

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra genetiky a šlechtění



**Populační analýza u nosorožce tuponosého chovaného
v lidské péči**

Diplomová práce

Autor práce: Lucie Čižmářová

Vedoucí práce: Ing. Luboš Vostrý

2013 ČZU v Praze

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem svou práci na téma „Populační analýza u nosorožce tuonosého chovaného v lidské péči“ vypracovala samostatně a použila jen pramenů, které cituji a uvádím v seznamu literatury.

V Praze dne 11. dubna 2014

.....

Lucie Čižmářová

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala svému vedoucímu práce Ing. Luboši Vostrému za odborné vedení práce, rady a trpělivost. Ráda bych také poděkovala Ing. Renatě Masopustové za poskytnutí materiálů a pomoc. Také děkuji všem, kteří jakoukoliv cestou přispěli k vytvoření této práce ať už pomocí, poskytnutím rad nebo pouze trpělivou oporou při mém zpracování práce.

Souhrn

Přestože nosorožci tuponosí, žijící v Africe, patří mezi nejvíce početné druhy ze všech druhů nosorožců. Jejich počty však stále klesají a to vinou člověka, který je zabíjí pro jejich rohy. Nyní jsou uznány dva druhy – *Ceratotherium cottoni* a *Ceratotherium simum*, tedy severní a jižní forma. Druh *C. cottoni* je již na pokraji vyhynutí, pouze se sedmi žijícími jedinci v lidské péči, a proto byl z poddruhu přeřazen na úroveň druhu. Díky jeho přeřazení se může lépe usilovat o záchranné programy, které by tento druh vrátily na úroveň přežitelnosti.

Úkolem této práce bylo zanalyzovat vývoj populace v posledních letech na základě podkladových údajů z mezinárodní plemenné knihy nosorožců tuponosých a především zanalyzovat hodnotu inbreedingu jedinců vyjádřením koeficientu inbreedingu (F_x) a hodnoty očekávaného koeficientu inbreedingu (F_x) u všech kombinací potomků. Výsledkem toho je návrh chovného plánu, s cílem udržení genetické variability v populaci nosorožců tuponosých chovaných v lidské péči.

Literární rešerše je rozdělena do dvou částí - první část se zabývá taxonomií, fylogenezí, biologií nosorožců tuponosých, jejich rozšířením a významnou část tvoří reprodukce a ochrana druhů. Reprodukce je významná, jelikož rozmnožování v lidské péči je velmi obtížné a stává se klíčem k záchraně nosorožců tuponosých, především druhu *C. cottoni*. Velkou část tvoří také ochrana druhů a obchod, jelikož lov nosorožců tuponosých pro jejich roh stále narůstá a jeho zastavení či eliminace je velmi důležitá. Druhou část literární rešerše tvoří genetika populací, inbreeding, hybridizace a heteróze. Na tuto část navazuje zpracování údajů z mezinárodní plemenné knihy nosorožce tuponosého. Na základě zjištěných dat byly vypracovány grafy, týkající se například vývoje populací, chovu jedinců v jednotlivých kontinentech, narození a úmrtnost mláďat v jednotlivých Zoo apod. V této části jsou také zpracovány tabulky koeficientu inbreedingu jedinců a očekávaného koeficientu inbreedingu u všech kombinací potomků obou druhů.

Z výsledků vyplývá, že inbredních jedinců druhu *C. simum* je málo a žádný pár sestávající z inbredních jedinců není chován ve stejné instituci. Možnost vytváření vhodných chovných párů v reprodukčním věku je tedy široké. U druhu *C. cottoni* jsou nyní v reprodukci pouze čtyři jedinci, tudíž všichni jejich potomci budou inbrední. Koeficient inbreedingu není stanoven pro jedince odchycené přímo z přírody, jelikož není znám jejich původ.

Klíčová slova: populační analýza, koeficient inbreedingu, inbreeding, nosorožec tuponosý, *Ceratotherium cottoni*, *Ceratotherium simum*

Summary

Although White Rhinoceros, living in Africa, are among the most numerous species of all rhino species. However their numbers continue to decline due to human, who kills them for their horns. Now there are two recognized species - *Ceratotherium simum* and *Ceratotherium cottoni*, in other words the northern and southern form. Type *C. cottoni* is almost extinct with only seven individuals living in captivity, and has been reclassified from a subspecies to species level. Because of this reclassification may be better to make rescue programs to return this species to the level of survivability.

The aim of this thesis was to analyze the development of a population in recent years, based on data from the international studbook for White Rhinoceros and especially to analyze the inbreeding coefficient of individuals (F_x) and the expected inbreeding coefficient (F_x) for all combinations of offspring. The result is a proposal breeding plan in order to maintain genetic variability in a population of the White rhinoceros bred in captivity.

The background research is divided into two parts - the first part discusses about the development of taxonomy, phylogeny, biology of white rhinos, their occurrence and a significant part of this discussion is reproduction and species protection. Reproduction is important, because breeding of white rhinos in captivity is very difficult and becomes the key to saving the rhinoceros, especially *C. cottoni*. The great part is also protection of species and trade, because hunting white rhinos for their horn is still increasing and stop or elimination is very important. The second part discusses about genetics of populations, inbreeding, hybridization and heterosis. This part is followed by processing data from the international studbook for the White Rhinoceros. Based on the data, a few graphs have been included, dealing e.g. with the development of populations, breeding individuals in different continents, birth and infant mortality in the different Zoos, etc. This section also included table of inbreeding coefficient of individuals and the expected inbreeding coefficient for all combinations of offspring in both species.

The results show that inbred individuals of *C. simum* are few and none of pair consisting of inbred individuals is bred in the same institution. Therefore possibility of creating appropriate breeding couples in reproductive age is wide. In reproduction of *C. cottoni* are now only four individuals, so all of their offspring will be

inbred. Inbreeding coefficient is not determined for individuals taken directly from nature because their ancestry is unknown.

Keywords: analyze of population, inbreeding koeficient, inbreeding, White Rhinoceros, *Ceratotherium cottoni*, *Ceratotherium simum*

OBSAH

1	ÚVOD	2
2	VĚDECKÁ HYPOTÉZA A CÍLE PRÁCE	2
3	LITERÁRNÍ REŠERŠE	4
3.1	Taxonomické zařazení	4
3.1.1	Historie a vývoj taxonomie nosorožce tuponosého	4
3.1.2	Aktuální taxonomie nosorožce tuponosého	5
3.2	Fylogeneze	6
3.3	Biologie nosorožců tuponosých obecně	7
3.3.1	Anatomie	8
3.4	Rozšíření obou druhů ve volné přírodě	10
3.4.1	Rozšíření <i>Ceratotherium cottoni</i>	10
3.4.2	Rozšíření <i>Ceratotherium simum</i>	11
3.5	Reprodukce nosorožců tuponosých obecně	12
3.5.1	Sexuální chování	13
3.5.2	Říje	13
3.5.3	Páření	13
3.5.4	Březost	14
3.5.5	Reprodukce v lidské péči	14
3.5.6	Estrální synchronizace	15
3.5.7	Kvalita a odběr spermatu	16
3.6	Ochrana druhů	17
3.6.1	Ochrana <i>Ceratotherium cottoni</i>	17
3.6.2	Ochrana <i>Ceratotherium simum</i>	17
3.6.3	Ohrožení lovem.....	18
3.6.4	Použití rohu	19
3.6.5	Obchod	19
3.6.6	Soukromé vlastnictví nosorožců tuponosých v Africe	22
3.6.7	Záměrná „kontaminace“ rohů jako nástroj ochrany	24
3.7	Genetika populací	26
3.7.1	Genetická variabilita	26
3.7.2	Velikost populace.....	27
3.7.3	Genetická rovnováha.....	28
3.7.4	Genetický drift	29
3.8	Inbreeding	31
3.8.1	Odhad inbreedingu	33

3.8.2	Koeficient inbreedingu z rodokmenů.....	35
3.8.3	Inbrední deprese	38
3.8.4	Dopad inbreedingu na životaschopnost	41
3.9	Hybridizace.....	42
3.9.1	Přírodní hybridizace	42
3.9.2	Interspecifická hybridizace	43
3.9.3	Plodnost hybridů	44
3.10	Heteróze	44
4	MATERIÁL A METODY	46
4.1	Materiál.....	46
4.2	Metody.....	46
5	VÝSLEDKY	48
5.1	Vývoj populacev lidské péči	48
5.1.1	Populace druhu <i>Ceratotherium cottoni</i>	48
5.1.2	Populace druhu <i>Ceratotherium simum</i>	48
5.2	Rozvoj populace v lidské péči.....	50
5.2.1	Narození a uhynulí jedinci podle pohlaví	51
5.2.2	Narození a uhynulí jedinci v jednotlivých kontinentech	52
5.2.3	Rozvoj populace druhu <i>C. simum</i> v zoologických zahradách	53
5.3	Koeficient inbreedingu F_x.....	54
5.3.1	Výpočet koeficientu inbreedingu F_x jedinců obou druhů	54
5.3.2	Výpočet koeficientu inbreedingu z rodokmenů dle Wrighta (1922)	56
5.4	Statistické zhodnocení inbreedingu	60
5.4.1	Rozdíl v hodnotě inbreedingu samců a samic <i>C. simum</i>	60
5.4.2	Rozdíl v hodnotě inbreedingu jedinců v jednotlivých kontinentech.....	62
5.5	Očekávaný koeficient inbreedingu	64
5.5.1	Výpočet u druhu <i>Ceratotherium cottoni</i>	64
5.5.2	Výpočet u druhu <i>Ceratotherium simum</i>	65
6	DISKUZE	68
7	ZÁVĚR	71
8	SEZNAM LITERATURY	72
9	SAMOSTATNÉ PŘÍLOHY	80

1 ÚVOD

Nosorožci jsou pozoruhodná zvířata, která svou velikostí patří mezi největší žijící suchozemské savce na světě. Jejich vznik je datován do období třetihor. Od té doby prošli řadou změn až do nynější podoby. Tato zvířata, která přežila staletí, jsou nyní na pokraji vyhubení díky člověku. Situace začíná být kritická, což popisuje řada autorů ve svých pracích. Tomiuk a Wöhrman (1994) uvádějí, že v kterýkoliv čas v průběhu evoluce organismů se nové druhy vyvíjely a další vyhynuly. Na základě záznamu z fosilních nálezů se předpokládá, že 99 % ze všech druhů, které kdy na planetě existovaly, zmizely. Tudíž vyhynutí druhů je tedy přírodní proces. Nicméně v poslední dekádě byl pozorován zvýšený počet vyhynulých druhů, který nikdy nebyl hodnocen jako „normální“. Pokud bude taková destrukce vlivem člověka pokračovat, předpokládá se, že 10 – 20 % ze všech druhů zvířat bude ohroženo vyhynutím v příštích několika dekádách.

Nosorožec tuponosý, žijící v Africe, patří mezi nejvíce početné druhy ze všech druhů nosorožců. Nicméně jejich počty stále klesají a to vinou člověka, který je zabíjí pro jejich rohy. Nyní jsou uznány dva druhy – *Ceratotherium cottoni* a *Ceratotherium simum*, tedy severní a jižní forma. Druh *C. cottoni* je již na pokraji úplného vyhynutí. V přírodě je označen za „vyhynulý“ a v lidské péči je chováno pouze sedm jedinců, a proto byl z poddruhu přeřazen na úroveň druhu. Díky jeho přeřazení se může lépe usilovat o záchranné programy, které by tento druh vrátily na úroveň přežitelnosti.

Kromě cíle záchrany druhu *C. simum* v přírodě omezením lovu, je hlavním cílem záchrany reprodukce obou druhů v lidské péči. Tato zvířata se ovšem v nepřírodném prostředí rozmnožují velmi špatně a je tedy nutné reprodukci co nejvíce podpořit a navodit co nejlepší přírodní podmínky. V průběhu času se také vyvinuly metody ke zlepšení reprodukce, jako umělá inseminace či synchronizace říje.

2 VĚDECKÁ HYPOTÉZA A CÍLE PRÁCE

Výběrem vhodných rodičovských párů je možné snížit průměrnou hodnotu koeficientu inbreedingu (F_x) v populaci nosorožce tuponosého chovaného v lidské péči.

Cílem práce je analyzovat hodnotu inbreedingu a zjistit další populační parametry na základě podkladových údajů z mezinárodní plemenné knihy nosorožce tuponosého

chovaného v lidské péči. Důležité je odhadnout očekávanou hodnotu inbreedingu (F_x) všech kombinací potenciálních potomků k navržení vhodné varianty dlouhodobého chovného plánu s cílem udržení genetické variability v populaci nosorožců tuponosých chovaných v lidské péči. Nezbytné je znázornění vývoje populace v čase a v jednotlivých kontinentech. Část mé práce zahrnuje také statistické zhodnocení hodnot koeficientu inbreedingu (F_x). Otázkou je, zda existuje statisticky významný rozdíl v hodnotách F_x samic a samců a také testování hodnot F_x mezi jednotlivými kontinenty.

Všechny zjištěné a zanalyzované údaje by měli posloužit k zmapování populace žijících jedinců, kteří jsou schopni reprodukce. Zmapování výskytu jedinců v jednotlivých institucích v jednotlivých kontinentech poslouží k možnosti tato zvířata přemísťovat a vytvářet chovné páry tak, abychom zajistili dlouhodobě životaschopnou populaci a tím přispěli k záchraně těchto druhů.

3 LITERÁRNÍ REŠERŠE

3.1 TAXONOMICKÉ ZAŘAZENÍ

3.1.1 Historie a vývoj taxonomie nosorožce tuponosého

Burchell (1812) jako první popsal nosorožce tuponosého z exempláře nalezeného v dnešní oblasti severozápadní provincie Jihoafrické republiky a pojmenoval jej *Rhinoceros simus*. Rod *Ceratotherium* použil v taxonomii až Gray v roce 1867. Nyní jsou taxonomicky uznány dva druhy: *Ceratotherium simum* v jižní Africe a *Ceratotherium cottoni* v severovýchodní Africe (Groves a Grubb, 2011) i když některé zdroje se stále ještě drží platné taxonomie z roku 2005, která je rozdělovala na dva poddruhy *C. simum cottoni* a *C. simum simum* (Owen-Smith, 2013).

Při rozhodování, zda je zařadit mezi poddruh nebo samostatný druh se bralo v úvahu:

- 1.) Vysoký stupeň příbuznosti čtyř zbylých *C. simum cottoni* v rezervaci Ol Pejeta
- 2.) Fakt, že každý z potomků *C. simum cottoni* bude inbrední
- 3.) Potřeba maximalizovat reprodukční výkon ze všech *C. simum cottoni* (jen těch, která jsou mladá) a snažit se udržet co nejvíce adaptivních genů, kolik je jen možných (minimalizovat ztrátu genetické diverzity v průběhu genetického driftu).
- 4.) Omezená reprodukce dvou samců *C. simum cottoni*, kteří jsou staří a také to, že jsou zde pouze dvě samice *C. simum cottoni* a jen jedna z nich je mladá (IUCN, 2012).

Z posledního pozorování z roku 2006 je však druh *C. cottoni* v přírodě pravděpodobně vyhynulý. Poslední čtyři potenciálně chovaní jedinci tohoto druhu byli převezeni ze ZOO Dvůr Králové z České republiky do rezervace Ol Pejeta v Keni k navození lepších přírodních podmínek k reprodukci. Ukazuje se, že zbývající čtyři *C. cottoni* jsou pravděpodobně neschopní vytvořit životaschopnou populaci v delším čase kvůli negativním efektům vysokého inbreedingu. Také vysoká možnost změny demografických událostí může zbývající populaci významně eliminovat. Nalezením dalších zvířat ve volné přírodě se udržuje naděje pro záchranu co nejvíce možných adaptivních genů pro eventuální reintrodukcí zpět do přírody. Křížení s *C. simum* k zachování genů *C. cottoni* v chovné populaci bylo do roku 2011 chápáno jako nezbytné (IUCN, 2012), ale v současnosti, z hlediska zachování druhové čistoty a po přehodnocení obou poddruhů na pozici druhovou, je tento krok nerealizovatelný (Groves a Grubb, 2011).

3.1.2 Aktuální taxonomie nosorožce tuponosého

Podle Grovse a Grubbse (2011) samotnému přehodnocení poddruhů na samostatné druhy předcházely obsáhlé vědecké diskuze, které vyústily k prozatím finální změně taxonomie nosorožců. Byly nalezeny morfologické a genetické odlišnosti, které opravňují přeřazení poddruhu *C. simum cottoni* jako samostatného druhu *C. cottoni*. Našly se rozdíly, které prokazují dvě taxonomické skupiny prakticky ve všech vyšetřovaných charakteristikách. Rozdíly byly výborně prokázány na dentálním měření, lebečním srůstu a kranioetrii. Fosilní nálezy ukazují starobylý genom, datovaný zpět nejméně do časného pliocénu s postupnou evolucí do nynější diagnostikovatelné formy. Genetická analýza prokazuje separační čas více než milion let mezi těmito dvěma taxony, odůvodňující jejich zařazení jako odlišné druhy: *C. simum* a *C. cottoni*. Existuje více alternativních cest pro klasifikaci druhu, ale ty nebyly v této problematice univerzálně přijaty (Groves et al., 2010).

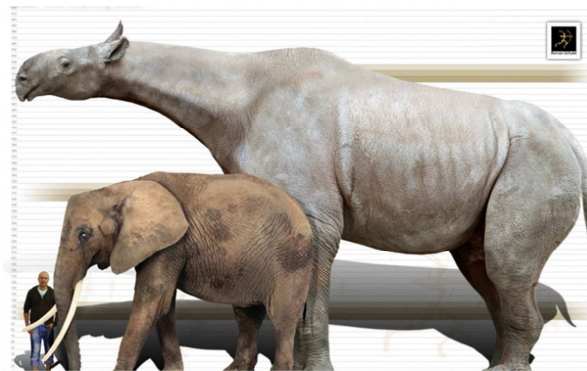
Říše: Animalia
Kmen: Chordata
Podkmen: Vertebrata
Třída: Mammalia
Podtřída: Theria
Řád: Perissodactyla
Čeleď: Rhinocerotidae
Rod: *Ceratotherium*
Druh: *Ceratotherium cottoni* - severní forma
Ceratotherium simum - jižní forma

(Groves a Grubbs, 2011)

V běžné terminologii se nosorožec tuponosý označuje jako „white rhino“ (nosorožec bílý). Existuje několik teorií vzniku tohoto pojmenování. Nejvíce populárním vysvětlením je, že bylo převzato z Afrického „wyd“ nebo „wijd“, což znamená rozšířený. Ovšem tato teorie není oficiálně potvrzena. Pojmenování „white“ mohlo vzniknout také díky bledé barvě kůže těchto zvířat (Owen-Smith, 2013). Tato terminologie - tedy severní a jižní forma - byla pro lepší přehlednost v práci zvolena v kombinaci s latinským názvoslovím.

3.2 FYLOGENEZE

Jako skupina Rhinoceroidea vznikla ve třetihorách, kdy byla zastoupena řadou forem jako například až 30 tun vážícím *Indricotherium* (Obr. 1), které vyhynulo před deseti milióny let (Roček, 2002). Pasoucí se *Ceratotherium* prošel několika evolučními stupni z časného pliocénu jako *C. praecox* v období pozdního pliocénu/časného pleistocénu jako *C. germanoaffricanum* následující *C. mauritanicum* popsáným ze středního pleistocénu a přežívající v Severní Africe do pozdního pleistocénu. *C. mauritanicus*, se podle Geraadse (2005) lišil od moderních tuponosých nosorožců slabým postorbitálním zúžením a širokým šíjovým hřebenem, stejně jako štíhlými metapodii (záprstní kosti). Předpokládaná větev druhu z pozdního pliocénu v Řecku a Iránu známý jako *Diceros neumami* byl transformován do *Ceratotheria* a byl všežravec. Ten se vyskytoval ve dvou izolovaných liniích: *Diceros* s menší velikostí a vyklenutějším profilem zatímco *Ceratotherium* byl větší s plošším profilem (Kingston a Harrison, 2007). *C. simum* byl poprvé nalezen v časném pleistocénu. Jedinci nalezeni ve východní Evropě byli popsáni jako *C. simum germanoaffricanum* (Groves, 1975). Z kosterních pozůstatků vyplývá, že přeměna z *C. mauritanicum* do *C. simum* proběhla ve východní Africe (Geraads, 2005). Čeleď tzv. „pravých nosorožců“ *Rhinocerotidae* vznikla v Severní Americe. Nejpůvodnější z dnešních druhů je nosorožec sumaterský. Třetihorní příbuzní tohoto nosorožce žili ve střední Evropě. Ze stejného předka se vyvinul nosorožec přizpůsobený k životu v chladném klimatu pojmenován jako nosorožec srsnatý *Coelodonta antiquitatis*. Tento současník mamutů vyhynul před deseti tisíci lety (Roček, 2002).



Obrázek 1- Indricotherium (Zdroj: www.prehistoric-fauna.com)

Před zhruba 2000 lety obýval *Ceratotherium* údolí Nilu do jižního Egypta a pravděpodobně i většinu severozápadní Afriky. Jeskynní malby a kosterní zbytky ukazují, že

nosorožci se kdysi vyskytovali až na severozápadním pobřeží Maroka a Alžírsko, ale není zjištěno přesné určení druhu a času posledního přežití. Na základě délky rohu zobrazeného na jeskynních malbách se předpokládá, že *Ceratotherium* se vyskytoval v Maroku a Libyi asi před 3 500 lety (Nowak, 1999).

3.3 BIOLOGIE NOSOROŽCŮ TUPONOSÝCH OBECNĚ

Nosorožec je jedním z největších suchozemských savců na světě. Bylo vypořádáno, že nosorožci tuponosí denně ujdou 4 – 15 km. Aktivní jsou brzy ráno, pozdě odpoledne a večer. Nosorožci se válejí nebo odpočívají ve stínu uprostřed dne. Válení v bahně je velmi důležité během horkých dnů pro udržení termoregulace a pro zbavení těla ektoparazitů (Nowak, 1999). Potrava u obou druhů je trochu odlišná. Owen-Smith (1975) zjistil, že jižní forma požírá krátkou výživnou trávu ve srovnání se severní formou, která může žrát více dvouděložných rostlin a musí přežít při výskytu vysoké trávy v období dešťů a v suchých oblastech v období sucha. Nosorožci tuponosí mezi sebou velmi často vokalizují a vokalizace je nejrozvinutější ze všech druhů nosorožců. Mají okolo deseti vokalizací zahrnující vzdychání jako kontaktní volání, bručení a frkání u skupin známých jedinců, kňučení v úzkosti či hluboké vrčení v ohrožení (Nowak, 1999). Významná vokalizace je zaznamenána také při udržení prostoru, zejména u samic s mláděty. Při držení zvířat v lidské péči byla zaznamenána zvýšená vokalizace při krmení, pravděpodobně ukazující na prostorový stres. Řešení je rozdělení krmení do více hromad (Metrione et al., 2007).

Druh nosorožce tuponosého je ze všech druhů nosorožců nejvíce sociální a vyskytuje se v přírodě ve skupinách. Několik samic se se svými mláděty sdružuje do skupin. Dospívající, kteří jsou odehnáni od svých matek před narozením dalšího mláděte, se sdružují s dalšími, někdy s více než šesti mladými jedinci následující dospělou samici (Nowak, 1999). Výhoda skupiny mladistvých je odrážení a menší šance útoku dominantního dospělého samce, jehož teritorium obsazují nebo přecházejí. Skupina, do níž tato samice patří, obsadí její oblast (9-15 km²) ale rozpadne se, když samice porodí a déle netoleruje společnost (Shrader a Owen-Smith, 2002). V přírodě Owen-Smith (1973) vypořádal, že několik skupin

se občas seskupuje dohromady při odpočinku nebo se skupiny přemísťují společně při nějaké hrozbě, což jim umožňuje vytvářet falešný dojem příslušníkům stejně velkého stáda. Tohle seskupení však bylo pouze přechodné (Metrione et al., 2007). V přesunech zvířat hrají roli jedinci stejného druhu, kteří se stávají podnětem, kvůli kterému se ostatní jedinci nakonec rozhodnou usadit. Mnoho přesunů je řízeno pouze populačním propadem, kdy je reprodukce již neadekvátní a populace musí migrovat (Shrader a Owen-Smith, 2002).

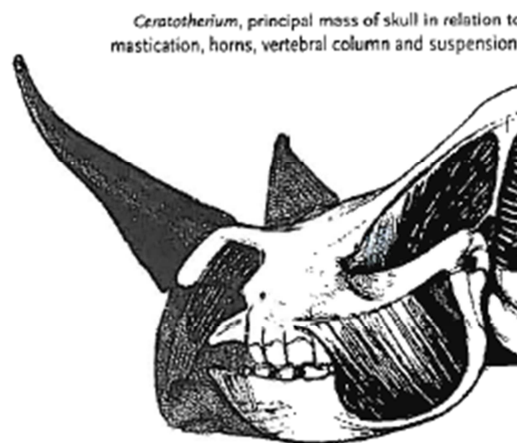
Teritoriální samci jsou obvykle solitární, značkují a střeží hranice své oblasti a vyzývají každého obtěžujícího dospělého samce. Někdy se opakovaně přetlačují rohy, ale vážný souboj je vzácný, obvykle jeden nebo oba zúčastnění odstoupí. Mnohem intenzivnější konflikty s poraněním způsobeným rohem, nebo nátlaky se mohou vyskytnout, pokud samci soupeří o říjící se samici. Dominantní samci rozprašují moč k značení hranic svých teritorií, zatímco podřízení samci a jiná zvířata moč nerozprašují. Vytvářejí hromady výkalů, které usnadňují čichovou identifikaci mezi zvířaty ve skupině. Teritoriální samec také roztrušuje své výkaly po defekaci (Nowak, 1999).

3.3.1 Anatomie

Nosorožci patří spolu s koňmi, zebry a tapíry mezi lichokopytníky - *Perissodactyla*, pro něž je typické, že osa končetiny prochází třetím prstem. U nosorožců se na předních i zadních končetinách zachovaly tři prsty. Konce prstů chrání kopyta.

U nosorožce tuponosého je lebka prodloužena a pysky jsou široce hranaté, uzpůsobené k požívání krátké trávy. Jařmové oblouky jsou podkladem pro uchycení velkých žvýkacích svalů působících na masivní dolní čelist. Čelo je hůře definovatelné (Obr. 2). Charakteristický šíjový hrbol obsahuje vazy a přidružené svaly, nesoucí mohutnou hlavu (Owen-Smith, 2013). Délka předního rohu je průměrně okolo 60 cm, ale může být delší než 150 cm. Přední roh je značně větší, světleji zbarvený. Druhý roh duplikuje stejnou funkci jako první (Groves et al, 2010). Rohy nevyrostají z lebky, ale pouze z pokožky. Jsou tvořeny tubulárními vlákny složením podobným vlasům. Samci mají větší průměr rohu, zatímco samice mají rohy štíhlejší a někdy i delší (Owen-Smith, 2013). Tělo je sudovité s výrazným hřebenem obratlů v hřbetní oblasti. Mají velké ramenní hrboly a významné kožní záhyby v místech připojení končetin k tělu (Nowak, 1999). Končetiny jsou silné, tvarem připomínající sloupy (Owen-Smith, 2013). Barva kůže je žluto-hnědá až břidlicově šedá. Tento savec je téměř

lysý, kromě chlupů na špičkách ušních boltců a žíní ocasu (Groves, 1972). Velikost je u obou druhů proměnlivá a délka těla se pohybuje okolo 330 – 420 cm, délka ocasu je 50 – 70 cm, kohoutková výška je 150 – 185 cm. Hmotnost se pohybuje okolo 1 400 – 1700 kg u samic a 2000 – 3 600 kg u samců (Nowak, 1999). Nejvíce nápadným sexuálním dimorfismem v téměř neodlišitelné tělesné velikosti samců a samic je šířka nosního hrbolu. Šířka je obvykle větší u samců (Groves et al, 2010). Samice mají jeden pár bradavek. Samcům chybí šourek (Obr. 7)



Obrázek 2- *C. simum* (Zdroj: Mammals of Africa, Jonathan Kingdon, 2013)

Oba druhy mají zcela odlišnou dentální morfologii a dají se jednoznačně odlišit (Groves et al, 2010). Zubní vzorec je (i 0/0, c 0/0, pm 3/3, m 3/3) x 2 = 24 (Nowak, 1999). V lidské péči se dožívají i 45 let. Nosorožci tuponosí špatně vidí, ale dobře slyší a čich je také velmi dobrý (Owen-Smith, 2013).

3.3.1.1 Charakteristika *Ceratotherium cottoni*

Délka těla je kratší, menší kohoutková výška. Dorsální profil je více rovný a dorzální strana lebky je velmi plochá. Ukazuje se, že u samic se plochost s věkem zvyšuje. *C. cottoni* má více výrazné žeberní drážkování. Co se týká osrstění, u tohoto druhu je nezměřitelné kvůli drbání (Groves et al, 2010) (Obr. 3).

3.3.1.2 Charakteristika *Ceratotherium simum*

Žeberní drážkování je u tohoto druhu málo patrné. Nějaké drážkování se u nich nicméně vyskytuje, což je lépe viditelné s přibývajícím věkem. (Groves et al, 2010). Rozdíly v šířce nosního hrbolu u samic a samců jsou dobře patrné. Co se týká osrstění, mají hojně, ale řídké chlupy po těle (Groves, 1972) (Obr.4).



Obrázek 3 - *C.simum cottoni* (Zdroj: The Sixth Rhino, Jan Robovský, 2010)



Obrázek 4- *C.simum simum* (Zdroj: The Sixth Rhino, Jan Robovský, 2010)

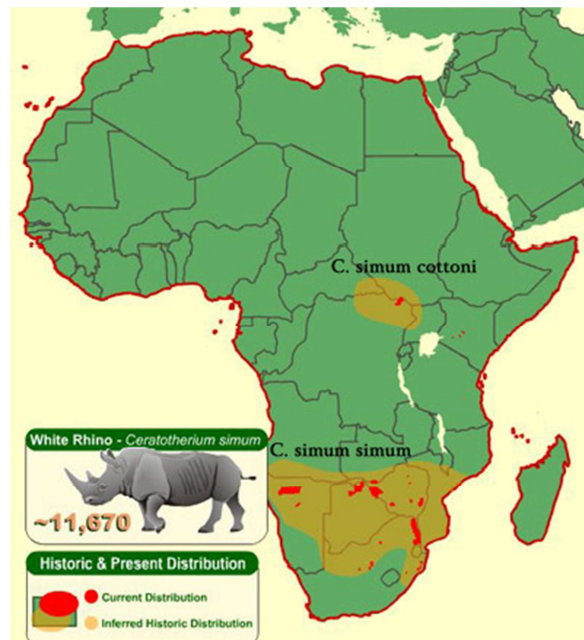
3.4 ROZŠÍŘENÍ OBOU DRUHŮ VE VOLNÉ PŘÍRODĚ

3.4.1 Rozšíření *Ceratotherium cottoni*

Dříve se vyskytoval v jižním Čadu, Středoafričské republice, jihozápadním Súdánu, severovýchodním Zairu, Demokratické Republice Kongo a severozápadní Ugandě (IUCN, 2012). Po založení Národního parku Garamba v Zaire v roce 1938 zde žilo pouze 100 zvířat tohoto druhu. Poté počet vzrostl přibližně na 1200 jedinců. Politické nepokoje v 60. letech znamenaly úbytek, poté nastal znovu růst pod vládní kontrolou v 70. letech přibližně na 500 jedinců a poté zcela kolapsoval kvůli intenzivnímu lovu v 80. letech (Obr. 5) (Groves et al., 2010).

V roce 1984 přežívalo pouze 15 jedinců v Národním parku Garamba. Pod striktní ochranou parku a díky zásahu World Heritage Committee (Úmluva o světovém dědictví), IUCN (the International Union for Conservation of Nature), WWF (World Wildlife Fund), Frankfurtské ZOO a vládě Konga byla populace zvýšena na minimálně 30 jedinců v roce 1993. Nicméně intenzivním leteckým průzkumem parku v červenci 2004 byla nalezena populace pouze 17 – 22 jedinců (WWF, 2014).

Výzkum z roku 2006 potvrdil výskyt pouze čtyř nosorožců v Národním parku Garamba v severovýchodní republice Kongo, ale podle posledních průzkumů v roce 2008 je tato populace pravděpodobně vyhynulá. V okolních oblastech bylo nalezeno pouze jedno uhynulé zvíře. Byl potvrzen malý počet jedinců vyskytujících se v oblasti jižního Súdánu, nicméně je zde plánovaný výzkum (IUCN, 2012).



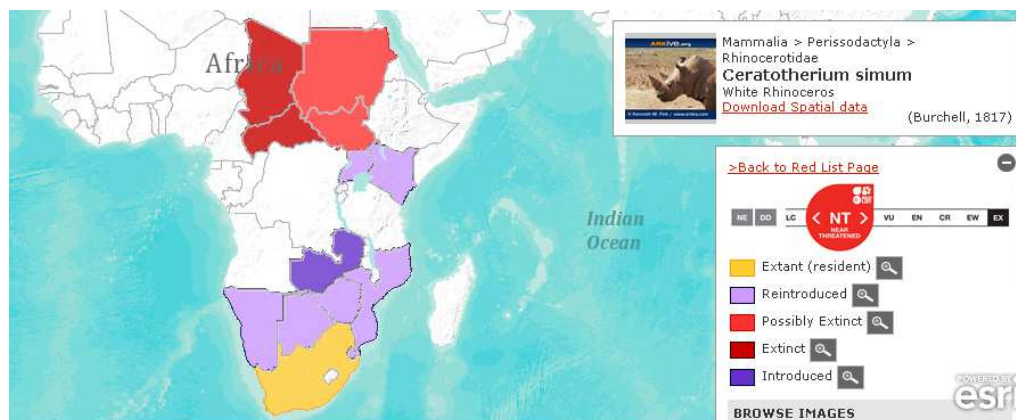
Obrázek 5- nynější oblast výskytu (červeně) a oblast výskytu v minulosti (žlutě) (Zdroj: African Rhino Foundation, www.rhinos.org)

3.4.2 Rozšíření *Ceratotherium simum*

Druh *C. simum* byl významně eliminován v průběhu osídlování jižní Afriky v 80. a 90. letech 19. století. Byl považován za úplně vyhynulý v roce 1893. V následujícím roce byla objevena malá populace v oblasti Umfolozi na východě jižní Afriky. V té době nebyl znám přesný počet jedinců. V 30. letech 20. století byla populace redukována suchem

na méně než 100 jedinců. Následující významná ochrana vedla k růstu populace v Umfolozi a přiléhajících rezervacích. Počet byl přibližně 1000 jedinců v roce 1970 a 2000 jedinců v roce 1980. Následný management zahrnoval mnoho zvířat, která byla poté použita v programu masivní reintrodukce v dalších částech jižní Afriky a také v dalších zemích (Groves et al., 2010). Byla zaznamenána reintrodukovaná populace druhu v Namibii, Botswaně, Zimbabwe a Svazijsku a malý počet přežívá v Mozambiku (Obr. 6, Příloha 1). Populace volně žijících *C. simum* byla také objevena mimo jejich historické území v Keni, Zambii (Emslie a Brooks 1999) a nedávno také v Ugandě, ačkoliv v Ugandě se dříve vyskytoval pouze *C. cottoni* (IUCN, 2012).

C. simum je nyní početnějším z obou druhů. Velká populace se vyskytuje v Národním parku Kruger (který zahrnuje soukromé a státní rezervace) a Hluhluwe – Umfolozi parku. Velký počet zvířat se vyskytuje ve státem chráněných oblastech a soukromých rezervacích po celé jižní Africe. Nyní žije více zvířat tohoto druhu v soukromých oblastech v jižní Africe, než je jich v celém zbytku Afriky (IUCN, 2012).



Obrázek 6- oblast výskytu *C. simum* (Zdroj: IUCN, 2012)

3.5 REPRODUKCE NOSOROŽCŮ TUPONOSÝCH OBEČNĚ

Pohlavní dospělosti dosahují samice nosorožců tuponosých ve čtyřech až pěti letech, tělesná dospělost ale nastává v šesti až sedmi letech, kdy mají obvykle potomky. Samci jsou sexuálně aktivní v 10 – 12 letech, kdy mohou získat teritorium a pářit se (Nowak, 1999). V přírodě byly pozorovány samice ve stáří 36 let, které byly stále reprodukčně aktivní, nicméně v lidské péči se doporučuje reprodukční stimulace samic do věku 10 let (Hermes et al., 2004). V lidské péči je průměrný věk samic při prvním porodu 9 let a 11

měsíců. Průměrný věk při posledním porodu se pohybuje kolem 16 let (WAZA, 2012). Nosorožci tuponosí nejsou popisováni jako sezónní zvířata, nicméně největší sexuální aktivita nastává v období dešťů, což je z největší pravděpodobností ovlivněno efektem „nutričního flushingu“, kdy začíná být dostupná první čerstvá tráva. V lidské péči nejsou nosorožci vystaveni extrémním nutričním rozdílům v průběhu sezóny, nicméně „flushing“ efekt se může vyskytovat. Mimoto potrava nosorožců v lidské péči, vitamínové a minerální přídatky převyšují jejich nutriční potřeby (Hermes et al., 2004). Mláďata nosorožců tuponosých se v lidské péči nejčastěji rodí v měsících říjnu, listopadu, prosinci a lednu (WAZA, 2012) (Příloha 2)

3.5.1 Sexuální chování

V přírodě žijí samice a dospívající nosorožci tuponosí ve skupině dvou až šesti jedinců a obývají území o rozloze sedmi až čtyřiceti pěti kilometrů čtverečních (Mettrione and Harder, 2011). Dominantní samec rozdělí oblast do mozaiky samostatných samčích teritorií o průměrné velikosti 1,65 km². Teritoriální samec toleruje další samce ve svém teritoriu pouze v případě, pokud se chovají čistě podřízeně. V přírodě podřízení samci v teritoriu alfa samce musí změnit chování a nemůžou se pářit se samicemi ve skupině (Hermes et al., 2004).

3.5.2 Říje

Normální říjový cyklus trvá průměrně 35 dní, nicméně může trvat i 70 dní, nebo často aktivita vaječnicků úplně chybí (Schwarzenberger et al., 2012). Velmi častým problémem je i přetrvávání luteální aktivity (přítomnost žlutého tělíska). U říjového cyklu trvajících 70 dní byla často zjištěna embryonální odúmrt'. Samice nosorožců tuponosých jsou monoovulační. Folikuly rostou ve vlnách, z kterých se vyvíjí jeden dominantní folikul s preovulační velikostí. U neovulujících samic osud tohoto neovulačního folikulu je atrézie (zničení) nebo hemorrhagie (krváčení). Koncentrace hormonu progesteronu se rapidně zvyšuje okolo 10. dne po ovulaci (Hermes et al., 2012).

3.5.3 Páření

V přírodě je chování při námluvách a páření zřetelné (Příloha 3). V čase páření dovolí dominantní samec přítomnost podřízených samců ve svém teritoriu a také dovolí samicím a dospívajícím jedincům toulat se po jeho teritoriu. Tím se pokouší zabránit říjícím se

samicím opustit jeho území (Nowak, 1999). Nicméně se může objevit agresivní chování nebo smrt samice při setkání teritoriálních samců se samicemi bez luteální aktivity. Ta nastane, pokud samice ukončila folikulogenezi (vznik nových folikulů) a neprodukuje preovulační folikuly kvůli věku nebo patologickým lézím v reprodukčním ústrojí (Hermes et al., 2012).

3.5.4 Březost

Březost trvá 480 – 548 (obvykle 490 dní). Samice rodí zhruba každé dva až tři roky jedno mládě o váze 40 až 65 kg. Kojení může trvat až jeden rok a samice obvykle odstaví své mládě až před dalším porodem. Při zaregistrování nebezpečí mládě běží před matkou, oproti mláďatům nosorožců dvourohých, kteří svou matku následují (Nowak, 1999).

3.5.5 Reprodukce v lidské péči

Domestikovaní koně, nejvíce příbuzní nosorožcům, jsou používáni jako model pro samce a samice v reprodukci nosorožců (Hermes et al., 2004). V lidské péči je říjové chování samic nosorožců tuponosých skryté a vyskytuje se pro chovatele více nepozorovaně (Nowak, 1999). Zkušený samec v lidské péči může určit říjící se samice prokázáním zájmu. Nicméně většina samců v lidské péči je nezkušených a nereagujících na samice s pravidelnou říjí. Tyto příčiny jsou velkou překážkou v managementu chovu a reprodukčním úspěchu v lidské péči. (Hermes et al., 2004).

Zásadním problémem rozmnožování nosorožců tuponosých v lidské péči je především nedodržení zákonitostí vyplývajících ze sociálního způsobu života tohoto druhu, což vede k absenci hormonálních cyklů samic. Samice žijící společně se samci od mládí je obvykle nepovažuje za sexuální partnery, a proto u nich nedochází k normálnímu průběhu říje. Také dominance ve skupinách samic nosorožců tuponosých pravděpodobně hraje roli v určení jejich reprodukčního úspěchu. Podřízené samice vykazují samčí chování a mají špatnou reprodukci, dokonce pokud normálně cyklují a páří se, což může být výsledek prostorového stresu (Metrione et al., 2007). Zvýšený stres u jedinců chovaných v zajetí může způsobit zvýšení kortikotropního-releasing hormonu (CRH), adrenokortikotropního hormonu (ACTH), a glukokortikoidů, což vede k narušení reprodukčních funkcí – růst vaječnicků a ovulaci. Zvýšené množství ACTH a glukokortikoidů může potlačovat uvolňování luteinizačního hormonu (LH). CRH může zrušit vlnu LH a může snížit produkci gonadotropin-releasing hormonu (GnRH) (Metrione a Harder, 2011). Pozitivní kontaktní chování, jako je hra, a to zejména mezi jedinci ve skupině, může působit ke snížení stresu. Na základě těchto

pozorování chování divokých nosorožců tuponosých by chovatelé měli přepravovat samice do nových institucí v párech, zejména při přemísťování dospívajícího jedince, s cílem podpořit jeho celkovou psychickou a fyziologickou pohodu. Další možností managementu chovu na stres citlivých nosorožců tuponosých je správné rozmístění věcí v prostoru, v kterém se vyskytují. Důležitý je výskyt koutů, které působí jako bariéra a umožňují alespoň optické oddělení jedinců a tím zamezení rušivých podnětů. Přístup k hojně a široce rozptýlené potravě také působí pozitivně. Chovatelé by měli do prostředí umístit klády a balvany na tření a vytvářet pro zvířata enrichment (obohacení prostředí), jako například houpací boxovací pytel, který odvede jejich pozornost od rušivých podnětů a tím jim umožní vyrovnat se se stresovými podněty (Metrione a Harder, 2011).

Další z faktorů, který může ovlivnit nízký reprodukční úspěch u samic je brzká embryonální úmrtnost, která může být zaznamenána ultrazvukem u nosorožců tuponosých, dvourohých a sumaterských. Nádory, polypy (výrůstky na sliznici) a cysty děložního krčku, vaječnicků a dělohy byly také zaznamenány. Tyto nálezy byly ale naprosto jasně nižší u nerodících samic než u rodících (Metrione and Harder, 2011).

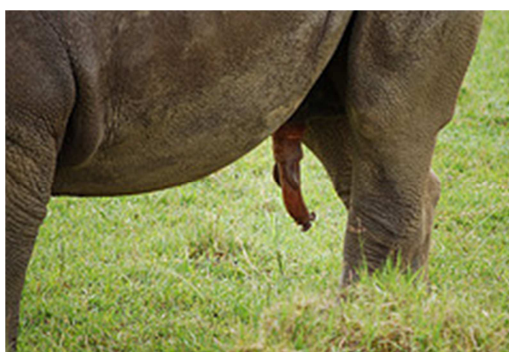
Z historických záznamů vyplývá, že 74 % nosorožců tuponosých chycených z volné přírody a 87 % se všech nosorožců tuponosých narozených v lidské péči se nikdy nerozmnožilo (Schwarzenberger et al., 2012). U samic, které porodily mláďata v lidské péči, bylo zjištěno, že 82 % potomků se dožije věku více než jednoho roku. Při odchovu mláďete matkou se 87 % dožije věku více než jednoho roku a při odchovu mláďete člověkem se tohoto věku dožije kolem 74% (WAZA, 2012) (Přílohy 4, 5, 6) U samic pocházejících z přírody bylo zjištěno, že vzhledem k tomu, že nebyly pářeny, došlo k zbytnění hymenu (panenské blány), což mohlo být příčinou toho, že necyklovaly (Schwarzenberger et al., 2012).

3.5.6 Estrální synchronizace

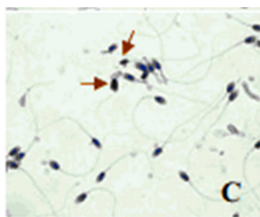
Dospělé, zdravé ale neovulující samice nosorožců tuponosých v lidské péči představují jednu z největších výzev pro chovné programy tohoto druhu v zajetí. Princip estrální synchronizace u nosorožců byla poprvé zaznamenána před více než 15 lety. Klíčem k zlepšení indukce říje bylo prodloužení periody na 9,5 dne po dokončení léčby syntetickým chlormadinonem acetátem (CMA) před indukcí ovulace. Použitím syntetického analogu GnRH používaného k indukci ovulace došlo k zlepšení ovulace na více než 93 % (Hermes et al., 2012).

3.5.7 Kvalita a odběr spermatu

K vysokému procentu redukce kvality spermatu nosorožců tuponosých může přispívat umělá sociální struktura vytvořená v lidské péči (Hermes et al., 2004). Doporučuje se chovat jednoho samce s dvěma až čtyřmi samicemi a v případě přetrvávajícího reprodukčního neúspěchu skupinu obměňovat (Schwarzenberger et al., 2012). Z odborných diskuzí vzešlo, že úspěšní chovatelé *C. simum* v USA doporučují chov samce se samicemi nepřetržitě minimálně pět měsíců v roce, tj. ve dne i v noci v jedné skupině a dostatek zeleného krmení s množstvím klíčků (zdroj vitamínu E) (Holečková a Bobek, 2000). V dnešní době se provádí také umělá inseminace, která se stává velmi důležitou při ochraně druhu *C. cottoni*, který je považován za jeden s nejvzácnějších velkých druhů savců na světě. Byly popsány různé metody odběru spermatu. Manuální odběr, který je časově náročný, má limitující úspěch a vyžaduje intenzivní trénink zvířat. Nejlepším řešením se stává elektroejakulace. Elektrostimulace dovoluje zlepšení stimulace přídatných pohlavních žláz a tudíž více kompletní odběr spermatu. Pro použití elektroejakulace můžeme nosorožce trénovat a odběr provést bez sedace nebo pod celkovou anestezií. Sonda pro elektroejakulaci byla speciálně navržena pro nosorožce. Sběrná nádoba pro odebrání ejakulátu je zakončená 50 ml ampulkou. Kontaminování močí se může stát problémem, pokud je stimulace dělaná naslepo bez předešlého ultrasonografického vyšetření. Sperma je hned ředěno 1:1 a poté vyšetřeno. Vyšetření spermatu zahrnuje celkový objem, koncentraci, celkový počet spermií, pohyblivost a morfologie spermií (Obr. 8, Příloha 7). Pro ředění se používá speciální přípravek, který byl využit pro ohrožené druhy, například pro velmi citlivé sperma slonů (Hermes et al., 2004). (Příloha 8).



Obrázek 7 - penis *C. simum* (Zdroj:www.flickr.com)



Obrázek 8 - spermie *C. simum* (Zdroj: Thai Veterinary Journal, Thongphakdee, 2011)

3.6 OCHRANA DRUHŮ

3.6.1 Ochrana *Ceratotherium cottoni*

Severní forma, kdysi docela početná, je nyní kriticky ohrožená (Groves et al., 2010). U druhu *C. cottoni* je nyní potvrzena jen jedna populace v rezervaci Ol Pejeta v Keni, která byla vytvořena v prosinci 2009 translokací posledních čtyř jedinců z České republiky chovaných v lidské péči. Druh tohoto nosorožce je v databázi IUCN (the International Union for Conservation of Nature) zařazen jako „kriticky ohrožený“ (Critically Endangered) (IUCN, 2012). U tohoto stupně ohrožení je pokles velikosti populace $\geq 80\%$ v posledních 10 letech nebo třech generacích a oblast výskytu je odhadnuta < 10 km². Populační velikost je odhadnuta na méně než 250 dospělých jedinců a kvantitativní analýza ukazuje na nejméně 20%ní pravděpodobnost vymření ve volné přírodě v průběhu 20 let nebo pět generací.

V roce 1977 byly všechny druhy afrických druhů nosorožců zařazeny v rámci CITES (Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora) do Přílohy I a mezinárodní komerční obchod s nosorožci a jejich produkty byl zakázán (WWF, 2014).

3.6.2 Ochrana *Ceratotherium simum*

Druh nosorožce tuponosého *C. simum* byl na pokraji vyhynutí na konci 19. století, kdy byl redukován pouze na malou populaci přibližně 20 – 50 jedinců v provincii KwaZuluNatal v jižní Africe. Nicméně na konci roku 2010 po letech ochrany a mnohonásobné translokaci počet vzrostl na 20 160 volně žijících jedinců. V prosinci 2008 bylo odhadnuto 750 jedinců v zajetí po celém světě. Nejvíce zvířat tohoto druhu se nachází ve volné přírodě v jižní Africe (93,2 %), což odpovídalo 18 800 jedincům v roce 2010. Druh tohoto nosorožce je v databázi

IUCN (the International Union for Conservation of Nature) zařazen jako „téměř ohrožený“ (Near Threatened). Do roku 1994 byli všichni jižní tuponosí nosorožci zařazeni v CITES (Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora) do Přílohy I. Po pokračujícím zvyšování počtu byla jihoafrická populace jižní formy přeřazena v roce 1994 do Přílohy II, ale jen pro obchod s živými zvířaty pro „schválené a akceptovatelné destinace“ a pro „pokračující“ vývoz loveckých trofejí. Od té doby se počet vývozu téměř ztrojnásobil. V roce 2004 byla také jižní forma žijící ve Svazijsku přemístěna z Přílohy I do Přílohy II, ale jen pro vývoz živých zvířat a pro limitovaný vývoz loveckých trofejí podle specifikovaných ročních kvót (IUCN, 2012). V září roku 2013 byli všichni jedinci nosorožců tuponosých zařazeni do databáze ESA (Endangered Species Act) jako „ohrožení“. Všechny ostatní druhy nosorožců se v ESA již nachází (Jackson, 2013). Tato databáze je v USA zásadním zákonem regulujícím ochranu druhů. Zákon byl vytvořen za účelem zajištění prostředků, pomocí kterých mohou být zachovány ekosystémy, na nichž jsou ohrožené a potenciálně ohrožené druhy závislé, a za účelem vytváření programů pro ochranu takových druhů. Druhy jsou chráněny podle zákona, jestliže jsou v databázi označeny jako „ohrožený“ nebo „potenciálně ohrožený druh“ (Primack et al, 2011).

3.6.3 Ohrožení lovem

Populace nosorožce tuponosého se zvyšuje a nyní se pohybuje okolo 25 000 zvířat (Nárůst z 17 500 v roce 2007) žijící převážně v jižní Africe, která je vlastníkem 90 % druhu *C. simum* žijícího na celé planetě (WWF, 2014). Až do nedávné doby nemělo pytláctví na kontinentální úrovni druhu závažný dopad na jeho celkové množství. Ze zjištěných a oznámených případů představovalo roční průměrné pytláctví v letech 2003-2005 pouze 0,2 % z celkového počtu ulovených jedinců. Nicméně lov se dramaticky vystupňoval v posledních letech v jižní Africe, Zimbabwe a Keni jako odpověď na významné zvýšení cen na černém trhu s rohy. Svazijsko také nedávno ztratilo prvního nosorožce pytláctvím od prosince 1992 (IUCN, 2012). Velmi významná poptávka po nosorožčím rohu je zejména v Asii. To poskytuje silné pobídky pro nezákonné zabíjení nosorožců a nelegálního obchodu s nosorožčími rohy (Emslie a Knight, 2012). Cena za nosorožčí roh se na černém trhu nyní pohybuje mezi 40 000 – 60 000 dolary/kg, což je více než cena zlata (Guilford, 2013).

Celkový počet ulovených nosorožců se v hlavních oblastech států jižní Afriky zvýšil ze 13 na 83, 122, 333 a 448 v průběhu let 2007 – 2011. Celkový počet zjištěných úlovků

na konci roku 2012 byl 600. Pokud bude nynější trend pokračovat, počet nosorožců se v jižní Africe může začít rapidně snižovat rokem 2016. Nejvíce zabitých je ve světově nejznámějším Národním parku Kruger (JAR)(IUCN, 2012). (Přílohy 9, 10, 11, 12, 13).

3.6.4 Použití rohu

Nosorožčí roh měl historicky dvě hlavní použití: tradiční použití v čínské medicíně a ornamentální použití. Používal se například na rukojeti ceremoniálních dýk, které se nosily v některých zemích Blízkého Východu, zejména v Jemenu. Byl také důležitým na výrobu libanonských šálků, u kterých se věřilo, že jsou schopni deaktivovat jed v nápoji (Emslie a Knight, 2012). Někteří chemici se domnívají, že ve vzácných případech mohlo toto opatření fungovat – určité alkaloidy snad reagují s keratinem, který je v rozích obsažen (Holečková a Bobek, 2010). Nedávné zvýšení cen v Asii ale způsobilo účinné zastavení obchodu libanonských šálků v Jemenu (Milliken a Shaw, 2012).

Pro tradiční medicínu se používá především v Asii. Asijské země věří, že lék z nosorožčího rohu vyléčí téměř vše od rakoviny až po impotenci. Mnoho laboratoří ve světě tyto účinky zkoumalo a zjistily, že rohovina se skládá především z keratinu a má stejné složení jako nehty či vlasy. Tedy žádný léčebný účinek. V mnoha zemích se roh už nepoužívá pro medicínu, ale ukazuje na sociální status majitele (Milliken a Shaw, 2012).

3.6.5 Obchod

Organizování obchodu vysoce hodnotných komodit, jako je roh nosorožců není možné úplně kontrolovat a je nepředvídatelný. Ovládání obchodu je velmi dobře proveditelné pro druhy, jejichž výrobky je možné kupovat a prodávat v rámci jasných a předvídatelných parametrů poptávky. S ohledem na organizovaný zločin je možná jen velmi malá manipulace. Pro druh, kde výrobky podléhají novým, vysoce nestabilním a nepředvídatelným rozhodováním spotřebitelů je představa, že trh může být ovládnut, nereálná. Často je diskutována regulace ceny. Přesto, že by cena byla regulována CSO (Central Selling Organization) nebo přímo trhem, černý obchod bude manipulovat cenami buď nahoru (pokud zůstává poptávka vysoká) nebo dolů. Snížení ceny se stává možností, pokud je cena levnější než u nelegálně získaného rohu, což je nepravděpodobné. Přesto, že tento druh zvířete by byl

chován farmově, jako například tygři, spotřebitelé preferují “divoký” produkt. Zatímco podporovatelé obchodu tvrdí, že jen trh s živými tuponosými nosorožci bude legálně obchodovatelný, CSO se bude muset vypořádat s ohromnou mírou korupce. Státy s největším počtem tuponosých nosorožců jako je Keňa a Zimbabwe patří mezi nejvíce zkorumpované země a Indonésie také nezůstává pozadu. Legalizace obchodování je jeden s přístupů potenciální inovace v ochraně nosorožců, ale argumenty pro legalizaci musejí být lépe integrované se znalostmi kriminalologie, vynucováním zákonů, ekonomie a sociologie (Kearney, 2014).

Velmi významná poptávka po nosorožčím rohu je zejména v Asii. Ta poskytuje silné pobídky pro nezákonné zabíjení nosorožců a nelegálního obchodu s nosorožčím rohem. Existuje také obava ze zneužití sportovního lovu druhu *C. simum*, poskytující právní způsob získání rohu, který pak může být legálně exportován a poté obchodován pro léčivé, okrasné a jiné účely. Toto koncové použití je v rozporu s dovozním povolením loveckých trofejí. Lov s tímto záměrem se označuje jako „pseudohunting“. Odhaduje se, že v období 2009 až září 2012 byl „pseudohunting“ druhým největším zdrojem rohů z Afriky, určených pro nelegální asijský trh. To představuje přibližně 17 % z celkového počtu rohů a téměř všechny ostatní (75 % z celkového počtu) pochází z ilegálně zabitých nosorožců (Přílohy 14, 15, 16, 17). Většina lovů, prezentujících se jako „pseudohunting“, vznikly ve Vietnamu. Kvůli zvýšení přijatých sportovních loveckých žádostí z České republiky a Polska v roce 2011 se předpokládá, že tyto země představovaly v trhu zastávku pro „pseudohunting“ a je velmi pravděpodobné, že trofeje byly určeny pro Asii. Jihoafrická vláda od té doby přijala řadu opatření, ukládající stále přísnější pravidla pro lov nosorožců tuponosých jako snahu omezit zneužívání. Lovec může nyní lovit pouze jednou za každých 12 měsíců a při každém lovu musí být přítomen vládní pracovník. Rohy nemůžou být exportovány jako součást osobních zavazadel, ale jako „nekomerční osobní věci.“ Každý roh nosorožce musí mít mikročip a vzorky DNA, které putují do veterinární genetické laboratoře v Pretorii. Vývoz živých nosorožců do míst ex situ jsou omezeny na členy Světové asociace zoo a akvárií (WAZA) kvůli nedávnému komerčnímu vývozu do Číny, kde měla být vybudována farma pro výrobu léků pro čínský trh (Milliken a Shaw, 2012).

3.6.5.1 Vybrané země obchodu

Vietnam

Vietnamští občané ulovili více než 4000 nosorožců tuponosých legálně na soukromých farmách po celé jižní Africe v průběhu posledních devíti let (Milliken a Shaw, 2012). Podle IUCN (the International Union for Conservation of Nature) se uvádí, že pouze čtvrtina ze všech trofejí byla při vývozu z jižní Afriky legálně exportována do Vietnamu. V únoru 2012 oddělení zkoumající záležitosti životního prostředí v jižní Africe pozastavilo vydávání loveckých povolení pro vietnamské občany. Toto bylo následováno v dubnu 2012 vydáním norem pro lov trofejí a norem pro označování nosorožců a nosorožčích rohů. Je také vyžadován lovecký průkaz od všech uchazečů, ještě před udělením povolení. Realizací těchto opatření došlo k výraznému poklesu přijatých loveckých žádostí ze strany občanů z jihovýchodní Asie, České republiky a Polska, což představovalo snížení o více než 60 % na celkovém počtu loveckých trofejí v jižní Africe v roce 2012 ve srovnání s rokem 2011 (Emslie a Knight, 2012).

Dne 9. 12. 2012 podepsala jižní Afrika dohodu s Vietnamem o pomoci omezit zvyšující se počet zabíjených nosorožců, což je první oficiální spolupráce mezi dvěma národy. Nová dohoda se bude soustředit na sedm klíčových oblastí a bude brát v úvahu úmluvu CITES. Každá ze zemí bude mít koordinátory, kteří budou pomáhat dodržovat dohodu po dobu pěti let (WWF, 2014).

Čína

Z reportů z roku 2012 je zřejmé, že v Číně se obchoduje s nosorožčími rohy více, než se předpokládalo. V Číně se stalo trendem to, co bylo v minulých letech ve Vietnamu, kde se roh už nepoužívá pro medicínu, ale ukazuje spíše na sociální status jeho majitele (Guilford, 2013). Ukazuje se, že Čína je prostředníkem spojující Asii a Afriku. Ilegálně získané rohy jsou nejčastěji zprostředkovány nějakým prostředníkem v Africe, který má kontakt s prostředníkem v Číně a ten ví, jak dostat rohy na asijský trh (Příloha 18). Poptávka v jižních provinciích Číny jako je Guangdong a Guangxi je velká. V Číně bylo v posledních letech zaznamenáno 80 %ní zvýšení dopadení nelegálních obchodníků v Asii. Čínské úřady argumentují, že to poukazuje na silné vymáhání zákonů, ale také to poukazuje na větší obchodování s rohy (Miliken, 2013). V Číně je největší zahycení nelegálně obchodovaných komodit z volné přírody v Asii. Interpol dokumentuje, že je zaznamenáno asi jen 10 %

z celkového počtu nelegálního obchodování (Guilford, 2013). Velký počet evropských exportních povolení bylo také nedávno vydáno na přemístění trofejí jako jsou rohy a antické libanonské šálky z aukcí do Číny a velké množství žijících nosorožců tuponosých bylo do Číny exportováno zřejmě soukromou společností zabývající se o produkci rohů v medicíně. Z obav, že by se libanonské šálky a rohy mohly používat v čínské medicíně se Evropská unie snaží změnit politiku v exportu těchto šálků (Miliken, 2013).

Jsou známy také přímé cesty z Afriky do Číny přes letecké společnosti Kenyan, Ethiopian a Qatari, které jsou používány také pro převoz klů. Od roku 2013 došlo ke dvěma dopadením na Vietnamských hranicích při obchodování mezi Čínou. Novým produktem obchodovatelným v Číně se stal náramek z nosorožčích rohů a bylo zaznamenáno také pořádání společenských akcí, kde se servíroval nosorožčí roh ve víně (Miliken, 2013).

Česká republika

V červenci 2013 odhalila Celní správa České republiky s Českou inspekcí životního prostředí a Policií České republiky nelegální obchod s rohy ohroženého nosorožce tuponosého. Jde o největší případ trestné činnosti týkající se ohrožených druhů zvířat v historii samostatné České republiky. Hodnota rohů na černém trhu byla okolo 100 milionů korun. Dovozy organizovala mezinárodní zločinecká skupina, která si najímala čechy jako bílé koně. Ti jezdili do Jihoafrické republiky nosorožce střílet s tím, že jedou pro trofeje, což je legální. Z České republiky se však rohovina měla prodat do asijských zemí, kde z ní dělají tzv. „zázračný lék“. Organizovaná zločinecká skupina získala vývozní povolení CITES na základě nepravdivých údajů o odstřelu nosorožců na trofeje. Ta však prodávala rohy dál a to je trestné (Charvát a Rabas, 2013).

Celníci na pražském letišti Václava Havla objevili koncem roku 2013 mezi zásilkami dva pašované rohy přísně chráněného nosorožce tuponosého. Rohy o celkové váze 6770 gramů byly ukryty v balíku s elektroinstalačním materiálem, který směřoval do Vietnamu (Celní správa ČR, 2014) (Příloha 19).

3.6.6 Soukromé vlastnictví nosorožců tuponosých v Africe

Chov nosorožců tuponosých je nyní spravován soukromým sektorem. V jižní Africe se prodávají živá zvířata na aukcích a je zde limitující lov pro trofeje u přebytečných samců.

To také motivuje pro chov zvířat v soukromém vlastnictví, kdy peníze z aukcí a trofejí se stávají cestou k financování vysoké ceny úspěšného monitoringu, ochrany a podpory nosorožců. Přes 5500 nosorožců tuponosých napříč Afrikou jsou nyní řízeny soukromým sektorem a to především v jižní Africe (AfRSG, 2011). (Přílohy 20, 21). Přibližně 72 % z celkového počtu nosorožců je zachováno na státním území. V roce 2007 byly pouze Namibie, Zimbabwe a Keňa další země mimo jižní Afriku s více než 300 volně žijícími nosorožci tuponosými. Dohromady tyto tři země zachovávají 82.1 % z celkového počtu druhu *C. simum* mimo jižní Afriku (IUCN, 2012).

Emslie a Knight (2012) upozorňují, že Jihoafrická republika v současné době čelí krizi v důsledku stupňujícího se pytláctví, které má za následek zvýšené náklady na bezpečnost a přináší zvýšené riziko pro vlastníky nosorožců, zaměstnance a především nosorožce samotné. Nastal pokles cen za živá zvířata v letech 2008 až 2011 a vše nasvědčuje tomu, že cena bude nadále klesat. Zvyšuje se tedy počet soukromých vlastníků nosorožců, kteří se svých zvířat zbavili nebo se jich zbavit hodlají. To, co dříve ovlivňovalo pouze malé populace, začíná mít z hlediska ochrany dopad na širší populaci. Pokud se sníží počet domovů pro nosorožce v soukromém sektoru, tak to vytvoří velký problém pro státní oblasti v jižní Africe, jelikož hustota zvířat se zde blíží ekologické únosnosti. To, jestli soukromý sektor poskytne nové domovy pro rostoucí populace v jižní Africe, bude záviset na velikosti rizik a ekonomické situaci. Příjmy z prodeje živých nosorožců byly důležitým doplňkem do rozpočtu pro řadu parků, zabývajících se ochranou nosorožců. Pokud budou schváleny nulové vývozní kvóty, sníží se počet lovců a také peněz, které byly použity zpětně pro lepší ochranu nosorožců. Lovci nebudou čekat několik let na své trofeje bez záruky, že je vůbec dostanou (změnou vývozních kvót), nebo budou chtít slevu z ceny jako odškodnění za zpoždění či riziko. Jakékoli další snížení ekonomických pobídek při současném stavu bude pravděpodobně stále více podporovat majitele nosorožců, aby se svých zvířat zbavili. Tím se nakonec sníží potenciální počet nosorožců tuponosých v jižní Africe a také tempo růstu populací. Lov pro trofeje je spíše považován za pozitivní pro růst populace. Z biologického hlediska sportovní lov napomáhá k likvidaci nadbytečných samců, kteří by se mohli zapojit do bojů nebo zabít jiného nosorožce. Také se minimalizuje boj o zdroje potravy s chovnými jedinci v populaci. Sportovní lov mimo jiné napomohl k vyčlenění půdy do soukromého vlastnictví a tím nejen chrání samotné nosorožce, ale také udržuje biodiverzitu. To způsobilo, že 25 hektarů půdy, která by byla jinak využívána k chovu skotu, zůstává k dispozici volně žijícím zvířatům (Miliken a Shaw, 2012).

3.6.7 Záměrná „kontaminace“ rohů jako nástroj ochrany

Další možností jak se bránit nelegálnímu lovu nosorožců pro jejich rohy je napouštění rohu jedovatou látkou. V novinách „Bangkok Star“ z roku 2010 byl případ otravy s následkem úmrtí muže, který si zřejmě koupil kontaminovaný nosorožčí roh na trhu. Zdroj kontaminace pocházel zřejmě ze soukromé farmy někde v jižní Africe. Farmáři se pravděpodobně tajně dohodli mezi sebou rozdělit účinný jed jako kyanid nebo jiné toxické látky, který je neškodný pro zvířata, ale škodlivý ba dokonce smrtelný jako v tomto případě pro ty, kteří ho požijí. Motivací je snížení poptávky po nosorožčím rohu z obav otravy. Otázkou zůstává, zda úmrtí po kontaminaci může být bráno jako vražda. Teoreticky nosorožci v soukromém vlastnictví patří svým majitelům a ti si mohou dělat, co chtějí. Také otrava nečistým alkoholem není vládami považována za vraždu. Ovšem mohou zemřít nevinní lidé, kteří ani nevěděli, že požili nosorožčí roh a lovci, kteří jsou zodpovědní za smrt zvířat, zůstanou nepoškozeni. Lepší cestou, jak zastavit obchod s nosorožčími rohy za účelem konzumace, je vzdělávání. Vláda konzumních zemí potřebuje podpořit povědomí, že účinek nosorožčího rohu v medicíně nemá léčebné účinky. Potřebují vysokou publicitu podvodů nabízejících falešné nosorožčí rohy a tím oslovit spotřebitele, kteří nebudou chtít zaplatit tak vysokou cenu, pokud si nejsou jisti, zda jsou rohy pravé (Braun, 2010).

V dubnu 2013 ochránkyně volně žijících zvířat Sabi Sand ze soukromé rezervace na nejnižším cípu Národního parku Kruger vstříkla speciální koktejl do rohů stovce nosorožců, který způsobil růžové zbarvení, ve snaze odstrašit nelegální lovce (Příloha 22). Růžové barvivo je možno také detekovat letištním skenerem a vytváří tak transport nelegálního produktu mnohem riskantnějším. Nesmazatelné růžové barvivo je mícháno s parazitiky, jejichž účinnost je kontrolována. Výsledkem nemá být usmrcení člověka, který požije prášek z rohu, ale způsobit nepříjemné vedlejší účinky jako nevolnost, zvracení a průjem. Ironicky to způsobí symptomy, u kterých se věří, že jsou nosorožčím rohem léčeny. Tento druh ochrany přichází právě v době, kdy využití tradiční medicíny stoupá a existuje nový trh, který reklamuje nosorožčí roh jako úspěšnou léčbu rakoviny (Miliken a TRAFFIC, 2012). Je prodáván do nemocnic ke kriticky nemocným pacientům a trendem je také jeho použití při bolesti hlavy. Zatímco růžový „jed“ může zastrašit čínské spotřebitele tradiční „medicíny“, pro produkty, které nejsou konzumovány jako šperky a rukojeti dýk, může být růžová barva odstraněna. Existuje obava, zda je tento „koktejl“ adekvátně testován a certifikován a není škodlivý pro nosorožce. Také proces anestezie a vstříknutí do rohu

je náročné a riskantní a jsou známy případy, kdy nosorožci držení v soukromém vlastnictví při tomto zákroku zemřeli (Foster, 2013).

Tato strategie se pravděpodobně nestane standardní metodou pro zamezení lovu, jelikož národní parky v Africe jednoduše nemají dostatek zdrojů k chycení a ošetření všech svých nosorožců každé tři až čtyři roky. Stává se nicméně další metodou, kromě odrohování a obsazení hlídek, která může pomoci chránit tento druh od vyhynutí (Foster, 2013). Dnes se nosorožcům dávají do jejich rohů pasivní transpondery (mikročipy), které je umožňují identifikovat a tím zvýšit naději na vypátrání pytláků a překupníků. V řadě národních parků jsou nosorožci telemetricky sledováni, takže mohou být neustále pod dohledem (Holečková a Bobek, 2010).

3.7 GENETIKA POPULACÍ

Templeton (1991) zdůrazňuje čtyři oblasti výzkumu genetiky, které jsou důležité pro záchranu druhů.

1. Použití metod molekulární genetiky, speciálně DNA „fingerprintingu“ (např. identifikování geografického zdroje složení klu ke snaze omezit lov afrických slonů).
2. Aplikace molekulárních genetických metod k identifikování rodičů, potomků a blízkých příbuzných v malých skupinách nebo populacích, k vyčíslení genetické variability nynější a dřívější populace, k rekonstrukci fylogenetického vývoje taxonomické skupiny velmi ohrožených nebo vyhynulých druhů a pro forezní účely druhů nebo populací
3. Monitoring hybridizace mezi příbuznými druhy (zvýšení lidskými aktivitami)
4. Nutnost genetických studií pro krátkodobé zdraví a dlouhodobou flexibilitu populace v lidské péči

3.7.1 Genetická variabilita

Genetická variabilita je považovaná za nezbytnou pro dlouhotrvající odolnost a adaptibilitu populace a tudíž management populací ohrožených druhů by měl vést k minimálním ztrátám genetické variability (Gilbert et al., 1990).

Základem pro odhad genetické variability v populacích jsou údaje o počtu alel na jednotlivých lokusech a jejich četnosti (Relichová, 2009). Genetická variabilita zahrnuje dva komponenty, Prvním komponentem je alelická různorodost nebo počet alel na lokusu a procento polymorfizmu, druhým komponentem je genetická heterozygotnost. Polymorfizmus představuje stav, kdy v populaci existují pro určitý znak minimálně dvě genetické varianty (alely). Výskyt musí převyšovat 1 % výskytu v populaci, jinak mluvíme o náhodném výskytu – mutaci (Jenks et al., 2001). Nyní je DNA polymorfizmus stále víc používán pro popis genetických rozdílů mezi populacemi a uprostřed populace.

Genetická variabilita je vytvořená mutací, zvětšená rekombinací a změněna adaptivními a neadaptivními procesy jako selekce, genetický drift a páření. Tyto mechanismy jsou organismům vlastní (chovný systém), ovlivněné prostředím (selekce) nebo náhodností (genetický drift). Při ignorování genetického driftu a za předpokladu vysoce konstantního prostředí (a konečné velikosti populace), distribuce genotypu/fenotypu populace je

v rovnováze, tj. není zde změna genetického složení populace z jedné generace na druhou. Za těchto předpokladů každý genotyp reprodukuje specifický počet potomků. Pokud se ale podmínky prostředí změní, reprodukční schopnosti genotypů se mohou také změnit a ty ovlivní posun genotypové frekvence. Nicméně je důležité, že všichni jedinci populace reprodukují minimální počet potomků k prevenci vyhynutí populace. Adaptace posunem genotypové frekvence je označována jako populační homeostáze, nicméně individuální homeostáze je popsána jako fyziologická adaptace jedince ke zkušenosti prostředí. Homeostáze jedinců má obecně nízkou plasticitu. Vysoká plasticita indikuje vysokou interakci mezi genotypem a prostředím. V případě vysoké plasticity, když je ovlivněno fitness, se populace stává extrémně ohroženou (Tomiuk a Wöhrman, 1994).

3.7.2 Velikost populace

Žádná reálná populace nemůže splnit všechny předpoklady ideální populace. V každém konkrétním případě je třeba počítat s korekcí na rozdíly v reprodukci závislé na stáří, nestejném počtu jedinců obou pohlaví a nestejně početnosti rodin (Relichová, 2009).

Předpokládáme, že „bottleneck“ („efekt hrdla láhve“ - extrémně nízká velikost populace) trvajících v minulosti po několik generací nám dává vzorec k výpočtu relativní míry genetického rozptylu, který může být udržován v populaci s konstantní efektivní velikostí populace N_e (Falconer, 1970). Kromě celkového počtu zvířat, který určuje hustotu populace, je N_e důležitá pro schopnost reprodukce populace. Je dána množstvím těch jedinců, kteří geneticky přispívají do další generace. Jedinci, kteří se nereprodukují, nejsou počítány. To znamená, že počet jedinců, kteří jsou důležití pro přežití populace, může být mnohem menší než počet existujících jedinců (Allendorf et al., 2012). N_e je tedy velikost ideální populace, ve které probíhá s určitou rychlostí vzrůst inbreedingu (F_x) jako v reálné populaci (Relichová, 2009). Pokud je N_e větší než 64 jedinců, genetický rozptyl je kolem 99 % heterozygotnosti po jedné generaci a stále 68 % heterozygotnosti po 50 generacích (Loeschcke, 1988). Velkou roli zde hraje náhoda a rozmanitost vnějších a vnitřních činitelů (Jakubec et al., 2010). Nicméně bottleneck má překvapivě relativně malý efekt na míru heterozygotnosti. Například u pohlavně se rozmnožujících druhů je nejnižší možná $N_e = 2$. V tomto extrémním případě populace ztratí po jedné generaci pouze 25 % heterozygotnosti (Allendorf et al., 2012) ale po 50 generacích je to více než 99 % ztráty heterozygotnosti. To ukazuje, že redukce populační velikosti v krátkodobém čase není

vážným problémem (Tomiuk a Wöhrmann, 1994) (Příloha 28). Řečeno jinak, pouze 2 jedinci náhodně vybraní z jakékoliv populace bez ohledu na velikost budou obsahovat 75 % celkové míry heterozygotnosti v původní populaci. Můžeme také použít vzorec očekávaného poklesu míry heterozygotnosti za generaci k odhadu velikosti zakládající populace, pokud víme, kolik heterozygotnosti bylo ztraceno v průběhu bottlenecku.

$$\Delta h = - \frac{1}{2N}$$

Δh pokles míry heterozygotnosti za generaci

N velikost populace

Obecně extrémně nízké velikosti populací mají velký a dlouhodobější efekt na ztrátu genetického rozptylu u druhů s malým vlastním populačním růstem (velcí savci) než druhy s vysokým populačním růstem (hmyz). Zakládající události a bottleneck mají větší efekt na počet alel v populaci než na míru heterozygotnosti (Allendorf et al., 2012). Na pravděpodobnost, s jakou se určité alely objeví v další generaci, má vliv efektivní velikost populace (Jakubec et al., 2010). Počet alel, které zůstávají v populaci, závisí na počtu jedinců v průběhu bottlenecku, počet generací bottlenecku a počáteční alelové frekvenci. Změny v počtu alel jsou podobné k změnám genotypové variability. Tato okolnost je důležitá v případě záchranu druhů v botanických a zoologických zahradách (Tomiuk a Wöhrmann, 1994).

Franklin (1980) uvádí, že populační velikost by neměla klesnout pod 50 jedinců, pokud je ochrana prováděna pro krátký čas, ale měla by být větší než 500 zvířat pro dlouhodobou ochranu.

3.7.3 Genetická rovnováha

Při panmixii (náhodném páření) se ve velkých populacích udržují genové a genotypové četnosti v rovnováze podle Hardy-Weinberga, pokud na ně nepůsobí systematické efekty, jako jsou migrace, mutace či selekce (Jakubec et al., 2010). Předpokládá se, že každý jedinec každého genotypu přispívá k stejnému počtu gamet a ty k stejnému počtu genů do další generace. Při těchto podmínkách se genová frekvence nemění. Rovnováhy genotypové frekvence na každém jednotlivém lokusu může být dosaženo v jedné generaci

náhodného páření a je udržováno na dobu neurčitou (Chapman, 1985). Konečný faktor, který může změnit alelové četnosti mezi generacemi v uzavřené populaci bez selekce, mutace a migrace je vzorkování nebo příležitost. Tím se rozumí, že pokud je počet rodičů, kteří přispívají gametami do další generace malý, je zde velká pravděpodobnost, že alelové četnosti u těchto rodičů, dokonce pokud byli vybráni zcela náhodně, se nebude rovnat alelové četnosti v populaci, z které přišli. Čím menší populace, tím větší je šance pravděpodobného kolísání četnosti alely z jedné generace na druhou. Velikost náhodné změny alelové četnosti může být vyjádřeno jako funkce alelové četnosti a velikosti populace, ale směr změny alelové četnosti nemůže být vyjádřen (Chapman, 1985). Naopak v malých populacích dispersivní procesy způsobují náhodná kolísání genů (Jakubec et al., 2010). Například náhodný drift, což je tzv. náhodný posun genů, který vede ke zcela náhodným změnám alelových četností po řadu generací. Dochází k nim tzv. „chybami výběru.“ V populaci organismů to znamená, že čím menší je počet vzájemně se pářících jedinců v populaci, tím dochází k větším změnám alelových četností podmíněných náhodným posunem genů (Relichová, 2009). Čím menší je počet jedinců, tím silnější musí být selekční síly, aby kompenzovaly efekt driftu. V důsledku toho se genetická informace, která by byla jinak udržována selekcí, může ztratit. V takto malých populacích, kde mohou být geny s negativním efektem na reprodukci eliminovány selekcí, se mohou ve velkých populacích náhodně fixovat. Redukci velikosti populace můžou ovlivnit dva efekty: silný, náhodný genetický drift a inbreeding (Tomiuk a Wöhrmann, 1994).

V malé populaci můžeme modelovat genetické změny buď změnami v alelové frekvenci nebo zvýšením homozygotnosti ovlivněné inbreedingem. Alelové frekvence se mění díky genetickému driftu a heterozygotnost se zvyšuje. Fixace jedné nebo dalších se vyskytujících alel je permanentní a pouze mutace nebo tok genů z jiné populace může introdukovat nové alely (Tomiuk a Wöhrmann, 1994).

3.7.4 Genetický drift

V malých populacích se frekvence alel mohou měnit zcela náhodně, v závislosti na tom, kteří jedinci se spáří a zanechají po sobě potomstvo. Tento proces je znám jako „genetický drift“, což je proces, který jde mimo přírodní výběr, při němž se populace mění následkem specifických faktorů životního prostředí. Jestliže se nějaká alela vyskytuje v malé

populaci v nízké frekvenci, má vysokou pravděpodobnost, že se náhodně v některé generaci ztratí (Primack et al., 2011).

Všechny přírodně vzniklé populace jsou konečné, tudíž se bude genetický drift vyskytovat ve všech přírodních populacích, dokonce i ve velmi velkých. Například, pokud máme novou mutaci zvyšující fitness, která se vyskytuje u extrémně velkých populací hmyzu, ztráta nebo udržení této výhodné mutace bude určena primárně vzorkovacím procesem, který určuje, které alely jsou předávány do další generace. Pokud se ovšem tito jedinci se zmíněnou mutací nebudou rozmnožovat, nová alela bude okamžitě ztracena. Dokonce pokud jedinec s mutací produkuje dva potomky, je zde 25 % šance na základě Mendelismu, že bude mutace ztracena. Tudíž osud této vzácné alely v extrémně velkých populacích je určen primárně genetickým driftem. S matematickým znázorněním genetického driftu začal Fisher (1930) a Wright (1931), kteří nezávisle na sobě vyjádřili efekt binomického vzorkování v malých populacích. Tento model je často označován jako Wright-Fisher model nebo Fisher-Wright model. Nicméně Fisher a Wright nebrali v úvahu důležitost driftu během evolučních změn. Genetický drift je někdy nazýván „Wrightovým efektem“, jelikož důležitost driftu v evoluci byl zaveden převážně Wrightovými argumenty. Genetický drift je příkladem stochastického procesu, v kterém nemůžou být předpovězeny aktuální výsledky kvůli ovlivnění náhodnými elementy (příležitostmi). Můžeme simulovat efekt genetického driftu použitím házení mincí. Zde také nemůžeme předpovědět, zda padne hlava nebo orel. Pokud bereme v úvahu populaci zpočátku sestávající ze dvou heterozygotů (Aa), jedné samice a jednoho samce, pak předávají alelu A a alelu a se stejnou pravděpodobností každé gametě. Hod mincí specifikuje, která alela je předávána heterozygotem. Jedna strana mince představuje alelu A a druhá strana alelu a . Z toho vyplývá, že není jasně dáno, jestli gameta ponese alelu A nebo alelu a a proces je zcela náhodný. Pro homozygotní jedince mince není potřeba, jelikož budou vždy předávat stejné alely (Allendorf et al., 2012).

Mnoho populací se skládá z mnoha subpopulací (Tomiuk a Wöhrmann, 1994). V těchto subpopulacích dochází také k nezávislému náhodnému driftu, který vede ke genetické diferenciaci mezi subpopulacemi (Jakubec et al., 2010). Genetická struktura každé subpopulace je určena silou selekce a genetickým driftem. V extrémním případě v různých subpopulacích mohou být fixovány různé alely, ale celá populace je polymorfní a tím potenciálně lépe adaptovaná ke změně prostředí (Tomiuk a Wöhrmann, 1994). Nicméně genotypy v každé subpopulaci budou v Hardy-Weinbergově rovnováze tak dlouho, jak dlouho se bude vyskytovat náhodné páření. Může to vypadat paradoxně tak, že se heterozygotnost

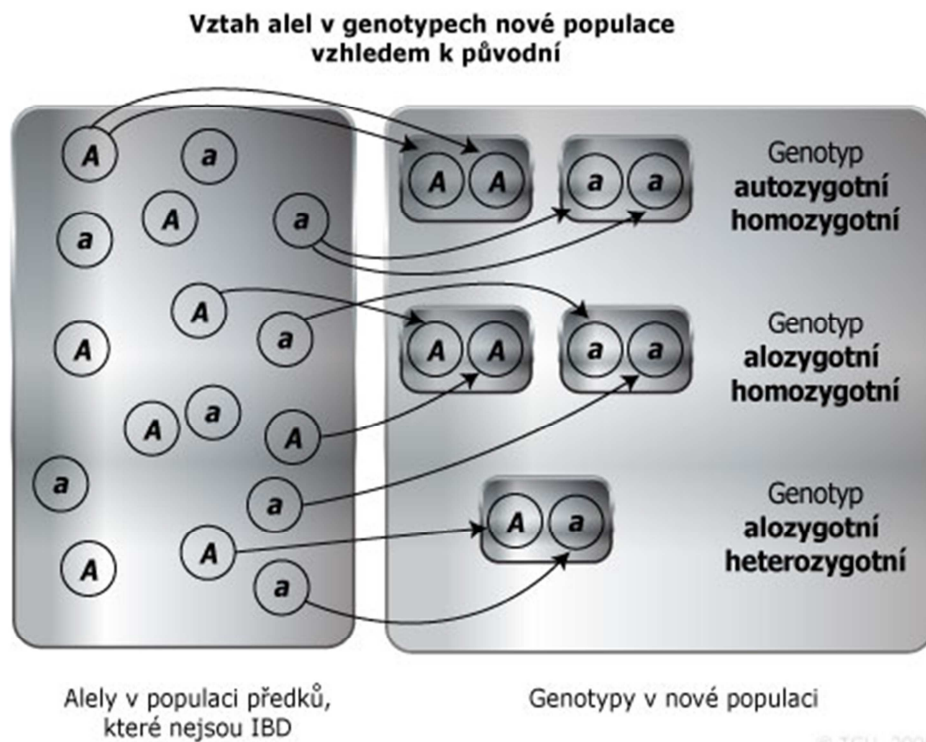
sníží v malých populacích, ale větší populace, sestávající z mnoha subpopulací se sníženou heterozygotností, zůstávají v Hardy-Weinbergově rovnováze. Vysvětlení je, že redukce heterozygotnosti je ovlivněna alelovou četností z jedné generace na druhou, zatímco Hardy-Weinbergova genotypová rovnováha se vyskytuje v každé jedné generaci tak dlouho jako je náhodné páření (Allendorf et al., 2012).

3.8 INBREEDING

Inbreeding je páření jedinců více příbuzných než při páření jedinců náhodně vybraných z populace (Chapman, 1985). Stupeň příbuznosti mezi jedinci v populaci závisí na velikosti populace, jasně dané počtem možných předků. V populaci bisexuálních organismů každý jedinec má dva rodiče, čtyři prarodiče, osm praprarodičů atd. a t generací zpět má 2^t předků. Není příliš mnoho generací zpět, u kterých by byli u všech jedinců odlišní předci, jelikož tolik zvířat nemůže reálná populace obsahovat. Každý pár jedinců může být příbuzný v jednom nebo více společných předků ve více nebo méně vzdálené minulosti a čím menší velikost populace v předešlé generaci, tím méně vzdálení jsou jejich společní předci nebo je větší jejich počet. Tento náhodně se pářící pár je více příbuzný v malé populaci než ve velké. To je důvod, proč vlastnosti malé populace mohou být ohroženy jako důsledek inbreedingu (Falconer, 1970).

Pokud má pár nejméně jednoho společného předka, potom je část jejich genů identická původem (Chapman, 1985). Z hlediska inbreedingu je důležité rozlišovat, zda se jedná o identitu stavem nebo identitu původem. Rozdíl je zásadní. Pohlavní buňky mají haploidní počet chromozomů. Při replikaci vznikají identické kopie výchozího mateřského genu např. alely A. Pokud se v budoucnu, myšleno v dalších generacích, při příbuzenské plemenitbě tyto dvě alely opět potkají, mluvíme o identitě původem a dvou autozygotních alelách (Jakubec et al., 2010). Pravděpodobnost, že jedinec bude autozygotní záleží na koeficientu inbreedingu (F_x). Všichni autozygotní jedinci budou homozygoti, pokud se bude vyskytovat mutace v jedné ze dvou kopií pocházejících z dědičné alely v základní populaci (Allendorf et al., 2012). Naopak pokud se jedná o dvojici alel AA, které nemají společného předka a tak nevznikly replikací z původní mateřské alely, mluvíme o identitě stavem a o alelách alozygotních (obr. 9) (Jakubec et al., 2010). Alozygotní jedinci mají dvě alely pocházející z různých dědičných alel v základní populaci (Allendorf et al., 2012). Z tohoto pohledu pak

můžeme definovat příbuzenskou plemenitbu jako pravděpodobnost, že dvě sledované alely genu určitého jedince jsou identické původem, jsou tedy autozygotní. Koeficient inbrídingu tak měří míru autozygotnosti relativně vzhledem k určité původní populaci. U této původní populace potom předpokládáme, že je dostatečně vzdálená a že žádná z alel není identická původem. V úvahu se také nebere možnost vzniku spontánních mutací (Jakubec et al., 2010).



Obrázek 9- Vzory a definice genotypových vztahů v rodokmenu inbreedingu (Zdroj: Conservation and the genetics of population, Clark, 1997)

Pokud jsou spáření příbuzní jedinci, jejichž geny jsou identické původem, pravděpodobnost, že každý z rodičů předá kopii úplně stejného genu potomkům, bude stoupat (Chapman, 1985). To znamená, že tito potomci vzniklí inbreedingem mohou nést dva geny na lokusu, které jsou kopií stejného genu v předešlé generaci (Falconer, 1970). Pokud tento potomek zdědí stejné geny od každého z rodičů, bude to homozygot. Tímto mechanismem inbreeding zvyšuje možnost, že jedinec bude homozygot v genech každého segregovaného lokusu nebo řečeno jinak, zvyšuje se poměr jedinců v populaci, kteří budou homozygoti v každém segregovaném lokusu v kontrastu s homozygotností očekávanou ve velkých populacích s náhodným pářením. Inbreeding tedy zvyšuje homozygotnost, a tedy snižuje

heterozygotnost. (Chapman, 1985). Výsledkem je zvyšování homozygotů, kteří zvyšují možnost, že je kombinována recesivní alela s negativním efektem. Inbreeding také snižuje populační fitness (Tomiuk a Wöhrmann, 1994), tudíž míru přispění potomků do další generace (Falconer, 1970). Inbrední deprese je tedy redukce fitness potomků z páření mezi příbuznými jedinci ve srovnání s fitness potomků mezi nepříbuznými jedinci. Inbrední deprese v přírodní populaci napomáhá k vyhlazení populaci pod určitými okolnostmi (Allendorf et al., 2012).

Inbreeding můžeme také brát jako „aktivní proces,“ ve kterém jsou zvířata přednostně pářeny podle rodinné příbuznosti, což znamená více, než co může být považováno jako náhoda. Inbreeding může být ale i „pasivní proces,“ což je výsledek malé efektivní populace. V této populaci i přes náhodné páření rodičů je vysoká šance příbuzenské plemenitby (Groen a van der Werf, 1992).

3.8.1 Odhad inbreedingu

Odhadnout aktuální hodnotu inbreedingu můžeme pomocí nedostatku heterozygotních lokusů u jednotlivého zvířete nebo pomocí nedostatku heterozygotních zvířat na jednotlivý lokus u populace. Relativní přebytek heterozygotních lokusů na zvíře je stejný jako relativní přebytek homozygotních lokusů. Nicméně nedostatek heterozygotních lokusů jednotlivých zvířat je udáván koeficientem inbreedingu (Groen a van der Werf, 1992), což je možnost, že dva geny v kterémkoliv lokusu u jedné osobě jsou identické původem. Koeficient ukazuje stupeň příbuznosti mezi rodiči jedné osobě. Pokud se rodiče páří náhodně, pak je koeficient inbreedingu potomků pravděpodobnost, že dvě gamety sloučené náhodně z rodičovské generace nosí identické geny na lokusu. Koeficient inbreedingu (F_x) byl poprvé definován Wrightem (1922) (Falconer, 1970). Wright také definoval koeficient příbuznosti (R), který definoval jako korelaci mezi genetickými hodnotami, tedy míru genetické podobnosti u dvou odlišných jedinců (Chapman, 1985). Nehovoří tedy o tom, jestli byli dva jedinci skutečně spolu spáření. Jedná se o zhodnocení rodokmenů dvou jedinců, kteří se mají spářit v budoucnosti. To je zaměřeno na sledování společných předků z rodokmenu a vyhodnocení stupně jejich inbreedingu. Také platí, že koeficient inbreedingu odpovídá polovině koeficientu příbuznosti (Jakubec et al., 2010). Wright (1922) rozvinul a rozšířil teorii o analýze rodokmenů a jednotlivých úseků (path coefficients). Tento výpočet koeficientu inbreedingu je nyní ale používán méně a je považován spíše za historický, ale je stále pomocný v situacích,

kde korelace předpokládají negativní hodnoty (Chapman, 1985). Rozmezí F_x je od 0 (pro neinbrední jedince, do 1 (pro úplně inbrední jedince) (Allendorf et al., 2012). Při $F_x = 0$ bude platit geneticky rovnovážný stav podle Hardy-Weinbergova zákona. V případě maximálního inbreedingu kdy $F_x = 1$ se budou vyskytovat pouze homozygotní genotypy a žádné heterozygotní (Jakubec et al., 2010).

Templeton a Read (1994) popsali tři různé fenomény důležitosti pro ochranu populací zvířat, které jsou všechny měřeny koeficientem příbuznosti.

1. Genetický drift
2. Nenáhodné páření v místní populaci
3. Zvyšování homozygotnosti ovlivněné pářením mezi příbuznými jedinci (otec-dcera u kopytníků nebo bratranec-sestřenice u ptáků)

Při limitujícím počtu nezávislých předků v každé populaci, která není nekonečně velká, by se všechny geny v lokusech v populaci našly identické původem, pokud jsou vystopovány dostatečně daleko nazpět ve vzdálené minulosti. Tudíž F_x se může stát významný pouze tehdy, pokud specifikujeme nějaký čas v minulosti, za kterým nebyli předkové sledováni a u kterých všechny geny v populaci jsou považovány za nezávislé - tzv. neidentické původem. Tato situace je nazývána výchozí populací a F_x je roven 0. Koeficient inbreedingu v další populaci udává množství disperzivního procesu, který působil od doby výchozí populace a srovnává stupeň příbuznosti mezi jedinci nyní, se stupněm příbuznosti mezi jedinci ve výchozí populaci. Odkaz k výchozí populaci není vždy uvedený, ale je vždy implicitní. Například F_x populace rozdělené do linií. Srovnání příbuznosti mezi jednotlivci v linii a jednotlivci náhodně pářenými z celé populace. Výchozí populace amplifikuje hypotetickou populaci, z které byly linie vytvořeny (Falconer, 1970).

Koeficient inbreedingu udává možnost jednotlivce být homozygot, což je dáno $1-2p_0q_0$. Ale je nutné vědět, jak velká je možnost všech jedinců v linii stát se homozygoty ve stejných alelách. To je nazýváno čistou linií, což je často míněno jako vysoko inbrední linie. Stupeň „čistoty“ určuje možnost fixace. (Falconer, 1970). S alelickou fixací v linii se nebudou vyskytovat žádné heterozygoty v populaci, nicméně populace má přebytek heterozygotů pro lokus. Wahlund byl Švédský genetik, který poprvé popsal efekt přebytku homozygotů a nedostatku heterozygotů v podmínkách rozptylu alelické frekvence mezi subpopulacemi = Wahlundův efekt (1928). Přebytek homozygotů nejvíce ovlivňuje nenáhodné páření nebo populační rozdělení do menších skupin. V případě Wahlundova

efektu, přítomnost více subpopulací v jednotlivé populaci produkuje přebytek homozygotů ve všech lokusech, pro které jsou subpopulace odlišné v alelové frekvenci (Allendorf et al., 2012).

3.8.2 Koeficient inbreedingu z rodokmenů

3.8.2.1 Výpočet koeficientu inbreedingu z rodokmenů

Koeficient inbreedingu vyjadřuje, z jak velké části je pár alel nesených gametami identických původem. Koeficient inbreedingu lze odhadnout cestou rodokmenem jedince zpět ke společným předkům rodičů (Falconer, 1970). Výpočet koeficientu inbreedingu z rodokmenů je určen počtem generací ke společnému předku (n). Pokud existuje jeden společný předek, pak je koeficient inbreedingu vyjádřen:

$$F_x = (1/2)^n (1 + F_A)$$

Kde F_A je koeficient inbreedingu společného předka. Vzorec $(1 + F_A)$ je obsažen kvůli možnosti zvýšení předání stejných alel dvěma potomkům, pokud je společný předek inbrední (Allendorf et al., 2012). Jinak řečeno je to možnost, že dvě gamety z náhodného páření z předka A budou obsahovat identické alely. Například pokud je F_x roven 1, pak budou vždy předávány stejné alely do dvou potomků (Allendorf et al., 2012). Pokud mají rodiče více než jednoho společného předka, musí být sečteny všechny generace ke společnému předku ze strany otce (n_1) i matky (n_2). Poté je koeficient inbreedingu jedince:

$$F_x = \sum \left[\left(\frac{1}{2} \right)^{n_1 + n_2 + 1} (1 + F_A) \right]$$

Pokud je inbreeding počítán touthle cestou, je samozřejmě nezbytné definovat základní populaci, ke které se inbreeding odkazuje. Základní populace můžou být jedinci, od kterých experiment začal nebo založené stádo nebo jedinci, kteří se narodili před jistým datem. Základní populací se míní jedinci, u kterých předpokládáme $F_x = 0$. Pokud je rodokmen dlouhý a komplikovaný, může se zde nacházet velmi mnoho společných předků, ale není nezbytné projít zpětně všechny linie původu. Dostatečně přesného odhadu můžeme dosáhnout vzorkováním limitujícího počtu linií (Falconer, 1970).

3.8.2.2 Výpočet koeficientu inbreedingu redukcí heterozygotnosti

Velikost inbreedingu můžeme měřit také srovnáním aktuálního podílu heterozygotních genotypů v populaci s podílem heterozygotů, kteří by se vyskytovali v populaci při náhodném oplození. Předpokládejme, že aktuální četnost heterozygotů v populaci značíme H . Pokud by se v populaci vyskytovalo náhodné oplození pro daný gen, pak by četnost heterozygotů H_0 byla $2pq$. Koeficient inbreedingu potom můžeme definovat:

$$F_x = (H_0 - H) / H_0$$

Koeficient inbreedingu tedy měří postupnou redukci heterozygotnosti v populaci, relativně k populaci s náhodným oplozením se stejnými četnostmi alel. Jelikož $H_0 = 2pq$, můžeme zapsat skutečnou četnost heterozygotů v inbrední populaci jako:

$$H = H_0 - H_0 F_x = H_0 (1 - F_x) = 2pq (1 - F_x) \text{ (Relichová, 2009)}$$

3.8.2.3 Výpočet koeficientu inbreedingu podle Malecóta (1948)

Metoda není principiálně odlišná od předešlých, ale zatímco výpočty podle Wrighta z roku 1922 vycházejí z analýzy rodokmenu od nejmladšího až po nejstarší jedince, výpočty podle Malecóta z roku 1948 vycházejí z analýzy rodokmenu od nejstaršího až po nejmladší jedince. Výhodou toho je, že při dalším oplození a rozšíření generace můžeme použít pro výpočet inbreedingu již stávajících dat (Jakubec et al., 2010). Koeficient inbreedingu jedince závisí na množství společných předků, které jsou u obou rodičů. Proto, místo přemýšlení o inbreedingu potomků můžeme přemýšlet o stupni příbuznosti mezi dvěma rodiči. Malecót v roce 1948 zavádí pojem „původový koeficient“ (Les coefficients de parenté, „coancestry“ podle Falconera (1970)), který je nejčastěji symbolizován jako f . Původový koeficient je identický s koeficientem inbreedingu potomků, a je to možnost, že gamety, jedna od jednoho z rodičů a druhá od druhého rodiče budou obsahovat alely, které jsou identické původem (Falconer, 1970). Koeficient příbuznosti (R_{XY}) jak jej vyjádřil Wright v roce 1922 se rovná dvojnásobku Malecótova původového koeficientu vyjádřeného v roce 1948 ($2 f_{XY}$) (Jakubec et al., 2010).

Máme-li dva jedince X a Y , pak je původový koeficient definován jako pravděpodobnost, že náhodný gen od jedince X je identický původem s náhodným genem od jedince Y (obr. 10) (Jakubec et al., 2010).

Jsou zde čtyři alely u dvou jedinců x_p , x_m , y_p , y_m , kde p představuje paternální alely a m maternální alely. Pravděpodobnost identity se poté rovná:

$$f_{X,Y} = 1/4 [P(x_p=y_p) + P(x_p=y_m) + P(x_m=y_p) + P(x_m=y_m)]$$

což je průměr mezi původovým koeficientem mezi rodiči jedince X, A a B + rodičů jedince Y, C a D:

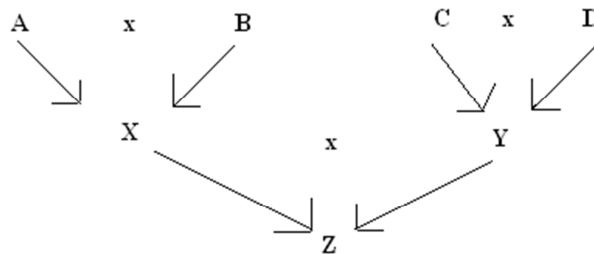
$$f_{XY} = 1/4 [f_{CA} + f_{CB} + f_{DA} + f_{DB}]. (\text{Chapman, 1985}).$$

Jestliže dochází k překrývání generací, může se stát, že musíme hledat příbuzenské vztahy mezi jedinci náležející k různým generacím. Tato situace je řešena odvozenými dodatečnými pravidly (Falconer, 1970). Pokud by došlo k překrývání generací, původový koeficient znázorněného rodokmenu by tedy byl:

$$f_{XY} = 1/2 (f_{XC} + f_{XD}) \text{ a}$$

$$f_{XC} = 1/2 (f_{AC} + f_{BC}) \text{ a}$$

$$f_{XD} = 1/2 (f_{AD} + f_{BD}) (\text{Falconer, 1970}).$$



Obrázek 10- Úsekový diagram pro rodokmen (Zdroj: Selekce-Inbríding-Hybridizace, Jakubec et al., 2010)

3.8.2.4 Odhad koeficientu inbreedingu pomocí molekulárních markerů

Pro porozumění efektu inbreedingu v přírodní populaci je nutno znát F_x jednotlivce. Nicméně odhad F_x na základě rodokmenu je velmi obtížný a obvykle nedostupný. Rodokmen divoké populace je často vytvořen jen pro pár generací, s mezerami a je nepřesný (Allendorf

et al., 2012). Nicméně F_x ukazuje na zvýšení homozygotů identické původem. Očekáváme, že heterozygotnost v mnoha lokusech je redukována hodnotou F_x . F_x z rodokmenu může být odhadnut srovnáním heterozygotnosti jedinců přes mnoho lokusů a s možností velkého počtu genetických markerů pro nějaký druh se zvyšuje přesnost takového odhadu (Jones a Wang, 2010). Spolehlivost odhadu heterozygotnosti v lokusu k odhadnutí F_x záleží primárně na počtu použitých lokusů a rozptylu F_x mezi jednotlivci (Slate et al., 2004). Také například elektroforéza, analýza mt-DNA a vysoká proměnlivost jaderného genomu se stávají důležitými v určení rozsahu genetického kolísání. Speciálně v malých populacích, kde není pozorováno kolísání v hodnotě enzymů, může být aplikována analýza DNA k identifikaci genetických odlišností (Amos a Hoelzel, 1992).

3.8.3 Inbrední deprese

Inbrední deprese je redukce fitness (Allendorf et al., 2012) nebo zhoršení fenotypového projevu řady kvantitativních znaků jako je reprodukce nebo fyziologická účinnost (Falconer, 1970). Inbrední deprese a heteróze jsou komplementární a poukazují na snížení a zvýšení heterozygotnosti. Efektem heterozygotnosti na populaci se rozumí vlastnosti závislé na přítomnosti efektu dominance (Chapman, 1985). Dochází tedy ke zvyšování homozygotnosti vedoucí k výskytu velkého počtu škodlivých recesivních alel u inbredního jedince, (Charlesworth a Willis, 2009) což vede k redukcii heterozygotnosti v lokusech s heterozygotní výhodou. Pravděpodobnost, že se jedinec stane homozygotem ve vzácně se vyskytujících alelách, se rapidně zvyšuje s vyšší hodnotou F_x . Pokud bereme v úvahu průměrný $F_x = 0.10$ v přítomnosti recesivních letálních alel ve frekvenci $q = 0.10$, poměr heterozygotů bude redukován 10 % ve srovnání s $F_x = 0$ v jedné generaci (Allendorf et al., 2012). Soulé (1980) se zabýval spojením mezi fitness a genetickou heterozygotností z hlediska udržování fitness a evolučního potenciálu populace. Ze získaných dat z přírodní populace zjistil, že heterozygoti mají větší životaschopnost a v některých případech vyšší reprodukci než homozygoti. Dokonce v populaci s nízkou hodnotou inbreedingu mají heterozygoti vyšší tempo růstu a vyšší stupeň přežití. Zvýšení homozygotnosti v populaci o 10 % může snížit reprodukci o 25 %. Více inbrední linie vyhynou po 3 až 20 generacích. Je pravidlem, že přípustná míra inbreedingu u volně žijících zvířat je 1 % a to koresponduje s velikostí efektivní populace kolem 50 jedinců.

Inbreeding je výsledkem kombinace mutace a segregace (Charlesworth a Willis, 2009). U akumulace škodlivé mutace dochází ke snížení fitness. U segregace, pokud je nejvhodnější genotyp heterozygot, homozygoti s nižším fitness budou produkovaní Mendelistickou segregací (Allendorf et al., 2012).

Je důležité znát mechanismus způsobení inbrední deprese, protože ovlivňuje schopnost populace „adaptovat“ se na inbreeding. Populace se může adaptovat na inbreeding, pokud je inbrední deprese způsobená škodlivou alelou, která může být selekcí odstraněna. Ztráta alel na „superdominantním“ lokusu (s heterozygotní výhodou) obecně redukuje heterozygotnost a tím fitness (Allendorf et al., 2012). Ukazuje se, že asociativní superdominance může být také prostředek v udržení inbrední deprese. Vyskytuje se, když heterozygotní výhoda nebo škodlivé alely ve vybraném lokusu jsou výsledkem zřejmé heterozygotní výhody v zapojených lokusech. Nicméně odstranění škodlivých alel není efektivním mechanismem k snížení inbrední deprese (Leberg a Firmin, 2008). Odstranění alel se ovšem může stát důležitým u dlouhotrvajícího inbreedingu (Gulisija a Crow, 2007). Jelikož inbrední deprese vede k redukcí fitness, přírodní selekce pravděpodobně odporuje inbreedingu upřednostněním méně homozygotních jedinců (Allendorf et al., 2012).

3.8.3.1 Odhad inbrední deprese

Určité množství inbrední deprese se vyskytuje u všech druhů. Škodlivé recesivní alely jsou přítomny v genomu všech druhů, jelikož jsou průběžně dodávány mutací a přírodní selekce není účinná v jejich odstraňování, protože většina kopií je „schována“ fenotypově v heterozygotech, kteří nemají sníženou fitness (Allendorf et al., 2012).

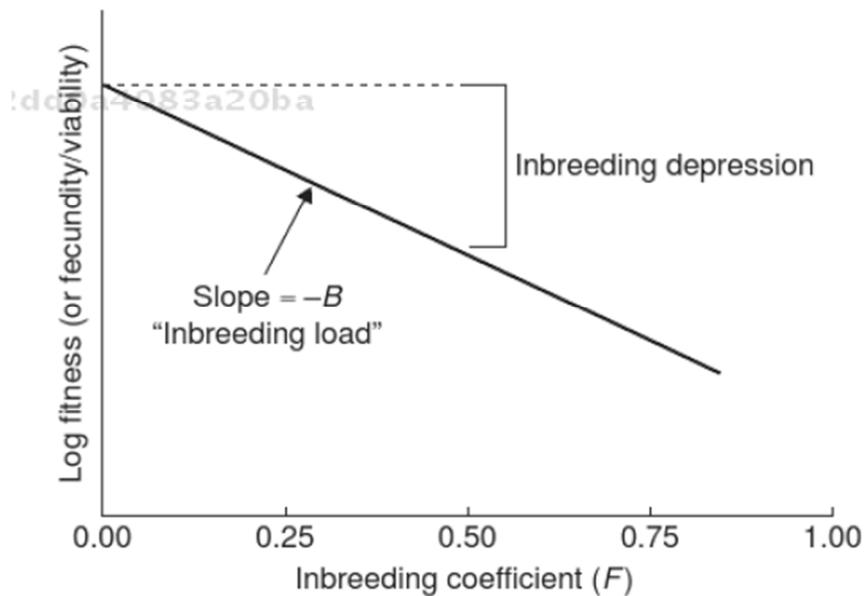
Výpočet inbrední deprese je možno získat s použitím F_x a vykreslením linie reprodukce. Potíž je ale v tom, že s pokračujícím inbreedingem se zhoršují reprodukční schopnosti a tudíž je nemožné vyloučit ztrátu některých linií. Tento přesný výpočet hodnoty inbrední deprese může být obecně použit v raném stádiu předtím, než F_x dosáhne vysoké hodnoty. Další obtíží je maternální efekt. Inbrední deprese má v tomto podání dvě složení. Část vypočítaná z inbreedingu připadající na jednotlivce a část k inbreedingu matky. (Falconer, 1970).

Efekt inbrední deprese je často vypočten počtem letálních ekvivalentů (LEs) pro diploidní genom. Letální ekvivalent je sada škodlivých alel, která může způsobit úmrtí, pokud je homozygotní. Počet LEs přítomných u druhů nebo populace je obecně odhadnut sníženou schopností přežití podle F_x . Efekt inbreedingu na možnost přežití (S) může být vyjádřen jako funkce F_x .

$$S = e^{-(A + BF_x)}$$

$$\ln S = -A - BF_x$$

Kde e^{-A} znázorňuje přežití v neinbrední populaci a B je rozmezí, v kterém klesá fitness při inbreedingu. B je redukce v přežití očekávaná u kompletně homozygotního jedince. Nicméně B je počet LEs pro gametu a $2B$ je pro diploidního jedince (Allendorf et al., 2012).



Obrázek 11- Závislost mezi koeficientem inbreedingu a fitness (Zdroj: Conservation and the genetics of population, Keller a Waller, 2002)

Hodnoty LEs jedince se odhadují pro savčí populace okolo 0 až 30 v lidské péči (Ralls et al., 1988). Průměrné číslo LEs pro diploidní savčí jedince v zajetí je odhadnuto na 3,14. Nicméně to podceňuje rozsah inbrední deprese v populaci, protože to bere v úvahu redukci fitness jen pro juvenilní fázi a ignoruje všechny ostatní. Odhadem inbrední deprese v lidské péči je pravděpodobně značně zkreslen skutečný účinek inbreedingu ve volné populaci, ale nemusí to tak být vždy (Armbruster et al., 2000). Ralls et al. (1988) zjistili, že hodnota inbreedingu v podmínkách přežití v přírodě je mnohem vyšší než v lidské péči.

Bylo zjištěno, že inbrední deprese je více ovlivněna stresem prostředí a událostmi jako extrémní počasí, choroby a další (Armbruster a Read, 2005). Inbrední deprese je lineární funkcí stresu a přidání jeden LEs způsobující 30 % redukcí fitness je způsoben stresujícím prostředím. Uvádí se, že inbrední deprese může být různá, což záleží na tom, kteří jedinci se stanou zakladatelé, kteří jsou pak společným předkem rodičů inbredního jedince. To ukazuje, že genetická zátěž (genetic load), což je relativní rozdíl ve fitness mezi teoreticky nejvhodnějším genotypem v populaci a průměrným genotypem v sledované populaci, je nerovnoměrně rozdělena mezi genomy zakladatelů a je podporován názor, že inbrední deprese je někdy výsledkem majoritních účinků na některých lokusech (Allendorf et al., 2012).

3.8.4 Dopad inbreedingu na životaschopnost

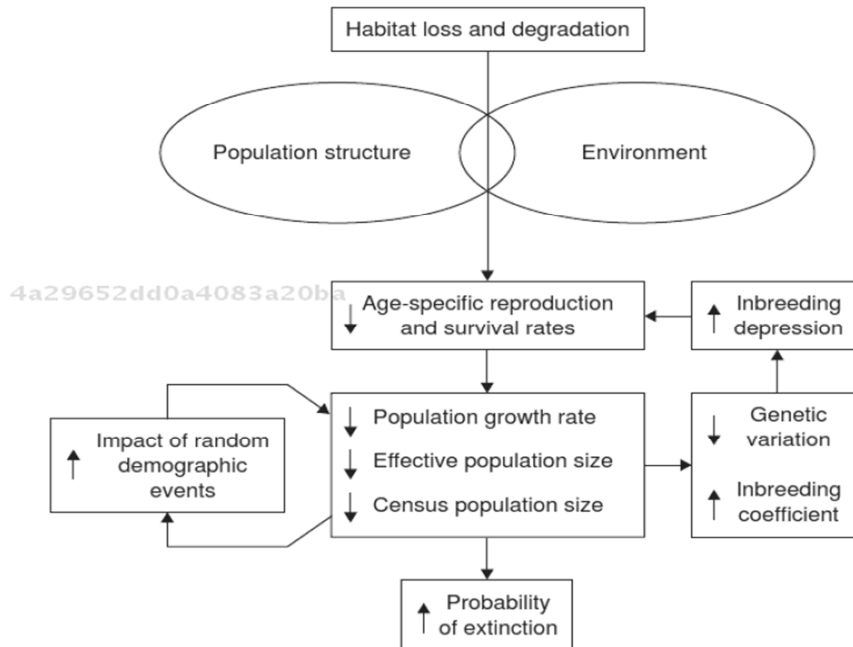
Musí být splněny tři podmínky u redukce životaschopnosti populace při inbrední depresi:

1. Musí se vyskytovat inbreeding
2. Musí se vyskytovat inbrední deprese
3. Vlastnosti ovlivněné inbrední depresí musí snižovat životaschopnost populace (Allendorf et al., 2012).

Podmínky 1 a 2 se budou do určité míry udržovat ve všech malých populacích. Podmínka 3 je trochu kontroverzní, jelikož pro inbrední depresi, která ovlivňuje životaschopnost populace, musí platit, že ovlivňuje vlastnosti, které mají vliv na životaschopnost (Allendorf et al., 2012).

Je dokázáno, že inbreeding má prokazatelný vliv u zvířat v lidské péči i ve volné přírodě. Inbrední deprese způsobila pokles v každé divoké populaci, nicméně i přes ztrátu heterozygotnosti se škodlivým účinkem na fitness nebylo prokázáno vymření populace jako výsledek inbreedingu. Je však jasně prokázané, že inbreeding může snižovat životaschopnost populace v přírodě (Allendorf et al., 2012).

Inbreeding a ztráta genetické variability ohrožuje krátkodobé i dlouhodobé přežití populace. Inbreeding kvůli inbrední depresi, snižující fitness, která může zpětně ovlivnit přežití populace a ztráta genetické variability snižuje evoluční schopnost adaptovat se (obr. 12) (Laikre, 1996).



Obrázek 12-Zjednodušený náčrt vyhynutí ukazující interakce mezi demografickými a genetickými efekty ztráty habitatu a izolace, které mohou způsobit zvyšující se možnost vyhynutí (Zdroj: Conservation and the genetics of population, Soulé a Mills, 1998).

3.9 HYBRIDIZACE

3.9.1 Přírodní hybridizace

Arnold (1997) definoval přírodní hybridizaci jako úspěšné páření v přírodě mezi jedinci ze dvou populací nebo skupin populací, kteří jsou rozpoznatelní na základě jedné nebo více dědičných vlastností. Je to sekundární kontakt mezi populacemi, které se vyvíjely samostatně po dlouhý čas. Tento proces je méně častý, pokud bereme v úvahu celkový počet jedinců, ale je mnohem méně neobvyklý, pokud uvažujeme počet druhů, u kterých dochází k přírodní hybridizaci (Genovart, 2008). Hybridizace ovlivňuje evoluční dráhu okolo 25 % u rostlin a 10 % u živočichů (Arnold, 1997).

Je otázkou, zda přírodní hybridizace představuje vždy problém v záchraně druhů (Genovart, 2008). Přírodní hybridizace může podpořit evoluční odlišnost mezi taxony

(Coyne and Orr, 2004), ale může také ovlivnit genotypické vyhynutí skrz extenzivní genový tok neadaptivních genů do druhů (Wöhrmann, 1994). Hybridizace mezi různými druhy může potenciálně vést k různým situacím: vznik stálé a lokalizované hybridní zóny, která neovlivňuje zmizení původního druhu; zmizení jednoho ze dvou původních druhů nebo dokonce vznik nového druhu vyplývající z hybridní speciace (Mallet, 2007).

Hybridizace zahrnující vzácné a ohrožené druhy a poddruhy může být znepokojujícím prvkem, pokud je ohrožena jejich genetická integrita. Velikost znepokojení závisí na definici druhu a poddruhu, která je spojena s evolučním významem hybridizace v různých taxonomických stupních. Listina ohrožených druhů nerozlišuje mezi různými taxonomickými stupni, ani není přímo adresována k ochraně hybridů (Jenks et al., 2001).

3.9.2 Interspecifická hybridizace

Interspecifická hybridizace se vyskytuje u většiny savců a ptáků v malé míře. Hybridní zóny mezi odlišnými druhy jsou obvykle malé a můžou odrážet rozmanitost ekologických a demografických faktorů (Moore, 1977). Omezená míra hybridizace byla vytvořena založením biologického konceptu druhu jako samostatně se vyvíjející jednotky (Mayr, 1963). V tomto pojetí hybridizace trochu přispívá směrem k evoluční diverzitě, snad mimo mírné změny mechanismu reprodukční izolace. Nicméně pokud je interspecifická hybridizace stálá a vyskytuje se přes velkou oblast k zeměpisnému pásmu hybridizovaného druhu, může být ohrožena jejich taxonomická a genetická osobitost. Kromě toho frekvence a míra kontaktu mezi druhy můžou být silně ovlivněny lidskými aktivitami. Nepřímý efekt lidského rozvoje způsobí, že dříve vzácné nebo se nevyskytující druhy se stanou hojnými a hybridizovanými s ohroženými endemickými formami. Stejně jako přímý efekt – vyhubení, přemístění a doplnění zvířat z jiných oblastí může mít za následek hybridizaci a genetické zředění přírodní formy (Jenks et al., 2001).

Efekt genetické výměny (introgresivní hybridizace) na vzácné a ohrožené taxony byla prezentována výhradně jako negativní. To dává pochopitelné a logické hledisko, že poddruhy, druhy atd. jsou definovány hodnotou reprodukční izolace. Zmíním však možnost, že introgrese může obohatit nebo alternativně ovlivnit vyhynutí vzácné formy genetickou asimilací více početnějším příbuzným taxonem, což ovšem není uznáváno všemi autory. Je to dáno tím, že hybridizace mezi vzácnějšími a více početnějšími taxony jsou potenciálním

výsledkem v genetickém obohacení ohrožených forem. Vzácnému taxonu je nápomocno prostřednictvím zvýšené fitness a také zvýšení genetické variability, která usnadňuje rozšíření habitatu a hybridní populace se stává genetickým rezervoárem pro rekonstrukce rodičovského genotypu/fenotypu (Arnold, 1997). Risk vyhynutí pravděpodobně převažuje nad rizikem nebo škodou introgresí a tato možnost může tyto druhy ochránit před nebezpečím, dokonce pokud jsou hybridizováni (Allendorf et al., 2012).

3.9.3 Plodnost hybridů

Jedním z nejvíce používaným odhadem pro fitness je plodnost. To je zvláště důležité pro hybridní genotypy. Důvod pro časté použití tohoto faktoru je, že odhad hybridní fitness je relativně lehké měřit. Takové metody často dovolují odvodit nejen relativní fitness (míněno u plodnosti) hybridů a jejich rodičů ale také usnadnit hypotézu o příčinné souvislosti (Allendorf et al., 2012).

Není lehké zhodnotit, zda je hybridizace akceptovatelná nebo ne. Jako první bychom se měli ptát, zda vzniká hybridizace díky antropogenním důvodům a zda jeden ze dvou hodnocených druhů je ohrožený. (Genovart, 2008).

3.10 HETERÓZE

Obecně řečeno, fitness ztrácí při inbreedingu tendenci vrátit se na původní hodnotu a tudíž fenomén heteróze je jednoduše vysvětlen jako opak inbrední deprese (Příloha 29). Pokud jsou linie mezi sebou kříženy náhodně, průměrná hodnota každé vlastnosti u kříženců je očekávaná být stejná, jako populační průměr základní populace. Jinými slovy, heteroze v křížení je očekávaná být rovna k depresi v inbreedingu. Nicméně pokud populace pokračuje v náhodném křížení mezi kříženci a další generací, F_x zůstává nezměněný a populační průměr tudíž zůstává na stejné hodnotě základní populace. Můžeme říct, že při absenci selekce, inbreeding následující křížení linií ve velkých populacích nevytváří žádné stálé změny v průměru populace (Falconer 1970).

Heteróze, stejně jako inbrední deprese závisí na výskytu dominance. Lokusy bez dominance nezpůsobují ani inbrední depresi, ani heterózi. Množství heteroze následující

křížení mezi dvěma konkrétními liniemi nebo populacemi závisí na poli odlišných genových frekvencí mezi populacemi. Pokud křížené populace nejsou odlišné v genové frekvenci, pak se zde heteroze vyskytovat nebude a největší heteroze bude dosaženo, pokud je jedna alela fixována v jedné populaci a další alela v další populaci (Falconer, 1970).

Měření heteróze u volně žijící populace je však obtížné, jelikož existující genetická odlišnost mezi volně žijícími populacemi je z větší části zvýšená evoluční adaptací na lokální podmínky. Pokud jsou společně kříženy dvě populace s odlišnými životními cestami, kříženci nebudou ani adaptovaní a budou tudíž méně fit než kterýkoliv z rodičů (Falconer, 1970).

Pro popis genetické struktury přírodních populací se používá „koadaptace“ nebo „integrace“. To je názor, že genetická struktura přírodní populace se vyvíjí jako celek, takže selekce působící na každý jeden lokus je závislá na přítomnosti alel v mnoha dalších lokusech. (Falconer, 1970).

4 MATERIÁL A METODY

4.1 MATERIÁL

Materiál, který sloužil jako podklad pro vypracování tohoto tématu byl získán z mezinárodní plemenné knihy nosorožce tuponosého (International Studbook for the White Rhinoceros) vydanou asociací WAZA (World Association of ZOOs and Aquariums) k 31. prosinci 2011.

Mezinárodní plemenná kniha zahrnuje dohromady 1776 jedinců obou druhů nosorožců tuponosých chovaných v lidské péči a to 27 jedinců druhu *C. cottoni* (10, 17) a 1749 (811, 922, 16) jedinců druhu *C. simum*. Tato čísla zahrnují jak žijící, tak i uhynulé jedince do 31. prosince 2011.

4.2 METODY

Pro vytvoření populační analýzy nosorožce tuponosého, chovaného v lidské péči ve všech zemích světa, bylo nutné vypočítat koeficient inbreedingu (F_x) a odhadnout hodnotu předpokládaného koeficientu inbreedingu (F_x) pro všechny kombinace potenciálních potomků a průměrnou hodnotu celé populace. Ze získaných výsledků bude navržena varianta dlouhodobého chovného plánu s cílem udržení genetické variability v populaci nosorožců tuponosých chovaných v lidské péči.

Pro statistické výpočty koeficientu inbreedingu posloužil statistický program SAS (2004). Jednalo se o vypočítání 2 okruhů. V prvním kroku byl odhadnut koeficient inbreedingu pro celou populaci nosorožců tuponosých, tzn. 1776 jedinců registrovaných v mezinárodní plemenné knize k datu 31. prosince 2011. V druhém kroku byl odhadnut koeficient inbreedingu budoucím potomkům pro 12 kombinací po 7 (3, 4) žijících rodičích druhu *C. cottoni* a pro 126 072 kombinací po 718 (306, 412) žijících rodičích druhu *C. simum* evidovaných minimálně do 31. prosince 2011 (Příloha 23). V závorce je na prvním místě uváděn počet samců a na druhém místě počet samic. Výsledkem je tabulka, znázorňující všechny možné kombinace párů a koeficient inbreedingu, jež by měl jejich potomek. Podle toho lze usoudit, které kombinace je vhodné rozmnožit a které nikoliv.

Z jedinců, u kterých byl vypočten koeficient inbreedingu F_x pomocí statistického programu **SAS (2004)** byli vybráni čtyři jedinci s různou hodnotou F_x , u kterých jsou vytvořeny rodokmeny a pomocí výpočtu koeficientu inbreedingu dle Wrighta (1922) vypočítána hodnota koeficientu inbreedingu F_x .

$$F_x = \sum \left[\left(\frac{1}{2} \right)^{n_1+n_2+1} (1 + F_A) \right]$$

n_1 počet generací ze strany otce

n_2 počet generací ze strany matky

F_A počet generací ke společnému předkovi

Pro statistické zhodnocení hodnot koeficientu inbreedingu F_x (dále jen F_x) posloužil program **STATISTIKA 12**. Byli vybráni všichni jedinci (26), u kterých byl vypočten F_x a pomocí testu rozdílu dvou výběrových souborů, **dvouvýběrového t-testu pro nezávislé proměnné** bylo otestováno, zda existuje rozdíl mezi hodnotami F_x samců (8) a samic (18) chovaných v zajetí po celém světě. Dále bylo otestováno, zda existuje rozdíl mezi hodnotami F_x druhu *C. simum* chovaného v zajetí v Evropě (9 jedinců) a ve zbytku světa (17 jedinců). V návaznosti na tento výsledek byl svět rozdělen na čtyři kontinenty (Evropa, Amerika, Asie, Afrika). U těchto kontinentů je pomocí **Jednofaktorové ANOVY- nevyváženého modelu** zjištěno, zda existuje rozdíl mezi hodnotami F_x v zoologických zahradách vybraných kontinentů – Evropa (9 jedinců), Amerika (8 jedinců), Asie (7 jedinců), Afrika (2 jedinci).

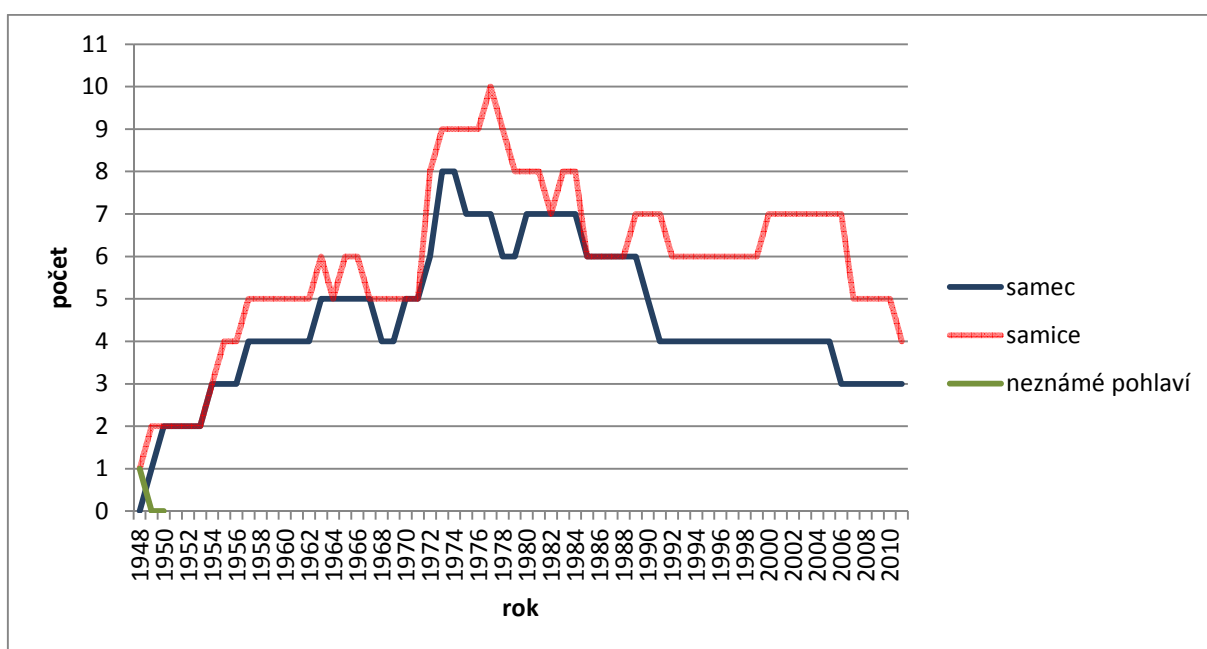
5 VÝSLEDKY

5.1 VÝVOJ POPULACEV LIDSKÉ PÉČI

5.1.1 Populace druhu *Ceratotherium cottoni*

Podle mezinárodní plemenné knihy nosorožce tuponosého (International Studbook for the White Rhinoceros) vydané k 31. prosinci 2011 je první jedinec druhu *C. cottoni* chovaný v lidské péči samice v roce 1948. K datu vydání plemenné knihy byl počet žijících jedinců 7 (3, 4,) (Graf 13) ve třech institucích – rezervace Ol Pejeta v Keni (2, 2), ZOO Dvůr Králové v ČR (0, 1) a V Safari parku v San Diegu (1, 1).

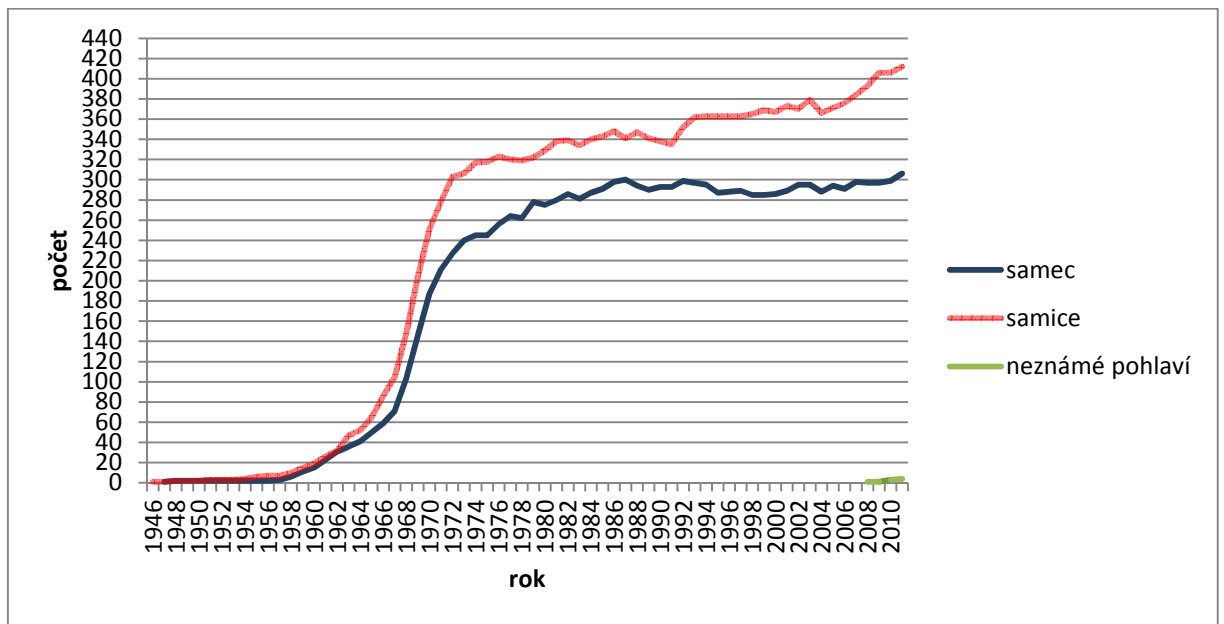
Graf 13 Vývoj populace druhu *Ceratotherium cottoni*



5.1.2 Populace druhu *Ceratotherium simum*

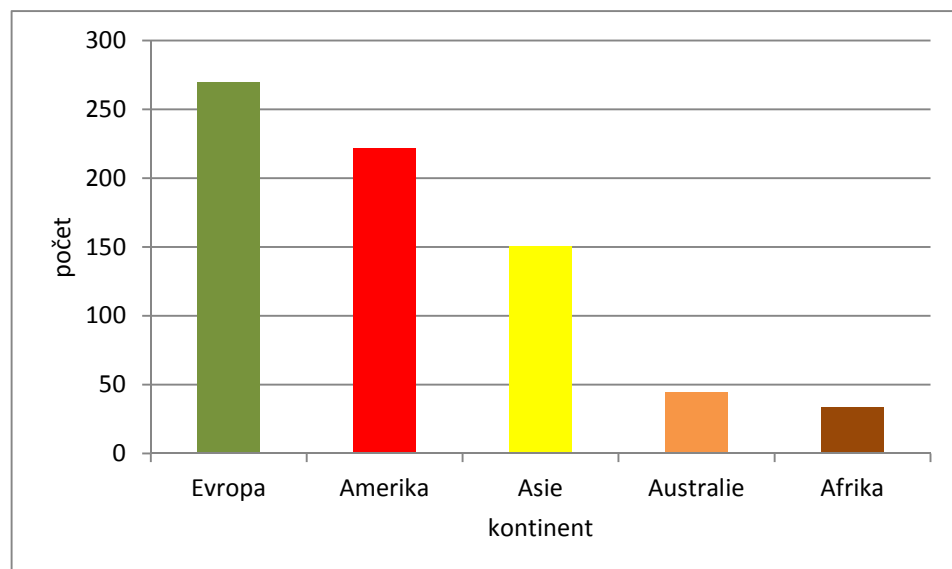
Podle mezinárodní plemenné knihy nosorožce tuponosého (International Studbook for the White Rhinoceros) vydané k 31. prosinci 2011 je první jedinec druhu *C. simum* chovaný v lidské péči samice v roce 1946. Poté počet jedinců druhu *C. simum* chovaných v lidské péči stoupal a k datu vydání plemenné knihy byl počet žijících jedinců 722 (306, 412, 4) ve 197 institucích (Graf. 14). Do plemenné knihy není započítáno 141 jedinců importovaných do Číny od roku 2000 do roku 2011.

Graf 14 Vývoj populace *Ceratotherium simum*

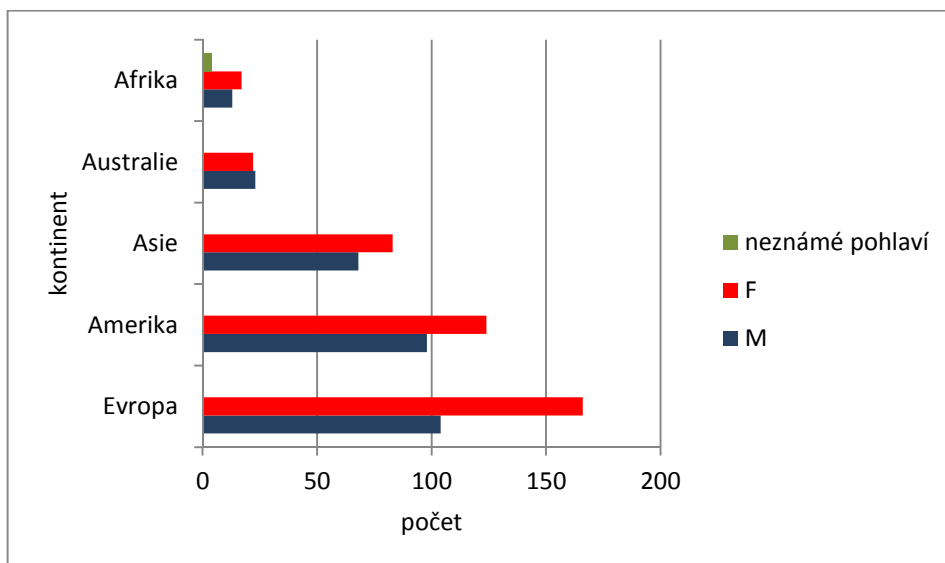


Jedinci druhu *C. simum* jsou v lidské péči nejvíce chováni v Evropě, kde se jich nachází 270 (104, 166) v 79 institucích. Nejmenší zastoupení má Afrika s 34 (13, 17) jedinci (Graf 15, 16, 17), která je sice zemí s největším počtem nosorožců tuponosých, nicméně v lidské péči jsou chováni pouze v ZOO Gize v Egyptě (0, 1), Ranči Ziwě v Ugandě (6, 6), v Uganda Wildlife Education Centru – UWEC (1, 1) a jedna samice se nachází v jižní Africe.

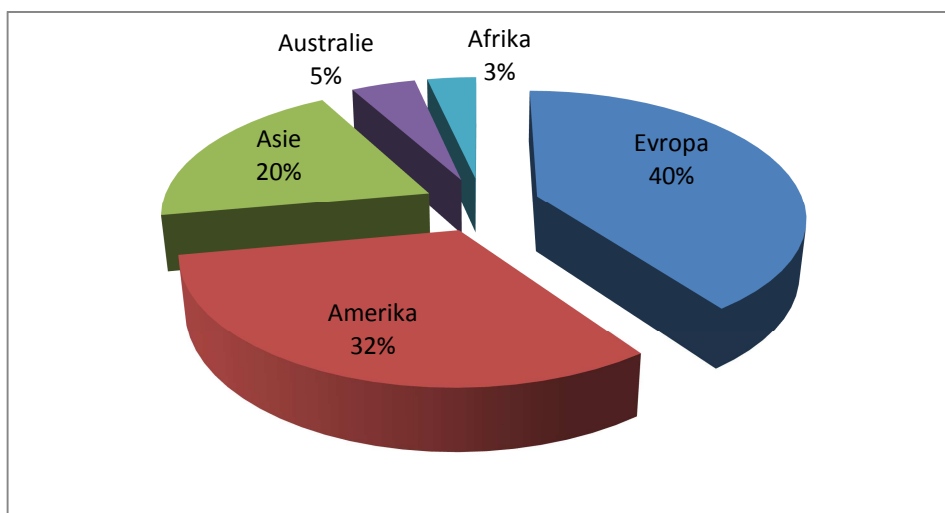
Graf 15 Zastoupení druhu *Ceratotherium simum* v jednotlivých kontinentech k 31. prosinci 2011



Graf 16 Zastoupení pohlaví v jednotlivých kontinentech u druhu *Ceratotherium simum* k 31. prosinci, 2011



Graf 17 Procentuální zastoupení institucí chovajících druh *Ceratotherium simum* k 31. prosinci 2011



5.2 ROZVOJ POPULACE V LIDSKÉ PÉČI

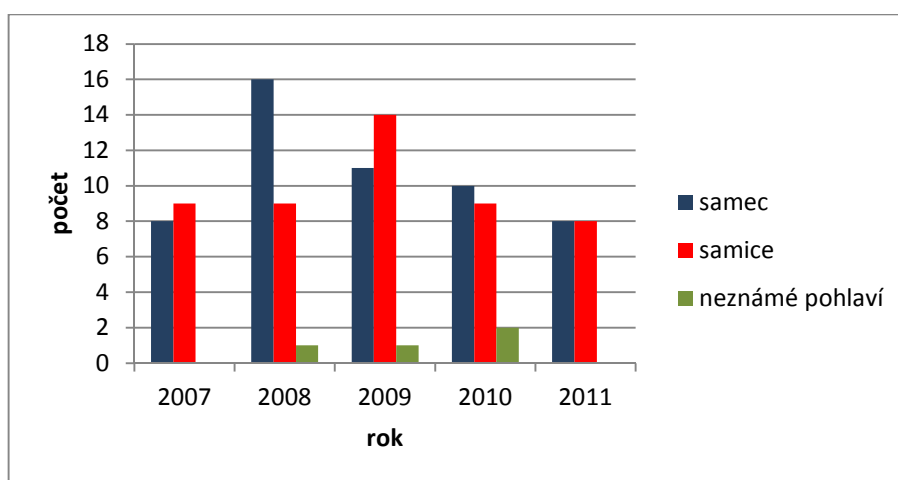
Tato kapitola zahrnuje pouze jedince druhu *C. simum* (Příloha 27), jelikož druh *C. cottoni* je nyní zastoupen pouze sedmi jedinci. Z těchto jedinců bereme v úvahu možnost reprodukce pouze u dvou samců ve věku 41 a 34 let a dvou samic ve věku 25 a 14 let chovaných v rezervaci Ol Pejeta v Keni po přemístění ze Zoo Dvůr Králové. V Safari parku v San Diegu chovají také samce a samice *C. cottoni*, ale vzhledem k jejich věku přes 40 let už není reprodukce pravděpodobná, zejména pro tak starou samici. Poslední narozený jedinec

tohoto druhu v lidské péči je samice, narozená 29. června 2000 v Zoo Dvůr Králové, která se nyní nachází v rezervaci Ol Pejeta

5.2.1 Narození a uhynulí jedinci podle pohlaví

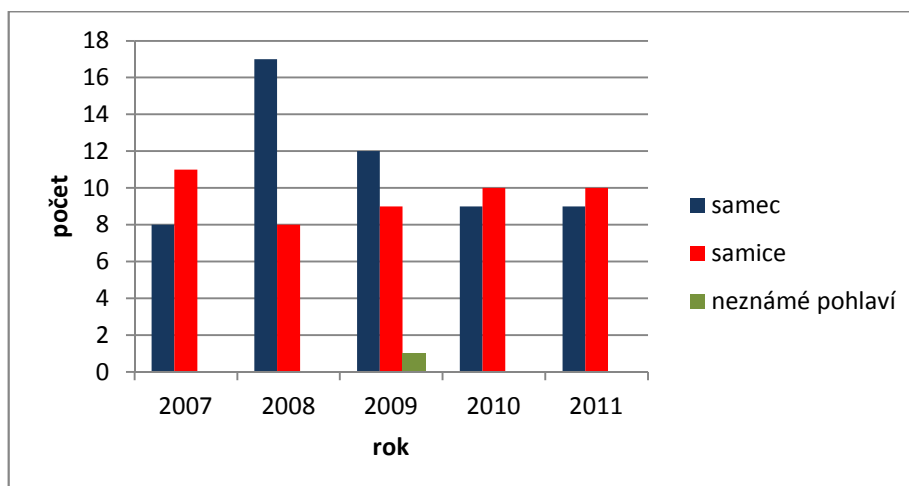
Průměrný počet narozených jedinců *C. simum* v lidské péči v letech 2007 – 2011 se pohybuje kolem 21 zvířat, přičemž nejvíce narozených bylo v roce 2008 a to 26 jedinců (16, 9, 1) a 26 jedinců (11, 14, 1) v roce 2009. Celkový počet narozených zvířat v lidské péči je 106 (53, 49, 4) v průběhu pěti let (Graf 18).

Graf 18 Narození jedinci *Ceratotherium simum* v letech 2007 - 2011



Průměrný počet uhynulých jedinců *C. simum* v lidské péči v letech 2007 – 2011 se pohybuje kolem 21 zvířat, přičemž nejvíce uhynulých bylo v roce 2008 a to 25 jedinců (17, 8). Celkový počet uhynulých zvířat v lidské péči je 104 (55, 48, 1) v průběhu pěti let (Graf 19).

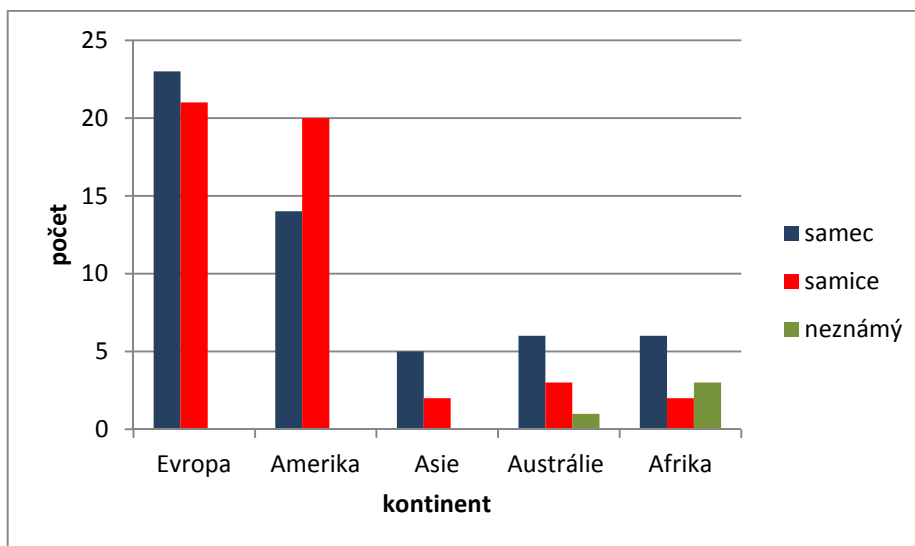
Graf 19 Uhynulí jedinci *Ceratotherium simum* v letech 2007 - 2011



5.2.2 Narození a uhynulí jedinci v jednotlivých kontinentech

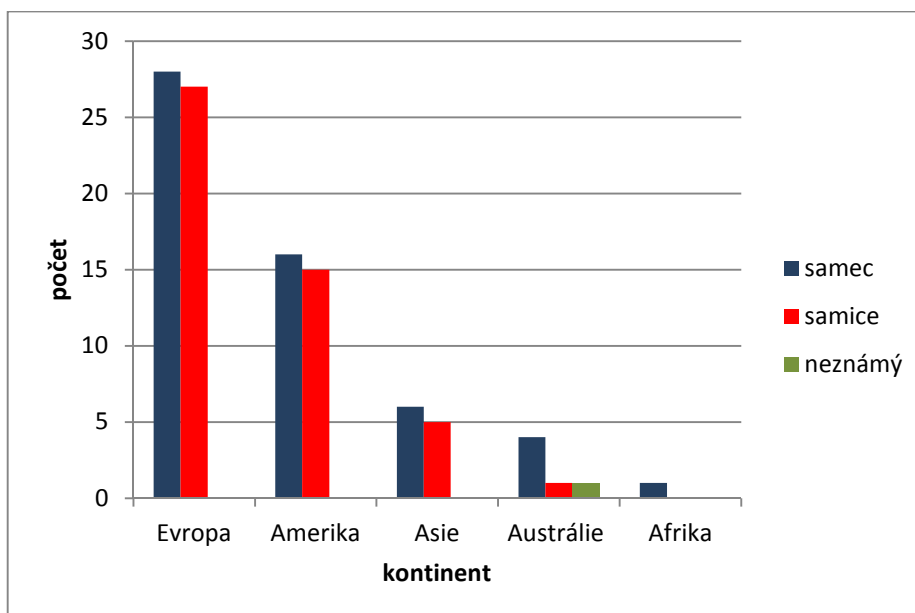
Nejvíce narozených jedinců druhu *C. simum* v lidské péči v letech 2007 – 2011 je v Evropě, jelikož je to kontinent s největším počtem institucí, chovající nosorožce tuponosé. Narodilo se zde 44 (23, 21) jedinců v průběhu pěti let (Graf 20).

Graf 20 Narození jedinci druhu *Ceratotherium simum* v jednotlivých kontinentech v letech 2007 - 2011



Nejvíce uhynulých jedinců druhu *C. simum* v lidské péči v letech 2007 – 2011 je v Evropě, jelikož je to kontinent s největším počtem institucí, chovající nosorožce tuponosé. Uhynulo zde 55 (28, 27) jedinců v průběhu pěti let (Graf 21).

Graf 21 Uhynulí jedinci druhu *Ceratotherium simum* v jednotlivých kontinentech v letech 2007 - 2011



5.2.3 Rozvoj populace druhu *C. simum* v zoologických zahradách

K 1. lednu 2012 bylo chováno v zoologických zahradách 249 jedinců (98, 151) druhu *C. simum* a k 31. prosinci 2012 počet stoupl na 260 (101, 159) jedinců. K 31. prosinci 2012 se narodilo 12 (5, 7) jedinců (Tab. 1) a uhynulo 11 (5, 6) jedinců (Tab. 2). Došlo také k přemístění zvířat mezi různými druhy institucí.

Tabulka 1 Narození jedinci *Ceratotherium simum* v zoologických zahradách v roce 2012

Instituce	samec (počet)	samice (počet)	země
Arnhem	1		Nizozemí
Boras			Švédsko
Hilvarenbeek		2	Nizozemí
Krenglbach		1	Rakousko
Les Mathes		1	Francie
Peaugres		1	Francie
Prescot	2	1	Anglie
Ramat Gan	1		Izrael
Sigean	1	1	Francie
CELKEM	5	7	7

Tabulka 2 Uhynulí jedinci *Ceratotherium simum* v zoologických zahradách v roce 2012

Instituce	samec (počet)	samice (počet)	Stát
Boras		1	Nizozemí
Bussolengo		1	Itálie
Duisburg	1		Německo
Kessingland	1		Anglie
Lisieux		2	Francie
Opole	1		Polsko
Ramat Gan	1	2	Izrael
Thoiry	1		Francie
CELKEM	5	6	7

K 1. lednu 2013 bylo chováno v zoologických zahradách 260 jedinců (101, 159) druhu *C. simum* a k 31. prosinci 2013 počet stoupl na 261 jedinců (102, 159). K 31. prosinci 2013 se narodilo 6 (4, 2) jedinců (Tab. 3) a uhynuli 4 (1, 3) jedinci (Tab. 4). Došlo také k přemístění zvířat mezi různými druhy institucí.

Tabulka 3 Narození jedinci *Ceratotherium simum* v zoologických zahradách v roce 2013

Instituce	samec (počet)	samice (počet)	země
Burford		1	Anglie
Cabarceno	1		Španělsko
Colchester		1	Anglie
Dublin	1		Irsko
Kolmarden	1		Švédsko
Munster	1		Německo
CELKEM	4	2	5

Tabulka 4 Uhynulí jedinci *Ceratotherium simum* v zoologických zahradách v roce 2013

Instituce	samec (počet)	samice (počet)	Stát
Blair Drummond		1	Anglie
Marwell	1	1	Anglie
Prescot		1	Anglie
CELKEM	1	3	1

5.3 KOEFICIENT INBREEDINGU F_x

5.3.1 Výpočet koeficientu inbreedingu F_x jedinců obou druhů

Výpočet F_x všech jedinců z mezinárodní plemenné knihy nosorožce tuponosého vydané k 31. prosinci 2011, zahrnující 1776 zvířat byl proveden v programu **SAS (2004)**. Byl zjištěn výskyt inbreedingu u 26 jedinců (18, 8) druhu *C. simum* (Tab. 5), přičemž žijících jedinců je 16 (13, 3). Zbývající tři inbrední samci jsou chováni v Německu, USA a Malajsii.

U druhu *C. cottoni* zahrnující 28 jedinců (10, 17, 1), přičemž žijících jedinců je 7 (3, 4), nebyl zjištěn žádný inbrední jedinec.

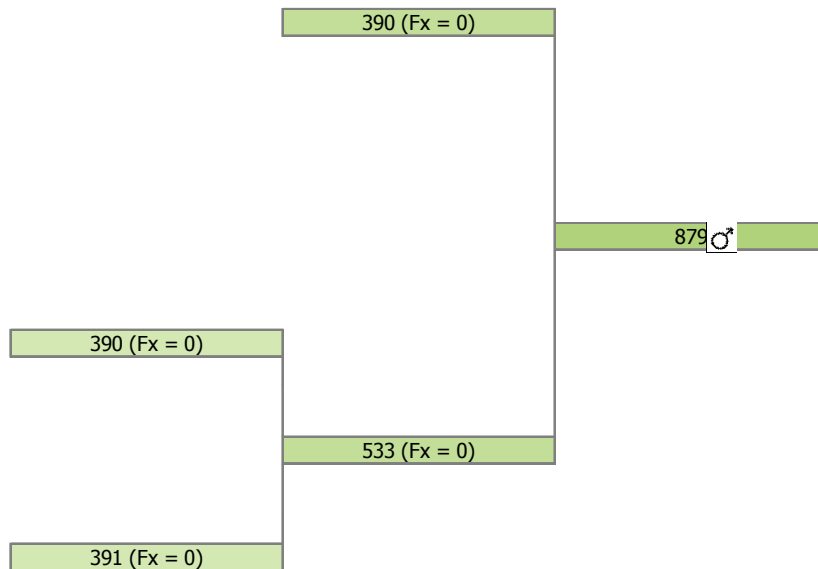
Tabulka 5 Inbrední jedinci druhu *Ceratotherium simum* (barevně jsou vyznačeny země chovající více než jednoho jedince)

pohlaví	číslo jedince	věk (v letech)	Fx	původ	instituce	Místo	země
M	1658	uhynul	0,0625	Evropa	BORAS	Alvsborg	ŠVÉDSKO
F	582	35	0,125	Amerika	TORONTO	Toronto	KANADA
F	935	uhynul	0,125	Afrika	PRETORIA	Gauteng	JIŽNÍ AFRIKA
F	1028	uhynul	0,125	Asie	RAMAT GAN	Izrael	IZRAEL
F	1084	uhynul	0,125	Asie	RAMAT GAN	Izrael	IZRAEL
F	1139	18	0,125	Asie	TAIPEI	Taiwan	TAIWAN
F	1142	18	0,125	Amerika	W PALM BE	Florida	USA
F	1320	uhynul	0,125	Asie	neznámá	neznámé	NEZNÁMÁ
F	1400	13	0,125	Amerika	W PALM BE	Florida	USA
M	1437	uhynul	0,125	Asie	RAMAT GAN	Izrael	IZRAEL
F	1590	8	0,125	Evropa	VALBREMBO	Lombardy	ITÁLIE
F	2058	uhynul	0,125	Evropa	LA PALMYR	Royan	FRANCIE
F	878	uhynul	0,25	Amerika	neznámá	neznámé	NEZNÁMÁ
M	879	uhynul	0,25	Amerika	JACKSONVL	Florida	USA
M	894	uhynul	0,25	Asie	LEOFOO	Taiwan	TAIWAN
M	927	uhynul	0,25	Amerika	CIR ATLAS	neznámé	NEZNÁMÁ
F	967	24	0,25	Evropa	BLAIRDRUM	Stirling	SKOTSKO
F	988	22	0,25	Evropa	CABARCENO	Cantabria	ŠPANĚLSKOO
M	998	22	0,25	Afrika	MELAKA	Melaka	MALAJSIIE
F	1007	21	0,25	Amerika	S DOMINGO	Santo Domingo	DOMINIK. REPUBLIKA
F	1138	19	0,25	Asie	LEOFOO	Taiwan	TAIWAN
F	1280	14	0,25	Evropa	VESZPREM	Veszprem	MAĎARSKO
F	1592	8	0,25	Evropa	VALBREMBO	Lombardy	ITÁLIE
M	1717	5	0,25	Amerika	RUM CREEK	Florida	USA
F	2021	5	0,25	Evropa	VALBREMBO	Lombardy	ITÁLIE
M	2022	3	0,25	Evropa	HODENHAGN	Hodenhagen	NĚMECKO

5.3.2 Výpočet koeficientu inbreedingu z rodokmenů dle Wrighta (1922)

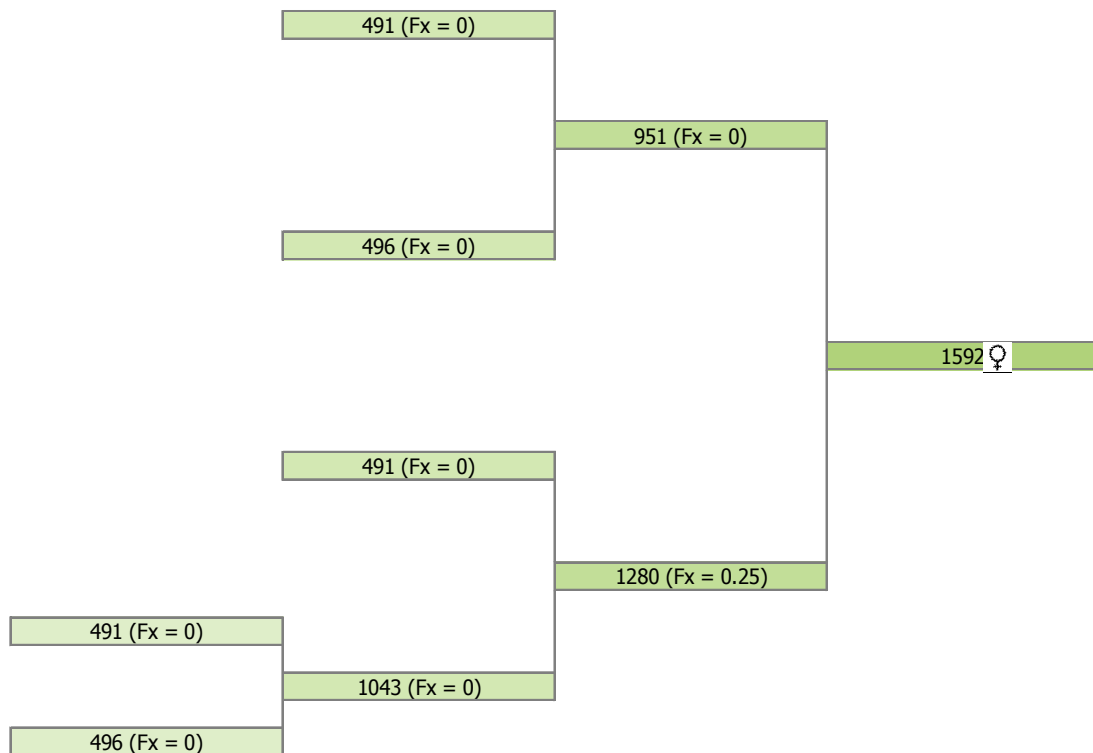
5.3.2.1 Rodokmeny vybraných jedinců *C. simum*

Samec číslo 879, narozený 18. března 1985 v Zoo Jacksonville na Floridě v USA. Uhynul v den narození po neznámém zranění pohybového aparátu.



$$(390) F_{879} = \left(\frac{1}{2}\right)^{1+0+1} (1 + 0) = 0,25$$

Samice **číslo 1592** jménem Etosha, narozená 22. května 2006 v Serengeti Safari parku v Hodenhagenu v Německu. Byla převezena 6. března 2008 do Parco Faunistico Le Cornelle S. R. L v Lombardy v Itálii. Tato samice neměla ještě potomka.



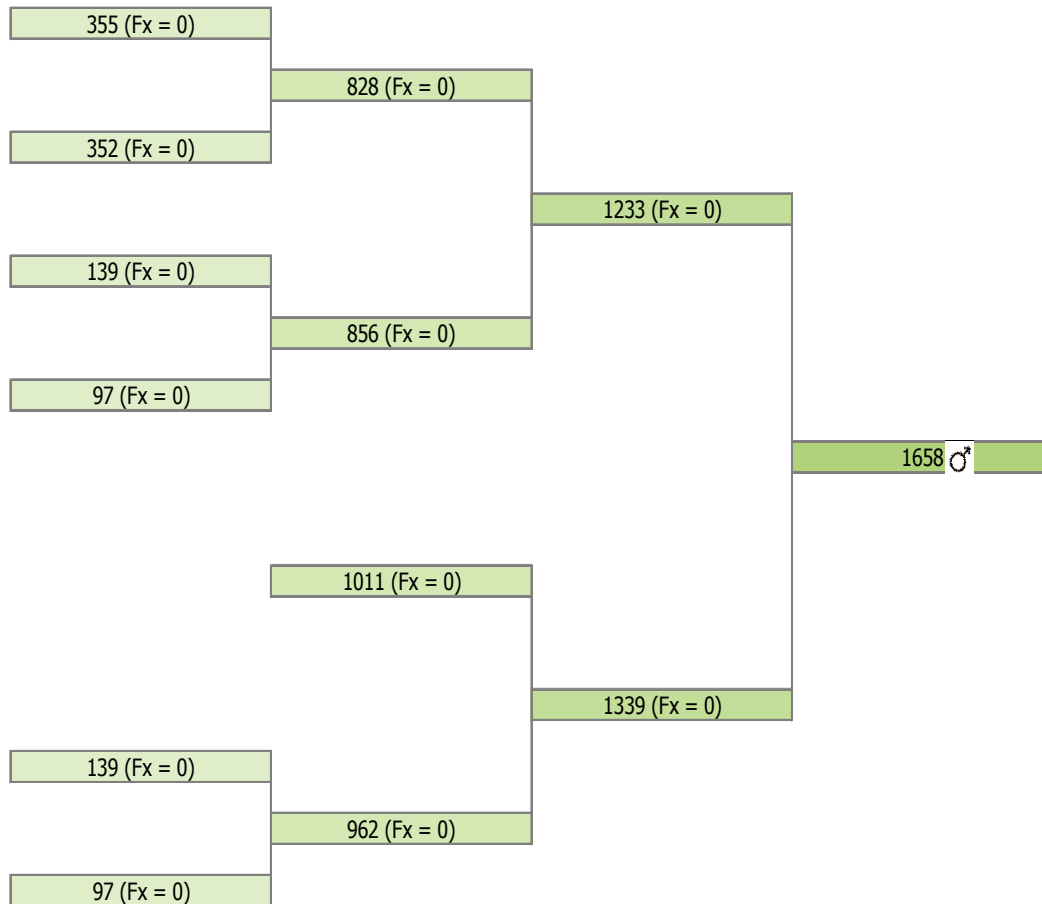
$$(491) F_1 = \left(\frac{1}{2}\right)^{1+1+1} (1 + 0) = 0,125$$

$$(491) F_2 = \left(\frac{1}{2}\right)^{1+2+1} (1 + 0) = 0,0625$$

$$(496) F_3 = \left(\frac{1}{2}\right)^{1+2+1} (1 + 0) = 0,0625$$

$$F_{1592} = \sum[F_1 + F_2 + F_3] = 0,25$$

Samec číslo 1658 narozený 27. ledna 2009 v Zoo Boras Djurpark v Alvsborgu ve Švédsku.
 Uhylnul z neznámé příčiny v den narození po předčasném porodu.

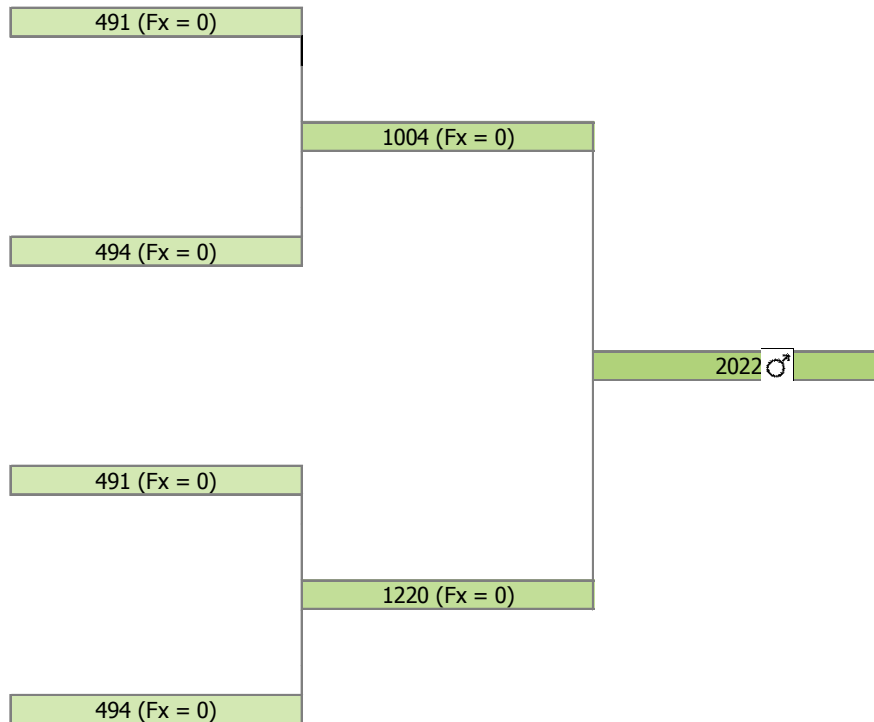


$$(139) F_1 = \left(\frac{1}{2}\right)^{2+2+1} (1 + 0) = 0,03125$$

$$(97) F_2 = \left(\frac{1}{2}\right)^{2+2+1} (1 + 0) = 0,03125$$

$$F_{1658} \Sigma[F_1 + F_2] = 0,0625$$

Samec **číslo 2022** jménem Abasi, narozený 27. září 2011 v Serengeti Safari parku v Hodenhagenu v Německu. Tento samec neměl ještě potomka.



$$(491) F_1 = \left(\frac{1}{2}\right)^{1+1+1} (1 + 0) = 0,125$$

$$(494) F_2 = \left(\frac{1}{2}\right)^{1+1+1} (1 + 0) = 0,125$$

$$F_{2022} = \sum[F_1 + F_2] = 0,25$$

Hodnota $\alpha = 0.05$ (udává výsledek s 95 % pravděpodobností)

Vyslovíme nulovou hypotézu:

H0 F_x samců = F_x samic (neexistuje rozdíl v proměnlivosti inbreedingu samců a samic).

H1 F_x samců > F_x samic nebo F_x samců < F_x samic (existuje statisticky významný rozdíl v proměnlivosti inbreedingu samců a samic).

F-test

H0 $\sigma_1^2 = \sigma_2^2$

H1 $\sigma_1^2 > \sigma_2^2$ nebo $\sigma_1^2 < \sigma_2^2$

p rozptyly = 0,576138 > $\alpha = 0,05 \Rightarrow p$ rozptyly > $\alpha \Rightarrow$ shodné rozptyly \Rightarrow H0 potvrzena \Rightarrow hodnota p bude vypočítávána pomocí dvouvýběrového t-testu

Dvouvýběrový t-test

$p = 0,297129 \Rightarrow$ H0 potvrzena

Rozdíly hodnot F_x samců a samic *C. simum* chovaných v zajetí po celém světě jsou statisticky neprůkazné ($p = 0,297129 > \alpha = 0,05$). Hodnota inbreedingu samců a samic je stejná. Výsledek je doplněn krabicovým grafem (Příloha 23).

Vyslovíme nulovou hypotézu:

H0 F_x jedinců Evropy = F_x jedinců zbytku světa (neexistuje rozdíl v hodnotě inbreedingu jedinců Evropy a jedinců zbytku světa).

H1 F_x jedinců Evropy > F_x jedinců zbytku světa nebo F_x jedinců Evropy < F_x jedinců zbytku světa (existuje statisticky významný rozdíl v hodnotě inbreedingu jedinců Evropy a jedinců zbytku světa).

F-test

H0 $\sigma_1^2 = \sigma_2^2$

H1 $\sigma_1^2 > \sigma_2^2$ nebo $\sigma_1^2 < \sigma_2^2$

p rozptyly = 0,566834 > $\alpha = 0,05 \Rightarrow$ p rozptyly > $\alpha \Rightarrow$ shodné rozptyly \Rightarrow H0 potvrzena \Rightarrow hodnota p bude vypočítávána pomocí dvouvýběrového t-testu

Dvouvýběrový t-test

p = 0,537437 \Rightarrow H0 potvrzena

Rozdíly hodnot F_x samců a samic C. simum chovaných v zajetí po celém světě jsou statisticky neprůkazné (p = 0,297129 > $\alpha = 0,05$). Hodnota inbreedingu samců a samic je stejná. Výsledek je doplněn krabicovým grafem (Příloha 24).

Jelikož nebyl zjištěn statisticky významný rozdíl v hodnotě inbreedingu mezi Evropou a zbytkem světa, bylo hodnoceno, zda existuje rozdíl mezi jednotlivými kontinenty s chovanými inbredními jedinci. K otestování posloužila jednofaktorová ANOVA – nevyvážený model. K výpočtu jsou hodnoty F_x čtyř různých kontinentů (Evropa, Amerika, Asie, Afrika) (Tab. 12).

Tabulka 12 Hodnoty F_x jedinců v jednotlivých kontinentech

Evropa	0,0625	0,125	0,125	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25
Amerika	0,125	0,125	0,125	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	
Asie	0,125	0,125	0,125	0,125	0,125	0,25	0,25		
Afrika	0,125	0,25							

Vyslovíme nulovou hypotézu:

H0: Hodnoty F_x jsou na všech kontinentech shodné.

H1: Hodnoty F_x se na jednotlivých kontinentech liší.

Tabulka 13 F-test

Efekt	Jednorozměrné testy významnosti pro Inbreeding (Tabulka9) Sigma-omezená parametrizace Dekompozice efektivní hypotézy				
	SČ	Stupně volnosti	PČ	F	p
Abs. člen	0,644619	1	0,644619	135,6188	0,000000
Kontinent	0,008561	3	0,002854	0,6004	0,621572
Chyba	0,104570	22	0,004753		

$p = 0,621572 > \alpha (0,05) \Rightarrow$ přijímáme H0 (Tab. 13)

Pro potvrzení výsledku provedeme **Scheffeho test** (Tab. 14):

Tabulka 14 Scheffeho test

Č. buňky	Scheffeho test; proměnná Inbreeding (Tabulka9) Pravděpodobnosti pro post-hoc testy Chyba: meziskup. PČ = ,00475, sv = 22,000				
	Kontinent	1	2	3	4
		,20139	,20313	,16071	,18750
1	Evropa		0,999962	0,715167	0,995400
2	Amerika	0,999962		0,705623	0,993702
3	Asie	0,715167	0,705623		0,971101
4	Afrika	0,995400	0,993702	0,971101	

Z výsledku vyplývá, že mezi všemi kontinenty je $p > \alpha (0,05) \Rightarrow$ mezi hodnotami inbreedingu jednotlivých kontinentů není statisticky významný rozdíl. Výsledek je doplněn grafem (Příloha 26)

5.5 OČEKÁVANÝ KOEFICIENT INBREEDINGU

5.5.1 Výpočet u druhu *Ceratotherium cottoni*

Očekávaný koeficient inbreedingu (tzv. Inbreeding Coefficients of Matings) – koeficient F_x byl vypočítán pro 12 kombinací budoucích potomků po 7 (3, 4) žijících rodičích druhu *C. cottoni* evidovaných minimálně do 31 prosince 2011 (Tab. 15). Z hodnoty vypočítaného očekávaného inbreedingu potenciálních potomků vyplývá, že u jedinců

s $F_x = 0,0000$ jsou rodiče odchyceni z přírody, u jedinců s $F_x = 0,1250$ se jedná o polosourozence, buď mají shodnou matku, nebo otce a u jedinců s $F_x = 0,2500$ se jedná o páření otce s dcerou. Červeně jsou vyznačeny jedinci žijící společně v rezervaci Ol Pejeta v Keni.

Tabulka 15 Očekávaný koeficient inbreedingu (tzv. Inbreeding Coefficients of Matings) potenciálních potomků

M \ F	374	789	943	1305
348	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
372	0,0000	0,2500	0,2500	0,0000
630	0,0000	0,1250	0,1250	0,1250

5.5.2 Výpočet u druhu *Ceratotherium simum*

Očekávaný koeficient inbreedingu (tzv. Inbreeding Coefficients of Matings) – koeficient F_x byl vypočítán pro 126 072 kombinací budoucích potomků po 718 (306, 412) žijících rodičích druhu *C. simum* evidovaných minimálně do 31. prosince 2011 (vzhledem k velikosti dat je očekávaný koeficient inbreedingu všech budoucích potomků přiložen samostatně k práci v elektronické podobě).

Z údajů z mezinárodní plemenné knihy nosorožce tuponosého jsou zde uvedeny žijící jedinci s nejvíce potomky k 31. prosinci 2011, u nichž probíhá nejúspěšnější reprodukce (Tab. 16, Tab. 17) Z těchto zvířat jsou dále vybráni jedinci ve věku schopných reprodukce, u nichž jsou uvedeny kombinace budoucích potomků, kteří budou inbrední, tudíž by nebylo vhodné vytvářet tyto chovné páry. (Tab. 18).

Tabulka 16 Samci s nejvíce potomky k 31. prosinci 2011

Číslo samce	Počet potomků	Datum narození	Datum úmrtí
999	28	1985	
1216	23	1991	
618	19	1967	
829	16	25. 8.1985	
1011	15	1988	

Tabulka 17 Samice s nejvíce potomky k 31. prosinci 2011

Číslo samice	Počet potomků	Datum narození	Datum úmrtí
296	15	1969	
496	14	1970	
494	13	1970	
453	10	1968	
452	10	1968	

Tabulka 18 Hodnota koeficientu inbreedingu (F_x) u vybraných samců

samec	samice	F_x
829	1584	0,2500
	1690	0,2500
	2040	0,2500
	2041	0,2500
	2060	0,0625
999	1161	0,2500
	1294	0,2500
	1398	0,2500
	1521	0,2500
1011	1171	0,2500
	1251	0,2500
	1338	0,2500
	1339	0,2500
	1340	0,2500
	1425	0,2500
1216	1477	0,2500
	1506	0,2500
	1508	0,2500
	1585	0,2500
	1613	0,2500
	1642	0,2500
	1656	0,2500
	1700	0,1250
	1718	0,2500
	1719	0,2500
	1720	0,2500
	1721	0,2500

Hodnota $F_x = 0,25$ bude u budoucích potomků při páření dcery s otcem.

Tabulka 19 Rozdělení 126 072 potenciálních potomků podle hodnot koeficientu inbreedingu F_x

Hodnoty F_x	Počet jedinců
0,0000	124 389
0,0078	5
0,0156	41
0,0313	131
0,0391	7
0,0469	17
0,0547	1
0,0625	372
0,0703	2
0,0781	23
0,0938	33
0,1094	1
0,1250	581
0,1406	1
0,1563	27
0,1875	53
0,2188	1
0,2500	376
0,3125	4
0,3750	7

6 DISKUZE

Cílem této práce bylo zpracování chovů nosorožců tuponosých, vývoj populace v posledních letech, výpočet koeficientu inbreedingu pro každého jedince uvedeného v mezinárodní plemenné knize nosorožců tuponosých a výpočet koeficientu inbreedingu pro všechny kombinace potenciálních potomků.

Nosorožci tuponosí jsou nyní rozeznáváni ve dvou druzích, nosorožec tuponosý jižní – *Ceratotherium simum* a nosorožec tuponosý severní – *Ceratotherium cottoni*. Počet žijících zvířat jednotlivých druhů se ale značně liší. Uvádí se, že nosorožců tuponosých je nyní kolem 20 000. Nicméně druh *Ceratotherium cottoni* je nyní zastoupen pouze sedmi žijícími jedinci a v přírodě je označen za „vyhynulý“. Je plánován podrobný průzkum oblastí a je možné, že se někteří jedinci tohoto druhu stále v přírodě vyskytují. Nicméně je pravděpodobné, že nebudou schopni vytvořit životaschopnou populaci. Ze sedmi zbývajících jedinců je jeden pár umístěn v Zoo a Safari parku v San Diegu v Kalifornii, ale vzhledem k vysokému věku jedinců, zejména samici, která má 40 let, je jejich reprodukce nepravděpodobná. Zbývajících čtyři jedinci (2, 2) byli v roce 2009 přemístěni ze Zoo Dvůr Králové do rezervace Ol Pejeta v Keni, aby se navodily přírodní podmínky ideální pro reprodukci. Bohužel i přes mnohokrát pozorované námluvy i samotné páření se tito jedinci stále úspěšně nerozmnožili. Proto se dvorská zoo dohodla s vědci z berlínského Institutu pro výzkum zoo a divokých zvířat (IZW), že příští rok prověří zdravotní stav zvířat v Ol Pejetě. Zároveň bude nutné posoudit, zda by bylo možné přistoupit k nějaké formě umělého oplodnění samic. Zoo Dvůr Králové také zamýšlí do reprodukce zapojit samici ve věku 31 let, chovanou ve dvorské zoo. Do Afriky neodcestovala, protože u ní kvůli nádoru není naděje, že by mohla zabřeznout. Podle odborníků by však jeden z jejich vaječníků mohl být zdravý a existuje šance na případné oplodnění in vitro (mimo její tělo). Získat vajíčko z této samice může být riskantní, protože se jedná o starší zvíře. Nicméně jedinců druhu *C. cottoni* je tak málo, že je potřeba zkusit všechny možnosti jejich záchrany. Dvorská zoo se chce v budoucnosti také zapojit do snah o naklonování druhu *C. cottoni*. Dříve byli nosorožci tuponosí rozeznáváni ve dvou poddruzích *C. simum cottoni* a *C. simum simum*. Po dlouholetých diskuzích o přezkoumání taxonomie byli v roce 2011 přeřazeni na pozici druhovou. Před přeřazením bylo chápáno jako nezbytné křížení těchto poddruhů mezi sebou pro zachování aspoň nějakých genů severního nosorožce tuponosého. Nyní, z hlediska zachování druhové čistoty a po přehodnocení obou poddruhů na pozici druhovou, je tento krok nerealizovatelný (Groves a Grubb, 2011).

Co se týká vývoje populace v lidské péči, druh *C. cottoni* je chován od roku 1948 pouze v jednotkách zvířat, nejvíce zvířat bylo chováno v roce 1977 a to 7 samců a 10 samic. Nyní je šest zvířat ze sedmi zbývajících majetkem Zoo Dvůr Králové. Jelikož jedinců druhu *C. cottoni* je jen velmi málo, další srovnání se budou týkat pouze druhu *C. simum*. Druh *C. simum* byl porvé chován v roce 1946 a to pouze jedna samice. Poté počet chovaných jedinců stoupal a nyní se v lidské péči nachází 306 samců a 412 samic. Největší počet jedinců je chován v Evropě v zastoupení 104 samců a 166 samic v 79 institucích. Co se týká zastoupení pohlaví v jednotlivých kontinentech, ve všech kontinentech mimo Austrálii je početnější výskyt samic. Počet narozených a uhynulých samců a samic v letech 2007 – 2011 je zhruba srovnatelný. Neobvyklý je pouze rok 2008, kdy se narodil i uhynul zhruba dvojnásobný počet samců než samic. Nejvíce narozených a uhynulých jedinců je zaznamenáno v Evropě a poté v Americe, což koresponduje s největším počtem chovaných jedinců v těchto kontinentech. Co se týká počtu zastoupení pohlaví v počtu narozených a uhynulých jedinců v těchto kontinentech, tak je téměř shodné, nicméně v Americe se v letech 2007 - 2011 narodilo 14 samců a 20 samic. Podle nejnovějších zpráv, uvedených na konferenci EAZA (Europe Association of Zoos and Aquariums) v Edinburghu v roce 2013, na které jsem byla přítomna, je k 31. prosinci 2013 chováno v zoo po celém světě 261 jedinců, z toho 102 samců a 159 samic.

Při výpočtu koeficientu inbreedingu jedinců se jedná spíše o druh *C. simum*. U druhu *C. cottoni* byl koeficient inbreedingu jedince roven nule u všech zvířat uvedených v mezinárodní plemenné knize nosorožce tuponosého. Při výpočtu koeficientu inbreedingu, nebo-li míře vzájemné příbuznosti, byl použit program SAS (2004) ve dvou okruzích – výpočet koeficientu inbreedingu jedince a výpočet koeficientu inbreedingu u všech potenciálních potomků následující generace. První okruh byl vypočítán pro 1776 jedinců zanesených v mezinárodní plemenné knize nosorožce tuponosého. Koeficient inbreedingu v rozmezí 0,0626 – 0,2500 byl zjištěn u 26 jedinců, přičemž žijících jedinců je 16, což činí 2,23 % inbredních jedinců z celkové populace žijících jedinců. Bylo otestováno, zda existuje statisticky významný rozdíl v míře vzájemné příbuznosti mezi samci a samicemi, mezi Evropou a zbytkem světa a mezi jednotlivými kontinenty. Výsledkem je statisticky nevýznamný rozdíl u všech statistických zhodnocení.

Z výsledků vyplývá, že i přes předpoklad vysokého inbreedingu v populaci nosorožců tuponosých se jedná pouze o malé množství jedinců, což je dobrá zpráva pro plánování chovného plánu.

Druhý okruh byl vypočítán pro 126 027 kombinací budoucích potomků po 718 (306, 412) rodičích. Koeficient inbreedingu F_x se pohyboval od 0, 0000 do 0,3750. Nulová vzájemná příbuznost ($F_x = 0,0000$) byla zjištěna u 124 389 jedinců, což činí 98,67 % z celé populace. Největší počet jedinců byl zastoupen koeficientem inbreedingu $F_x = 0, 1250$, což činí 0,461 % z celé populace. Podrobné hodnoty F_x jsou uvedeny v tabulce 19.

Z výše uvedeného vyplývá, že většina budoucích potomků nebude vzájemně příbuzných, nicméně varovné by měly být koeficienty inbreedingu 0,25 a vyšší, což bylo potvrzeno u 0,323 % potomků budoucí generace.

Výsledky této práce napomohou k sestavování chovného plánu nosorožců tuponosých, chovaných v lidské péči, k udržení životaschopnosti a genetické variability. Při ochrannářských programech bychom si však měli uvědomit, že jsou tři primární stupně biodiverzity - geny, druhy a ekosystém. Nicméně z nedávné analýzy bylo zjištěno, že ve skutečnosti méně než 50 % národních plánů, které byly zmodernizovány, obsahovaly cíle v ochraně genetické variability volně žijící populace. Příkladem toho jsou právě nosorožci, žijící v Africe, kteří jsou chráněni hlavně v zoo a malých přírodních rezervacích, ale pro které je nyní dostupný jen velmi malý habitat chráněný před lovci. Bez ochrany rozsáhlých habitatů pro budoucnost populací nosorožců se zdá být nesmyslná ochrana nosorožců v malých přírodních rezervacích obehnaných ploty a hlídaných strážci. Pro nosorožce není příliš pozdě. Existuje rozsáhlý habitat, ve kterém tato zvířata můžou úspěšně žít, pokud bude eliminováno pytláctví (Allendorf et al., 2012). Horší situace je u nosorožců asijských, jejichž počet je alarmující, a to především ztrátou přirozeného habitatu, vlivem kácení rozsáhlých deštných pralesů a industrializací prostředí. U těchto druhů je nutný chov a reprodukce v lidské péči, dokud to dovoluje počet žijících jedinců ve volné přírodě, kteří mohou být v lidské péči rozmnožováni.

Ochrana genetické variability u druhů nosorožců je důležitá, jelikož variabilita je předpokladem pro dlouhodobou adaptaci a vyvarování se snížení fitness v průběhu inbrední deprese. Jak již bylo řečeno, je důležité rozpoznat a chránit všechny stupně biodiverzity – ekosystém, druhy a geny (Allendorf et al, 2012).

7 ZÁVĚR

V této diplomové práci byl představen vývoj taxonomie nosorožců tuponosých, který byl dlouhodobě diskutován a je možné, že nynější platná taxonomie ještě nebude tou konečnou. Dále byly zpracovány informace z oblasti biologie druhu, rozšíření, sociální struktury a především ochrany druhu. Bylo nutné ukázat dramatický vývoj ve velikosti populace a stále pokračující a zvyšující se úbytek těchto zvířat.

Bylo potvrzeno, že výběrem vhodných rodičovských párů je možné snížit průměrnou hodnotu koeficientu inbreedingu v populaci nosorožce tuponosého chovaného v lidské péči. Předpoklad byl, že v populaci nosorožce tuponosého se vyskytuje vysoký stupeň příbuznosti. Výsledky však ukázaly, že v populaci nosorožců tuponosých chovaných v lidské péči se nyní vyskytuje jen několik inbredních jedinců. Nicméně je důležité brát zřetel na budoucí vytváření chovných párů, z důvodu malého počtu rozmnožujících se zvířat v lidské péči.

Z prostorových důvodů bylo zpracováno pouze několik rodokmenů u vybraných inbredních jedinců.

Z výsledků je také patrné, že populace druhu *Ceratotherium cottoni* je na pokraji vyhynutí a je nutno vyzkoušet všechny možné způsoby záchrany. Pokud se nedokáže tento druh rozmnožit v lidské péči, již brzy budeme svědky vyhynutí tohoto druhu.

8 SEZNAM LITERATURY

Allendorf, F. W., Luikart, G., Aitken, S. N. 2012. Conservation and the genetics of populations (2nd Edition). Wiley, Somerset, NJ, USA. 630 s. ISBN: 9781118408568.

Amos, B. Hoelzel, A. 1992. Biol Conserv 61:133 – 144.

Armbruster, P., Reed, D. H. 2005. Inbreeding depression in benign and stressful environments. Heredity 95: 235-242.

Ambruster, P., Hutchinson, R. A., Linvell, T. 2000. Equivalent inbreeding depression under laboratory and field conditions in a tree-hole-breeding mosquito, Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences 267: 1939-1945.

Arnold, M. L. 2006. Evolution through Genetic exchange. Oxford University Press USA. 271 s. ISBN: 9780191524622.

Bobek, M., Holečková, D. 2000. Mládě milénia. Zoologická zahrada Dvůr Králové n. L., Český rozhlas a ESCAD Trade.

Coyne J. A., Orr H. A. 2004. Speciation. Sinauer and Associates, Sunderland, Massachusetts.

Emslie, R., Knight, M. 2012. In. litt. to IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK.

Falconer, D. S. 1970. Introduction to quantitative genetics. Agricultural Research Council's Unit of Animal Genetics University of Edinburgh. 365 s.

Foley, P. 1992. Evolution 46: 763 – 774.

Franklin, I. R. 1980. In: Soulé, M. E. Wilcox, B. A. (eds.) Conservation biology. An evolutionary ecological perspective. Sinauer, Sunderland, 135 – 150.

Geraads, D. 2005. Pliocene Rhinocerotidae (Mammalia) from Hadar and Dikika (Loir Awash, Ethiopia), and a revision of the origin of modern African rhinos. J Vert Palentol 25: 451–461.

Gilbert, D. A., Lehman, N. O'Brien, S. J. Wayne, R. K. 1990. Genetic fingerprinting reflectc population differentiation in the Chanel Island fox. Nature 344: 764-767.

Groen, A. F., Van der Werf, J. H. J. 1992. Inbreeding, a problem in animal breeding programmes? Department of Animal Breeding, Wageningen Agricultural University and DLO-Research Institute for Animal Production „Schoonoord“ (IVO-DLO) Zeist. Workshop.

Genovart, M. 2008. Natural hybridization and conservation. Springer Science+Business Media B.V. Doi: 10.1007/s10531-008-9550-x.

Groves, C. P. 1972. Ceratotherium simum. Mammalian Species 8: 1–6.

Groves, C. P., Grubb. P. 2011. Ungulate taxonomy. The Johns Hopkins University Press. Baltimore. vol. 1. 317 s. ISBN: 978421400938.

Groves, C. P., Fernando, P., Robovský, J. 2010. The Sixth Rhino: A Taxonomic Re-Assessment of the Critically Endangered Northern White Rhinoceros. PLoS ONE.5(4): e9703. doi:10.1371/journal.pone.0009703.

Gulisija, Crow, 2012. In: Allendorf, F. W. Luikart, G. Aitken, S. N. 2012. Conservation and the genetics of populations (2nd Edition). Wiley, Somerset, NJ, USA. 630 s. ISBN: 9781118408568.

Hermes, R., Hildebrandt, T. B., Walzer, C., Göritz, F., Gray, C., Niemuller, C., Schwanzenberger, F. 2012. Estrus induction in white rhinoceros (*Ceratotherium simum*). Theriogenology 78 (2012) 1217–1223.

Hermes, R. Hildebrandt, T. B. Walzer, Blottner, S. Silinski, S. Patton m. L. Wibbelt, G. C. Göritz, F. Schwanzenberger, F. 2004. Reproductive soundness of captive southern and northern white rhinoceroses (*C. simum simum*, *C. simum. cottoni*): evaluation of male genital tract morphology and semen quality before and after cryopreservation. Theriogenology 63 (2005) 219–238.

Hillman-Smith, A. K. K., Owen-Smith, N., Anderson, J. L., Hall-Martin, A. J., Selaladi J. P. 1986. Age estimation of the White rhinoceros (*Ceratotherium simum*). J Zool Lond A 210: 355–379.

Chapman, A. B. 1985. General and quantitative genetics. Elsevier science publishers b.v. Amsterdam-Oxford- New York- Tokyo. 408 s. ISBN: 0-444-41836-9.

Charlesworth, Willis, 2009. In: Allendorf, F. W. Luikart, G. Aitken, S. N. 2012. Conservation and the genetics of populations (2nd Edition). Wiley, Somerset, NJ, USA. 630 s. ISBN: 9781118408568.

IUCN 2013. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2. [cit. 2014–02-10]. Dostupné z <www.iucnredlist.org>.

Jakubec, V., Bezdíček, J., Louda, F. 2010. Selekce – Inbríding – Hybridizace. Rapotín. 382 s. ISBN: 978-80-87144-22-0.

Jenks, S. M., Wayne, R. K. 2001. Wildlife 2001: Populations. Problems and policy for species threatened by hybridization: The red wolf as a case study. Elsevier Science Publishers LTD. ISBN: 1-85166-876-4.

Jenks, S. M., Lehman, N., Wayne, R. K. 2001. Wildlife 2001: Populations. The use of morphologic and molecular techniques to estimate genetic variability and relationships of small populations. Elsevier Science Publishers LTD. ISBN: 1-85166-876-4.

Kingston, J. D. Harrison T. 2007. Isotopic dietary reconstructions of Pliocene herbivores at Laetoli: implications for early hominin paleoecology. *Palaeogeog Palaeoclimat Palaeoecol* 243: 272–306.

Laikre, L. 1996. Genetic processes in small populations. Conservation and management consideration with particular focus on inbreeding and its effects. Division of Population Genetics Stockholm University. ISBN: 91-7153-550-0.

Leberg, Firmin, 2008. In: Allendorf, F. W. Luikart, G. Aitken, S. N. 2012. Conservation and the genetics of populations (2nd Edition). Wiley, Somerset, NJ, USA. 630 s. ISBN: 9781118408568.

Loeschcke, V. 1988. *Naturwiss Rundsch*, 41: 310 – 314. In: Tomiuk, J. Wöhrmann, K. 1994. Population genetics. Tübingen: Abt. f. klinische Genetik d. Universität, 277- 287.

Mallet, J. 2007. Hybrid speciation. *Nature* 466: 279–283. doi: 10.1038/nature 05706.

Mayr, E. 1963. Populations, species and evolution. Belknap, Cambridge, Massachusetts, USA.

Metrione, L. C., Harder, J. D. 2011. Fecal corticosterone concentrations and reproductive success in captive female southern white rhinoceros. *General and Comparative Endocrinology* 171 (2011) 283–292.

Metrione, L. C., Penfold, L. M., Waring, G. H. 2007. Social and Spatial Relationships in Captive Southern White Rhinoceros (*Ceratotherium simum simum*). Research Article. *Zoo Biology* 26: 487-502 (2007).

Milikan, R., Shaw, J. 2012. The South Africa – Vietnam Rhino Horn Trade Nexus: A deadly combination of institutional lapses, corrupt wildlife industry professionals and Asian crime syndicates, TRAFFIC , Johannesburg, South Africa. 173 s. ISBN 978-0-9584025-8-3

Moore, V. S. 1977. An evaluation of narrow hybrid zones in vertebrates. *Quarterly Review of Biology* 52: 263-277.

Nowak, R. M. 1999. Walker's Mammals of the World. Volume II. The Johns Hopkins Press University, Baltimore. Sixth edition. 1037 – 1040. ISBN: 0-8018-5789-9.

Owen-Smith, R. N. 1973. The behavioural ecology of the white rhinoceros. Dissertation, University of Wisconsin, Madison.

Owen-Smith, R. N. 1975. The social ethology of the white rhinoceros *Ceratotherium simum* (Burchell 1817). *Z Tierpsychol* 38: 337–384.

Owen-Smith, R. N. 2013. *Ceratotherium simum*, White rhinoceros. In: Kingdon, J. & Hoffmann, M. (eds) 2013. *Mammals of Africa, volume V: Carnivores, Pangolins, Equids and Rhinoceroses*. London, Bloomsbury Publishing, 446-454.

Primack, B. R., Kindlmann, P., Jersáková, J. 2011. Úvod do biologie ochrany přírody. Vyd. 1. Praha: Portál. 472 s. ISBN 978-80-7367-595-0.

Ralls, K., Ballou, J. D., Templeton, A. 1988. Estimates of lethal equivalents and the cost of inbreeding in mammals. *Conservation Biology* 2: 185-193.

Relichová, J. 2009. Genetika populací. Masarykova univerzita Brno. 187 s.
ISBN: 978-80-210-4795-2.

Roček, Z. 2002. Historie obratlovců: Evoluce, fylogeneze, systém. Academia. 512 s.
ISBN: 80-200-0858-6.

Shrader, A. M., Owen-Smith, N. 2002. The role of companionship in the dispersal of white rhinoceroses (*Ceratotherium simum*). Original Article. *Behav Ecol Sociobiol* (2002) 52: 255-261.

Schwarzenberger, F. 2012. Reproductive steroid monitoring in white rhinoceroses kept in European zoos. *Wiener Tierärztliche Monatsschrift* 99 (Supplement 1): 36-37.

Slate, 2004. In: Allendorf, F. W. Luikart, G. Aitken, S. N. 2012. Conservation and the genetics of populations (2nd Edition). Wiley, Somerset, NJ, USA. 630 s.
ISBN: 9781118408568.

Soulé, M. E., Wilcox B. A. 1980. Conservation biology. An evolutionary ecological perspective. Sinauer, Sunderland, 111 – 151.

Stamps, J. A. 1987. Conspecifics as cues to territory quality: a preference of juvenile lizards (*Anolis aeneus*) for previously used territories. *Am Nat* 129: 629–642.

Tomiuk, J., Wöhrmann, K. 1994. Population genetics. Tübingen: Abt. f. klinische Genetik d. Universität, 277- 287.

Templeton, A. R. 1991. In: Tomiuk, J. Wöhrmann, K. 1994. Population genetics. Tübingen: Abt. f. klinische Genetik d. Universität, 277- 287.

Templeton, Read 1994. In: Allendorf, F. W. Luikart, G. Aitken, S. N. 2012. Conservation and the genetics of populations (2nd Edition). Wiley, Somerset, NJ, USA. 630 s. ISBN: 9781118408568.

World Association of Zoos and Aquariums 2012. International Studbook for the White Rhinoceros *Ceratotherium simum* (Burchell 1817), 12. edice. Disney's Animal Kingdom. USA. 329 s.

INTERNETOVÉ ZDROJE

African Rhino Specialist Group, 2011. *Ceratotherium simum* ssp. *simum*. In: IUCN 2013. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2. [cit. 2014–02-10]. Dostupné z <www.iucnredlist.org>.

ČeskáPozice.cz [online]. Charvát, J. Rabas P. Aktualizace z 23. Července 2013 [cit. 2014–02-10]. Dostupné z <<http://www.ceskapozice.cz/magazin/special-report/reditel-zoo-rabas-musime-asii-presvedcit-ze-nosorozci-rohy-jsou-jen-bezcenna->>.

Eaza [online]. [cit. 2014–04-09]. Dostupné z <<http://www.eaza.net/>>.

Enviromental Affairs Republic of South Afrika 2013 [cit. 2014–01-14]. Dostupné z <https://www.environment.gov.za/mediarelease/update_on_rhino_poaching>

Eol – Encyklopedia of Life [online]. Aktualizace z 24. ledna 2014 [cit. 2014–02-10]. Dostupné z <http://eol.org/pages/311503/hierarchy_entries/51376203/names>.

Chinadialogue [online]. Miliken, T. Aktualizace z 16. Prosince 2013 [cit. 2014–02-10]. Dostupné z <<https://www.chinadialogue.net/article/show/single/en/6577-China-s-many-roles-in-the-illegal-rhino-horn-trade>>.

National Geographic [online]. Braun, D. 2010. Aktualizace z 23. srpna 2010
[cit. 2014-02-10]. Dostupné z

<http://newswatch.nationalgeographic.com/2010/08/23/posion_rhino_horns_a_bad_idea/>.

News24voices [online]. Kearney F. Aktualizace z 15. ledna 2014. [cit. 2014-03-26].

Dostupné z <<http://voices.news24.com/fiachra-kearney/2014/01/organized-crime-will-undermine-legal-rhino-horn-trade/>>.

Novinky. cz [online]. Celní správa ČR. Aktualizace z 16. ledna 2014. [cit. 2014-02-10].

Dostupné z <<http://www.novinky.cz/krimi/324713-v-dumyslne-ukrytu-nasli-celnici-na-ruzni-rohy-nosorozce-za-nekolik-milionu.html>>.

Quartz [online]. Guilford, G. Aktualizace z 19. prosince 2013 [cit. 2014-02-10]. Dostupné

z <<http://qz.com/159902/chinas-obsession-with-rhino-horns-is-sending-south-african-rhino-deaths-through-the-roof/>>.

Takepart [online]. Foster, J., M., Aktualizace z 10. dubna 2013 [cit. 2014-02-10].

Dostupné z <<http://www.takepart.com/article/2013/04/10/pink-poison-rhino-horn-stop-ivory-trade?>>.

WWF [online]. Vznik 29. duben 1961 [cit. 2014-09-11]. Dostupné z

<http://wwf.panda.org/what_we_do/endangered_species/rhinoceros/>.

9 SAMOSTATNÉ PŘÍLOHY

- Příloha 1** - Počet nosorožců tuponosých v jednotlivých státech Afriky k 31. prosinci 2012
- Příloha 2** - Procentuální zastoupení porodů v jednotlivých měsících
- Příloha 3** - Páření nosorožců tuponosých
- Příloha 4** - Životnost mláďat
- Příloha 5** - Životnost mláďat v péči matky
- Příloha 6** - Životnost mláďat v lidské péči
- Příloha 7** - Parametry spermatu u 34 ejakulátů nosorožců tuponosých
- Příloha 8** - Porovnání pohyblivosti spermií v ejakulátu po rozmražení u pěti nosorožců tuponosých s použitím různých ředidel
- Příloha 9** - Počet zabitých nosorožců v jižní Africe v letech 1990 – 2013
- Příloha 10** - Počet zabitých nosorožců na 1 pytláka a počet zabitých nosorožců za den v jižní Africe v letech 2010 - prosinec 2013
- Příloha 11** - Nově vytvořených devět provincií v jižní Africe
- Příloha 12** - zabití nosorožci v jednotlivých provinciích jižní Afriky v letech 2010 - 2013
- Příloha 13** - Počet chycených a uvězněných pytláků v jednotlivých provinciích jižní Afriky v letech 2010 - 2013
- Příloha 14** - Stupně organizovaného zločinu v obchodování s rohy nosorožce
- Příloha 15** - Veškerý příjem ze sportovního lovu v jižní Africe v letech 2005 - 2010
- Příloha 16** - Počet rohů nosorožců tuponosých exportovaných jako lovecká trofej v jižní Africe podle dat z CITES v letech 1980 - 2010
- Příloha 17** - Srovnání průměrné ceny živého nosorožce tuponosého prodaného na aukci a ceny uloveného nosorožce tuponosého v letech 1982 2010
- Příloha 18** - Řetězec obchodování z lovu nosorožců - nelegální získávání uskladněných rohů a legálně ulovení nosorožci v jižní Africe putující do Vietnamu
- Příloha 19** - Nosorožčí roh ukrytý v elektroinstalačním materiálu na letišti Václava Havla
- Příloha 20** - Počet nosorožců tuponosých žijících v soukromém vlastnictví v jižní Africe
- Příloha 21** - Procentuální zastoupení nosorožců tuponosých na soukromých pozemcích v provinciích jižní Afriky v roce 2008
- Příloha 22** - Ukázka znehodnocení rohu napuštěním růžové látky jako nástroj ochrany
- Příloha 23** - Počet žijících nosorožců *C. simum* v zajetí podle pohlaví k 31. prosinci 2012
- Příloha 24** - Krabicový graf porovnávání inbreedingu u samic a samců

Příloha 25 - Krabicový graf porovnávání inbreedingu ve Světe a Evropě

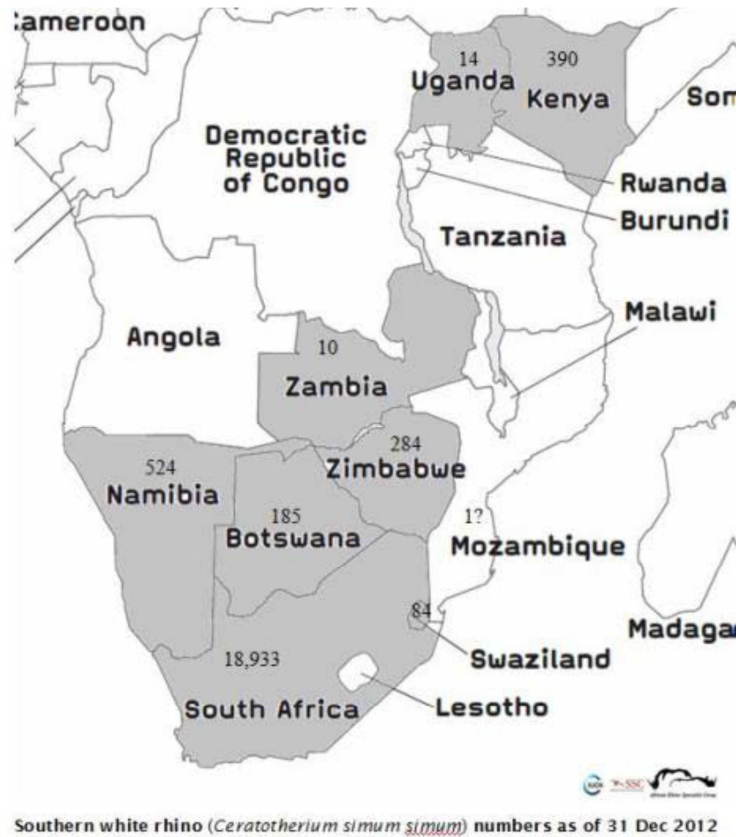
Příloha 26 - Graf Jednofaktorové ANOVY pro jednotlivé kontinenty

Příloha 27 - Věková pyramida žijících jedinců *C. simum* v lidské péči v roce 2013

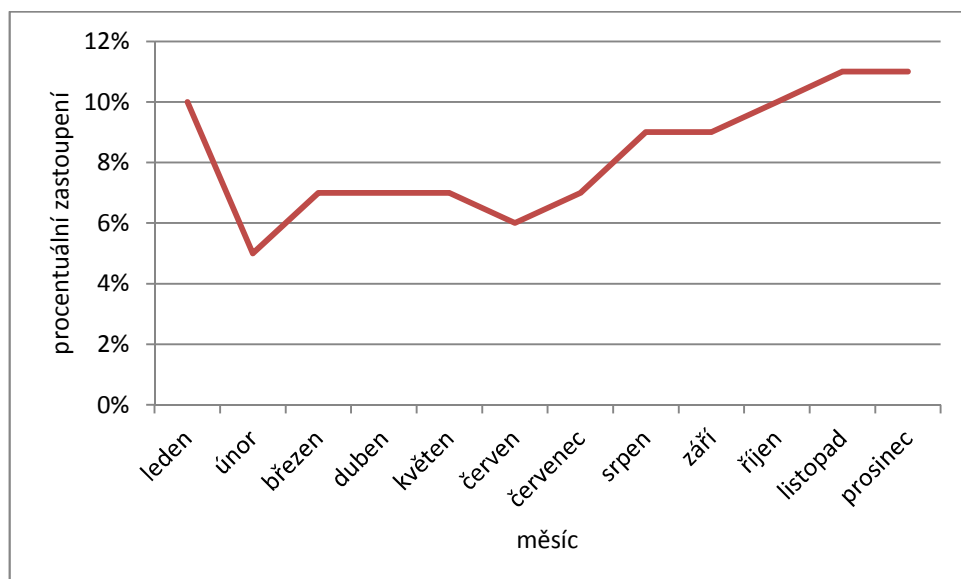
Příloha 28 - Průměrné procento genetické variability po deseti generacích v teoretické populaci s proměnlivou efektivní velikostí populace (N_e),

Příloha 29 - Vztah mezi relativní fitness a příbuznosti rodičů

Příloha 1 Počet nosorožců tuponosých v jednotlivých státech Afriky k 31. prosinci 2012 (Zdroj: EAZA White Rhino EEP meeting, 2013)



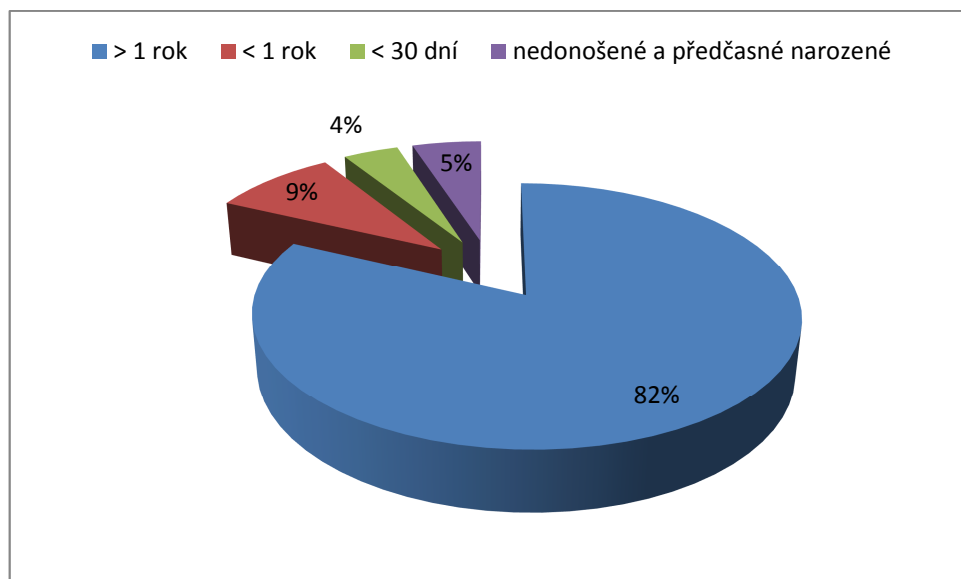
Příloha 2 Procentuální zastoupení porodů v jednotlivých měsících (Podle Mezinárodní plemenné knihy nosorožce tuponosého z roku 2012)



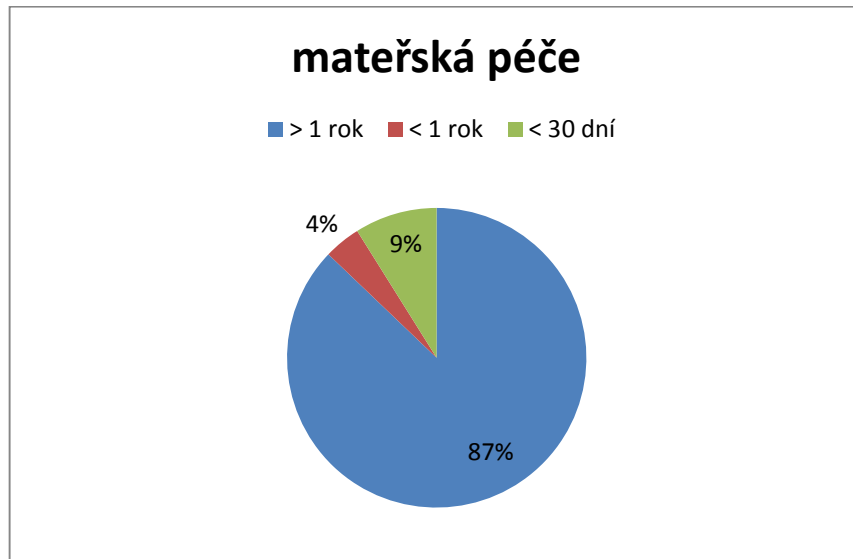
Příloha 3 Páření nosorožců tuponosých (Zdroj: EAZA White Rhino EEP meeting, 2013)



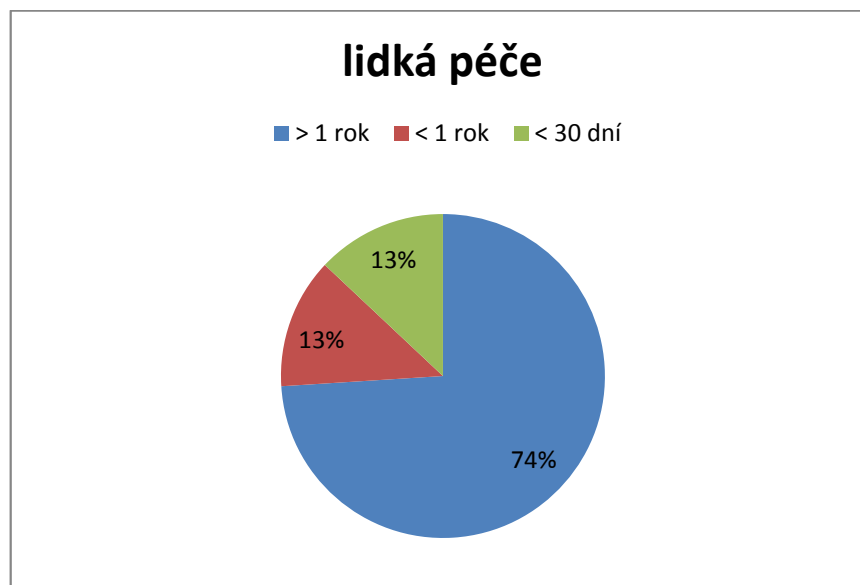
Příloha 4 Životnost mláďat (Data z mezinárodní plemenné knihy nosorožce tuponosého z roku 2012)



Příloha 5 Životnost mláďat v péči matky (Data z mezinárodní plemenné knihy nosorožce tuponosého z roku 2012)



Příloha 6 Životnost mláďat v lidské péči (Data z mezinárodní plemenné knihy nosorožce tuponosého z roku 2012)



Příloha 7 Parametry spermatu u 34 ejakulátů nosorožců tuponosých (Zdroj: Reproductive soundness of captive southern and northern white rhinoceroses (*C. simum simum*, *C. simum. cottoni*), Hermes et al., 2004)

Table 2.
Semen parameters in 34 ejaculates from 21 white rhinoceroses, categorized according to the percentage of progressively motile spermatozoa

Semen category	Sperm motility (%)	Intact sperm	Volume (ml) (%)	Sperm concentration (10^6 /ml)	Total sperm (10^9 /ejaculate)
I ($n = 21$)	86.8 ± 1.3^a	$75.8 \pm 3.2^{a,b}$	67.4 ± 16.4^a	75.8 ± 15.6^a	2.8 ± 0.8^a
II ($n = 5$)	67.0 ± 3.4^b	52.3 ± 7.4^c	55.5 ± 18.0^a	$40.8 \pm 18.8^{a,b}$	1.3 ± 0.4^a
III ($n = 8$)	33.8 ± 6.7^b	$60.8 \pm 9.1^{b,c}$	116.5 ± 33.4^a	18.9 ± 9.9^b	1.1 ± 0.3^a

The columns with different superscripts (a, b) are significantly different (Dunn's multiple comparisons test).

Příloha 8 Porovnání pohyblivosti spermií v ejakulátu po rozmražení u pěti nosorožců tuponosých s použitím různých ředidel (Zdroj: Reproductive soundness of captive southern and northern white rhinoceroses (*C. simum simum*, *C. simum. cottoni*), Hermes et al., 2004)

Comparison of post thaw sperm motility in ejaculates from five southern white rhinoceroses using four different cryoextenders

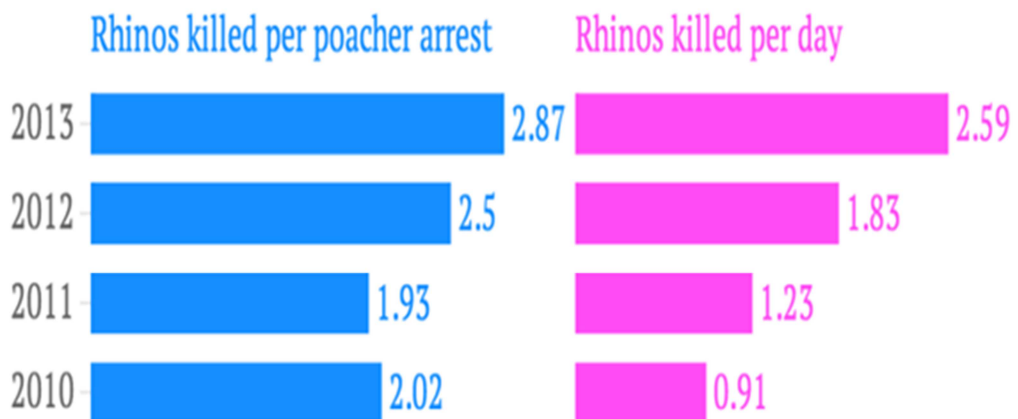
Cryoextender	Sperm motility before freezing (%)	Sperm motility post thawing (%)	Sperm motility maintained (%)
Native semen	57.0 ± 4.4	–	–
Berlin	62.6 ± 4.4	27.6 ± 3.4	49
Biladyl	53.0 ± 4.4	25.2 ± 3.5	44
Kenny modified	57.0 ± 4.6	24.6 ± 5.6	44
Gent	47.0 ± 7.0	17.5 ± 9.7	32

Příloha 9 Počet zabíjených nosorožců v jižní Africe v letech 1990 – 2013 (Zdroj:TRAFFIC REPORT: The South Africa – Viet Nam Rhino Horn Trade Nexus, Miliken a Shaw, 2012)



Příloha 10 Počet zabíjených nosorožců na 1 pytláka a počet zabíjených nosorožců za den v jižní Africe v letech 2010 - prosinec 2013 (Zdroj: www. qz. com, Guilford, 2013)

South Africa's rhino poaching statistics (2010-Dec. 2013)



Příloha 11 Nově vytvořených devět provincií v jižní Africe (Lesotho není samostatná provincie)
 (Zdroj: TRAFFIC REPORT: The South Africa – Viet Nam Rhino Horn Trade Nexus, Miliken a Shaw, 2012)

THE SITUATION AT THE SOURCE: **SOUTH AFRICA**



Příloha 12 Zabití nosorožci v jednotlivých provinciích jižní Afriky v letech 2010 - 2013 (Zdroj: Environmental Affairs Republic of South Africa, www.environment.gov.za)

Rhino poaching statistics

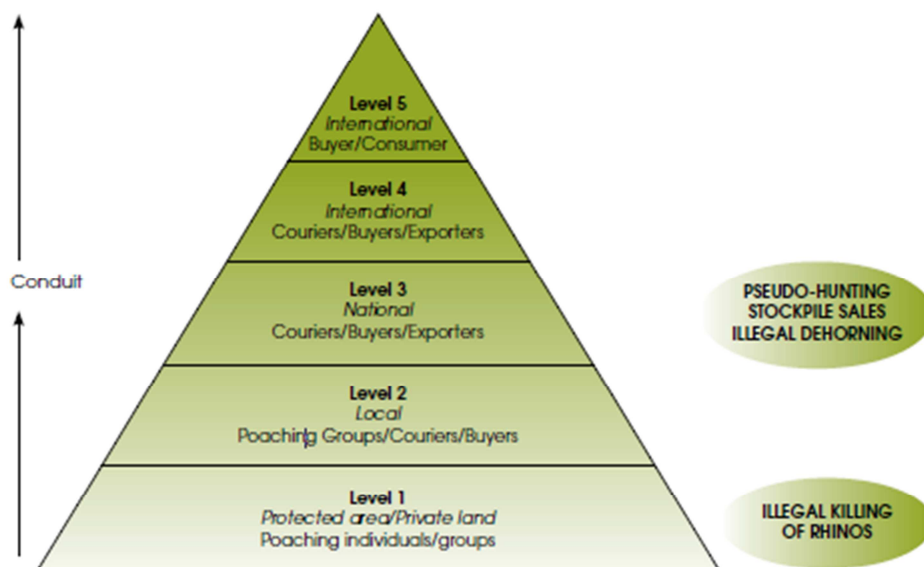
South Africa	2010	2011	2012	2013
KNP (SANParks)	146	252	425	573
MNP (SANParks)	0	6	3	3
GP	15	9	1	4
LIM	52	74	59	106
MP	17	31	28	85
NW	57	21	77	82
EC	4	11	7	5
FS	3	4	0	4
KZN	38	34	66	84
WC	0	6	2	0
NC	1	0	0	0
Total	333	448	668	946

Příloha 13 Počet chycených a uvězněných pytláků v jednotlivých provinciích jižní Afriky v letech 2010 - 2013 (Zdroj: Enviromental Affairs Republic of South Afrika, www. environment. gov. za)

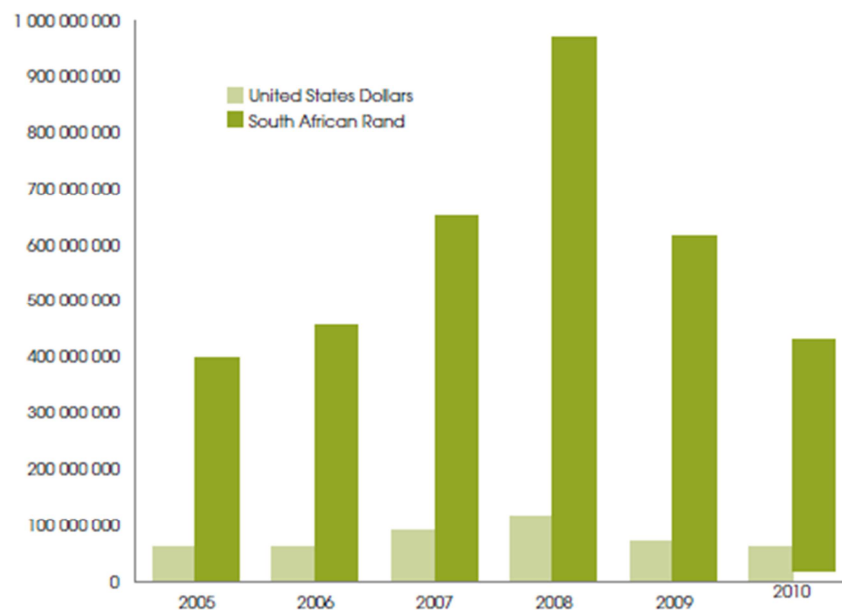
Rhino poaching arrests statistics

South Africa - Arrests	2013	2012	2011	2010
KNP	127	73	82	67
MNP	0	0	0	0
Gauteng (GP)	8	26	16	10
Mpumalanga (MP)	34	66	73	16
Eastern Cape (EC)	0	0	2	7
Limpopo (LP)	66	43	34	36
North West (NW)	26	32	21	2
Free State (FS)	7	6	0	0
KwaZulu-Natal (KZN)	62	20	4	25
Western Cape (WC)	0	0	0	2
Northern Cape (NC)	0	1	0	0
Total	330	267	232	165

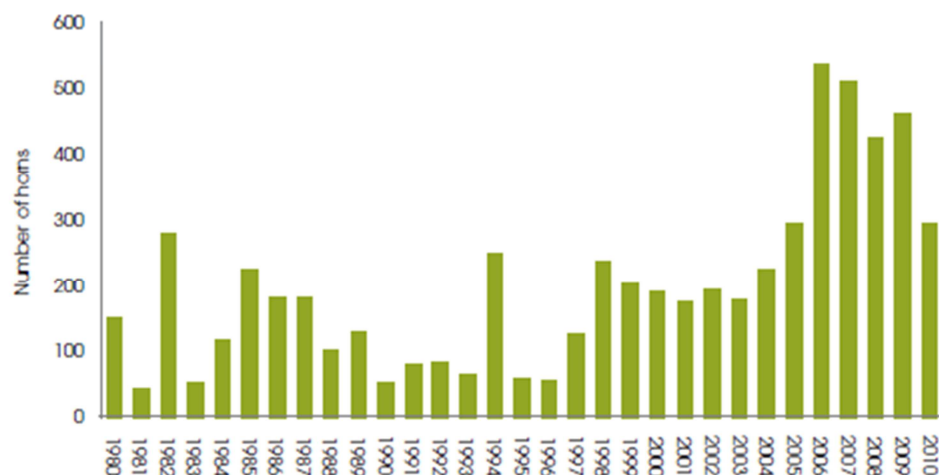
Příloha 14 Stupně organizovaného zločinu v obchodování s rohy nosorožce (Zdroj: TRAFFIC REPORT: The South Africa – Viet Nam Rhino Horn Trade Nexus, Miliken a Shaw, 2012)



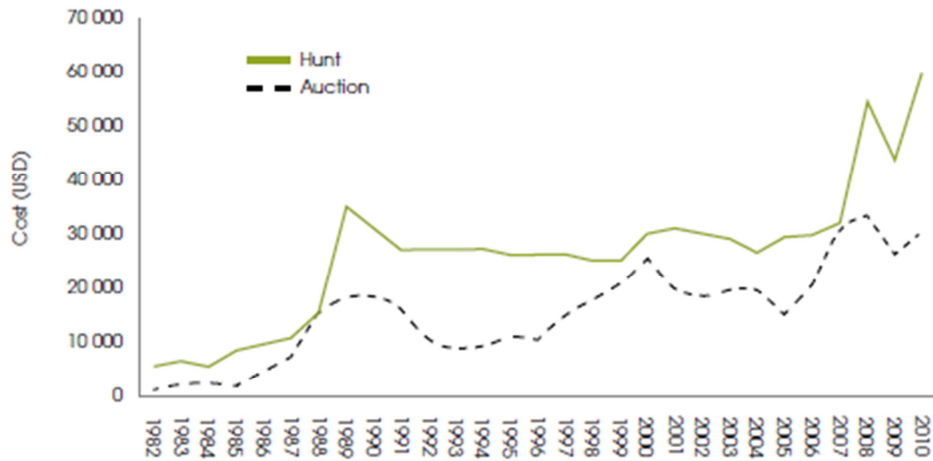
Příloha 15 Veškerý příjem ze sportovního lovu v jižní Africe v letech 2005 - 2010 (Zdroj: TRAFFIC REPORT: The South Africa – Viet Nam Rhino Horn Trade Nexus, Miliken a Shaw, 2012)



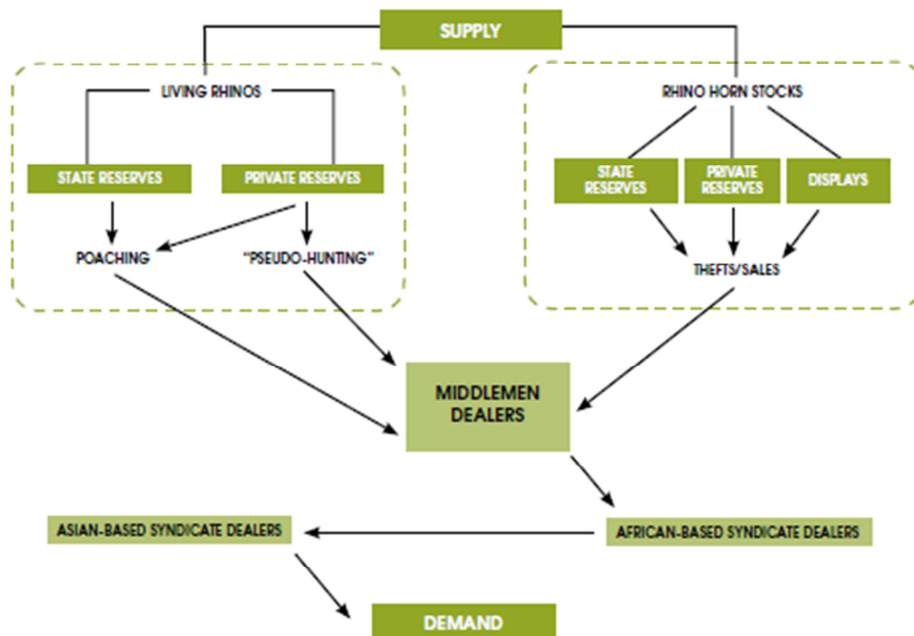
Příloha 16 Počet rohů nosorožců tuponosých exportovaných jako lovecká trofej v jižní Africe podle dat z CITES v letech 1980 - 2010 (jako lovecká trofej se uvádí dva rohy) (Zdroj: TRAFFIC REPORT: The South Africa – Viet Nam Rhino Horn Trade Nexus, Miliken a Shaw, 2012)



Příloha 17 Srovnání průměrné ceny živého nosorožce tuponosého prodaného na aukci a ceny uloveného nosorožce tuponosého v letech 1982-2010 (Zdroj: TRAFFIC REPORT: The South Africa – Viet Nam Rhino Horn Trade Nexus, Miliken a Shaw, 2012)



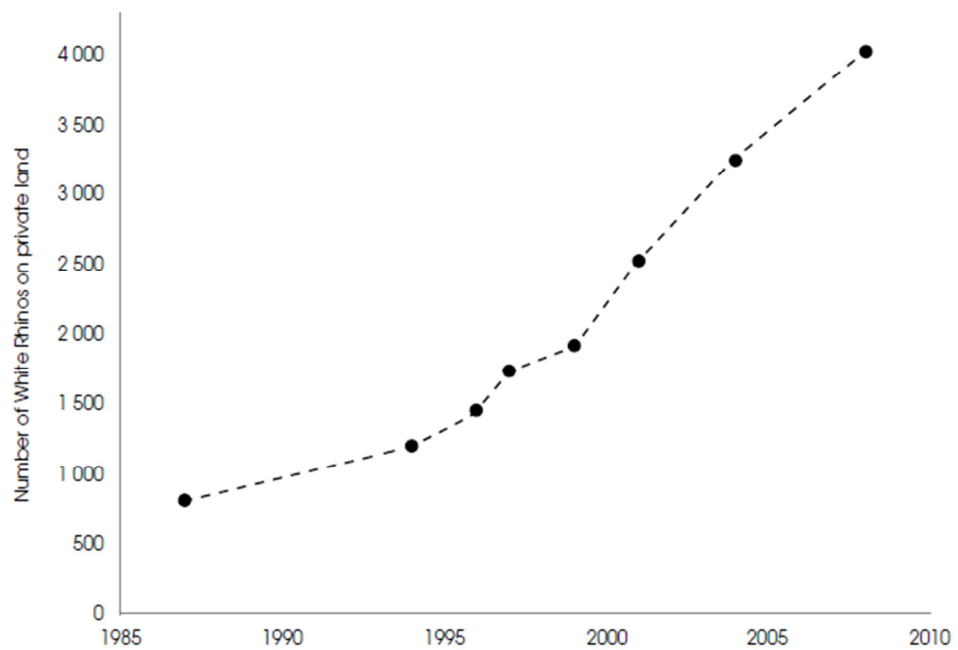
Příloha 18 Řetězec obchodování z lovu nosorožců - nelegální získávání uskladněných rohů a legálně ulovení nosorožci v jižní Africe putující do Vietnamu (Zdroj: TRAFFIC REPORT: The South Africa – Viet Nam Rhino Horn Trade Nexus, Miliken a Shaw, 2012)



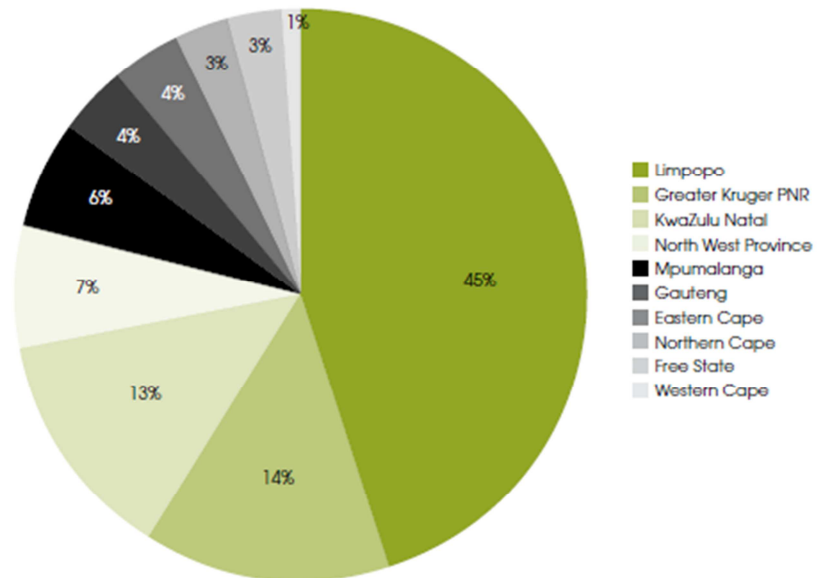
Příloha 19 Nosorožčí roh ukrytý v elektroinstalačním materiálu na letišti Václava Havla (Zdroj: www.novinky.cz, Celní správa 2014)



Příloha 20 Počet nosorožců tuponosých žijících v soukromém vlastnictví (nejsou zde započítány Zoo) v jižní Africe (Zdroj: Knight, 2011 In: TRAFFIC REPORT: The South Africa – Viet Nam Rhino Horn Trade Nexus, Miliken a Shaw, 2012).



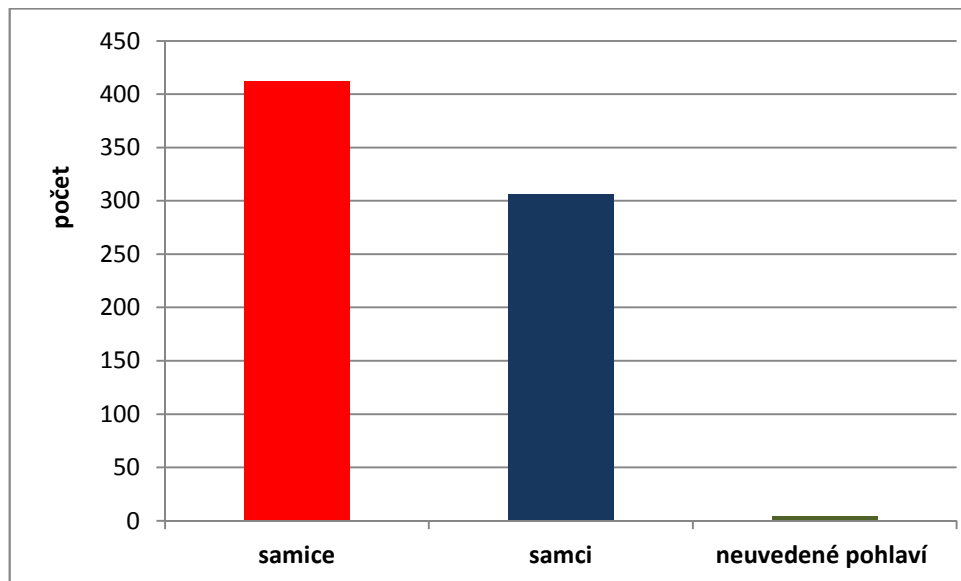
Příloha: 21 Procentuální zastoupení nosorožců tuponosých na soukromých pozemcích v provinciích jižní Afriky v roce 2008 (Zdroj: Hall-Martin et al., 2009 In: TRAFFIC REPORT: The South Africa – Viet Nam Rhino Horn Trade Nexus, Miliken a Shaw, 2012)



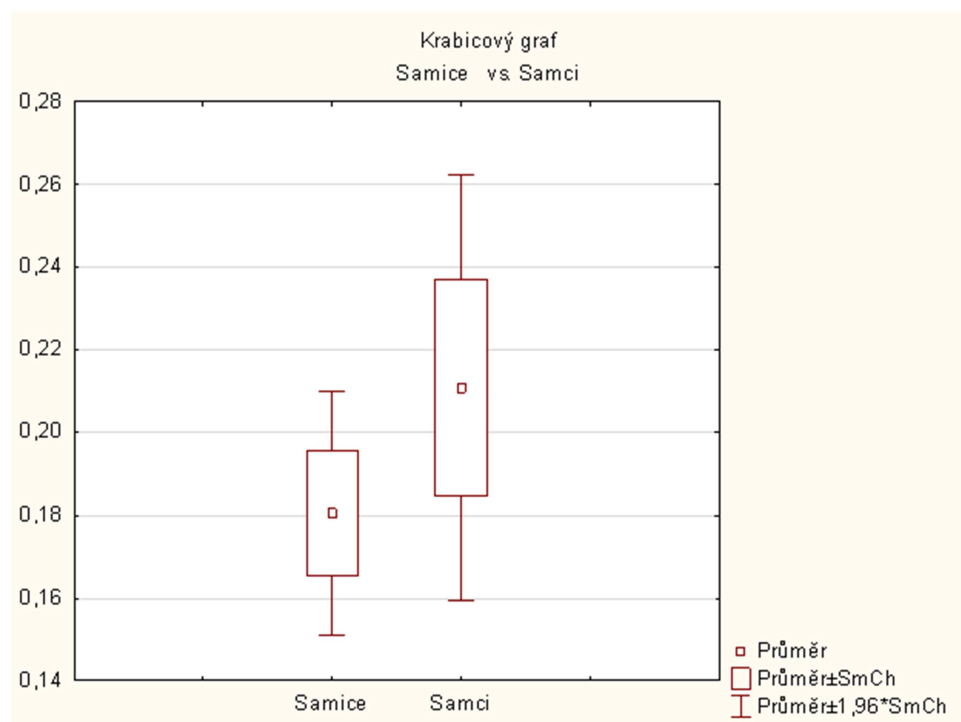
Příloha 22 Ukázka znehodnocení rohu napuštěním růžové látky jako nástroj ochrany - vytvořeno digitálně změnou fotografie (Zdroj: www.takepart.com, Foster, 2013)



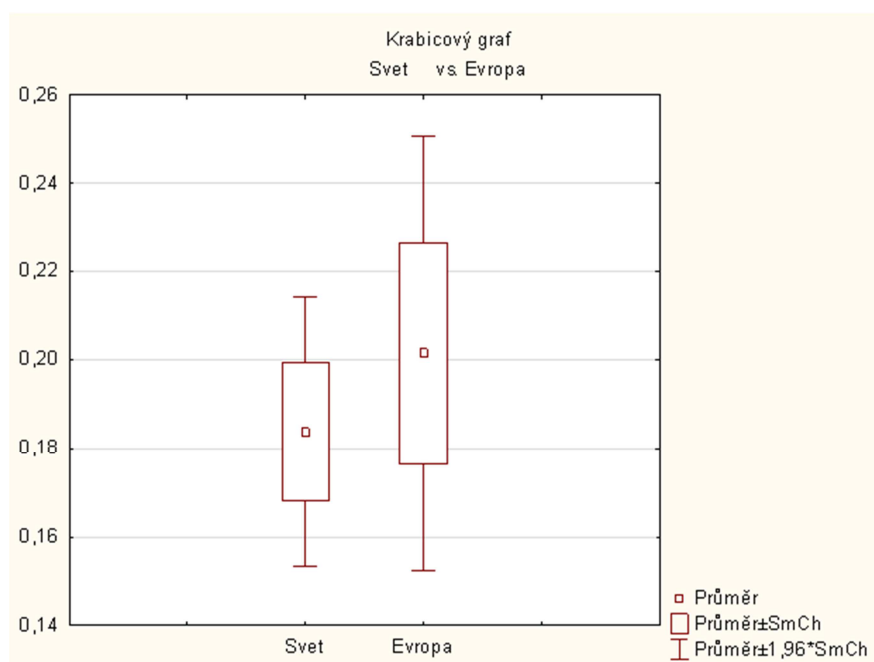
Příloha 23 Počet žijících nosorožců *C. simum* v zajetí podle pohlaví k 31. prosinci 2012



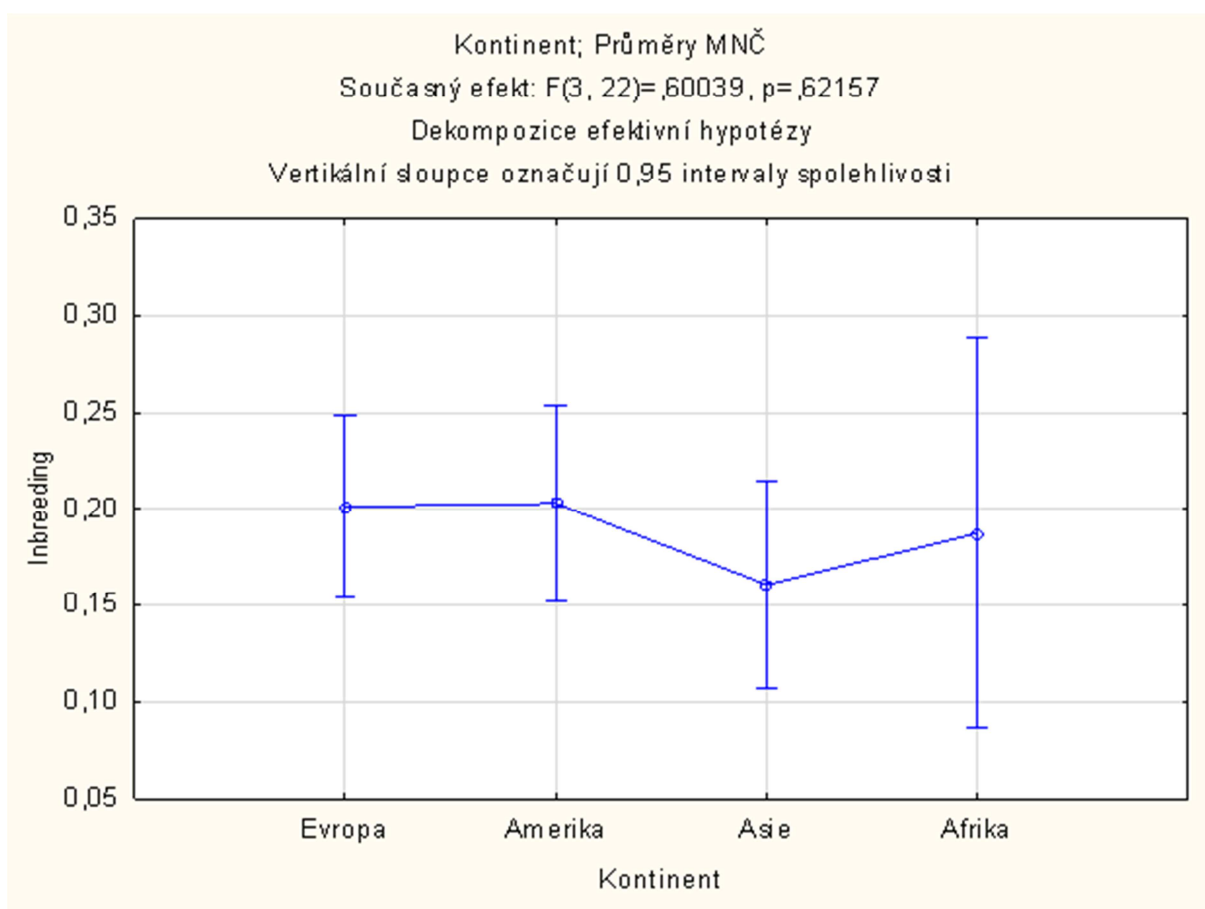
Příloha 24 Krabicový graf porovnávání inbreedingu u samic a samců



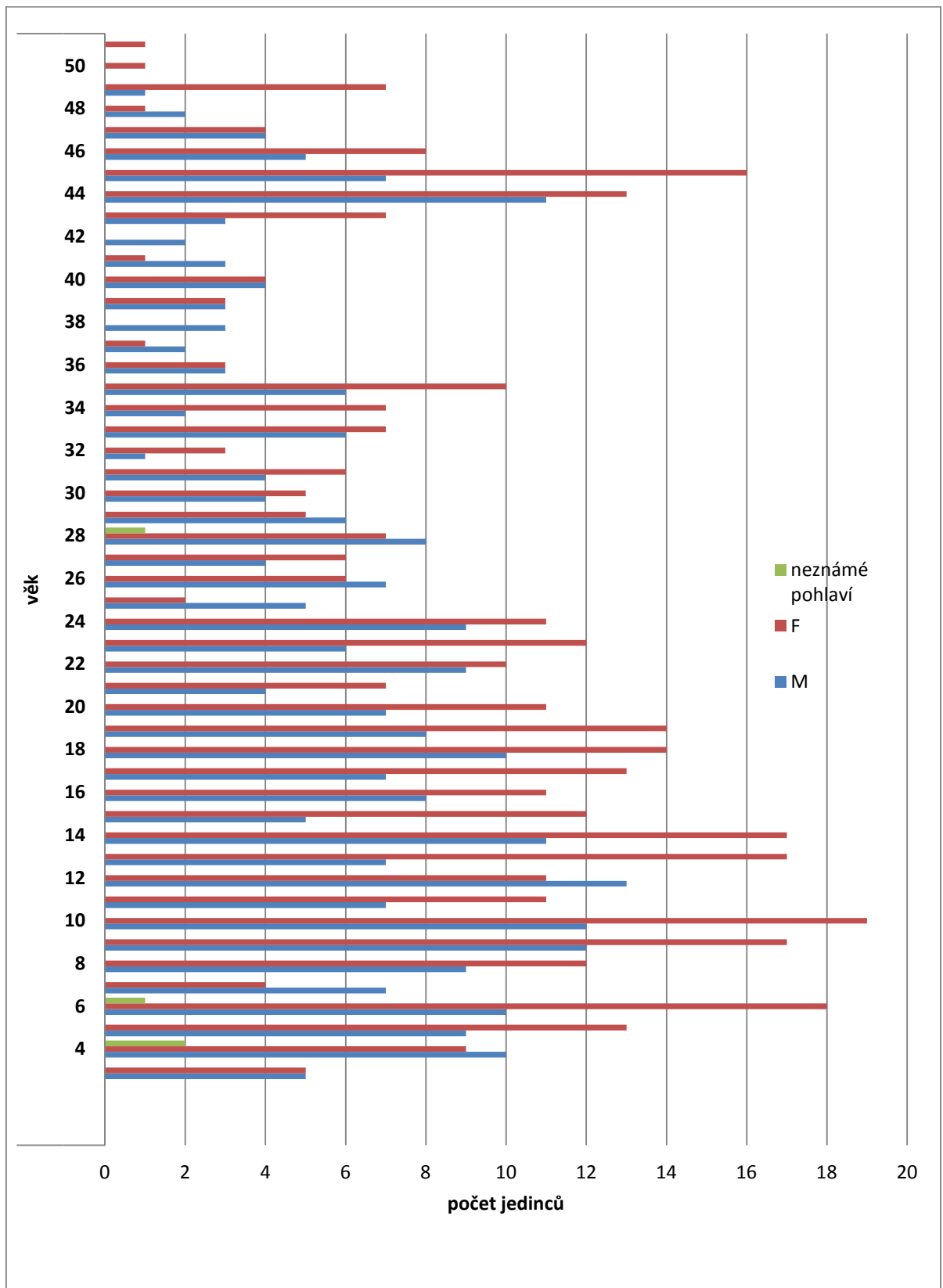
Příloha 25 Krabicový graf porovnávání inbreedingu ve Světe a Evropě



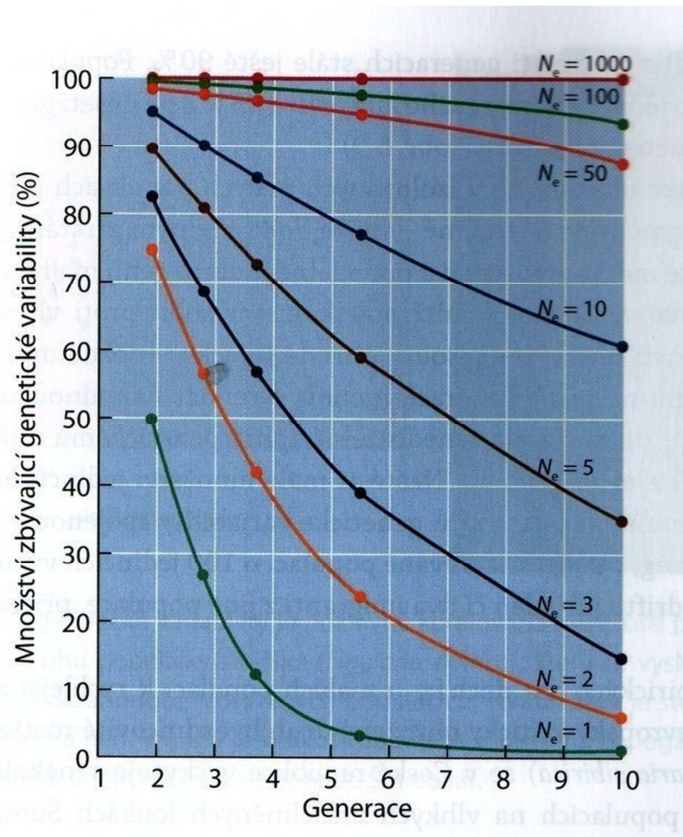
Příloha 26 Graf Jednofaktorové ANOVY pro jednotlivé kontinenty



Příloha 27 Věková pyramida žijících jedinců *C. simum* v lidské péči v roce 2013



Příloha 28 Průměrné procento genetické variability po deseti generacích v teoretické populaci s proměnlivou efektivní velikostí populace (N_e) (Zdroj: Úvod do biologie ochrany přírody, Meffe a Carroll, 1997)



Příloha 29 Vztah mezi relativní fitness a příbuzností rodičů (Zdroj: Úvod do biologie ochrany přírody, Groom et al., 2006)

