátek, osm dní po očkování měly divoké koroptve významně více protilátek v krvi (Hombberger et al., 2013).

Na parazity trávicího traktu byla provedena řada studií, příkladem může být studie na pštrosy dvouprsté (*Struthio camelus*). Ti bývají často napadeni hlístovými parazity, jako je například hádě střevní a parazitickými prvoky, příkladem je rod kokcií *Eimeria spp.* Ibrahim et al. (2006) zkoumal vzorky trusu u divokých a chovných pštrosů. Paraziti byli mnohem více rozšířeni u pštrosů ze zajetí. Na míru infekce hrál roli i věk, přičemž mláďata byla náchylnější oproti dospělým pštrosům. Odlišnosti se u pohlaví nenašly (Ibrahim et al., 2006). U bernešky havajské (*Branta sandvicensis*) se Bailey et Black (1995) zaměřil přítomnost vajec helmintů (parazitičtí červy) a oocyst kokcií ve fekálních vzorcích. Paraziti se našli u bernešek z volné přírody i z chovů, ale rozdíl nálezů nebyl statisticky významný (Bailey et Black, 1995). Želva žlutohnědá (*Testudo graeca*) je běžně chovaný druh, avšak přírodní populace jsou silně ohrožené. Chávarri et al. (2012) porovnával přítomnost larválních stádií hlístů a škrkavky ve stolici divokých a domestikovaných želv. Ve vzorcích bylo identifikováno 16 druhů hlístic, z toho nejčastější byly hlístice řádu *Oxyruida* z 94% a 70% škrkavek. U obou skupin byly pozorovány podobně četné infekce. Rozdíl byl v zastoupení jednotlivých druhů. Zatímco u volně žijících želv převažovaly hlístice řádu *Oxyruida*, u chovaných to byly škrkavkovité hlístice rodu *Ascarid*, konkrétně z 68% oproti 2% u divokých. Zároveň bylo zjištěno, že výskyt parazitů se zvyšuje s věkem (Chávარი et al. 2012). Ektoparazity a krevní parazity zkoumal i již zmíněný Connolly et Cree (2008) u ještěrek *Oligosoma otagense*. Na rozdíl od předešlé studie došel k závěru, že jedinci ze zajetí neměli žádné parazity. Mohlo to být způsobeno tím, že žili ve vyšších teplotách a měli dostatek potravy (Connolly et Cree, 2008). Gastrointestinální (trávicího traktu) paraziti byli pozorováni i u volně žijících primátů a žijící v zajetí v Nigérii. Mbaya et Udendeye (2011) zjišťovali přítomnost všech stádií hlístových parazitů ve fekálních vzorcích. Pozorování primáty byli: šimpanz učenlivý (*Pan troglodytes*), mandril rýholící (*Mandrillus sphinx*), dril černolící (*Mandrillus leucophaeus*), kočkodan mona (*Cercopithecus mona*), kočkodan bělonosý (*Cercopithecus nictitans*), mangabej rudohlavý (*Cercocebus torquatus*) a kočkodan Sclaterův (*Cercopithecus erythrotis sclateri*). Paraziti byli nalezeni u 70 % primátů, přičemž vyšší výskyt parazitů byl zaznamenán u primátů ze zajetí (Mbaya et Udendeye, 2011). Podobnou

studii provedli Munene et al. (1998) na primátech (315 jedinců) v Keni, na kterých kromě hlístů pozoroval i prvoky. Zabýval se pouze kočkodany a paviány. U 65 % zvířat objevil hlísty a u 17 % prvoky. Volně žijící i v zajetí chovaní primáti měli podobné složení parazitů, avšak u volně žijících primátů převažovali hlísti a v zajetí převažovali prvoci (Munene et al., 1998).

1.4.6 Náchylnost ke stresu

Pohodu zvířat ať už v zajetí nebo v přírodě určuje fyziologický stres, kterému jsou jedinci vystaveni. První metodou zjištění stresu zvířete je měření hladiny glukokortikoidů. To jsou hormony tvořících se v nadledvinkách, jde například o kortikosteron v plazmě. Tato metoda má široké využití v praxi (Davis et al., 2008). Její nevýhodou je, že koncentrace kortikosteronu v plazmě výrazně mění po odchytu a manipulaci se zvířetem. Původní stav koncentrace kortikosteronu lze považovat do 2 až 3 minut po odchytu zvířete. Z toho důvodu nelze tuto metodu používat v terénu (Romero et al., 2005). Druhou velmi populární metodou, především při hodnocení stresu u ptáků je použití hematologických parametrů, jako je počítání poměrů bílých krvinek z krevních nátěrů (metoda se nazývá WBC). Poměr H:L (heterofilů/lymfocytů) se určuje z krevních nátěrů, je přímo úměrný úrovni uvolňování glukokortikoidů. Obecně lze říci, že při stresové reakci se zvyšuje počet heterofilů (neutrofilů u savců) a naopak snižuje počet lymfocytů oproti normálnímu stavu. Z toho vyplývá, že čím vyšší je poměr H/L, tím je zvíře více vystresované. Poměr je také ovlivněn chorobami a infekcemi nebo stresovými hormony produkovanými v důsledku infekce. Vzhledem k tomu, že hladina glukokortikoidů působí změny v poměrech leukocytů v imunitním systému obratlovců, je tato metoda považována za alternativu předešlé metody. Při počítání leukocytů není třeba nepřiměřeně rychlému odběru krve a není to tak finančně náročné (Davis et al., 2008). Na oblíbené koroptvi polní se testoval mírný stres. Divoké a chovné koroptve byly navíc rozděleny do skupin zaměřené na prenatalní či postnatalní krmením s předvídanou (potrava ad libidum 24 h denně) nebo nepředvídanou potravní nabídkou (jídlo bylo v průběhu dne na 4 hodiny náhodně odstraněno). Ukázalo se, že divocí jedinci s předvídanými zásobami měli vyšší glukokortikoidovou stresovou reakci než domestikovaní jedinci se stejným zásobováním potravou. U nepředvídaného zásobování potravou byl výsledek opačný, domestikované koroptve

měly stresovou reakci vyšší (Hombberger et al., 2013). Zda se stresová reakce projeví jinak na jedincích z chovu a volné přírody zkoumal Zuberi et al. (2011) na akvarijní rybce duhovce Duboulayově (*Melanotania duboulayi*). Stresový faktor v tomto experimentu byla simulace dravce. Hodnotila se rychlost uvolňování kortizolu. Míra uvolněného kortizolu u obou populací mnohonásobně vzrostla. Lišila se však doba, kdy hodnoty dosáhly maxima. U divokých ryb proběhla typická stresová reakce s nárůstem do 2 hodin od stresového faktoru, následně se ryby rychle zotavily. Oproti tomu u ryb v zajetí docházelo k uvolňování kortizolu 4 hodiny po expozici. Hodnoty však dosáhly jen poloviny hladiny u volně žijících ryb (Zuberi et al., 2011). Cabezas et al., (2013) měřil hodnotu kortikosteronu v krvi papoušků u 11 druhů divokých papoušků a první generace papoušků chovaných v zajetí. Hodnotu měřili dvakrát, 10 a 45 minut po zachycení. U obou populací se hladina kortikosteronu v prvním měření zvýšila. Při druhém měření se u papoušků ze zajetí hodnota kortikosteronu snížila, zatímco u divokých jedinců zůstala zvýšená na úrovni předešlého měření (Cabezas et al., 2013).

Davis et Maerz (2008) hodnotil hematologickou odezvu na stres u zástupce mloků axolotla krtkovitého (*Ambystoma talpoideum*). Porovnával obojživelníky z volné přírody a deset dní držených v zajetí. Dospěl k závěru, že poměr neutrofilů ku lymfocytům byl výrazně vyšší u jedinců ze zajetí než ve volné přírodě. Z toho tedy vyplývá, že u živočichů v zajetí se počty neutrofilů (heterofilů) zvyšují, zatímco počty lymfocytů se snižují (Davis et Maerz, 2008). Stejní autoři se zaměřili na poměr N/L u larválních stádií skokana východoamerického (*Lithobates sphenoccephalus*) a axolotla mramorovaného (*Ambystoma opacum*). Jejich experiment probíhal od 10 dní starých larev až do pozdních larválních stádií. U zástupců skokana východoamerického žijících v zajetí, byl poměr N/L velmi podobný jako u divokých jedinců stejného druhu. Naproti tomu u v zajetí žijícího axolotla mramorovaného byl zjištěn mírně vyšší poměr N/L než u volně žijících axolotlů (Davis et Maerz, 2011).

1.5 Závěr reintrodukce

Pro prevenci před některými negativními dopady dlouhodobého chovu v zajetí je nutné minimalizovat dobu ex-situ programu. Doba strávená v zajetí by měla být jen nezbytně nutná pro zajištění pozitivního růstu divoké populace. Většina

reintrodukčních programů je poměrně krátká, asi 10 až 20 let (Robert, 2009). U některých ohrožených druhů nejsou krátkodobé chovy v ex-situ možné, vzhledem ke stavu jejich přirozeného prostředí. Jedná se například o některá zvířata v ZOO. V takovém případě se kvůli zachování druhů doporučuje minimalizovat počet generací. Nejprve je vhodné oddálit reprodukci. Později lze přistoupit i ke kryokonzervaci genetického materiálu. Nevýhodou kryokonzervace je však časová a finanční nákladnost (William et Hoffman, 2009). K minimalizaci genetických změn je vhodné snížit a izolovat počet generací druhu, který se v zajetí vyskytuje. To by mělo za následek snížení dlouhodobého růstu populace v zajetí. Následně by se vypustilo méně jedinců do volné přírody (Robert, 2009; William et Hoffman, 2009). Je vhodné v chovech vést podrobnou plemennou knihu a před samotnou reintrodukcí se doporučuje provést genetickou analýzu vypouštěných zvířat (Connoly et Cree, 2008). Do volné přírody by neměla být vypuštěna populace, která ztratila 20% a více genetické rozmanitosti za 100 let chovu v zajetí (Fraser, 2008).

Názory na reintrodukční programy bývají často protichůdné. V této práci jsem poukázala na pouhý zlomek studií zabývajících se rozdíly mezi chovnými a volně žijícími jedinci (Tab č. 1). Nejvíce informací o rozdílech mezi divokými a chovnými jedinci bylo nalezeno u ryb a ptáků, zároveň většina studií se prováděla na území Evropy a Ameriky. Největší pozornost byla věnována genetickým odlišnostem, morfologické stavbě těla a tělních systémů. Naopak nejméně studií se zabývalo stresovými reakcemi a imunologickými parametry. Zvířata v experimentech byla vybrána jako modelová. Důkaz že existují odlišnosti, by se měl vzít v úvahu i u jiných druhů, které by se měly zavést do volné přírody. Je nutné mít na paměti, že tyto rozdíly mohou výrazně ovlivňovat budoucí generace reintrodukovaných druhů. Pokud by se do přirozených populací zanesl nevhodný genotyp z chovu, existuje riziko outbreední deprese a snížení kondice populace. Z tohoto důvodu by se mělo vyvíjet větší úsilí při kontrole chovných jedinců před reintrodukcí. Stejně tak je důležité věnovat se dlouhodobému monitoringu populací po samotném vypuštění. Přesto, že reintrodukce mají svá zasloužená pro i proti, jsou stále považovány za nejdůležitější opatření ochrany přírody po celém světě.

Tab. č. 1: Přehled výše uvedených studií

Autor	Rok	Typ odlišnosti	Zaměření	Zvíře	Umístění	Rozdíly
Jing et al.	2005	genetické	genetická variabilita	bažant Elliotův (<i>Syrnaticus ellioti</i>)	Čína	ano
Muñoz-Fuentes et al.	2008	genetické	genetická variabilita	kachnice bělohlavá (<i>Oxyura leucocephala</i>)	Španělsko, Řecko	ano
Sanchez-Donoso et al.	2012	genetické	genetická variabilita	křepelka polní (<i>Coturnix coturnix</i>)	Španělsko	ano
Slade et al.	2014	genetické	genetická variabilita	myš domácí (<i>Mus musculus</i>)	Victoria (Austrálie)	ano
Norton et Ashley	2004	genetické	genetická variabilita	tapír střeadoamerický (<i>Tapirus bairdii</i>)	Amerika	ne
Blanchet et al.	2008	genetické	genetická variabilita	losos obecný (<i>Salmo salar</i>)	Kanada	ano
Santos et al.	2014	genetické	genetická variabilita	Arapaima velká (<i>Arapaima gigas</i>)	Brazílie	ano
Santos et al.	2012	genetické	genetická variabilita	pirana rostlinožravá (<i>Colossoma macropomum</i>)	Brazílie	ano
Rogell et al.	2012	genetické	genetická variabilita	psůtruh obecný (<i>Salmo trutta</i>)	Švédsko	ne
Moss	1972	vnitřní	trávicí s.	bělokur rousný (<i>Lagopus lagopus scoticus</i>)	Skotsko	ano
Anttila et al.	2000	vnitřní	trávicí s.	tetřívěk obecný (<i>Tetrao tetrix</i>)	Finsko	ano
Moore et Battley	2006	vnitřní	trávicí s.	čírka novozélandská (<i>Anas chlorotis</i>)	Nový Zéland	ano
Champagnon et al.	2012a	vnitřní	trávicí s.	kachna divoká (<i>Anas platyrhynchos</i>)	Francie	ano
Anttila et al.	2000	vnitřní	pohybová s. + srdce	tetřev hlušec (<i>Tetrao urogallus</i>)	Finsko	ano
Hämäläinen et al.	2014	vnitřní	pohybová s.	maki trpasličí (<i>Microcebus murinus</i>)	Francie	ano
Guay et Iwaniuk	2008	vnitřní	mozek	vodní ptáci (<i>Anseriformes</i>)	Kalifornie + VB	ano
Guay et al.	2012	vnitřní	mozek	vakomyš bělopásá (<i>Sminthopsis macroura</i>)	Austrálie	ne
McPhee	2004	vnitřní	velikost lebky	křeččík bělonohý (<i>Peromyscus polionotus subgriseus</i>)	Florida, USA	ano
Connoly et Cree	2008	vnější	hmotnost a velikost těla	ječtěrka (<i>Oligosoma ottagense</i>)	Nový Zéland	ano
Reed et al.	1999	vnější	hmotnost těla	pisila havajská (<i>Himantopus mexicanus knudseni</i>)	Hawai	ano
Sharon et al.	2005	vnější	hmotnost těla	papoušci (<i>Psittaciformes</i>)	Bolívie	ano
Slade et al.	2014	vnější	hmotnost těla	myš domácí (<i>Mus musculus</i>)	Victoria (Austrálie)	ano
Rogell et al.	2012	vnější	velikost těla	psůtruh obecný (<i>Salmo trutta</i>)	Švédsko	ano
Terranova et Coffman	1997	vnější	hmotnost těla	Lemuři (<i>Eulemur</i>)	Madagaskar	ano/ne
Araújo et al.	2000	vnější	hmotnost těla	kosman bělovousý (<i>Callithrix jacchus</i>)	Brazílie	ano
Blanchet et al.	2008	vnější	hloubka hlavy, délka ploutví	losos obecný (<i>Salmo salar</i>)	Kanada	ano
Reed et al.	1999	vnější	délka tarsu, křídla, culmen	pisila havajská (<i>Himantopus mexicanus knudseni</i>)	Hawai	ne
Champagnon et al.	2010	vnější	lamely na zobáku	čírka obecná (<i>Annas crecca</i>)	Francie	ne
Champagnon et al.	2010	vnější	lamely na zobáku	kachna divoká (<i>Anas platyrhynchos</i>)	Francie	ano

Autor	Rok	Typ odlišnosti	Zaměření	Zvíře	Umístění	Rozdíly
McPhee	2003	behaviorální	reakce na predátora	křečík bělonohý (<i>Peromyscus polionotus subgriseus</i>)	Florida, USA	ano
Keith-Lucas et al.	1999	behaviorální	denní aktivita, vokalizace	lemur kata (<i>Lemur catta</i>)	Georgie, USA	ano
Shire	2012	behaviorální	denní aktivita, agresivita	lemur kata (<i>Lemur catta</i>)	Victoria (Austrálie)	ano
Melfi et Feisner	2002	behaviorální	denní aktivita	makak chocholatý (<i>Macaca nigra</i>)	Velká Británie	ne
Champagnon et al.	2012a	behaviorální	denní aktivita	kachna divoká (<i>Anas platyrhynchos</i>)	Francie	ne
Blanchet et al.	2008	behaviorální	denní aktivita	losos obecný (<i>Salmo salar</i>)	Kanada	ne
Blanchet et al.	2008	behaviorální	agresivita	losos obecný (<i>Salmo salar</i>)	Kanada	ano
Buelhler et al.	2008	immunologické	obranyschopnost	jespák rezavý (<i>Calidris canutus</i>)	Holandsko	ano
Homberger et al.	2013	immunologické	protilátky v krvi	koroptev polní (<i>Perdix perdix</i>)	Velká Británie	ano
Ibrahim et al.	2006	paraziti	ektoparaziti	pštros dvouprstý (<i>Struthio camelus</i>)	Nigérie (Afrika)	ano
Connoly et Cree	2008	paraziti	ektoparaziti	ještěrka (<i>Oligosoma otagense</i>)	Florida, USA	ano
Mbaya et Udendeye	2011	paraziti	ektoparaziti	primáti (<i>Primates</i>)	Nigérie (Afrika)	ano
Munene et al.	1998	paraziti	ektoparaziti	primáti (<i>Primates</i>)	Keňa (Afrika)	ano
Chávარი et al.	2012	paraziti	ektoparaziti	želva žlutohnědá (<i>Testudo graeca</i>)	Španělsko	ano
Bailey et Black	1995	paraziti	ektoparaziti	berneška havajská (<i>Branta sandvicensis</i>)	Hawaj	ne
Zuberi et al.	2011	stresové	uvolňování kortizolu	duhovka Duboulayova (<i>Melanotania duboulayi</i>)	Nový Jižní Wales Austrálie	ano
Cabezas et al.	2013	stresové	hladina kortikosteronu	papoušci (<i>Psittaciformes</i>)	Austrálie	ano
Homberger et al.	2013	stresové	uvolňování glukokortikoidu	koroptev polní (<i>Perdix perdix</i>)	Velká Británie	ano
Davis et Maerz	2008	stresové	N/L poměr	axolotl krtkovitý (<i>Ambystoma talpoideum</i>)	Gruzie	ano
Davis et Maerz	2011	stresové	N/L poměr	skokan východoamerický (<i>Lithobates sphenoccephalus</i>)	Georgie, USA	ne
Davis et Maerz	2011	stresové	N/L poměr	axolotl mramorovaný (<i>Ambystoma opacum</i>)	Georgie, USA	ano

2. Vlastní práce

Kachna divoká je bezpochyby světově nejrozšířenější druh rodu *Anas* a naše největší plovaná kachna. Patří do řádu vrubozobí (*Anseriformes*), čeledi kachnovití (*Anatidas*). Původní areál zabírá Eurasii, severní Afriku a Severní Ameriku. Úspěšně byla vysazena i na Novém Zélandu a jihovýchodní Austrálii. Jejím biotopem jsou tekoucí i stojaté vody a jejich okolí (Bejček a Šťastný, 2006). Kachna divoká je oblíbený běžně chovaný druh pro účely rekreačního lovu (Champagnon et al., 2009). Prvotní záměr cíleného rozmnožování a uvolňování divokých kachen bylo doplnění kontinentálních populací, které byly kolem poloviny 20. století na ústupu (Schladweiler et Tester, 1972). V Evropě byly její chovy založeny od druhé poloviny 20. století, konkrétně od roku 1970 (Champagnon et al., 2013). Každý rok je v rámci Evropy vypouštěno až milion kachen v období mysliveckých lovů (Champagnon et al., 2009). V současné době se v České republice každým rokem vypustí asi 200 000 až 300 000 jedinců kachny divoké, pocházejících z chovných zařízení (Hůda et al., 2001, Čížková et al., 2012). Při takto hojném zavádění cizích jedinců dochází k hybridizaci s přírodními populacemi. To ohrožuje genetickou integritu přírodních populací (Čížková et al., 2012). Navíc se z praxe se ukázalo, že kachny v chovech často ztrácí plachost, snižuje se či opoždí se rozmnožovací schopnost, schopnost létat a potlačuje se u nich migrační pud (Herčík et Dvořák, 2010). Nicméně byla zjištěna existence přírodní reprodukční bariéry, díky které by nemělo docházet k nekontrolovatelnému křížení divokých a vypuštěných kachen ze zajetí (Cheng et al., 1978).

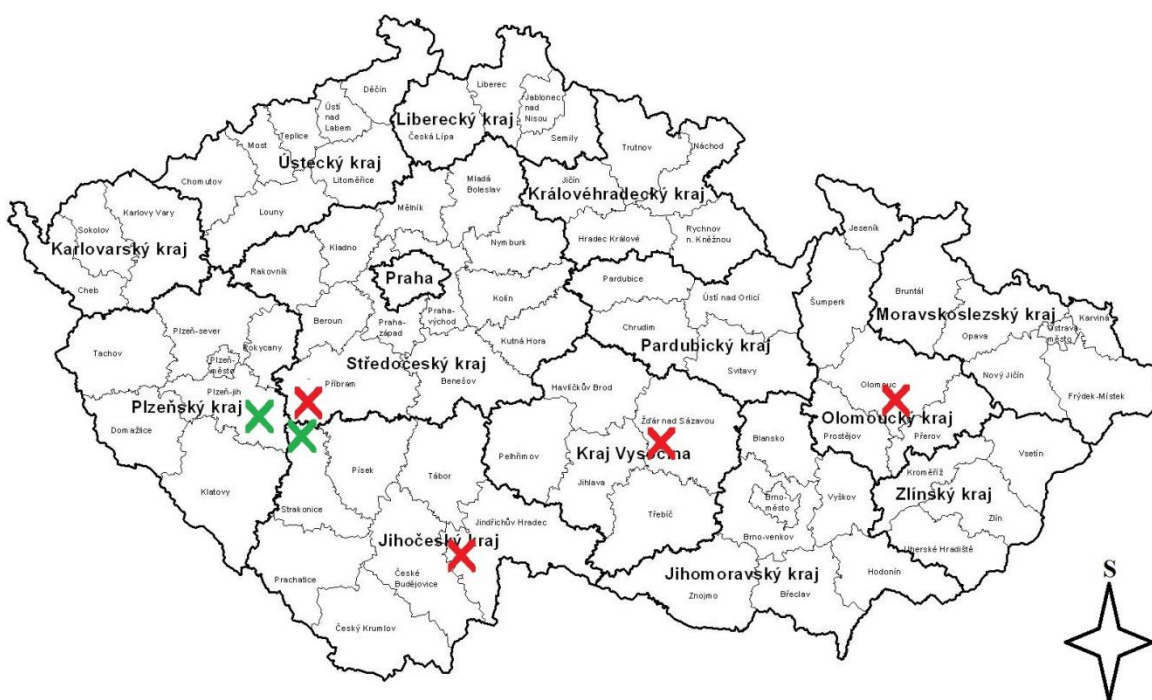
Kachňata jsou vypouštěna v létě, kdy jim je pár týdnů, obvykle 6 až 9. Vypouštějí se asi dva měsíce před lovem do honiteb, kde jim je poskytována potrava. V honitbách vytrvávají do lovu (Champagnon et al., 2009). Kachny se dříve pouštěly z loveckých věží nebo stojanů. Lovci je následně stříleli ze země. Udává se, že touto metodou se ulovilo okolo 70% chovných kachen. Díky vysoké úmrtnosti byla malá pravděpodobnost hybridizace uvolněných ptáků s divokými populacemi. Od roku 1985 se tato metoda již neprovádí. To mělo za následek větší množství uprchlých ptáků, bývá uloveno pouze 44% (DGIF, 2007; Osborne et al., 2010). Nicméně vzhledem k vysoké mortalitě uvolněných jedinců by i přes nižší úspěšnost lovu mělo být přežití kachen pocházející ze zajetí poměrně nízké (Champagnon et al., 2012a; Schladweiler et Tester, 1972).

Počet reintrodukovaných kachen divokých asi desetkrát přesahuje počet jedinců žijící ve volně přírodě. Chovy se navíc rok od roku zvětšují (Čížková et al., 2012). S tím také koreluje zvyšující se počty ulovených kachen. Zatím co se v roce 1930 lovílo přibližně 25 000 kusů kachen divokých. V roce 2005 to bylo již téměř 350 000 kusů, což je 14x více. Oproti tomu četnosti přírodních populací se v posledních desetiletích rapidně snižují, až o 50% (Zbořil, 2007). Příčiny, které vedli k tak výraznému poklesu je více. Jednou z nich je ztráta vhodných biotopů k hnízdění a úspěšný odchov mláďat. Souvisí s tím i vysoký predáční tlak (Stunden et al., 1999; Zbořil, 2007). Mezi hlavní kachní predátory kromě člověka patří norek americký (*Mustela vison*), vydra říční (*Lutra lutra*) a moták pochop (*Circus aeruginosus*). Predaci kachních vajec způsobuje hranostaj (*Mustela erminea*) a liška obecná (*Vulpes vulpes*; Drdová et Hampl, 2008). Schladweiler et Tester (1972) dospěli k názoru, že na mortalitě kachen se podílí i tendence shromažďovat se ve velkých skupinách. Úbytek přírodních populací způsobilo i přihnojování rybníků a chovatelských nádrží z důvodu větších rybích úlovků. Problémem je snížená viditelnost vody a menší množství potravy. V neposlední řadě byl úhyn kachen způsoben výskytem bakteriálního onemocnění botulismu, poklesy spodních vod v krajině, vysušováním mokřadů a bažin pro zemědělské účely a civilizačním rozvojem (Zbořil, 2007).

Jsou dobře prozkoumány rozdíly mezi chovnými a volně žijícími kachnami v rámci trávicí soustavy a změně hustoty lamel na zobáku (Champagnon et al., 2010). Ovšem morfologii těla, rychlosti růstu a imunologickým parametrům nebylo zatím věnováno příliš pozornosti. Cílem této práce je zjistit, zda se liší mláďata kachny divoké (*Anas platyrhynchos*) chovaná v zajetí a volně žijící v přírodě v růstových (hmotnost, délka hlavy a zobáku, délka levého a pravého tarsu, šířka a výška zobáku) a imunologických parametrech (lymfocyty, heterofily, basofily, eozinofily a monocyty). Dále pomocí poměru heterofilů ku lymfocytům (H/L) budeme schopni testovat náchylnost mláďat ke stresu. Naším předpokladem je, že mláďata chovaná v zajetí budou rychleji přirůstat než mláďata žijící v přírodě. Důvodem jsou lepší podmínky v zajetí, jelikož tam zvířata mají dostatek kvalitní potravy a nevyskytují se tam žádní predátoři. Co se týče hematologických parametrů, předpokládáme, že kachny z chovů budou více náchylné ke stresu (tj. vyšší H/L). Díky již zmíněné absenci predátorů a tedy i nižšímu stresu v chovech.

3. Metodika

Výzkum probíhal v experimentální části akreditovaných stájí FAPPZ ČZU. Experiment se uskutečnil od konce května do začátku srpna 2014, tedy v hnízdním období kachny divoké v ČR (Šťastný et al., 2006). Z dvou registrovaných chovných zařízení nám bylo poskytnuto 64 kusů vajíček ten den snesených, náhodně vybraných ze skladu. Vajíčka pocházela z chovů v Blatné (Myslivecký spolek Stráže Lnáře, n = 40) a z Mysliva (spolek Klatovské rybářství, n = 24). Vejce volně žijící kachny divoké se odebíraly na 4 lokalitách, kde se jedinci z chovů nevypouští (viz. Mapa č. 1). U odběrů z hnízd v přírodě byly vždy z každého nalezeného hnízda odebrány 2 vajíčka, celkem bylo z přírody odebráno 37 vajíček.



Mapa č. 1: Lokality odběru vajec, chovy (zelená) vejce z volné přírody (červená; URL 1)

Vejce byla označena lihovým fixem a nasazenost se zjišťovala prosvícením pomocí stočeného časopisu (Weller, 1956; Lokemoen et Koford, 1996). Vajíčka se přibližně 20 dní inkubovala v líhni Brinsea ovaeasy advance 190, při teplotě 37,5 °C a 50 % vlhkosti, vajíčka se v líhni otáčela každých 180 minut. Přibližně 24. den se přendala do dolíhne, kde byla teplota 37,3 °C s 80 % vlhkostí. V dolíhni byla cca 18 – 20 hodin než se mláďata vylíhla a byla zde ponechána do druhého dne,

kvůli dostatečnému uschnutí. Těsně před vylíhnutím byla vejce umístěna do síťových pytlíků kvůli identifikaci (Příloha č. 1). Ze 101 poskytnutých vajec se vylíhlo 66 kachňat. Po vylíhnutí byla mláďata okroužkována unikátní kombinací kovových a barevných plastových kroužků. Manipulace s kachňaty probíhala do 20. dne mláďat

Roštové klece, ve kterých byla kachňata umístěna, byly 45 cm vysoké, 88 cm hluboké a 48 cm široké, pod každou klecí byla zachytávací miska pro odpad (výkaly, zbytky potravy). Klece byly čištěny každý den. Světelný režim v místnosti byl nastaven od 6 do 20 hodin, okna byla zatažená roletami. Teplota se pohybovala okolo $22\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 1\text{ }^{\circ}\text{C}$. Do šestého až sedmého dne byly navíc kachňatům poskytnuty infra žárovky 75 W, pod kterými se teplota pohybovala okolo $28\text{ }^{\circ}\text{C}$. Mláďata v klecích byla rozmístěna po 8. Tento počet odpovídá průměrné velikosti snůšky ve volné přírodě (Herčík et Dvořák, 2010). V klecích byla mláďatům k dispozici miska s krmivem (Kvídena KCH1-gr) a voda v kloboukových napáječkách. Krmivo a vodu měli k dispozici ad libitum. Krmivo vycházelo cca 40-50 g na jedince.

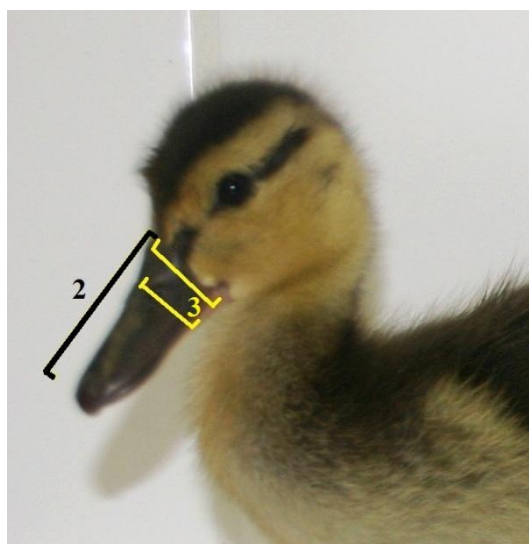
V průběhu experimentu byla mláďata podrobena celkem 6 měření. Konkrétně první, čtvrtý, osmý, dvanáctý, šestnáctý a dvacátý den. Při měření se kachňata vážila na digitální váze (KERN PCB 6000-0; Příloha č. 2). Dále se pomocí digitální šuplery (accuracy 0.01 mm; Kinex, Prague, ČR) změřila délka pravého i levého tarsu (obr. č. 1, 2: 5; Příloha č. 3) a délka hlavy se zobákem (obr. č. 1, 2: 1; Příloha č. 4). Měřilo se také šest parametrů zobáku – délka ve třech variantách (obr. č. 1-4: 2; Příloha č. 5), šířka (Příloha č. 6) a výška u okraje zobáku (Příloha č. 7) a v úrovni nozder (obr. č. 1-3: 3). Odběr krve ($50\text{ }\mu\text{l}$) se prováděl inzulinovou injekcí z jugulární cévy. Probíhal ve třetím, devátém a patnáctém dni. Ihned po odběru se vytvořily se krevní roztěry, které se nechaly uschnout.

Pohlaví kachňat určovala molekulárně Bc. Hanka Pechmanová, podle presence PCR produktů genů CHD1-Z a CHD1-W K tomu byly využity primery P2 a P8 (Griffiths et al. 1998). DNA byla extrahována z krve pomocí komerčního kitu (DNeasy®Tissue Kit Quigen, Hilden, Germany). PCR byla provedena pro celkový objem $14\text{ }\mu\text{L}$ (10 ng DNA, $7\text{ }\mu\text{l}$ 1x PPP Mastermix, 10 pmol primeru P2, 10 pmol primeru P8). Teplota při denaturaci byla $95\text{ }^{\circ}\text{C}$, annealingová teplota $54\text{ }^{\circ}\text{C}$ a elongace probíhala při teplotě $72\text{ }^{\circ}\text{C}$. PCR produkty byly separovány elektroforézou na 3 %

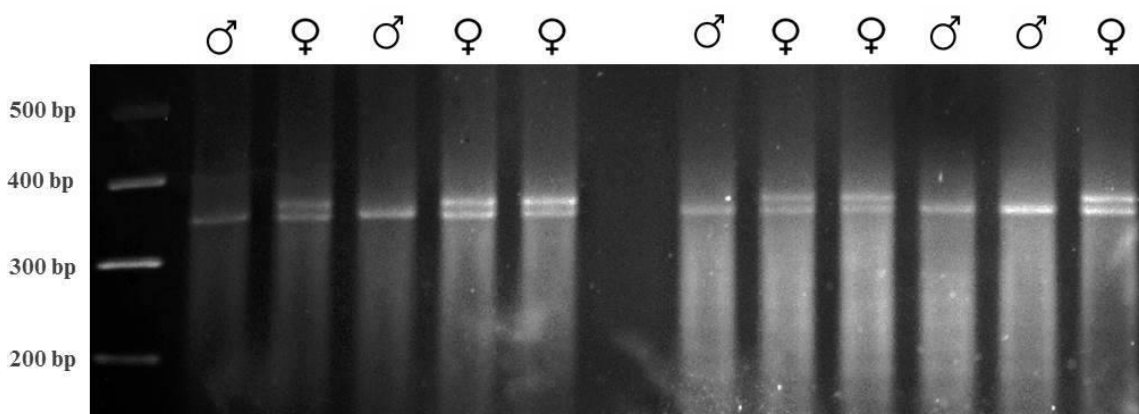
agarózovém gelu. Samice se po prosvícení gelu vyznačovaly dvěma proužky, zatímco samci pouze jedním (viz obr. č. 4).



Obr. č. 1, 2: Měřené parametry



Obr. č. 3: Měřené parametry zobáku



Obr. č. 4: Výsledný agarózový gel po prosvícení

3.1 Analýza hematologických parametrů

V této práci se na krevních roztěrech analyzoval diferenciální počet leukocytů tzv. leukocytární profil. Vytvořené krevní roztěry se v laboratoři obarvily modifikovaným Wright-Giemsa stain barvivem (označení produktu WG128, Sigma-Aldrich). Na vysušených obarvených nátěrech se pomocí světelného mikroskopu (Olympus CX41, digitální kamera UI-1540-C, program QuickPhoto Industrial 12.3, Olympus) spočítalo zastoupení jednotlivých leukocytů (lymfocyty, heterofily, basofily, eozinofily a monocyty). Na každém roztěru bylo napočítáno celkem cca 120 buněk pod imerzním objektivem se 100x zvětšením (Vinkler et al., 2010). Jednotlivé typy leukocytů byly identifikovány podle Lucas et Jamroz (1961). Pro standardizaci měření byly počty leukocytů převedeny na procentuelní zastoupení (počet určitého typu leukocytu / celkový počet x 100; Vinkler et al., 2010). Dále byla spočítána opakovatelnost měření tzv. repeatabilita (Lessells et Boag, 1987) na 20 jedincích (Tab č. 2). Nižší repeabilitu a vyšší hladinu významnosti u basofilů, eozinofilů a monocytů zřejmě způsobila nízká celková početnost, ve které jsou znát větší rozdíly. Z leukocytárního profilu bylo použito poměrové zastoupení H/L (počet heterofilů / počet lymfocytů) pro stanovení míry stresu (Davis et al., 2008a; Vinkler et al., 2010).

Tab. 2: Opakovatelnost měření pro jednotlivé typy leukocytů, n=20, r – koeficient repeatability, p – hladina významnosti

Typ leukocytů	r	p
Lymfocyty (%)	0.93	< 0.001
Heterofily (%)	0.90	< 0.001
Basofily (%)	0.55	0.122
Eozinofily (%)	0.74	0.006
Monocyty (%)	0.66	0.03

3.2 Použitá statistika

Pro veškerou statistickou analýzu v této práci byl použit program R version 3.0.2 (2013-09-25; R Core Team, 2013) a aplikace Microsoft Office Excel. Pro zjištění korelace v parametrech zobáků (délek, výšek a šířky) byly použity Spearmanovy korelace ve formě korelační matice. Vzhledem k tomu, že z výsledku je patrné, že spolu parametry velmi korelují (Tab. č. 3), v dalších statistických analýzách byla používána pouze celková délka zobáku. Korelace (neparametrickou metodou) byla zjišťována i u délky tarsu P a tarsu L, proto se dále počítalo s průměrem obou hodnot. Nakonec byla provedena korelační matice pro všechny analyzované parametry (standardizovaná hmotnost, délka tarsu, hlavy a zobáku; Tab. č. 4). Díky zjištěné korelaci mezi délkou hlavy a zobáku se dále počítalo pouze s délkou zobáku.

Vztah mezi růstovými případně hematologickými parametry a jejich původem (divoké populace/chovy) byl testován pomocí zobecněných lineárních modelů se smíšenými efekty (GLMM, knihovny lme4), kde standardizovaná hmotnost (hmotnost/ délka tarsu), délka tarsu, hlavy a zobáku, H/L) byly závislými proměnnými. Závislé proměnné byly transformovány z-score transformací (Pekár et Brabec, 2012), protože neměly normální rozdělení. Kromě původu dalšími vysvětlujícími proměnnými s pevným efektem v modelu byly věk (měření ve stáří 1, 4, 8, 12, 16 a 20 den), pohlaví a objem vejce. Do modelů byly rovněž zahrnuty dvojnásobné interakce mezi věkem a pohlavím, věkem a původem a náhodný efekt věk jedinec. Signifikance jednotlivých proměnných byly stanovovány tak, že z plného modelu byly postupně odstraňovány neprůkazné proměnné a jejich interakce ($p > 0.05$), až byl stanoven minimální adekvátní model (MAM, tj. model pouze signifikantními proměnnými).

Tab. č. 3: Korelační matice (Spearmanův korelační koeficient) mezi jednotlivými parametry zobáku, n=64, všechny jednotlivé testy byly statisticky významné na $p < 0,001$

	Délka 1	Délka 2	Délka 3	Výška 1	Výška 2	Šířka
Délka 1		0.99	0.99	0.97	0.97	0.98
Délka 2			0.99	0.97	0.97	0.98
Délka 3	0.99			0.96	0.97	0.97
Výška 1	0.97	0.97			0.99	0.98
Výška 2	0.97	0.97	0.97			0.98
Šířka	0.98	0.98	0.97	0.98		

Tab. č. 4: Korelační matice (Spearmanův korelační koeficient) mezi jednotlivými růstovými parametry, n=64, všechny jednotlivé testy byly statisticky významné na $p < 0,001$

	Hlava	Tarsus	Zobák	Hmotnost
Hlava		0.98	0.99	-0.91
Tarsus			0.97	-0.89
Zobák	0.99			-0.96
Hmotnost	-0.91	-0.89		

4. Výsledky

4.1 Růstové parametry

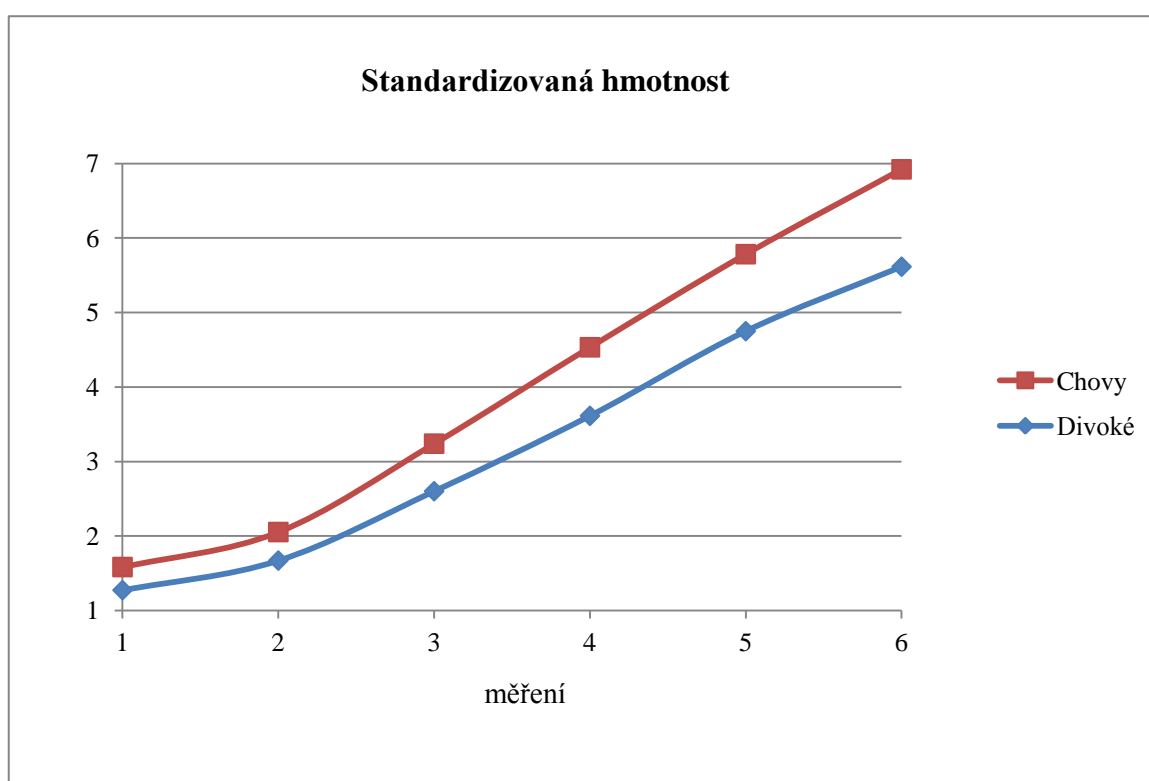
Signifikantní proměnnou v modelu pro standardizovanou hmotnost byla pouze interakce mezi efekty původ a měření ($\chi^2 = 18,43$, Df = 1, $p < 0,001$). To znamená, že se hmotnost nelišila mezi populacemi, ale lišila se míra přirůstání v rámci měření (Tab. č. 5, Obr. č. 5). V průběhu šesti měření jedinci z chovu začali výrazně přibírat na váze. Zároveň bylo zjištěno, že objem vejce ($\chi^2 = 0,41$, Df = 1, $p = 0,523$), původ ($\chi^2 = 0,274$, Df = 1, $p = 0,6$) ani pohlaví ($\chi^2 = 0,263$, Df = 1, $p = 0,608$) s interakcí pohlaví a měřením ($\chi^2 = 2,160$, Df = 1, $p = 0,142$) nemá na hmotnost kachny a rychlost přirůstání vliv.

V modelu pro délku tarsu byla signifikantní proměnná opět pouze interakce mezi efekty původu a měření ($\chi^2 = 42,036$, Df = 1, $p < 0,001$), rozdíl mezi divokými a z chovů se stával zřetelnější s přibývajícím počtem měření. V šestém měření měla mláďata z chovu průměrnou délku tarsu větší o cca 4 mm (Tab. č. 6, Obr. č. 6). Nesignifikantní proměnné byl původ kachňat ($\chi^2 = 1,036$, Df = 1, $p = 0,309$), objem vejce ($\chi^2 = 0,023$, Df = 1, $p = 0,879$) a pohlaví ($\chi^2 = 1,509$, Df = 1, $p = 0,219$) s interakcí pohlaví a měřením ($\chi^2 = 0,559$, Df = 1, $p = 0,454$).

Stejně jako u předešlých modelů i zde byla signifikantní proměnnou v modelu pro délku zobáku pouze interakce mezi efekty původu a měření ($\chi^2 = 22,718$, Df = 1, $p < 0,001$) a navíc i proměnná původ ($\chi^2 = 4,269$, Df = 1, $p = 0,0388$). Byl tedy rozdíl mezi divokými a chovnými mláďaty a také v míře přirůstání. Konkrétně mláďata z chovů měla delší zobák o cca 2 mm (Tab. č. 7, Obr. č. 7). Nesignifikantní proměnné byl objem vejce ($\chi^2 = 0,022$, Df = 1, $p = 0,883$) a pohlaví ($\chi^2 = 3,031$, Df = 1, $p = 0,082$) s interakcí pohlaví a měřením ($\chi^2 = 0,430$, Df = 1, $p = 0,512$).

Tab. č. 5: Standardizovaná hmotnost, $n_D = 24$, $n_{CH} = 40$: MAM

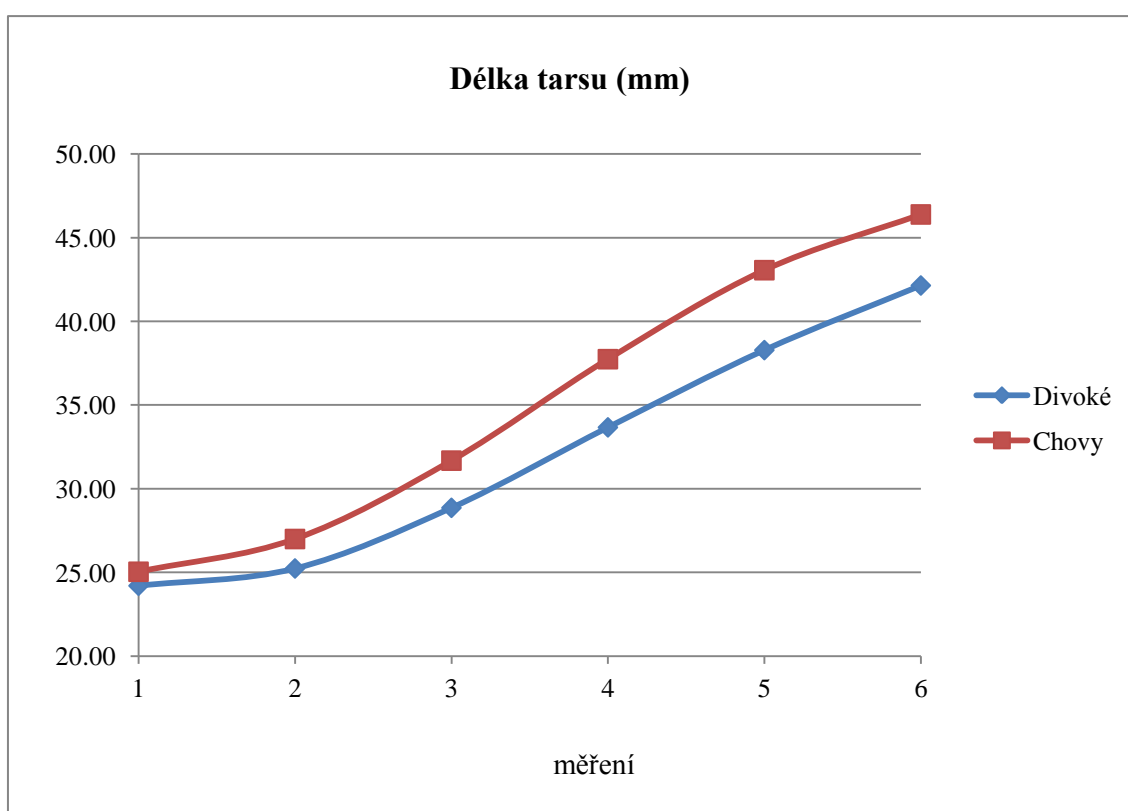
	Estimate	SE	z-value
(Intercept)	-1.90654	0.02122	-89.87
puvod1:den	0.4708	0.01485	31.71
puvod2:den	0.58908	0.01304	45.19



Obr. č. 5: Graf rozdílů ve hmotnostním přírůstu mezi divokými a chovnými kachnami, $n_D = 24$, $n_{CH} = 40$

Tab. č. 6: Délka tarsu, $n_D = 24$, $n_{CH} = 40$: MAM

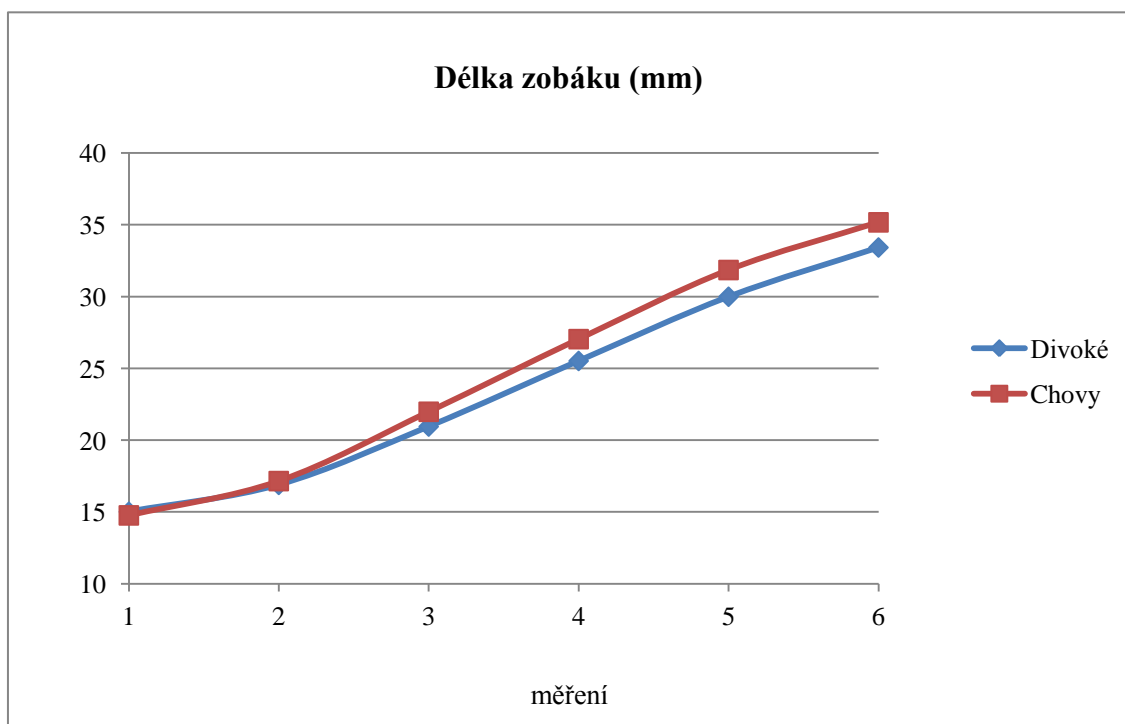
	Estimate	SE	z-value
(Intercept)	-1.936307	0.021527	-89.95
puvod1:den	0.486496	0.009984	48.73
puvod2:den	0.593272	0.007973	74.41



Obr. č. 6: Graf přirůstání v parametru délka tarsu (mm), $n_D = 24$, $n_{CH} = 40$

Tab. č. 7: Délka zobáku, $n_D = 24$, $n_{CH} = 40$: MAM

	estimate	SE	z-value
(Intercept)	-1.952626	0.026289	-74.27
puvod2	-0.068875	0.033254	-2.07
puvod1:den	0.532691	0.009134	58.32
puvod2:den	0.592693	0.007075	83.78



Obr. č. 7: Přirůstání v parametru délka zobáku (mm), $n_D = 24$, $n_{CH} = 40$

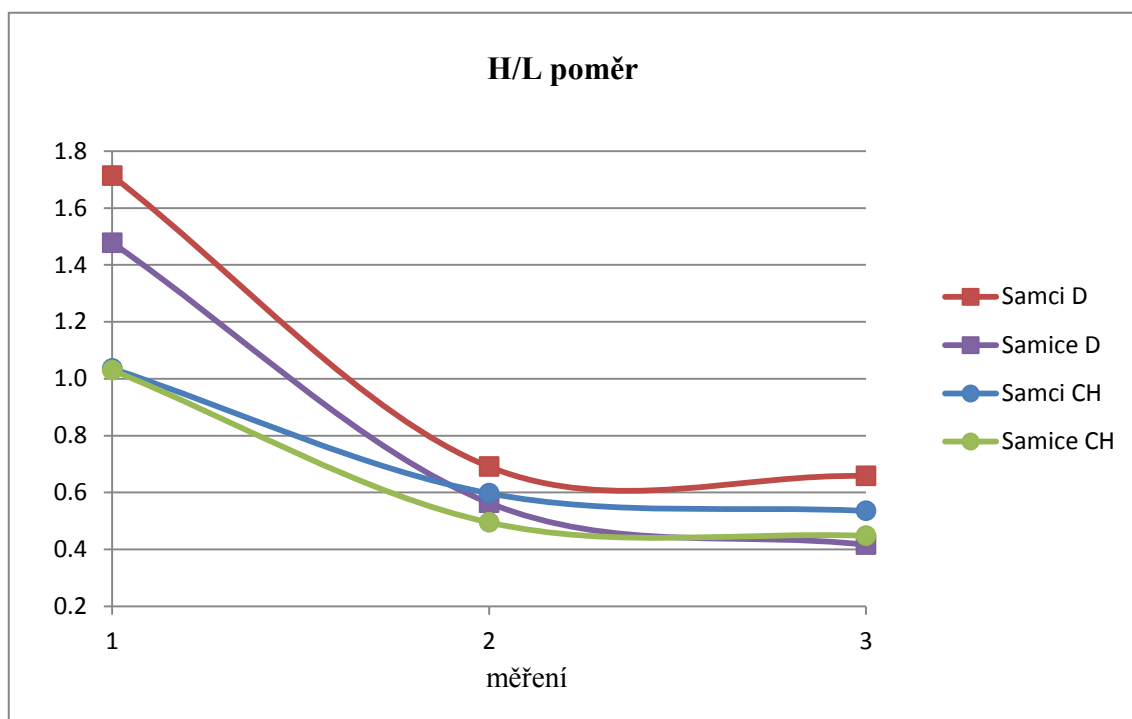
4.2 Hematologické parametry

V tabulce č. 9 jsou zaznamenány základní statistické parametry zastoupení leukocytů. Nejpočetnějšími buňkami v rámci všech měření byli heterofily a lymfocyty. U divokých mláďat byly v prvním měření nejpočetnější heterofily, dále převažovali lymfocyty. Oproti tomu u mláďat z chovů lymfocyty převažovaly po celou dobu měření. Leukocyty s nejmenším zastoupením byly monocyty a eosinofily. Největší variabilita byla pozorována u H/L poměru, dále pak u méně početných leukocytů.

V modelu pro hematologické parametry byla signifikantní proměnná pouze interakce mezi efekty původu a měření ($\chi^2 = 53,368$, Df = 2, $p < 0,001$), původ ($\chi^2 = 9,397$, Df = 1, $p = 0,002$) a pohlaví ($\chi^2 = 4,356$, Df = 1, $p = 0,037$). Z toho vyplývá, že poměr heterofilů ku lymfocytům je závislý na původu mláďat i pohlaví (Tab. č. 8, Obr. č. 8). Čím vyšší je poměr H/L, tím jsou jedinci více náchylní ke stresu. Navíc byl zjištěn rozdíl v pohlaví, přičemž samci měli vyšší H/L poměr. Tyto rozdíly byly patrné v prvních měřeních, okolo 9. dne se vyrovnaly. Ani zde nebyl nalezen vztah mezi H/L poměrem a objemem vejce ($\chi^2 = 0,107$, Df = 1, $p = 0,7442$). Druhou nesignifikantní proměnnou byla interakce mezi pohlavím a měřením ($\chi^2 = 0,798$, Df = 1, $p = 0,372$), rozdíl mezi samci a samicemi se tedy neměnil v čase.

Tab. č. 8: H/L poměr, $n_D = 24$, $n_{CH} = 40$: MAM

	estimate	SE	z-value
(Intercept)	1.95758	0.33783	5.794
sexM	0.23465	0.11293	2.078
puvod2	-1.33428	0.42037	-3.174
puvod1:den	-0.91754	0.1227	-7.478
puvod2:den	-0.45985	0.09504	-4.838



Obr. č. 8: H/L (ukazatel stresu) v závislosti na původ a pohlaví. D – divoký (n=24), CH – chovy (n=40)

Tab. č. 9: Základní statistické parametry leukocytů. SD – směrodatná odchylka, SE – střední chyba, průměru CV – variační koeficient (%), n_D = 24, n_{CH} = 40

Původ	Typ	1 měření - 3 den						2 měření - 9 den						3 měření - 15 den								
		Průměr	Median	Min	Max	SD	SE	CV (%)	Průměr	Median	Min	Max	SD	SE	CV (%)	Průměr	Median	Min	Max	SD	SE	CV (%)
Chovy	Lymfocyty (%)	45.51	45.5	28.8	63.8	9.30	1.47	20.43	58.59	57	47.3	76.8	6.63	1.05	11.32	60.4	60.4	48.6	79.7	7.18	1.14	11.84
	Heterofily (%)	43.57	45.05	22.7	59.7	10.34	1.63	23.73	31.64	32.4	12.8	43.2	6.22	0.98	19.65	28.05	28.05	10.09	41.8	6.77	1.07	23.26
	Basofily (%)	2.35	2.2	1.4	4.3	0.85	0.13	35.96	2.32	2.25	0.7	4	0.64	0.10	27.64	2.54	2.7	1.4	4.2	0.75	0.12	29.72
	Eosinofily (%)	5.55	5.2	2.1	11.4	2.02	0.32	36.48	3.63	3.3	1.5	7.9	1.35	0.21	37.20	4.36	3.65	2.1	8.8	1.85	0.29	42.33
	Monocyty (%)	3.04	3	1.5	4.7	0.89	0.14	29.39	3.82	3.7	2.1	6.2	1.16	0.18	30.26	3.38	2.9	2	6.7	1.06	0.17	31.21
	H/L	1.03	0.98	0.36	2.08	9.74	1.54	945.73	0.56	0.57	0.17	0.91	0.19	0.03	34.53	0.5	0.47	0.14	0.82	0.18	0.03	35.24
Divoké	Lymfocyty (%)	38.73	37.4	16.4	75.4	11.61	2.37	29.98	57.09	59.8	30.8	74.1	9.75	1.99	17.07	58.92	61.85	30.4	79.1	10.33	2.11	17.53
	Heterofily (%)	49.36	52.1	15.1	69.2	11.38	2.32	23.06	32.54	29.75	15.4	58	9.31	1.90	28.63	29.32	27.45	10.1	51.9	9.33	1.91	31.83
	Basofily (%)	2.47	2.3	1.4	4.3	0.68	0.14	27.43	2.7	2.8	1.5	4.2	0.92	0.19	34.07	2.94	3.1	1.4	4.4	0.92	0.19	31.27
	Eosinofily (%)	6.23	6.15	2.1	11.6	2.30	0.47	36.95	4.125	4.1	2.1	7	1.36	0.28	33.01	4.38	4.25	2.1	7.4	1.76	0.36	40.17
	Monocyty (%)	3.21	3	2.1	4.8	0.56	0.12	17.58	3.57	3.55	1.5	5.9	1.03	0.21	28.98	4.46	4.45	2	9.6	1.90	0.39	42.56
	H/L	1.61	1.38	0.2	4.21	0.73	0.15	45.20	0.63	0.49	0.21	1.89	0.34	0.07	53.66	0.55	0.44	0.13	1.71	0.31	0.06	57.26

5. Diskuze

O rozdílných růstových parametrech mezi zvířaty žijícími ve volné přírodě a v zajetí bylo provedeno již několik studií, na různých druzích (Connoly et Cree, 2008; Blanchet et al., 2008; Anttila et al., 2000; Slade et al., 2014). V této práci nebyl zjištěn vztah mezi původem a hmotností, tedy že by se jedinci z chovů vyznačovali vyšší hmotností než jedinci žijící v zajetí (narozdíl od Anttila et al., 2000; Sharon et al., 2005; Slade et al., 2014). Avšak byl zjištěn rozdíl v míře přirůstání. Kachňata pocházející z chovů přirůstala rychleji než kachňata z volné přírody. Podobný trend zaznamenal i Connoly et Cree na ještěrce *Oligosoma otagense* a Reed et al. (1999) u pisily havajské. Stejný výsledek byl zaznamenán i u délky tarsu. Avšak u délky zobáku se navíc projevil i vliv původu. Oproti tomu již zmíněný Reed et al. (1999) nenašel žádné rozdíly v parametrech částí těl ptáků, konkrétně pozoroval délku tarsu, křídla a výšku zobáku. Pouze u ryb byl zaznamenán rozdíl mezi jedinci z volné přírody a ze zajetí, konkrétně ve velikosti hlavy a délky ploutví (Blanchet et al., 2008). Vyšší hmotnost zvířat při dlouhodobém držení v zajetí (více generací) je pravděpodobně způsobená postupnou adaptací a genetickou selekcí na prostředí s dostatkem potravy a omezeným prostorem. Také má podstatný vliv absence predátorů. Bylo ovšem zjištěno, že k nárůstu průměrné hmotnosti dochází i u divokých zvířat přemístěných do zajetí. V takovém případě je zřejmě hlavním důvodem dostatek potravy, o kterou zvířata nemusí mezi sebou soutěžit (Terranova et Coffman, 1997; Rogell et al., 2012).

Vyšší poměrové zastoupení H/L (heterofilů ku lymfocytům) může značit zvýšený stres zvířete, který se může projevit i na kondici jedince. Na míře stresu se může podílet kromě prostředí i nedostatek potravy (Homberger et al., 2013). Stresová reakce mezi zvířaty z chovů a z volné přírody byla pozorována například u duhovky Duboulayovy, u papoušků a koroptve polní (Zuberi et al. 2011; Cabezas et al., 2013; Homberger et al., 2013). V této práci byl zjištěn vztah mezi původem a poměrem H/L. Z toho vyplývá, že jedinci z volné přírody byli více stresováni (podobně Cabezas et al., 2013; Homberger et al., 2013). Rozdíl byl nalezen i u pohlaví, přičemž samci byli více ovlivněni stresem, na rozdíl od Cabezas et al., (2013), kterých u papoušků nenašel žádný vliv pohlaví na stres.

Obecně platí, že zvířata s vysokou tělesnou kondicí a tedy i váhou, snadněji přežívají nepříznivé podmínky a hladovění. Na tělesné kondici se také odráží parazitární zamoření. Na druhou stranu, při velmi vysokém indexu tělesné kondice, což je právě případ u některých zvířat v zajetí, se může u zvířat projevit nadváha či dokonce obezita. Tento stav bývá důsledkem překrmování a nedostatečného pohybu. V takovém případě se u zvířat mohou projevovat negativní důsledky a s tím spojené nemoci. Z tohoto důvodu by bylo vhodné u zvířat držených v zajetí za účelem reintrodukce, napodobit přírodní prostředí a držet zvířata v běžných podmínkách.

Z výsledků této práce lze usuzovat, že jedinci z přírody, kteří byli více stresováni, méně investovali do růstu, a proto dosahovali menších rozměrů. To by potvrdilo i fakt, že všechna kachňata byla krmena stejně. Navíc vzhledem k tomu, že byla rozdělena podle původu nelze předpokládat, že kachňata z chovů by jedla více než divoká. Dalším faktorem, který ovlivňuje tempo růstu je teplota. Při zvýšené teplotě se totiž může zlepšit trávení potravy (Cabezas et al., 2013). Ovšem ani toto nemohl být důvod rychlejšího přirůstání chovných kachňat, jelikož tento experiment byl prováděn v jedné místnosti se stálou teplotou. Pokud by trend zjištěný u divokých jedinců pokračoval i v přírodě, ptáci z chovů by byli konkurenceschopnější oproti divokým (Rogell et al., 2012). To by mohl být jeden z důvodů poklesu přírodních populací. Navíc při snížené kondici samců, by se poměr pohlaví zřejmě vychýlil ve prospěch samic. Je však otázkou, jak by se ve volné přírodě chovala zvířata ze zajetí. Vzhledem k tomu, že nejsou adaptováni na přírodní prostředí, mělo by pro ně být vypuštění do volné přírody více stresující. Navíc byly provedeny výzkumy, ve kterých se ukázalo, že kondice vypuštěných zvířat je nižší oproti divokým jedincům stejného druhu. Problém může představovat i nedostatek zkušeností v novém prostředí, i z hlediska shánění potravy (Champagnon et al., 2012a). Mnohé studie u několika taxonů ukázali přímou úměrnost mezi hmotností a mortalitou (Connolly et Cree, 2008; Rogell et al., 2012). U těžších jedinců (případně s větší částí těla) by se mohla projevit horší stabilita či pomalejší rozběh. U ptáků by váha mohla představovat problémy v rozletu. Zvířata pocházející ze zajetí by tak byla snadnější cíl pro predátora. Předpokládanou vyšší mortalitu však vyvrátil Rogell et al. (2012) u pstruha obecného. U toho se totiž naopak jedinci z chovů vyznačovali vyšší úspěšností přežití. Nicméně to bylo v rámci experimentu v speciálně vytvořených potocích v chovných zařízeních.

6. Závěr

Náplní této práce bylo porovnat rozdíly zvířat z volné přírody a zvířat ze zajetí používaných pro doplnění divoké populace. Hlavním cílem bylo poté zjistit, zda růstové a hematologické parametry mláďat kachny divoké závisí na jejich původu, tedy zda pochází z volné přírody či chovných zařízení. Také se testovalo, zda tyto parametry jsou ovlivněny objemem vajíčka, ze kterého se určité mládě vylíhlo, pohlavím a opakovaným měřením. Hmotnostní rozdíly mezi zvířaty ze zajetí a z volné přírody byly zaznamenány především u ptáků, konkrétně u tetřeva hlušce a koroptve polní (Anttila et al., 2001). Vyskutují se ale i u savců, například u myši domácí, primátů a obojživelníků (Slade et al., 2014; Araújo et al., 2000; Connolly et Cree, 2008). Porovnávání parametrů těla a končetin se zatím příliš prací nezabývalo. Co se týče sledování hematologických parametrů, jako ukazatele stresu a kondice zvířete, bylo provedeno několik málo studií u obojživelníků (Davis et Maearz, 2011). I v těchto případech byl nalezen rozdíl v poměru H/L. Ačkoliv pro zjištění náchylnosti na stres se studie zaměřily spíše na měření hladiny hormonů nadledvin.

Výsledky této práce neprokázaly, že by existoval významný rozdíl ve standardizované hmotnosti mezi původem jedinců. Nicméně míra, s jakou kachňata přirůstala, byla v zajetí vyšší oproti kachňatům pocházejících z volné přírody. Ani u délky tarsu výsledky neprokázaly vliv původu. Oproti tomu u délky zobáku byl nalezen vliv původu na délce zobáku a navíc i míře přirůstání. Ve výsledcích hematoimunologických parametrů byl nalezen vliv původu a pohlaví na poměr H/L mláďat. Také byly nalezeny rozdíly ve změnách poměru, závislé na původu po dobu měření. U kachňat z volné přírody byl poměr H/L vyšší, stejně tak i u samců. Tyto rozdíly se však mezi kachňaty ve druhém měření vyrovnaly.

Zda se původ bude i nadále projevat v růstových a hematoimunologických parametrech kachen divokých, bylo by potřeba provést další studii v dospělosti zvířat. Především pro zjištění možných rozdílů po vypuštění do přírody. Stresové odpovědi by se také mohly testovat předvídaným a nepředvídaným množstvím krmiva (podobně Davis et al., 2008) nebo pozorováním reakcí na nějaký rušivý vliv.

7. Použité zdroje

Anttila T. L., Saartoala R. et Hissa R., 2000: Impact of hand-rearing on morphology and physiology of the capercaillie (*Tetrao urogallus*). *Comparative Biochemistry and Physiology Part A* 125: 211–221.

Araki H., Cooper B. et Blouin M. S., 2007: Genetic effects of captive breeding cause a rapid, cumulative fitness decline in the wild. *Science* 318: 100-103.

Araki H., Cooper B. et Blouin M. S., 2009: Carry-over effect of captive breeding reduces reproductive fitness of wild-born descendants in the wild. *Biology Letters* 5: 621–624.

Araújo A., Arruda M. F., Alencar A. I., Albuquerque F., Nascimento M. C., Yamamoto M. E., 2000: Body Weight of Wild and Captive Common Marmosets (*Callithrix jacchus*). *International Journal of Primatology* 21(2): 317-324.

Armstrong D. P. et Seddon P. J., 2007: Directions in reintroduction biology. *Trends in Ecology and Evolution* 23/1: 20-25.

Bailey T. et Black J., 1995: Parasites of wild and captive Nene *Branta sandvicensis* in Hawaii. *Wildfowl* 46: 59-65.

Bejček V. et Šťastný K., 2006: Ptáci: encyklopedie. Čestlice.

Biggins D. E., Vargas A., Godbey J. L. et Anderson S. H., 1999: Influence of prerelease experience on reintroduced black-footed ferrets (*Mustela nigripes*). *Biological Conservation* 89(2): 121-129.

Blanchet S., Páez D. J., Bernatchez L. et Dodson J. J., 2008: An integrated comparison of captive-bred and wild Atlantic salmon (*Salmo salar*): Implications for supportive breeding programs. *Biological conservation* 141(8): 1989-1999.

Buehler D. M., Piersma T. et Tieleman B. I., 2008: Captive and free-living red knots *Calidris canutus* exhibit differences in non-induced immunity that suggest different immune strategies in different environments. *Journal of Avian Biology* 39: 560-566.

Buner F. D., Browne S. J., Aebischer N. J., 2011: Experimental assessment of release methods for the re-establishment of a red-listed galliform, the grey partridge (*Perdix perdix*). *Biological conservation* 144:593-601.

Cabezas S., Carrete M., Tella J. L., Marchant T. A. et Bortolotti G. R., 2013: Differences in acute stress responses between wild-caught and captive-bred birds: a physiological mechanism contributing to current avian invasions? *Biological Invasions* 15(3):521-527.

Connolly J. D. et Cree A., 2008: Risks of a late start to captive management for conservation: Phenotypic differences between wild and captive individuals of a viviparous endangered skink (*Oligosoma ottagense*). *Biological conservation* 141: 1283-1292.

- Čížková D., Javůrková V., Champagnon J. et Kreisinger J., 2012:** Duck's not dead: Does restocking with captive bred individuals affect the genetic integrity of wild mallard (*Anas platyrhynchos*) population? *Biological Conservation* 152: 231–240.
- Davis A. K. et Maerz J. C., 2008:** Comparison of Hematological Stress Indicators in Recently Captured and Captive Paedomorphic Mole Salamanders, *Ambystoma talpoideum*. *Copeia* 3: 613–617.
- Davis A. K. et Maerz J. C., 2011:** Assessing Stress Levels of Captive-Reared Amphibians with Hematological Data: Implications for Conservation Initiatives. *Journal of Herpetology* 45(1): 40-44.
- Davis A. K., Maney D. L. et Maerz J. C., 2008:** The use of leukocyte profiles to measure stress in vertebrates: a review for ecologists. *Functional Ecology* 22: 760–772.
- DGIF, 2007:** An evaluation of captive-bred mallard releases in Virginia. Department of Game and Inland Fisheries, Mallard Release Committee, Virginia, USA.
- Dostál D., Jirků M., Konvička M., Čížek L. et Šálek M., 2012:** Návrat zubra evropského (*Bison bonasus*) do České republiky: Potenciální přínosy a perspektivní lokality. Česká krajina, Kutná Hora.
- Drdová L. et Hampl R., 2008:** Potenciální hnízdní predátoři vodních ptáků a metody jejich zjišťování. *Sylvia* 44: 3-16.
- Duarte J. et Vargas J. M., 2004:** Field interbreeding of released farm-reared red-legged partridges (*Alectoris rufa*) with wild. *Game and Wildlife Science* 21(1): 55-61.
- Etnerová J., 2006:** Reintrodukce tetřeva hlušce v Krkonoších v letech 2000-2002. *Myslivost* 11:63.
- Ewen J. G., Armstrong D. P., Parker K. A. et Seddon P. J., 2012:** Reintroduction Biology: Integrating Science and Management. Wiley-Blackwell, Chichester.
- Frankham R., 2008:** Genetic adaptation to captivity in species conservation programs. *Molecular Ecology* 17: 325-333.
- Fraser D. J., 2008:** How well can captive breeding programs conserve biodiversity? A review of salmonids. *Evolutionary Applications* 1: 535–586.
- Griffith B., Scott J. M., Carpenter J. W. et Reed, C., 1989:** Translocation as a species conservation tool: status and strategy. *Science* 245: 477–480.
- Griffiths R., Daan S. et Dijkstra C., 1996:** Sex identification in birds using two CHD genes. *Biological Sciences* 263: 1251-1256.
- Guay P. J. et Iwaniuk A. N., 2008:** Captive breeding reduces brain volume in waterfowl (*Anseriformes*). *The Condor* 110: 276-284.
- Guay P. J., Parrott M. et Selwood L., 2012:** Captive breeding does not alter brain volume in a marsupial over a few generations. *Zoo Biology* 31: 82-86.

Hämäläinen A., Dammhahn M., Aujard F. et Kraus C., 2015: Losing grip: Senescent decline in physical strength in a small-bodied primate in captivity and in the wild. *Experimental Gerontology* 61: 54–61.

Hedrick P. H. et Fredrickson R., 2010: Genetic rescue guidelines with examples from Mexican wolves and Florida panthers. *Conservation Genetics* 11: 615–626.

Herčík T. et Dvořák J., 2010: Zvyšování hnízdních možností kachny divoké prostřednictvím hnízdních budek. *Myslivost* 7: 20.

Hoffmann M., Hilton-Taylor C., Angulo A., Böhm M., Brooks T. M., Butchart S. et Carpenter H., 2010. The impact of conservation on the status of the world's vertebrates. *Science* 330: 1503–1509.

Homberger B., Jeni-Eiermann S., Roulin A. et Jenni L., 2013: The impact of pre- and post-natal contexts on immunity, glucocorticoids and oxidative stress resistance in wild and domesticated grey partridges. *Functional Ecology* 27: 1042-1054.

Hora J., Brinke T, Vojtěchovská E., Hanzal V., Kučera Z. (eds.), 2010: Monitoring druhů přílohy I směrnice o ptácích a ptačích oblastí v letech 2005-2007. AOPK ČR.

Hůda J., Hanzal V., Kunitzká E. et Plaňanská J., 2001: Chov kachny divoké v honitbách Rybářství Třeboň a. s., Abstrakt z konference „Pernatá zvěř 2001“.

Champagnon J., Guillemain M., Gauthier-Clerc M., Lebreton J. D. et 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.

Champagnon J., Guillemain M., Elmberg J., Folkesson K. et Gauthier-Clerc M., 2010: Changes in Mallard *Anas platyrhynchos* bill morphology after 30 years of supplemental stocking. *Bird study* 57: 344-351.

Champagnon J., Guillemain M., Elmberg J., Massez G., Cavallo F. et Gauthier-Clerc M., 2012a: Low survival after release into the wild: assessing „the burden of captivity” on Mallard physiology and behaviour. *European Journal of Wildlife Research* 58: 255-267.

Champagnon J., Elmberg J., Guillemain M., Gauthier-Clerc M., Lebreton J. D., 2012b.: Conspecifics can be aliens too: a review of effects of restocking practices in vertebrates. *Journal for Nature Conservation* 20:231-241.

Champagnon J., Crochet P., Kreisinger J., Čížková D., Gauthier-Clerc M., Massez G., Söderquist P., Albrecht T. et Guillemain M., 2013: Assessing the genetic impact of massive restocking on wild mallard. *Animal Conservation* 16: 295–305.

Charlesworth D. et Willis J. H., 2009: The genetics of inbreeding depression. *Nature Reviews Genetics* 10: 783-796.

Chávarri M., Berriatua E., Giménez A., Gracia E., Martínez-Carrasco C., Ortiz J. M. et Ruiz de Ybáñez R., 2012: Differences in helminth infections between captive and wild spur-thighed tortoises *Testudo graeca* in southern Spain: A potential risk of reintroductions of this species. *Veterinary Parasitology* 187: 491– 497.

- Cheng K. M., Shoffner R. N., Phillips R. E. et Lee F. B., 1978:** Mate preference in wild and domesticated (game-farm) mallards (*Anas platyrhynchos*): I. Initial preference. *Animal Behavior* 26: 996-1003.
- Cheng K. M., Shoffner R. N., Phillips R. E. et Lee F. B., 1979:** Mate preference in wild and domesticated (game-farm) mallards: II. Pairing success. *Animal Behavior* 27: 417-425.
- Ibrahim U. I., Mbaya A. W., Geidam Y. A. et Geidam A. M., 2006:** Endoparasites and associated worm burden of captive and free-living ostriches (*Struthio camelus*) in the semi-arid region of northeastern Nigeria. *International Journal of Poultry Science* 5: 1128-1132.
- IUCN, 1987:** Introduction, reintroduction and re-stocking. IUCN Position Statement on Translocation of Living Organisms. Meeting of the IUCN Council, Gland, Switzerland.
- IUCN/SSC, 2013:** Guidelines for Reintroductions and Other Conservation Translocations. Version 1.0. Gland, Switzerland: IUCN Species Survival Commission.
- Jiang P., Lang Q., Fang S., Ding P. et Chen L., 2005:** Genetic diversity comparison between captive individuals and wild individuals of Elliot's Pheasant (*Syrnaticus ellioti*) using mitochondrial DNA. *Journal of Zhejiang University Science B*. 6(5):413-417.
- Jule K. Leaver L. et Lea S., 2008** The effects of captive experience on reintroduction survival in carnivores: A review and analysis. *Biological conservation* 141:355-363.
- Kehoe F. P., Ankney C. D. et Alisauskas R. T., 1988:** Effects of dietary fiber and diet diversity on digestive organs of captive Mallards (*Anas platyrhynchos*). *Canadian Journal of Zoology* 66(7): 1597-1602.
- Keith-Lucas T., White F. J., Keith-Lucas L. et Vick L. G., 1999:** Changes in Behavior in Free-Ranging *Lemur catta* Following Release in a Natural Habitat. *American Journal of Primatology* 47: 15-28.
- Kostkan V., 1998:** Bobr se vrací, deset let novodobé existence v českých zemích. *Vesmír* 77: 403.
- Kůs E., 2012:** Dvacet let od návratu koně Převalského. *Živa* 3: 145-148.
- Laikre L., Palmé A., Josefsson M., Utter F. et Ryman N., 2006:** Release of alien populations in Sweden. *Ambio* 35: 255–261.
- Laikre L., Schwartz M. K., Waples R. S., Ryman N. et The GeM Working Group, 2010:** Compromising genetic diversity in the wild: unmonitored large-scale repopulation of plants and animals. *Trends in Ecology and Evolution* 25: 520–529.
- Lessells C. M. et Boag P. T., 1987:** Unrepeatable repeatabilities: a common mistake. *The Auk* 104: 116-121.

- Lokemoen J. T. et Koford R. R.**, 1996: Using candlers to determine the incubation stage of passerine eggs. *Journal of Field Ornithology* 67(4): 660-668.
- Lucas A. M. et Jamroz C.**, 1961: Atlas of avian hematology. Agriculture Monograph 25, United States Department of Agriculture, Washington.
- Madsen T., Ujvari B. et Olsson M.**, 2004: Novel genes continue to enhance population growth in adders (*Vipera berus*). *Biological Conservation* 120(1): 145–147.
- Mbaya A. W. et Udendeye U. J.**, 2011: Gastrointestinal parasite of captive and free-roaming primates at the Afi mountain primate conservation area in Calabar, Nigeria and their Zoonotic Implications. *Pakistan Journal of Biological Sciences* 14(13): 709-714.
- McPhee E. M.**, 2003: Generations in captivity increases behavioral variance: considerations for captive breeding and reintroduction programs. *Biological Conservation* 115: 71–77.
- McPhee E. M.**, 2004: Morphological Change in Wild and Captive Oldfield Mice *Peromyscus polionotus subgriseus*. *Journal of Mammalogy* 85(6):1130-113.
- Melfi V. A. et Feistner A. T. C.**, 2002: A Comparison of the Activity Budgets of Wild and Captive Sulawesi Crested Black Macaques (*Macaca Nigra*). *Animal Welfare* 11: 213-222.
- Moore S. J. et Battley P. F.**, 2006: Differences in the digestive organ morphology of captive and wild Brown Teal *Anas chlorotis* and implications for releases. *Bird Conservation International* 16(3): 253-264.
- Moss R.**, 1972: Effect of captivity on gut lengths in red grouse. *Journal of Wildlife Management*. 36: 99–104.
- Müller J., Seibold S., Werner S. et Thorn S.**, 2014: Návrat puštica bělavého do Bavorského lesa. *Ochrana přírody* 4: 40-42.
- Munene E., Otsyula M., Mbaabu D. A. N., Mutahi W. T., Muriuki S. M. K. et Muchemi G. M.**, 1998: Helminth and protozoan gastrointestinal tract parasites in captive and wild-trapped African non-human primates. *Veterinary Parasitology* 78(3): 195-201.
- Muñoz-Fuentes V., Green A. J. et Sorenson M. D.**, 2008: Comparing the genetics of wild and captive populations of White-headed Ducks *Oxyura leucocephala*: consequences for recovery programmes. *Ibis* 150: 807-815.
- Norton J. E. et Ashley M. V.**, 2004: Genetic Variability and Population Differentiation in Captive Baird's Tapirs (*Tapirus bairdii*). *Zoo Biology* 23:521–531.
- Nudds T. D, Elmberg J., Pöysä H., Sjöberg K. et Nummi P.**, 2000: Ecomorphology in breeding Holarctic dabbling ducks: the importance of lamellar density and body length varies with habitat type. *Oikos* 91(3): 583-588.

Osbourne C. E., Swift B. L. et Baldassarre G. A., 2010: Fate of captive-reared and released mallards on eastern Long Island, New York. *Human-Wildlife Interactions* 4: 266-274.

Pekár S. et Brabec M., 2012: Moderní analýza biologických dat. Masarykova univerzita, Brno.

R Core Team (2013). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.

Rantanene M. E., Buner F., Riordan P., Sotherton N. et MacDonald W. D., 2010: Habitat preferences and survival in wildlife reintroductions: an ecological trap in reintroduced grey partridges. *Journal of Applied Ecology* 47: 1357-1364.

Reed J. M., Gray E. M., Lewis D., Oring L. W., Coleman R., Burr T. et Luscomb P., 1999: Growth patterns of hawaiian stilt chicks. *Wilson Bull* 111(4): 478-487.

Ripple W. J. et Beschta R. L., 2011: Trophic cascades in Yellowstone: The first 15 years after wolf reintroduction. *Biological Conservation* 145: 205-213.

Robert A., 2009: Captive breeding genetics and reintroduction success. *Biological Conservation* 142: 2915–2922.

Rogell B., Dannewitz J., Palm S., Petersson E., Dahl J., Prestegard T., Jarvi T. et Laurila A., 2012: Strong divergence in trait means but not in plasticity across hatchery and wild populations of sea-run brown trout *Salmo trutta*. *Molecular Ecology* 21: 2963-2976.

Romero L. M. et Reed J. M., 2005: Collecting baseline corticosterone samples in the field: is under 3 min good enough? *Comparative Biochemistry and Physiology A Molecular and Integrative Physiology* 140: 73–79.

Sanchez-Donoso I., Vilà C., Puigcerver M., Butkauskas D., Caballero de la Calle J. R., Morales-Rodríguez P. A. et Rodríguez-Teijeiro J. D., 2012: Are Farm-Reared Quails for Game Restocking Really Common Quails (*Coturnix coturnix*)? A Genetic Approach. *PLoS ONE* 7(6): e39031.

Santos C. H. A., Leitão M. A. B., Sousa C. F. S., Santana G. X., Paula-Silva M. N. et Almeida-Val V. M. F., 2012: Genetic variability of wild and captivity populations of *Colossoma macropomum* (Cuvier, 1818). *Acta Scientiarum Biological Sciences* 34(2):191.

Santos C. H. A., Leitão M. A. B., Silva M. N. P., Paula-Silva M. N. et Almeida-Val V. M. F., 2014: Genetic relationships between captive and wild subpopulations of *Arapaima gigas* (Schinz, in Cuvier, 1822). *International Journal of Fisheries and Aquaculture* 6(10):108-123.

Sarrazin F. et Barbault R., 1996: Reintroduction: Challenges and lessons for basic ecology. *Trends in Ecology and Evolution* 11: 474–478.

Sharon L. D., Noss A. J., Cuéllar R. L. et Karesh W. B., 2005: Health Evaluation of Free-Ranging and Captive Blue-Fronted Amazon Parrots (*Amazona aestiva*) in the Gran Chaco, Bolivia. *Journal of Zoo and Wildlife Medicine* 36(4): 598-605.

Shire T., 2012: Differences in behavior between captive and wild ring-tailed lemur (*Lemur catta*) populations: Implications for reintroduction and captive management. Graduate Theses and Dissertations Iowa State University.

Schladweiler J. L. et Tester J. R., 1972: Survival and behavior of hand-reared mallards in the wild. *The Journal of Wildlife Management* 36: 1118-1127.

Slade B., Parrott M. L., Paproth A., Magrath M. J. L., Gillespie G. R. et Jessop T. S., 2014: Assortative mating among animals of captive and wild origin following experimental conservation releases. *Biology Letters* 10: 1-4.

Söderquist, P., 2012: Ecological and genetic consequences of introductions of native species: the mallard as a model system. Introductory Research Essay. No. 15. Department of Wildlife, Fish, and Environmental Studies Swedish University of Agricultural Sciences.

Stunden C. E., Bluhm C. K., Cheng K. M. et Rajamahendran R., 1999: Factors affecting reproductive performance in captive mallard ducks. *Theriogenology* 52: 435-446.

Šťastný K., Bejček V. et Hudec K., 2006: Atlas hnízdního rozšíření ptáků v České republice 2001-2003. Aventinum, Praha.

Šusta F., 2005: Posun hranic rozšíření vydry říční (*Lutra lutra*) v oblasti východních Čech a severní Moravy. *Lynx* 36: 117–131.

Terranova C. J. et Coffman B. S., 1997: Body Weights of Wild and Captive Lemurs. *Zoo Biology* 16:17-30.

Tollington S., Jones C. G., Greenwood A., Tatayah V., Raisin C., Burke T., Dawson D. A., et Groombridge J. J. 2013: Long-term, fine-scale temporal patterns of genetic diversity in the restored Mauritius parakeet reveal genetic impacts of management and associated demographic effects on reintroduction programmes. *Biological Conservation* 161: 28–38.

Vander Wal E., Garant D., Festa-Bianchet M. et Pelletier F., 2013: Evolutionary rescue in vertebrates: evidence, applications and uncertainty. *Phil Trans R Soc B* 368: 1-9.

Vinkler M., Schnitzer J., Munclinger P., Votýpka J., et Albrecht T., 2010: haematological health assessment in a passerine with extremely high proportion of Basophils in peripheral blood. *Journal of Ornithology* 151: 841-849.

Weller M. W., 1956: A simple field candler for waterfowl eggs. *Journal of Wildlife Management* 20(2):111-113.

Williams S. E. et Hoffman E. A., 2009: Minimizing genetic adaptation in captive breeding programs: A review. *Biological Conservation* 142: 2388–2400.

Wimberger K., Downs C. T. et Perrin M. R., 2009: Two Unsuccessful Reintroduction Attempts of Rock Hyraxes (*Procavia capensis*) into a Reserve in the KwaZulu-Natal Province, South Africa. *South African Journal of Wildlife Research* 39(2): 192-201.

Zbořil J., 2007: Program podpory přírodních populací kachny divoké a ohrožených druhů kachnovitých ptáků. *Myslivost* 6: 6.

Zuberi A., Ali S. et Brown C., 2011: A non-invasive assay for monitoring stress responses: A comparison between wild and captive-reared rainbow fish (*Melanoteania duboulayi*). *Aquaculture* 321: 267–272.

Internetové zdroje

WWF, 2015: Eurasian Lynx. World Wide Fund For Nature. Online: [http://wwf.panda.org/what we do/where we work/alps/our solutions22222/large_carnivores/lynx/](http://wwf.panda.org/what_we_do/where_we_work/alps/our_solutions22222/large_carnivores/lynx/), cit. 1. 3. 2015.

ZOO Praha, 2015: Návrat koně Převaslkého do Mongolska. Online: <http://www.zoopraha.cz/zvirata-a-expozice/pomahame-jim-prezit/seznam-projektu/7189-navrat-kone-prevalskeho-do-mongolska>, cit. 11. 3. 2015.

Mapa ČR

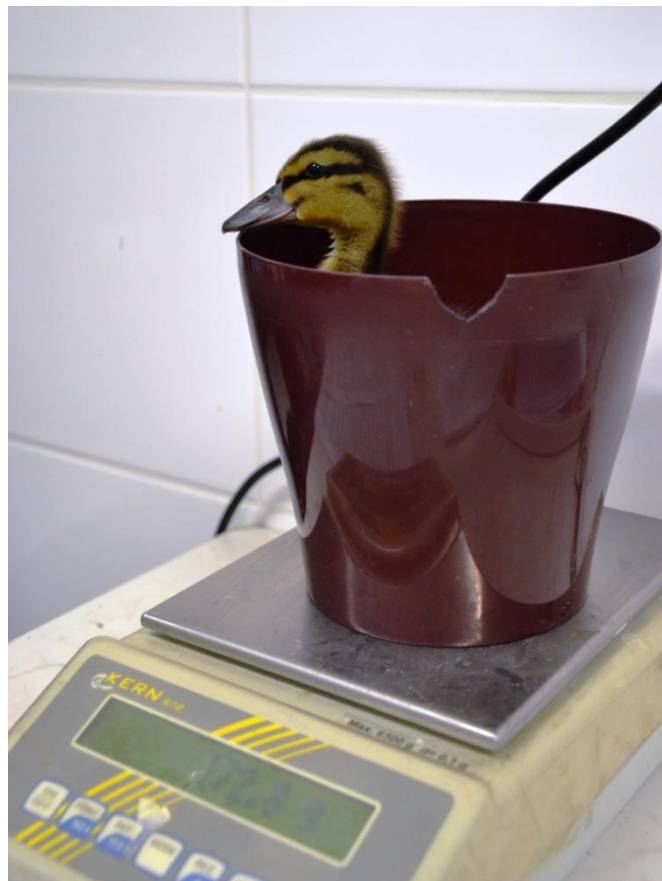
URL 1: Mapa krajů ČR. Online: <http://www.mapaceskerepubliky.cz/mapa-kraju>, cit. 15. 3. 2015

8. Přílohy

Příloha č. 1: Kachňata v síťových pytlíčkách



Příloha č. 2: Vážení kachňat



Příloha č. 3: Měření délky tarsu



Příloha č. 4: Měření délky hlavy



Příloha č. 5: Měření délky zobáku



Příloha č. 6: Měření šířky zobáku



Příloha č. 7: Měření výšky zobáku

