

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta tropického zemědělství



**Fakulta tropického
zemědělství**

Savčí invaze na Nový Zéland

Bakalářská práce

Praha 2022

Vypracoval:

Miroslav Mulko

Vedoucí práce:

Mgr. Barbora Černá Bolfiková, Ph.D.

Prohlášení

Čestně prohlašuji, že jsem tuto práci na téma Savčí invaze na Nový Zéland vypracoval samostatně, veškerý text je v práci původní a originální a všechny použité literární prameny jsem podle pravidel Citační normy FTZ řádně uvedl v referencích.

V Praze dne 15. dubna 2022

.....

Miroslav Mulko

Poděkování

Rád bych zde poděkoval své školitelce Mgr. Barboře Černé Bolfíkové, Ph.D. za obrovskou trpělivost, pomoc při psaní této bakalářské práce, za její podporu, ale také za poskytnutí dat, která byla využita v praktické části. Dále bych rád poděkoval všem členům laboratorního týmu Molekulární genetiky za jejich pomoc a podporu. Především bych chtěl poděkovat Ing. Ivě Bernáthové za její pomoc během analýz a za asistenci při využívání programu Geneland a Bc. Emě Cetkovské za její pomoc a psychickou podporu při psaní této práce.

Chtěl bych poděkovat i své rodině a přátelům, za jejich podporu, bez které bych se neobešel. Také děkuji všem zvířatům, co doma chováme, především fence Báře a hedvábničkám, díky kterým jsem nacházel momenty odreagování a klidu.

Abstrakt

Savčí invaze na Nový Zéland

Biologické invaze jsou celosvětovým problémem, jenž ohrožuje biodiverzitu na naší planetě. O většinu novodobých invazí se zasloužili lidé. Docházelo k úmyslným i neúmyslným introdukcím druhů do nových areálů převážně v období evropské kolonizace. Historicky měly invaze největší dopad na ostrovech, jelikož se jedná o malá ohraničená území, která jsou dlouhodobě oddělená od pevniny. Taktéž se ve většině případů ostrovní biota vyvíjela bez savčích predátorů. To je případ i Nového Zélandu, který se oddělil od pevniny před 80 milióny let a není zde žádný původní terestrický savec. I z tohoto důvodu zde došlo k velkým dopadům na původní ekosystém, které zapříčinili právě invazní savci. Většina negativních dopadů byla způsobena především skrze predaci, ale i potravní konkurenci s původními druhy. Tato práce se zaměřila na shrnutí literárních poznatků o původu a historii invaze významných savčích druhů na Novém Zélandu se zaměřením na genetické pozadí procesu. Praktická část zahrnovala zpracování biologického materiálu v molekulárně genetické laboratoři – extrakci DNA a amplifikaci vybraných úseků DNA. Analýza dat byla zaměřena na zjištění populačních trendů u invazního druhu ježka západního (*Erinaceus europaeus*).

Klíčová slova: DNA, invaze, ježek, Nový Zéland, savci

Author's abstract

Mammalian invasions to the New Zealand

Biological invasions are a global problem that threatens biodiversity on our planet. Most modern invasions have been caused by humans. There have been intentional and unintentional introductions of species into the new areas, mostly during the period of European colonisation. Historically, invasions have had the greatest impact on islands, because they are usually small with restricted areas that have been separated from the mainland for a long time. Also, in most cases, island biota has evolved without mammalian predators. This is also the case of New Zealand, which separated from the mainland 80 million years ago and has no native terrestrial mammals. Because of this, there have been major impacts on the native ecosystem caused by invasive mammals. Most of the negative impacts have been caused mainly through predation but also through food competition with native species. This thesis aimed to summarise the literature on the origins and history of invasion of important mammalian species in New Zealand, focusing on the genetic background of the process. The practical part involves the processing of biological material in a molecular genetics laboratory - DNA extraction and amplification of selected DNA fragments. Data processing focuses on identifying population trends in the invasive species European hedgehog (*Erinaceus europaeus*).

Key words: DNA, invasions, hedgehog, New Zealand, mammals

Obsah

1.	Úvod	- 1 -
2.	Cíle	- 2 -
3.	Literární rešerše	- 3 -
3.1	Nový Zéland	- 3 -
3.1.1	Charakteristika ostrovů	- 3 -
3.2	Invaze	- 4 -
3.2.1	Introdukce	- 5 -
3.2.2	Usazení	- 6 -
3.2.3	Šíření	- 7 -
3.2.4	Dopad biologických invazí	- 7 -
3.3	Management invazí	- 9 -
3.4	Modelové příklady invazních savců	- 11 -
3.4.1	Lidští komenzálové	- 12 -
3.4.2	Invazní býložravci	- 16 -
3.4.3	Druhy biologické kontroly	- 21 -
3.4.4	Domestikovaná zvířata	- 23 -
3.4.5	Endemité invazní druhy	- 27 -
4.	Metodika	- 33 -
4.1	Sběr dat	- 33 -
4.2	Extrakce DNA	- 38 -
4.3	PCR	- 38 -
4.4	Analýza dat	- 38 -
5.	Výsledky	- 40 -
6.	Diskuze	- 44 -
7.	Závěry	- 46 -
8.	Reference:	- 47 -

Seznam tabulek:

Tabulka 1: Seznam dat ježka západního (<i>Erinaceus europaeus</i>) z Nového Zélandu ze studie Bolfíková et al. (2013).....	- 34 -
Tabulka 2: Seznam využitých dat z genové banky.	- 37 -
Tabulka 3: Analýza vnitrodruhové genetické diverzity ježka západního (<i>Erinaceus europaeus</i>).....	- 40 -

Seznam obrázků (a grafů):

Obrázek 1: Model sjednocující různé aspekty invaze (Blackburn et al. 2011).....	- 5 -
Obrázek 2: Znázornění strategie managementu proti invazním druhům (Simberloff et al. 2013).	- 9 -
Obrázek 3: Mapa Nového Zélandu s vyznačenými místy odběru vzorků ježka západního (<i>Erinaceus europaeus</i>) (Google Earth 2022).	- 33 -
Obrázek 4: Grafy analýzy mismatch distribution pro jednotlivé populace ježka západního (<i>Erinaceus europaeus</i>).	- 41 -
Obrázek 5: Znázornění výskytu dvou populací ježka západního (<i>Erinaceus europaeus</i>) na území Nového Zélandu.	- 42 -
Obrázek 6: Znázornění genového toku mezi dvěma populacemi ježka západního (<i>Erinaceus europaeus</i>) na území Nového Zélandu.	- 43 -

Seznam zkratk použitých v práci:

DNA	Deoxyribonukleová kyselina
GBIRD	Genetic Biocontrol of Invasive Rodents
IUCN	Mezinárodní svaz ochrany přírody
NCBI	National Center for Biotechnology Information
PCR	Polymerázová řetězová reakce

1. Úvod

Ostrovky jsou velmi křehké ekosystémy, které jsou domovem nezměrného množství ohrožených druhů (Kueffer et al. 2014). Právě na ostrovech měly biologické invaze největší dopady (Vitousek et al. 1996). Ostrovky jsou velmi náchylné k biologickým invazím. Vyskytuje se zde mnoho endemických druhů, které se mnohdy nedokážou adaptovat na náhlé změny, jako je příchod predátora nebo nového potravního konkurenta. Tato skutečnost je způsobena tím, že anti-predační strategie původních druhů je chránila pouze před původními dravými denními ptáky a plazy, jejichž hlavní smyslový aparát je zrak. Většina savčích predátorů však loví za pomoci čichu a sluchu, a to jak ve dne, tak v noci (King 2017). Příkladem může být Nový Zéland, jehož endemická fauna se vyvinula zcela bez přítomnosti savčích predátorů (Tennyson 2010).

Biologické invaze jsou obrovským nebezpečím pro světovou biodiverzitu. Nepůvodní druhy ovlivňují ty původní především skrze kompetici, predaci, šířením patogenů, ale mohou změnit také složení druhů a tím i celkovou funkci původního ekosystému (Levine 2008). Za invazní druhy považujeme ty druhy, které se dostaly do lokalit mimo svůj areál výskytu, úmyslně i neúmyslně, a staly se problematickými (IUCN 2021). Většinou k tomu dochází lidskou činností.

Důvodů, proč se druh stane invazním, je několik. Hlavním důvodem bývá absence přirozených nepřátel a patogenů v novém prostředí, které by omezovaly růst jeho populace. Dalším faktorem je vysoká schopnost přizpůsobení se různým podmínkám a nízká potravní specializace nepůvodních druhů. Na Novém Zélandě jsou nejzávažnější invaze ježka západního (*Erinaceus europaeus*) (Bolfíková et al. 2013), kusu liščího (*Trichosurus vulpecula*) (Campbell et al. 2021), lasicovitých (McDonald & Larivière 2001), především lasice hranostaje (*Mustela erminea*) (King et al. 2001) a kočky domácí (*Felis catus*) (Nichols et al. 2019).

2. Cíle

Cílem práce bylo shrnutí literárních poznatků o původu a historii invaze významných savčích druhů na Novém Zélandu se zaměřením na genetické pozadí procesu.

Cílem praktické části bylo objasnění populačních charakteristik u novozélandských populací ježka západního (*Erinaceus europaeus*).

3. Literární rešerše

3.1 Nový Zéland

Nový Zéland se nachází v jihozápadní části Tichého oceánu a skládá se především ze dvou hlavních ostrovů – Jižního a Severního, které od sebe odděluje Cookův průliv. Přibližně před 80 milióny let, tedy ještě před rozšířením savců, se Nový Zéland oddělil od Gondwany a byl bez zastoupení terestrických savců. Z tohoto důvodu se na Novém Zélandu vyskytuje velké množství druhů ptáků, zejména těch nelétavých. K této morfologické adaptaci u ptactva došlo kvůli absenci pozemního predátora ve zdejším prostředí. Vrcholovým predátorem byl orel Haastův (*Hieraaetus moorei*), který vyhynul v holocénu (Holdaway 2021).

V žebříčku zemí, s výjimkou zámořských teritorií, se Nový Zéland nachází na druhém místě v počtu invazních druhů, hned za USA (včetně Havaje) (Turbelin et al. 2017).

3.1.1 Charakteristika ostrovů

Dlouhodobá izolace ostrovů podporuje vývoj unikátních společenstev, která jsou pro danou oblast endemická. Ostrovy ale ovlivňují i nepůvodní druhy, kdy u savců dochází ke změně velikosti těla. Sklony k nanismu mají spíše velké druhy savců, zatímco gigantismus ovlivňuje ty malé (Lomolino 1985). Příkladem mohou být hlodavci, kteří jsou ovlivňováni zvětšováním svého těla, a naopak u sudokopytníků, šelem a pravděpodobně i zajícovitých dochází ke zmenšování těla (Palombo 2009).

Ostrovy jsou tedy především domovem obrovského množství endemických druhů a v minulosti zde také pobývalo několik dnes již vyhynulých druhů (Kueffer et al. 2014). To platí nejen o fauně, ale i o flóře. Až jedna čtvrtina celosvětové rostlinné diverzity, jež se nachází na ostrovech, je endemická (Kreft et al. 2007).

Ostrovní druhy čelí vyhynutí nejen z důvodu zmenšování a fragmentace jejich původního prostředí, ale především kvůli převaze invazních druhů ve většině ostrovních ekosystémů (Kueffer & Kaiser-Bunbury 2014) z důvodu, že se zde většinou nevyskytují žádní predátoři a bývají to místa velice chudá na druhovou diverzitu (Lodge 1993).

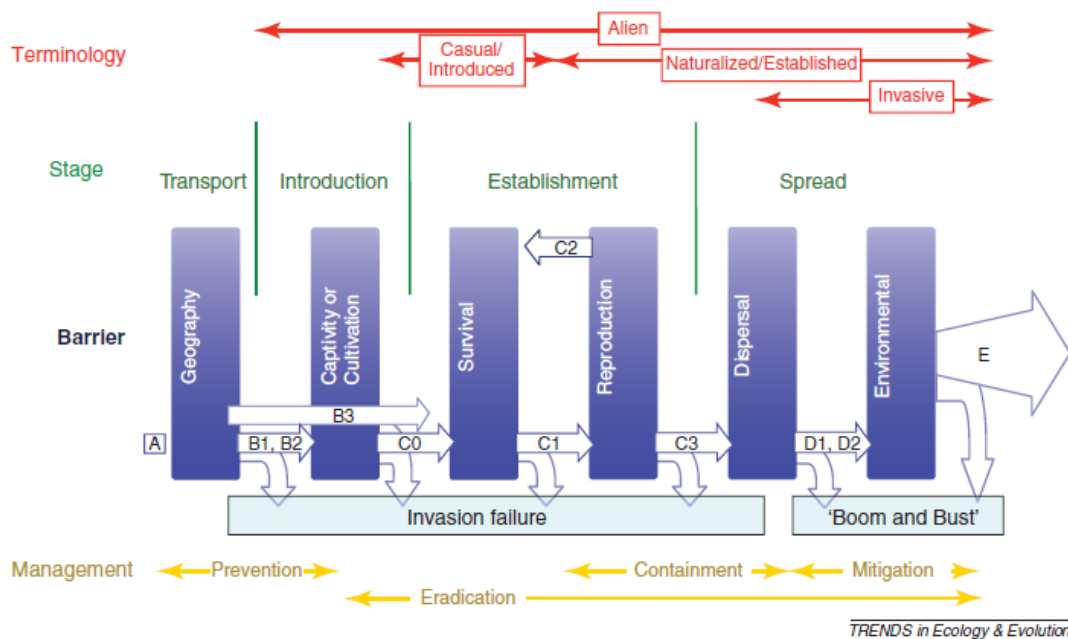
Právě na ostrovech a v místech vysoké lidské populační hustoty byla velká míra původních prostředí zničena. Kvůli těmto problémům dochází k největšímu počtu extinkcí terestrických druhů na ostrovech. Jejich nevýhodou je i omezený areál výskytu a malé počty jedinců v populaci.

3.2 Invaze

Biologické invaze jsou problémem celosvětového měřítko, ohrožujícím světovou biodiverzitu (Levine 2008; Mollot et al. 2017), přírodní zdroje (Simberloff et al. 2013) a ekologická společenstva (Lodge 1993). Dalším z důsledků biologické invaze je nevratná ztráta druhů a snižování genetické diverzity (Lodge 1993; Mollot et al. 2017). Dopady invaze jsou velice nákladné a mají tak vysoký vliv na světovou ekonomiku (Vitousek et al. 1996; Levine 2008), především prostřednictvím škod na zemědělských plodinách, pastvinách a na komerčních lesích, které se ročně vyšplhají až k několika miliónům dolarů; nemálo nákladná je také kontrola těchto druhů (Vitousek et al. 1996).

Invaze vzniká v momentu, kdy se druh úmyslně či neúmyslně dostane ze svého původního areálu výskytu do nového území, začne se tam úspěšně šířit a způsobuje negativní dopady na původní ekosystémy (Levine 2008). Příčinou je především lidská činnost, vedoucí k neustálé výměně skladby biot, což má za následek výraznou homogenizaci světové bioty. K výměnám biot docházelo i přirozeně, ale v současnosti jsme svědky masivních změn a invazí způsobených právě lidmi. Největší zastoupení invazních druhů po celém světě bývá v oblastech, které jsou nejvíce zasaženy lidskou aktivitou (Mollot et al. 2017). Například městské lesy a parky mohou sloužit jako místa výskytu nově introdukovaných druhů rostlin či zvířat. Odtud se mohou dále šířit do méně obydlených oblastí (Vitousek et al. 1996).

Proces invaze se skládá z následujících kroků – introdukce, usazení, šíření a z dopadu invaze. Pouze malá část introdukovaných druhů se usadí a jen zlomek těchto druhů se začne úspěšně šířit a má schopnost ovlivnit nové prostředí (Levine 2008).



Obrázek 1: Model sjednocující různé aspekty invaze (Blackburn et al. 2011).

Model na Obrázku 1 znázorňuje sjednocení aspektů invaze, od terminologie druhu, stádia invaze, bariéry, které daný druh musí překonat, aby se stal invazním, a způsoby managementu, jak ošetřit druh v určité fázi.

3.2.1 Introdukce

Introdukce je moment, kdy se daný druh dostane do nepůvodního prostředí (Levine 2008). Většina biologických invazí započala neúmyslnou introdukcí z důvodu lidské činnosti, formou cestování nebo obchodu. Mezi hlavní způsoby zavlečení nepůvodních druhů do nových lokalit se řadí evropská kolonizace, zahrádkářství, zemědělství, náhodný přenos a biologická kontrola.

Během introdukce druhů do nových prostředí vzniká při jejich naturalizaci příležitost k evoluci nových forem. V některých případech byly cizí druhy do stejné lokality zavlečeny opakovaně z různých míst, čímž se vytvořily genetické kombinace jedinců, které dříve neexistovaly. Taková příměs může zvýšit fitness díky hybridní odolnosti nebo zvýšené genetické diverzitě. Na druhou stranu může fitness snížit prostřednictvím outbreední deprese. A právě přístup ke genetickým informacím na úrovni populací může odhalit, jak se dané druhy integrovaly do nového prostředí a zda různorodý původ zvýšil, nebo snížil úspěšnost jejich invaze (Campbell et al. 2021).

K neúmyslné introdukci dochází velmi často u vodních bezobratlých. Mnoho druhů se totiž vyskytuje v balastních vodách lodí. Naopak mnoho obratlovců bylo úmyslně introdukovaných buď za účelem lovu, jako hospodářská zvířata nebo domácí mazlíčci. Příkladem mohou být Maorové, kteří úmyslně přivezli z Polynésie různé druhy rostlin nebo psa, ale nevědomky i krysu ostrovní (*Rattus exulans*) a pravděpodobně také druh blechy (Thomson 1922; Bramley 2014b). Mimo jiné Maorové svým intenzivním lovem způsobili i vyhynutí ptáků rodu moa (*Dinornithiformes*) (Allentoft et al. 2014).

O velké množství introdukcí na Novém Zélandu se zasloužil kapitán Cook, který na toto území účelně dovážel různé druhy zvířat a rostlin z důvodu nedostatečných přírodních surovin pro posádky cestovatelů. Jeho zásluhou sem byla introdukována a částečně naturalizována prasata, kozy a pravděpodobně i drůbež, mimo jiné také brambory, tuřín a zelí (Thomson 1922). Z důvodu lidského osidlování se na Nový Zéland neúmyslně dostali i různé druhy hmyzu nebo potkan obecný (*Rattus norvegicus*) spolu s krysou obecnou (*Rattus rattus*), kteří obývali evropské lodě (Thomson 1922; Bramley 2014b; Department of Conservation New Zealand 2021). Osadníci s sebou často přiváželi domácí mazlíčky, jako psy, kočky, kanárky, ale i jiné zpěvné ptáky, spolu s nejběžnějšími druhy plevelů. Běžně docházelo k tomu, že si Evropané nechávali zasílat od rodiny nebo přátel semena svých oblíbených květin, která poté zasévali kdekoliv jim to přišlo vhodné. Většina těchto rostlin se však neuchytila (Thomson 1922).

3.2.2 Usazení

Usazení je proces, kdy se populace nepůvodního druhu začne adaptovat a zvětšovat svou velikost (Levine 2008). Velké množství druhů se nedokázalo samostatně usadit, ale díky opakované introdukci se některé z nich dokázaly adaptovat (Thomson 1922). Každý druh, u kterého dojde k úspěšnému usazení, musí mít určité znaky nezbytné k toleranci podmínek nového prostředí (Levine 2008).

Vzhledem k velké složitosti interakcí mezi organismy a prostředím je obtížné posoudit roli adaptací specifických pro danou lokalitu v evoluci (Bolfíková et al. 2013). Mezi dva hlavní důvody, které vedou k selhání při usazení, patří nevhodné klimatické podmínky a kompetice s původními druhy (Lodge 1993). Exotické areály úspěšných invazních druhů však často odrážejí klimatické podmínky jejich původních stanovišť (Levine 2008).

Jsou známy čtyři abiotické faktory, které popisují „klimatický prostor“, v němž může zvíře přežít: sluneční záření, teplota vzduchu, rychlost větru a vlhkost vzduchu. Za klíčové biotické proměnné jsou považovány dostupnost potravy a přirození nepřátelé (Forsyth et al. 2018). Abiotické faktory jsou důležité pro určení klimatického prostoru pro přežití introdukovaných invazních druhů a biotické faktory popisující dostupnost potravy, jsou nejdůležitější při určování početnosti invazních savčích býložravců (Forsyth et al. 2018). Dalším faktorem důležitým pro přežití druhu může být tlak patogenů, se kterými se nově přichozí druhy dosud neselekaly (Lodge 1993).

3.2.3 Šíření

Ve fázi šíření dochází k pohybu invazních druhů skrz krajinu a k propojení faktorů, které kontrolují usazení, spolu se šířením druhu. V teorii se invaze šíří homogenní krajinou, ale reálně se invaze pohybují heterogenními oblastmi, a to vhodnými i nevhodnými stanovišti pro život (Levine 2008).

Na proces šíření má velký vliv četnost invazního druhu. Populace, které v novém prostředí produkují více potomků, se v něm pravděpodobněji rozšíří ve větší míře. Početnější populace introdukovaného druhu mají také vyšší pravděpodobnost, že v něm založí životaschopnou populaci (Blackburn et al. 2015). Ve fázi šíření může na nepůvodní druhy dopadnout efekt „vzestupu a pádu“, který je součástí mnoha biologických invazí. Pád může znamenat významné snížení populace druhu, nebo dokonce i její vyhynutí (Blackburn et al. 2011). Dochází tak k poklesu genetické diverzity a ke zvýšení pravděpodobnosti inbreedingu, což může ovlivnit fitness dané populace (Blackburn et al. 2015).

3.2.4 Dopad biologických invazí

Nepůvodní druhy mají oproti původním druhům mnohem větší potenciál ke způsobení ekologických škod tím, že ohrožují původní druhy a ekosystémy (Levine 2008; Heger et al. 2013; Simberloff et al. 2013). Invazní druhy dokážou měnit původní habitat, a to změnou skladby druhů, nebo změnou funkce celého původního ekosystému, například ovlivněním primární produkce či koloběhu živin (Vitousek et al. 1996; Levine 2008). Mohou zvýšit druhovou rozmanitost přidáním druhu do ekosystému, ale zároveň

měnit jeho strukturu přidáním nových interakcí v podobě zdroje potravy (pokud nejsou vrcholovými predátory) a konzumenta (Mollot et al. 2017).

Pokud se z invazního druhu stane nový zdroj potravy, mohou se počty některých původních druhů začít zvětšovat díky adaptaci na tuto novou skutečnost. Příkladem může být moták tichomořský (*Circus gouldii*) z Nového Zélandu (Thomson 1922).

Dopady invazních druhů na druhy původní jsou velice rozsáhlé a komplexní. Tyto dopady však nezapříčinily nepůvodní druhy samy. Společně s rozrušením jejich původních habitatů a míst určených k páření se na destrukci původní fauny podíleli i lidé (Thomson 1922). Jedním z nejzávažnějších dopadů biologických invazí může být tzv. genetické znečištění. (Bhatt et al. 2018) Jedná se o situaci, kdy je do nové lokality introdukován druh, který je blízce příbuzný s druhem místním. Tyto druhy se poté mohou začít křížit a tím dochází k nahrazení unikátního místního genotypu, který je nahrazen genotypem novým.

Zejména predátoři jsou nejvýznamnějšími zástupci invazních druhů, které po introdukci způsobují obrovský dopad na původní prostředí, zejména na ostrovech, které jsou chudé na zastoupení savců (Lodge 1993). Nejúspěšnější invazní druhy jsou ale všežravci, jako například krysy (Mollot et al. 2017).

Predace je u zvířat vrozený instinkt, kdy živočich aktivně hledá a loví svou kořist. Invaze predátora vede k markantnímu snížení druhové rozmanitosti nezávisle na typu habitatu. Děje se tak nezávisle na prostředí se snížením až 21 % u diverzity druhů ve vodním prostředí a 27 % u suchozemských druhů (Mollot et al. 2017). Introdukovaní terestriční predátoři často loví ostrovní endemity (Simberloff et al. 2013), což jsou nejčastěji ptáci, kterých v napadených oblastech ubylo až 41 % druhů (Mollot et al. 2017). Vyhynutí geneticky vzdálených populací je jednou z nejzávažnějších nevratných změn (Vitousek et al. 1996).

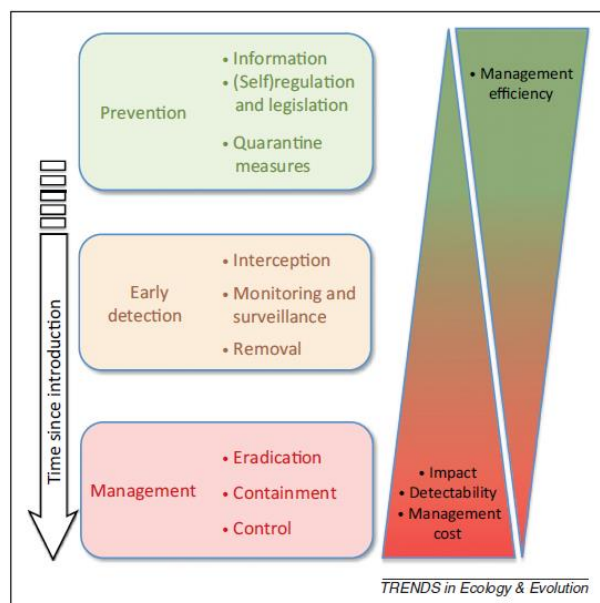
Nejen predátoři působí obrovské dopady. Například introdukovaní insektivorní ptáci na Novém Zélandu (bažanti, křepelky, špačci a některé druhy z čeledi pěnkavovitých) způsobili destrukci obrovského počtu druhů hmyzu. Původní druhy plazů byly zdevastovány rostoucí populací divokých koček a také lidskou činností prostřednictvím vypalování jejich původního prostředí. Podobně na tom jsou také původní druhy raků, krevet a sladkovodních obojživelníků, které sloužily v potocích jako kořist dovezených pstruhů (Thomson 1922). Některé invazní druhy snižují životní úroveň

lidí zejména z hlediska přenosu patogenů, protože nově introdukované druhy mohou sloužit také jako vektory různých onemocnění (Vitousek et al. 1996).

3.3 Management invazí

Management invazí je důležitý pro vypořádání se s nepůvodními druhy. Skládá se především z preventivních opatření, včasné detekce a dlouhodobého managementu. Preventivní opatření by měla být prioritou, aby se zabránilo introdukci potenciálně nebezpečného druhu do nového území. Pokud by preventivní opatření selhala, měla by následovat včasná detekce, případně eradikace a jako poslední možnost lze využít dlouhodobý management (Simberloff et al. 2013).

Právě Nový Zéland vede žebříček zemí v oblasti kontroly a eradikace invazních savců, ale také v biologické kontrole hmyzích a rostlinných škůdců (Simberloff 2019). Obrázek 2 znázorňuje strategii managementu proti invazním druhům. Je zde znázorněn optimální vývoj strategie v závislosti na době od introdukce druhu se snižující se účinností a zvyšujícími se náklady v průběhu času (Simberloff et al. 2013).



Obrázek 2: Znázornění strategie managementu proti invazním druhům (Simberloff et al. 2013).

Prevence se může aplikovat v různých formách, například sledováním pohybu na hranicích nebo hodnocením nebezpečnosti organismů, které jsou součástí cíleného importu (Simberloff et al. 2013). V momentu, kdy je zaznamenán invazní druh, se mohou

objevit nevratné změny v daném ekosystému (Vilà et al. 2011). Nový Zéland zachytil minimálně 27 nepůvodních druhů komárů, včetně významných vektorů vážných onemocnění (Derraik 2004). Prevence by tak mohla ušetřit nemalé částky, které země vynakládají na pozdější management nepůvodních druhů.

I přes veškeré snahy preventivních opatření o zabránění introdukce nepůvodních druhů se některé druhy stále mohou na dané území dostat. Poté je důležitá včasná detekce a následně rychlá reakce na tyto nové skutečnosti (Simberloff et al. 2013). Pomoci včasné detekci může například monitoring enviromentální DNA (Ficetola et al. 2008). U náchylných ekosystémů se ve velké míře používají molekulární metody (Chown et al. 2008).

Následovat může eradikace. Okamžité odstranění je také méně riskantní než pozdější zásah do ekosystému (Simberloff et al. 2013). Technologie eradikací se výrazně zlepšily. Přibližně z 1000 pokusů o eradikaci bylo 86 % úspěšných (Genovesi 2011). Výhodou eradikace je její cena, která může být ve finále levnější než dlouhodobý management. Eradikace napomáhají i ohroženým druhům se zotavením. Pomohly zlepšit situaci u 11 druhů ptáků, pěti druhů savců a jednoho druhu obojživelníka z Červeného listu IUCN (McGeoch et al. 2010). V současnosti vědci z Nového Zélandu společně s vědci z Austrálie a Spojených států amerických spolupracují na projektu GBIRD, který se zaměřuje na kontrolu a eradikaci invazních druhů pomocí řízení genů (Simberloff 2019).

V případě, že eradikace není účinná, přechází se na dlouhodobý management. Management je většinou komplikovanější z důvodu rapidně se zvyšujících výdajů a nižší pravděpodobnosti úspěchu (Simberloff et al. 2013). Novému Zélandu patří prvenství v managementu nepůvodních druhů, například výstavbou oplocení na určitém areálu. Poté tuto oblast zbaví všech nepůvodních druhů a dále se z tohoto území vytvoří rezervace pro původní druhy, jež by jinak byly v ohrožení (Burns et al. 2012, Innes et al. 2019). Jednou z největších ploch na Novém Zélandě, na které byl proveden tento projekt s oplocením, je oblast Maungatautari, což je hora a ji obklopující území o rozloze 3400 ha, které bylo ohraničeno 47 km dlouhým plotem. Z tohoto území bylo odstraněno 14 druhů introdukovaných savců. Z těchto druhů zde přetrvala pouze myš domácí (*Mus musculus*). Na území bylo poté přesunuto několik původních ohrožených druhů, jako například slípka takahe (*Porphyrio hochstetteri*) (Simberloff 2019).

V roce 2016 byl vládou Nového Zélandu předložen velice ambiciózní projekt s názvem Predator-Free 2050, který má za cíl do roku 2050 vymýtit všechny savčí predátory z území Nového Zélandu (Simberloff 2019).

Novému Zélandu se také povedlo zachránit několik druhů, které byly na pokraji vyhynutí především kvůli invazi predátorů, často v kombinaci s lovem a ničením původního prostředí. Příkladem může být slípka takahe (*Porphyrio hochstetteri*), kakapo soví (*Strigops habroptilus*) nebo lejsčák chathamský (*Petroica traversi*). Dalším příkladem může být hatérie novozélandská (*Sphenodon punctatus*), která byla zachráněna pomocí eradikace krys, přesunu do bezpečných oblastí a chovu v zajetí (Simberloff 2019).

3.4 Modelové příklady invazních savců

Od příchodu lidí v roce 1280 vyhynula téměř polovina (41 %) endemické avifauny Nového Zélandu, včetně mnoha frugivorů (Innes et al. 2010). Tyto značné ztráty jsou částečně způsobeny introdukcí savčích predátorů, včetně čtyř druhů hlodavců – krysy ostrovní (*Rattus exulans*), potkana obecného (*Rattus norvegicus*), krysy obecné (*Rattus rattus*) a myši domácí (*Mus musculus*); koček domácích (*Felis catus*), lasicovitých (Mustelidae) a kusu liščího (*Trichosurus vulpecula*) (Townes et al. 2006).

Někteří predátoři – lasice hranostaj (*Mustela erminea*), lasice kolčava (*Mustela nivalis*), fretka domácí (*Mustela furo*) a ježci západní (*Erinaceus europaeus*) byli dovezeni jako biokontrolní druhy k regulaci králíků divokých (*Oryctolagus cuniculus*) v případě lasic nebo bezobratlých škůdců v případě ježků (Parkes & Murphy 2003). Nicméně i tyto druhy se staly invazními. Mezi invazní druhy patří také savci, kteří byli introdukováni za účelem rekreačního lovu. Negativní dopad mají na Novém Zélandu i druhy, které jsou domestikovány a byly často dováženy jako domácí mazlíčci. I druhy, které jsou ve svém původním areálu výskytu chráněné a jejichž populace mají klesající tendenci, se mohou stát invazními po vysazení do ostrovního ekosystému, jako je Nový Zéland.

3.4.1 Lidští komenzálové

Hlodavci patří k nejrozšířenějším invazním komenzálním druhům (Thibault et al. 2017). Jsou velmi úspěšní především z toho důvodu, že vykazují určitou míru behaviorální, ekologické a fyziologické adaptability, která je může předurčovat k úspěšnému osvojování nových nik (Bramley 2014a). Například krysy obecné (*Rattus rattus*) osídlily více než 80 % světových ostrovů (Carpenter et al. 2018). Zejména na ostrovech jsou tyto druhy zodpovědné za ubývání, ale i vymírání druhů (Thibault et al. 2017; Clapperton et al. 2019). Invazní hlodavci mohou vážně ovlivňovat želvy, mořské ptáky, obojživelníky a savce (Thibault et al. 2017). Mohou také narušovat rozptyl semen jejich konzumací (Carpenter et al. 2018) a lovením původních frugivorů (Townes et al. 2006). Také se podílí na vzniku a šíření infekčních onemocnění významných pro lidské zdraví, jako je mor, leptospiróza a další (Morand et al. 2015).

Čtyři druhy zavlečených hlodavců, myš domácí (*Mus musculus*), krysa obecná (*Rattus rattus*), potkan obecný (*Rattus norvegicus*) a krysa ostrovní neboli kiore (*Rattus exulans*), se na Nový Zéland dostaly jako komenzálové lidí (Bramley 2014a). Rozšíření komenzálních hlodavců bylo silně ovlivněno pohybem lidí po světě a jsou tak nejpočetnějšími a nejúspěšnějšími invazními savci, kteří kolonizovali většinu globálních biotopů obývaných lidmi (Puckett et al. 2016). Všechny tyto druhy jsou oportunističtí všežravci (Shiels et al. 2017).

Kiore, pocházející z Polynésie, byly běžné na hlavních ostrovech a mnoha pobřežních ostrovech Nového Zélandu, dokud na ostrovy nedorazily další tři druhy hlodavců s evropskými migranty před 200-250 lety (Bramley 2014b; Wehi et al. 2021). Po usazení byly Maory hojně loveny pro potravu a kožešiny po celé zemi (Atkinson & Towns 2001). Z velké části území Nového Zélandu byly však později vytlačeny potkany (*Rattus norvegicus*) a krysami obecnými (*Rattus rattus*) (Bramley 2014a; Wehi et al. 2021). Potkan obecný a myš domácí jsou dva druhy hlodavců, které se vyvinuly v Asii, a v současnosti se rozšířily po celém světě (Vadell et al. 2014; Puckett et al. 2016).

Hlodavci jsou krátkověká zvířata, která se rozmnožují velice rychle (Vadell et al. 2014). Například krysa obecná v průměru vyvede 5 až 6 mlád'at na vrh a je schopná vyvést čtyři vrhy za jednu rozmnožovací sezónu. Při dostatečných potravních zdrojích se však může rozmnožovat celoročně (Clapperton et al. 2019).

Nároky na příjem potravy se zvyšují s poklesem teploty. Produkce semen stromů a aktivita bezobratlých jsou teplotně vázány. Pokles teploty tedy ovlivňuje dostupnost potravy (Christie et al. 2017).

Potravní strategie

Hlodavci konzumují vejce plazů, mláďata, a dokonce i dospělé jedince v závislosti na velikosti kořisti (Thibault et al. 2017). Mimo to se taktéž živí semeny stromů, vejci a mláďaty ptáků nebo i dospělými jedinci, poté bezobratlými a také další rostlinnou stravou (Atkinson & Towns 2001; Innes 2001; Ruscoe 2001; Clapperton et al. 2019). Nejzranitelnějšími druhy mezi bezobratlými jsou velké nelétavé druhy, zejména ty, které musí během části životního cyklu sestoupit na zem (Atkinson & Towns 2001). Potkan obecný a myš domácí obecně konzumují více živočišné než rostlinné potravy, zatímco krysa obecná a krysa ostrovní konzumují více rostlinné než živočišné potravy (Shiels et al. 2017).

Krysy obecné se liší od potkanů obecných především tím, že hbitě šplhají po stromech (Dowding & Murphy 1994) a loví v noci (Innes 2001). V lesích Rotoehu a Mapara krysy obecné často obtěžovaly hnízdící samice laločníka (*Callaeas* sp.) (220 g) na jejich hnízdech, a pokud samice ustoupily, požíraly jejich vejce nebo mláďata. Naproti tomu drobní ptáci, jako je lejsčík novozélandský (*Petroica macrocephala*) (méně než 20-30 g), musí při výskytu krys obecných hnízda rychle opustit, jinak jsou sežráni (Innes 2001).

Potkani se na rozdíl od krys raději pohybují po zemi. Na ostrově Whale Island v Bay of Plenty se potkani obecní živili nehlídanými vejci a mladými nebo slabými mláďaty buňňáků krátkokřídlých (*Pterodroma macroptera gouldi*). Když byli do oblasti vysazeni králíci, součástí potravy se stala také králíčí mláďata či mršiny. U potkanů obecných se typicky vyskytuje neofobie, což je vyhýbání se novým a cizím objektům nebo potravě (Innes 2001).

Rozšíření na Novém Zélandu

V současné době se krysy obecné a myši vyskytují ve většině biotopů na Severním i Jižním ostrově. Potkani se na obou ostrovech nejčastěji vyskytují v blízkosti lidských obydlí a kiore jsou omezeny na oblasti Fiordlandu, Southlandu a jižního Westlandu (Bramley 2014a). Krysy obecné jsou habitatovými oportunisty, kteří jsou schopni obsadit

širokou škálu habitatů, ačkoli jsou obvykle hojnější v mírných oblastech než v chladných (Christie et al. 2017).

Na žádném místě na Novém Zélandu spolu nekoexistují všechny čtyři druhy hlodavců (Bramley 2014b). Nejpravděpodobnější je soužití kiore (*Rattus exulans*) a potkana obecného (*Rattus norvegicus*), a to především na pobřežních ostrovech (Yom-Tov et al. 1999; Bramley 2014a).

Koexistence

Primárním mechanismem, který usnadňuje koexistenci ekologicky podobných druhů, je mezidruhová segregace zdrojů, jako je potrava, dále pak využívání prostoru nebo denní aktivita. Určitou roli hraje i predace (Bramley 2014b). Příkladem mohou být hlodavci, kteří využívají zdroje v různou dobu (ve dne či v noci) a shánějí potravu různé velikosti a množství. Rozdělení zdrojů je často závislé na schopnosti druhu využívat a bránit zdroj nebo na jeho zranitelnosti vůči predátorům v rámci stanoviště (Harper et al. 2005). Na základě toho je při soužití dvou morfologicky podobných druhů hlodavců pravděpodobné, že přítomnost jednoho z nich ovlivní chování a využívání stanoviště druhým (Bramley 2014b).

Konkurenční schopnost často pozitivně koreluje s velikostí těla; větší druhy obecně dominují nad druhy menšími (Harper et al. 2005). Potkani obecní jsou mnohem větší než kiore a na základě toho lze očekávat, že budou ve většině setkání dominovat (Bramley 2014b). Je možné, že potkani obsazují všechna dostupná stanoviště a kiore se rozšiřují podle početnosti potkanů (Bramley 2014a). Stejný efekt má i koexistence myší a potkanů v lesích, kde jsou myši mnohem vzácnější než potkani, ale poté, co se značný počet potkanů odstraní, se početnost myší dramaticky zvýší (Ruscoe 2001). Pokud panují příznivé podmínky pro potkana obecného, převládá tento druh i nad krysou obecnou (Hathaway & Blackmore 1981). Obecně se dá tedy říct, že potkan je nejdominantnějším druhem hlodavců na Novém Zélandě.

Dopady invaze

Hlodavci měli dramatický dopad na původní biotu během svého počátečního šíření po Severním ostrově, které se časově shodovalo s úbytkem mnoha druhů ptáků a vymizením druhů, např. laločníka sedlového (*Philesturnus carunculatus rufusater*),

medosavky hvízdavé (*Notiomystis cincta*) a turnagry bělohřdlé (*Turnagra capensis tanagra*) z pevniny (Dowding & Murphy 1994).

Krysa obecná (*Rattus rattus*) je pro ostrovní ekosystémy nejškodlivějším druhem (Thibault et al. 2017). Po její introdukci dochází k největšímu úbytku nebo vymírání původní ostrovní bioty (Puckett et al. 2016). Krysy jsou považovány za generalisty a jsou nejčastějším predátorem vajec, mláďat a dospělců lesních ptáků hnízdících na pevnině Nového Zélandu, včetně ohrožených druhů, jako jsou laločník lesní (*Callaeas cinerea wilsoni*), holub maorský (*Hemiphaga novaeseelandiae*) a pištec žlutý (*Mohoua ochrocephala*) (Innes 2001).

Predace myši mohla být příčinou vyhynutí (nebo snížení hustoty na velmi nízkou úroveň) dvou druhů bezobratlých (*Loxomerus* n. sp. a neidentifikovaného druhu weta) na ostrově Antipodes: oba druhy se ještě v roce 1995 vyskytovaly na sousedním ostrově Bollen, kde se myši nenacházely. Taktéž zapříčinily pokles populací plazů *Cyclodina macgregori* a *Woodworthia maculata*. Po eradikaci myši na ostrově Mana v roce 1989 se početnost *Cyclodina macgregori* obnovila na stejnou úroveň a početnost *Woodworthia maculata* vzrostla na vyšší úroveň, než byla zaznamenána dříve (Ruscoe 2001). Mimo to se taktéž nepřímo podílejí na úbytku mnoha původních ptáků, protože velké populace myši jsou spojeny s nárůstem počtu predátorů, převážně lasice hranostaje (*Mustela erminea*). Je známo, že vysemenění stromů způsobuje náhlé zvýšení počtu myších populací v lesích (Ruscoe et al. 2004).

Na ostrově Kapiti byla před eradikací potkanů zničena polovina všech hnízd nestora kaky (*Nestor meridionalis septentrionalis*) ve výšce do 1 m od země, pravděpodobně převážně potkany, a laločník sedlový (*Philesturnus carunculatus rufusater*) nedokázal vyvést dostatek mláďat k udržení populace. V roce 1998, v první hnízdní sezóně po eradikaci potkanů, bylo zjištěno více párů laločníků sedlových než dříve (Innes 2001).

Kiore zapříčinily až 75 % neúspěšných hnízdění ptáků především kvůli predaci vajec. Ohrožují také velké nelétavé druhy bezobratlých, které se po část svého životního cyklu pohybují na zemi. Po odstranění kiore významně vzrostly odchyty pavouků (*Miturga* sp.), hmyzu weta (*Hemiandrus* sp.) nebo brouka *Mimopeus opaculus*. Dále se také začaly zvyšovat počty plazů, a to především scinka *Oligosoma suteri* nebo gekona *Woodworthia maculata*. Kiore je taktéž hlavním potravním konkurentem hatérie novozélandské (*Sphenodon punctatus*) (Atkinson & Towns 2001).

Eradikace

Nový Zéland je obecně považován za světovou špičku v eradikaci hlodavců na ostrovech a zbavil zhruba třetinu svých ostrovů větších než pět hektarů invazních hlodavců a dalších predátorů (Russell & Broome 2016). Eradikace invazních druhů rodu *Rattus* na ostrovech a v ekosystémech s vysokou biologickou rozmanitostí je prioritou pro ochranu ohrožených druhů (Puckett et al. 2016).

Likvidaci hlodavců stále dominuje jediná metoda: pozemní nebo letecká distribuce antikoagulačního toxinu druhé generace, který se nazývá brodifakum (Russell & Broome 2016). Brodifakum je antikoagulant používaný v návnadách na bázi obilovin k regulaci obratlovců, ale může být náhodně pozřen i necílovými druhy, jako například původními druhy ptáků (Eason & Spurr 1995). Likvidace myši domácích měla v minulosti mnohem nižší úspěšnost než likvidace druhů rodu *Rattus* (Russell & Broome 2016).

Populace kiore na Novém Zélandu jsou oproti dřívějším dobám značně zredukovány. Nyní zaujímají jen malou část svého dřívějšího areálu (Wehi et al. 2021). Problémem úplné eradikace kiore je, že jsou Maory označovány jako „Taonga“, což znamená poklad neboli vysoce ceněný druh (Atkinson & Towns 2001; Ricardo et al. 2020), a dochází zde ke střetu zájmů mezi Maory a eradikačními programy. Proto byla na ostrovech Mauitaha a Araara u pobřeží Northlandu zřízena malá rezervace kiore, jejímž cílem je udržet v této lokalitě populaci kiore, kterou lze lovit (Ricardo et al. 2020).

Byl potvrzen předpoklad, že myši domácí a krysy obecné se vyskytují ve středním obsahu lasic a dalších predátorů, včetně sovky bubuk (*Ninox novaeseelandiae*), koček a fretek, a hrají významnou roli v podpoře populací predátorů (Ruscoe 2001).

3.4.2 Invazní býložravci

Od konce osmnáctého století až do počátku století dvacátého byla na Nový Zéland introdukována široká škála volně žijících býložravých savců pro užitkové účely (zdroj divokého masa) a sportovní lov (Latham et al. 2020). Mezi tyto druhy patří například kamzík horský (*Rupicapra rupicapra*), tahr himalájský (*Hemitragus jemlahicus*), ale také sedm taxonů jelenovitých: jelen evropský (*Cervus elaphus scoticus*), jelen wapiti (*Cervus elaphus nelsoni*), jelenec běloocasý (*Odocoileus virginianus*), sambar indický (*Cervus unicolor*), jelen sika (*Cervus nippon*), sambar ostrovní (*Cervus timorensis*) a daněk

evropský (*Dama dama*) (Yockney & Hickling 2000; Forsyth 2001; Forsyth et al. 2010; Martínková et al. 2012). Taktéž sem byl introdukován králík divoký (*Oryctolagus cuniculus*).

Králíci divocí (*Oryctolagus cuniculus*) se na Novém Zélandu usadili v 60. letech 19. století. Hustota králíků dosáhla vrcholu ve 40. letech 20. století (Latham et al. 2020). Králíci divocí jsou významnými škůdci zemědělství a životního prostředí na Novém Zélandu (Latham et al. 2012). Jejich vysoká reprodukční rychlost a fyziologická přizpůsobení k obývání prostředí středomořského typu mohou zmařit většinu snah o výrazné snížení počtu a škod, které způsobují (Henzell et al. 2008).

Navzdory 120 letům kontroly králíků na Novém Zélandu existuje překvapivý nedostatek kvantitativních informací o škodách, které králíci způsobují zemědělským systémům a životnímu prostředí (Norbury & Norbury 1996).

Jeleni využívají téměř všechna vegetační stanoviště na Novém Zélandu (Forsyth et al. 2010). Kamzíci na Novém Zélandu jsou obvykle samotářští a obývají vysokohorské oblasti a lesy (Forsyth & Hickling 1998; Yockney & Hickling 2000; Forsyth & Clarke 2001). Tahr se vyskytuje především v lesích v západní části Jižních Alp (Forsyth & Tustin 2001).

Potrava

Invazní býložravci se živí původními, ale i nově usazenými druhy rostlin. V závislosti na jejich potravní strategii se živí buďto pastvou, nebo okusem. U některých druhů je možná i kombinace těchto dvou hlavních strategií.

Hlavní potravou králíků jsou rostliny rodu *Hieracium* sp. Tyto rostliny byly obsaženy ve 32-39 % králíčích žaludků, nejhojněji u jedinců vyskytujících se na poli. Nutriční složení potravy bylo podobné tomu, které bylo k dispozici ve vegetaci, s tím rozdílem, že byly aktivně vybírány rostliny s nízkým obsahem hořčíku a těm s vysokým obsahem hořčíku se králíci vyhýbali (Norbury 2001). Na krátkostébelných pastvinách ve středním Otagu byly výkyvy v biomase, pokryvnosti a četnosti rostlin nejvýraznější na spásaných lokalitách v porovnání s lokalitami chráněnými před pastvou. Králíci nejvíce ovlivňovali porosty složené z jednoletých druhů rostlin. Během jedné jarní vegetační sezóny došlo až k šestinásobnému nárůstu biomasy pastvin ve 40 oblastech, odkud byli králíci eradikováni. Většinu nárůstu biomasy tvořily nepůvodní trávy a byliny,

ale došlo také k významnému nárůstu biomasy původních druhů rostlin, jako například *Poa colensoi* (Norbury 2001).

Jelenovití se živí různými druhy rostlin a součástí jejich potravy jsou i dřeviny. Celkově jelenovití škodí endemickým rostlinám, které požírají. Příkladem může být živení se na výhoncích dřevin, čímž se zpomaluje obnova původní vegetace (Stafford 1997; Nugent et al. 2001; Forsyth et al. 2010).

Dopady invaze

V některých oblastech se králíci výrazně podílejí na celkovém poklesu biomasy, produktivity a druhové rozmanitosti rostlin a na přeměně struktury vegetace. Vysoká hustota králíků pravděpodobně urychluje erozi půdy a snižuje obsah organické hmoty a schopnost půdy zadržovat vodu (Norbury 2001; Latham et al. 2020). V místech, kde králíci chyběli se na jaře a v létě nahromadilo více biomasy (Norbury & Norbury 1996; Latham et al. 2020.). Ochrana před pastvou králíků během nejproduktivnějších měsíců růstu rostlin na jaře vedla v těchto místech až k šestinásobnému zvýšení výnosu pastviny (Norbury & Norbury 1996). Dopady pastvy králíků na živočišné druhy jsou vysoce variabilní. Zatímco stanoviště a úkryt bezobratlých živočichů a ještěřů mohou být pastvou králíků ochuzeny, stanoviště těch bezobratlých, kteří se hůře vyrovnávají s vysokou trávou, mohou být naopak řízenou pastvou zlepšena (Norbury 2001).

Na písčitéch půdách jsou některé původní rostliny zranitelné králíky i při nízké hustotě, zatímco na krátkostébelných pastvinách, kde se hojně vyskytují exotické plevely, mohou mít původní druhy rostlin ohrožené konkurencí plevelů z lehké pastvy prospěch. Především v těchto oblastech mohou být králíci zodpovědní za krátkodobé vyčerpání pastvin, čímž může dojít ke snížení stavů hospodářských zvířat (Norbury 2001; Latham et al. 2020). V novozélandských polopouštních travnatých oblastech se má za to, že králíci mají větší vliv na stavy vyčerpání než sympatričtí zajáci a kusu liščí, a to především kvůli mimořádně vysokým hustotám, kterých mohou dosahovat. Na jiných stanovištích mohou být hlavními spásací z řad savců zajáci (Latham et al. 2020).

Velké a dosud trvalé snížení počtu králíků v lokalitách, kde byli dominantním býložravcem a hlavní kořistí pro několik predátorů, má pravděpodobně vliv na vegetaci, původní druhy, které konkurují králíkům, ale také na některé původní druhy, které jsou druhotnou kořistí jejich predátorů (Norbury et al. 2002). Například fretky a kočky reagují početně i funkčně na pokles početnosti králíků na suchých pastvinách (Norbury 2001).

Kamzíci mají velice podobné složení potravy jako jeleni a kusu liščí, takže je velice složité určit dopady tohoto druhu. Předpokládá se, že v lesích Westlandu kamzíci potlačují regeneraci druhů *Griselinia littoralis* a *Weinmannia racemosa* (Forsyth & Clarke 2001).

Vliv jelení zvěře na původní porost se liší v závislosti na přítomných taxonech. Například sazenice buku *Nothofagus solandri* var. *cliffortioides* byly v centrální části Severního ostrova, kde se hojně vyskytoval jelen sika, mnohem méně početné než ve třech podobných lesích na Jižním ostrově, kde se nacházel pouze jelen evropský (Forsyth et al. 2010). Naopak sambar působí škody hlavně na borových výsadbách, u kterých dochází ke strhávání kůry ze stromů (Stafford 1997). Škody způsobené jelenem wapiti jsou velmi podobné těm zapříčiněným jelenem evropským. Vzhledem k tomu, že populace wapiti jsou lovem regulovány na nízké úrovni, zejména ve východní části jejich areálu, jsou ohroženy pouze nejvíce preferované druhy rostlin (Nugent et al. 2001). Jelení zvěř může také ovlivňovat procesy v podzemních ekosystémech a společenstva bezobratlých. Jelen evropský má potenciál být potravním konkurentem slípky takahe. Velkým problémem je také křížení jelena siky s jelenem evropským, kdy se vzniklé hybridní populace velice obtížně kontrolují (Nugent et al. 2001).

Eradikace

K eradikaci králíků se využívá konvenční trávení, které spočívá v pokládání jedovatých návnad přímo na zem (Norbury 2001). To probíhá letecky, kdy jsou rozmísťovány návnady obsahující fluoroacetát sodný (1080). Příkladem může být distribuce mrkvových návnad, které jsou napuštěny jedem 1080, přímo z helikoptéry (Latham et al. 2012). Většina akcí na trávení králíků se provádí v zimě. Zásahy jsou všeobecně méně úspěšné, když se králíci rozmnožují, protože dospělí jedinci jsou mnohem teritoriálnější a v okolí je více mladých, plachých králíků. Toto chování způsobuje, že králíci mají větší odpor k novým předmětům, včetně otrávených návnad (Norbury 2001).

Hlavními možnostmi biologické kontroly králíků byla myxomatóza a králíčí mor (Norbury 2001; Norbury et al. 2002; Henzell et al. 2008). Na rozdíl od Austrálie nedošlo na Novém Zélandu k vypuštění myxomatózy, a to z toho důvodu, že vláda nepodpořila zavlečení evropských druhů králíčích blech, které slouží jako hlavní vektory tohoto onemocnění (Henzell et al. 2008). Králíčí mor byl nelegálně introdukovaný na Nový

Zéland na přelomu 80. a 90. let 20. století (Latham et al. 2012). Někteří zemědělci zpočátku šířili virus přemístováním infikovaných mršin nebo mícháním návnad s podomácku připraveným roztokem viru (vyrobeným z infikovaných tělních orgánů) a roznášením malých množství v náplastech nebo vypouštěním velkých množství roztoku z letadel (Norbury 2001). Králičí mor snížil od svého výskytu v roce 1997 průměrnou početnost králíků na většině území Jižního ostrova Nového Zélandu přibližně o 50 % a na několika místech o více než 90 % (Norbury et al. 2002). Širší ekologické dopady poklesu početnosti králíků způsobeného králičím morem zahrnují: zvýšení biomasy pastvin, nárůst počtu kusu liščíh a zajíců, snížení počtu predátorů specializovaných na králíky a krátkodobé zvýšení míry predace některých původních ptáků (Norbury 2001).

Úplná eradikace invazních sudokopytníků neprobíhá ani se neplánuje, dochází pouze k jejich kontrole pomocí rekreačního nebo komerčního lovu zvěře, kdy komerční lov často probíhá z vrtulníků (Yockney & Hickling 2000; Forsyth & Clarke 2001; Nugent et al. 2001). Rekreační lov je na Novém Zélandu tradicí (Kerr & Abell 2013). Odstřel z vrtulníku se využívá ke snížení hustoty populací v oblastech, které jsou hůře přístupné nebo příliš členité pro rekreační lov, jako jsou části národních parků Westland a Mount Cook. Například v zimě roku 1999 bylo při jedné kontrolní akci v oblasti Tasman-Godley zastřeleno přibližně 700 tahrů (Forsyth & Tustin 2001). Počet ročně ulovených jelenů se v letech 1988-1999, většinou koncem jara nebo začátkem léta, pohyboval mezi 12 800 a 31 900 kusy. Počet kusů závisel na průměrné ceně zvěřiny (Nugent et al. 2001).

Rekreační lovci velké zvěře se tedy významně podílejí na ochraně přírody, protože loví jeleny, kamzíky a tahry (Kerr & Abell 2013). Dospělí samci tahrů jsou oblíbenými loveckými trofejemi a rekreační lov se stal hlavním prostředkem k udržení nízké hustoty populace (Forsyth 2001; Forsyth & Tustin 2001). Samci starší pěti let mohou mít rohy dosahující „trofejní“ délky (tj. >300 mm) (Forsyth & Tustin 2001). Neustálý lovecký tlak udržuje i jelena siku mimo přístupné nezalesněné oblasti v areálu jeho výskytu, přestože v minulosti byly tyto oblasti jelenem hojně využívány (Nugent et al. 2001).

V minulosti se k eradikaci jelenů používaly i listové návnady, které spočívají v aplikaci otráveného gelu na listy preferovaných stromů (Nugent et al. 2001).

3.4.3 Druhy biologické kontroly

Lasice hranostaj (*Mustela erminea*), lasice kolčava (*Mustela nivalis*) a fretka domácí (*Mustela furo*) byly na Nový Zéland zavlečeny v 80. letech 19. století při snaze potlačit králíky (*Oryctolagus cuniculus*) (Smith et al. 1995; McDonald & Lariviere 2001; Veale et al. 2012; Murphy et al. 2016; Little et al. 2017). Lasicovití jsou divoké šelmy, které by se na Nový Zéland nikdy nedostaly bez pomoci člověka. Byly většinou vypuštěny pouze na pastviny nejhůře zasažené králíky, ale rychle se rozšířily a během 20-30 let se dostaly na většinu území Severního a Jižního ostrova (King 2017).

Lasicovití se téměř okamžitě podíleli na poklesu početnosti původních druhů ptáků a představují vážnou hrozbu pro budoucí existenci několika endemických druhů ptáků (McDonald & Lariviere 2001). Stali se z nich jejich významní predátoři. Taktéž se stali predátory ještěřů a některých bezobratlých (Holland & Gleeson 2005). Bylo zjištěno, že lasice hranostaj loví například pokřovníka alpského (*Xenicus gilviventris*), což je jediný skutečně vysokohorský ptačí druh Nového Zélandu (Little et al. 2017). Fretky se mohou podílet na přenosu tuberkulózy skotu (*Mycobacterium bovis*) na domácí zvířata (Smith et al. 1995).

Lasice hranostaj je malá, samotářská šelma z čeledi lasicovitých (Mustelidae) (Holland & Gleeson 2005). Ze všech invazních druhů zavlečených na Nový Zéland mají hranostajové jeden z největších ostrovních invazních i reinvazních potenciálů, což znamená schopnost druhu dostat se znovu na ostrov, kde byl již eradikován (Parkes & Murphy 2003; Veale et al. 2012), a největší negativní vliv na reprodukční potenciál ptačích populací (King et al. 2001).

Potrava

Lasicovití jsou aktivní, převážně samotářští lovci, kteří se specializují na vyhledávání drobné kořisti, například hlodavců a ptáků (Little et al. 2017). Hlavní složkou potravy jsou především zajícovití (Leporidae), myš domácí nebo například krysa obecná (Smith et al. 1995; Clapperton 2001; Murphy et al. 2008). Na některých místech Nového Zélandu obsahovala potrava hranostaje například dřevo, listy a houby; ve vzorcích z alpské zóny byla zaznamenána i semena a trsnaté trávy (McAulay et al. 2020).

V lesních biotopech Nového Zélandu může být výskyt ptáků a bezobratlých v potravě hranostaje spojen se změnami dostupnosti jeho hlavní savčí kořisti (Murphy et al. 2016). Když se populace krysy v důsledku eradikace náhle sníží, loví hranostajové ve větší míře ptáky. Predace mláďat kivi je pravděpodobně nejdůležitějším faktorem, který přispívá k úbytku těchto endemických ptáků (Murphy et al. 2008).

Významnou součástí potravy fretek byli ježci západní (*Erinaceus europaeus*), kusu liščí (*Trichosurus vulpecula*) a ptáci. K jejich lovu fretkami dochází obzvláště při intenzivní eradikaci zajícovitých. To může mít za následek rostoucí konzumaci druhů, které slouží jako zdroj infekce tuberkulózy (tj. kusu liščí a případně ježci západní), a tak se mohou stát hostiteli tuberkulózy (Smith et al. 1995).

Tuberkulóza

Fretky jsou hostiteli *Mycobacterium bovis*, který způsobuje tuberkulózu skotu zejména u skotu a jelena evropského (*Cervus elaphus*) na Novém Zélandu (McDonald & Lariviere 2001).

Fretky se mohou nakazit pozřením infikované kořisti (Smith et al. 1995; Caley & Hone 2002). Ačkoli se potrava fretek skládá převážně ze zajícovitých, hojně se také živí jako mrchožrouti a ochotně konzumují mršiny kusu liščí (Caley & Hone 2002; Byrom et al. 2015). Fretky jsou známé kanibalismem, takže přenos z fretky na fretku je možný i touto cestou. Dále k přenosu může dojít i mezi matkou a mláďetem nebo během běžného sociálního kontaktu, jako jsou různé souboje či páření (Byrom et al. 2015).

Dopady

Predátoři, zejména pak hranostaj, jsou hrozbou pro přežití vysokohorských druhů, především ptáků, plazů a bezobratlých (Little et al. 2017), protože na rozdíl od krysy a potkanů (*Rattus* sp.) jsou hranostajové dobře adaptovaní na vysokohorské oblasti (Little et al. 2017; McAulay et al. 2020).

Lasice hranostaj byla označena za hlavního původce úbytku několika endemických druhů ptáků v alpských oblastech Nového Zélandu. Ohrožen může být například pokřovník alpský (*Xenicus gilviventris*), slípka takahe (*Porphyrio hochstetteri*), nestor kea (*Nestor notabilis*), kivi (*Apteryx* sp.), kakariki horský (*Cyanoramphus malherbi*), pisila černá (*Himantopus novaezelandiae*) a kakapo soví (*Strigops habroptilus*) (King et al. 2001; McAulay et al. 2020). Jako klíčoví predátoři

dospělých takahe byli identifikováni právě hranostajové a jejich regulace byla označena za nezbytné managementové opatření na ochranu přežívajících hnízdních populací tohoto druhu (King et al. 2001). V alpínské zóně také konzumuje velké množství bezobratlých (McAulay et al. 2020).

Některé invazní druhy mohou mít jak negativní, tak i pozitivní dopad na daný ekosystém. Příkladem může být právě lasice hranostaj, u které se může mezi pozitivní dopady po introdukci na Nový Zéland zařadit redukce počtu a tím i prevence usazení některých druhů ptáků, které sem byly dovezeny za účelem lovu. Také například snížením počtu krys napomohla zachování chřástala weky (*Gallirallus australis*) (Thomson 1922).

Závažná je taktéž predace fretkami, která ovlivňuje úspěšnost rozmnožování některých kolonií tučňáků žlutookých (*Megadyptes antipodes*) (Smith et al. 1995; Clapperton 2001). Fretky loví tučňáka nejmenšího (*Eudyptula minor*) a snižují početnost tučňáka nejmenšího bělopásého (*Eudyptula minor albosignata*) (Clapperton 2001). Také jsou jedním z hlavních predátorů pisily černé (*Himantopus novaezelandiae*), potápky roháče (*Podiceps cristatus australis*), kulíka dvoupruhého (*Charadrius bicinctus*) nebo albatrosa královského (*Diomedea epomophora*) (Smith et al. 1995; Clapperton 2001).

3.4.4 Domestikovaná zvířata

Mezi domestikované invazní druhy Nového Zélandu patří ferální koza domácí (*Capra hircus*), ale největší dopad na zdejší ekosystém způsobila kočka domácí (*Felis catus*).

Divoké kozy obývají přibližně 14 % území Nového Zélandu (Fraser et al. 2000), z čehož zhruba polovinu tvoří oblasti spravované pro účely ochrany přírody. Mnoho nových divokých stád vzniklo v 80. letech 20. století, protože docházelo k rušení soukromých chovů koz, které byly poté vypouštěny do volné přírody. Kozy mají vysokou plodnost, a tak mají i vysoký potenciál se velmi rychle rozmnožovat (Parkes 2001). Kočky domácí byly na Nový Zéland poprvé přivezeny Evropany v roce 1769, kdy byly na lodích přepravovány za účelem kontroly hlodavců. Ke kontrole hlodavců, ale i králíků, je využívali také zemědělci, což napomohlo rozšíření koček po celé zemi. K usazení ferální populace kočky domácí došlo až v 19. století (Langham 1990). Poté byly kočky rozšířeny na všech třech pevninských ostrovech a vyskytovaly se nejméně na 31 pobřežních ostrovech (Fitzgerald & Veitch 1985; Langham 1990).

V současné době jsou kočky hojně chovaná a oblíbená společenská zvířata. Na Novém Zélandu vlastní jednu kočku 35-44 % domácností (Walker et al. 2017). Také se rychle množí, protože mají obvykle vrhy až o pěti koťatech a mohou se rozmnožovat několikrát ročně, pokud nejsou omezeny zdroji potravy (Parkes et al. 2014).

Ferální neboli zdivočelé kočky se vyhýbají lidem a domácím zdrojům potravy a rozmnožují se ve volné přírodě zcela nezávisle na lidech a lidských potravních zdrojích (Recio et al. 2010; Recio et al. 2015). Nyní jsou na Novém Zélandu významnými predátory původních volně žijících živočichů a jsou zodpovědné za místní vymírání a úbytek endemických druhů, zejména ptáků (Recio et al. 2010; Bonnaud et al. 2011; Recio et al. 2015; Nichols et al. 2019). Na Novém Zélandu jsou zdivočelé kočky a v menší míře i kočky domácí zodpovědné za vyhynutí šesti druhů ptáků. Způsobily také úbytek několika původních druhů ptáků a ještěřů. I přesto však kočky často nebývají vnímány veřejností jako škůdci (Rouco et al. 2017).

Kočky jsou přizpůsobivé a mají variabilní teritoria, preferují různá stanoviště, nejčastěji však ta, která zahrnují zdroje vody a směs lesních porostů či kombinaci lesních porostů s otevřenou krajinou (Nichols et al. 2019). Vyšší hustoty koček se vyskytují ve městech a na předměstích, kde se živí odpadky nebo jsou krmeny lidmi (Fitzgerald & Veitch 1985).

Potrava:

Kočky jsou oportunističtí generalističtí predátoři schopní ulovit širokou škálu druhů, jelikož se kromě savců živí taktéž ptáky, plazy, obojživelníky či bezobratlými (Bonnaud et al. 2011; Walker et al. 2017). Nejčastější kořistí ferálních koček jsou malí savci, zejména zajícovití (většinou králíci *Oryctolagus cuniculus*) a myši domácí (*Mus musculus*) (Langham 1990; Gillies 2001; Bonnaud et al. 2011). Ptáci jsou v kočičím trusu výrazně častěji zaznamenány na jaře a v létě než na podzim a v zimě (Langham 1990). Nejčastějšími nalezenými druhy ptáků jsou pěvci (*Passeriformes*). Mezi druhy ptáků zaznamenané ve vnitřnostech či trusu koček patřila například mlád'ata kulíka dvoupruhého (*Charadrius bicinctus*), rosely pestré (*Platycercus eximius*), tui zpěvného (*Prosthemadera novaeseelandiae*), vrabce domácího (*Passer domesticus*) nebo kruhoočka australopacifického (*Zosterops lateralis*) (Gillies 2001).

Například na ostrově Little Barrier Island se kočky v zimě živily hlavně kiore (*Rattus exulans*) a v létě hnízdícími mořskými ptáky; na ostrově Macquarie Island byly

hlavní potravou králíci, ale důležití byli i buňáci a buňáci z čeledi Procellariidae (Fitzgerald & Veitch 1985).

Většinu bezobratlých zjištěných v trusu koček tvořil hmyz, i když v několika vzorcích se vyskytovali pavouci a drobní plži. Většina identifikovaného hmyzu patřila do řádů *Coleoptera*, *Orthoptera*, *Lepidoptera* a *Homoptera*. Většinou to byli dospělí brouci *Costelytra zealandica*, kteří byli nalezeni hlavně v trusu sebraném v jarních a letních měsících, ale také byly objeveny pozůstatky cikády *Amphipsalta zealandica* (Langham 1990).

Naopak kozy, jakožto býložravci, se živí různými druhy rostlin, jako například *Metrosideros umbellata*, *Anisotome haastii* a *Ourisia macrocarpa*. Dále do jejich jídelníčku patří traviny, například *Chionochloa antarctica* nebo *Hierochloe recurvata* ale také mořská řasa *Durvillaea antarctica*. Kozy se živí i okusem, kdy nejvíce konzumují stromy *Melicocarpus ramiflorus* a *Griselinia littoralis* nebo keř *Gaultheria crassa*. Živí se i opadaným listím těchto dřevin (Parkes 2001).

Dopady:

Mezi hlavní dopady divokých koz na novozélandské lesy patří ovlivňování druhového složení a biomasy vegetace v porostu, který je jim přístupný (Parkes 2001). Kozy jsou okusovači, ale i spásači. Životnímu prostředí škodí nejen tím, že se živí původními druhy rostlin, ale také ničí velkou část vegetace rozdupáváním a zhutňováním půdy. Poškozují stromy okusováním kůry a narušují obnovu lesa, jelikož požírají i mladé stromky. Kvůli jejich selektivnímu potravnímu chování dochází k vyjídání oblíbených druhů porostu (Department of Conservation New Zealand 2022).

Mnoho zranitelných původních druhů bylo na Novém Zélandu ovlivněno predací zdivočelými kočkami. Přispěly i k vyhynutí turnagry drozdí (*Turnagra capensis*), *Traversia lyalli* nebo *Coenocorypha aucklandica barrierensis* (Veitch 2001; Galbreath & Brown 2004; Medway 2004). Ale i populace jiných druhů ptáků se zmenšily kvůli predáčnímu tlaku ze strany koček, a to například laločníka sedlatého (*Philesturnus carunculatus*), kakapa sovího (*Strigops habroptilus*), buňáka Cookova (*Pterodroma cookii*) a buňáka Parkinsonova (*Procellaria parkinsoni*) (Karl & Best 1982; Veitch 2001; Medway 2004). Mezi další ohrožené druhy ptáků patří mimo jiné kivi hnědý (*Apteryx australis mantelli*), kulík novozélandský (*Charadrius obscurus obscurus*), ústříčník chathamský (*Haematopus chathamensis*), pisila černá (*Himantopus novaezealandiae*), tui

zpěvný (*Prothemadera novaeseelandiae chathamensis*), buňňák taiko (*Pterodroma magentae*), *Hemiphaga novaeseelandiae chathamensis* nebo *Sterna nereis davisae* (Gillies 2001; Recio et al. 2010; Rouco et al. 2017).

Při použití infračervených kamer u ptáků hnízdících na zemi v povodí řeky Waitaki bylo prokázáno, že ferální kočky byly zodpovědné za 40 % ze 70 predací zaznamenaných na 95 hnízdech kulíka dvoupruhého, 23 hnízdech pisil černých a 19 hnízdech rybáků novozélandských (*Sterna albobriata*), která byla během studie sledována (Gillies 2001). Hnízdící buňňáci trpěli velmi silnou predací i na ostrově Herekopare a náchylnost jednotlivých druhů byla pravděpodobně ovlivněna jejich velikostí a dobou hnízdění (Fitzgerald & Veitch 1985).

Zdivočelé kočky mají negativní vliv na původní druhy plazů, jako například *Oligosoma grande*, *O. homalonotum*, *O. otagense* nebo hatérie novozélandské (*Sphenodon punctatus*) (Gillies 2001; Veitch 2001). Kořistí koček jsou také endemičtí bezobratlí; například wety (*Anostomatidae* a *Raphidophoridae*) byly nejčastěji se vyskytujícími bezobratlými požíranými divokými kočkami v Orongorongo Valley ve Wellingtonu (Fitzgerald & Karl 1979), ale ohrožená může být i kobylka *Brachaspis robustus* (Gillies 2001).

Od roku 1988 bylo u koček zaznamenáno sedm parazitů. Nejčastějšími mykobakteriálními infekcemi koček na Novém Zélandu jsou tuberkulóza skotu (*Mycobacterium bovis*) a lepra koček (*Mycobacterium lepraemurium*) (Gillies 2001).

Kočky mohou být účinné při regulaci škůdců, zejména hlodavců a králíků. Mohou omezit i počty králíků, někdy ale mohou přispět až k jejich vyhubení. Na 11 % z 80 ostrovů (zpravidla menších), kam byly kočky vysazeny za účelem biologické kontroly, králíky úplně vyhubily (Gillies 2001).

Eradikace:

Kozy již byly odstraněny z několika ostrovů. Mezi tradiční metody regulace koz patří lov se psy. Lov provádějí týmy lovců a psů, jejichž cílem je usmrtit velmi vysoký počet jedinců při prvním setkání, aby se u přeživších koz nevyvinulo vyhubavé chování (Parkes 2001).

Na Novém Zélandu lze zdivočelé kočky letálně regulovat. Toulavé kočky je ale nutné předat do péče charitativní organizace, která následně posuzuje, zda je zvíře opětovně umístěno do lidské péče, či eutanázováno (Farnworth et al. 2011).

K regulaci zdivočelých koček se někdy používá otrava pomocí návnad s jedem 1080, například v podobě laboratorních myší impregnovaných tímto jedem (Gillies 2001). Mezi další způsoby regulace patří odchyt do klecí a pastí, denní i noční odstřel nebo lov se psy (Veitch 2001; Recio et al. 2010; Farnworth et al. 2011; Parkes et al. 2014). Výsledky získané experimentálně i v terénních operacích na Novém Zélandu a v Austrálii neprokázaly, že by přímá otrava byla zaručeně stejně účinná jako jejich odchyt (Gillies 2001).

3.4.5 Endemitní invazní druhy

Invaze endemitních druhů je fenomén, který se odehrává právě na Novém Zélandu. Rozsáhlé rozšíření těchto druhů souvisí pravděpodobně s větší dostupností potravy, úkrytu (Becher & Griffiths 2002) a menšího počtu konkurentů, predátorů a parazitů (Forsyth et al. 2018). To je také případ ježka západního (*Erinaceus europaeus*) a kusu liščího (*Trichosurus vulpecula*), jejichž invaze je velice závažná především proto, že se zde nevyskytují žádné vývojově blízké druhy, jako například vačnatci v případě kusu liščího (Bolfíková et al. 2013; Campbell et al. 2021).

Na Novém Zélandu nabývají tyto druhy vysoké populační hustoty. Kusu liščí zde vykazuje mnohem vyšší početnosti než v australských lesích (Forsyth et al. 2018). Podobně tomu je i v případě ježka západního, jehož jedinci byli dovezeni nezávisle na sobě již dlouho před 20. stoletím (Pipek et al. 2020). Výskyt ježka na Severním ostrově Nového Zélandu je oproti výskytu ve Velké Británii významně vyšší (Bolfíková et al. 2013). A právě Nový Zéland je jedinou zemí na světě, kde se ježek západní úspěšně usadil ve volné přírodě mimo svůj původní areál výskytu, i přes fakt, že ve všech doložených případech bylo dovezeno jen několik jedinců, tedy výrazně méně, než je obvykle potřeba pro založení životaschopné populace savců (Pipek et al. 2020). Severní ostrov je navíc hustěji osídlen lidmi a představuje vhodné prostředí pro druhy se synantropními sklony, jako jsou ježci i kusu. Biologické invaze mají také vyšší pravděpodobnost výskytu v městských ekosystémech (Shochat et al. 2010).

Kusu liščí je středně velký (2-6 kg) noční australský vačnatec, jenž má pět známých poddruhů rozšířených po celém kontinentu Austrálie a na několika ostrovech (Campbell et al. 2021). Oproti tomu ježek západní je noční hmyzožravec, který obývá evropskou krajinu fragmentovanou lidskou zástavbou, například městské a zemědělské

oblasti (Becher & Griffiths 2002). Oba tyto druhy byly v 19. století dovezeny na Nový Zéland (Forsyth et al. 2018; Pipek et al. 2020) a nyní jsou rozšířené po celém území Nového Zélandu s výjimkou některých vysokohorských oblastí (Bolfiková et al. 2013) a částí Jižního Westlandu a Fiordlandu (Sweetapple et al. 2004).

Introdukce ježků byla nejprve nahodilá, zatímco u kusu byla již od počátku úmyslná. Ježci byli dováženi anglickými přistěhovalci ze sentimentálních důvodů, později byl dovoz oficiálně podporován, paradoxně kvůli likvidaci zavlečených škůdců, jako jsou slimáci a plži (Bolfiková et al. 2013). Kusu byl však introdukován hlavně za účelem obchodu s kožešinami (Campbell et al. 2021).

Pipek et al. (2020) se zabýval historickými záznamy o introdukci ježků. Zjistil, že ježci byli na Severní ostrov Nového Zélandu dovezeni nezávisle na sobě již dlouho před 20. stoletím, a to nejméně čtyřmi zásilkami z Evropy. Taktéž byli někteří ježci ve 20. století přemístováni na Severní ostrov z Jižního ostrova Nového Zélandu. Tím podpořil genetické údaje, které neprokázaly, že by populace byly izolovány na ostrovech (Bolfiková et al. 2013).

Teorie úspěchu

Kusu liščí je případ, kdy byly různé formy téhož druhu přeneseny do nového prostředí, jedná se o *Trichosurus vulpecula vulpecula* z australské pevniny a *T. v. fuliginosus* z Tasmánie. Na Novém Zélandu existují i různé barevné formy tohoto druhu, které do jisté míry reprezentují jejich odlišný původ. Existují i důkazy, že černě osrstěná zvířata, pravděpodobně *T. v. fuliginosus*, vykazují vyšší odolnost vůči jedu 1080 (Campbell et al. 2021). Jed 1080 neboli fluoracetát sodný je přípravek, který se používá při eradikaci invazních druhů na Novém Zélandě. Podává se v mrkvi, zrní, pastě nebo gelu, aby ho tyto škůdci požili (Henderson et al. 1999).

V zátoce Hawks Bay se vyskytují dvě populace každého poddruhu, včetně kontaktní zóny mezi nimi, ve které se nachází jejich hybridní forma (Sarre et al. 2014; Campbell et al. 2021). Potvrdila se tak domněnka, že se populace v Hawkes Bay nechová jako jedna panmiktická populace, ale spíše jako dva poddruhy s úzkou zónou kontaktu (Campbell et al. 2021), což pravděpodobně koreluje s jejich původem. Jedná se tedy o tasmánský poddruh a jihovýchodní pevninský poddruh (*T. v. fuliginosus* a *T. v. vulpecula*) (Sarre et al. 2014). Pevninské australské populace tohoto druhu se geneticky liší od novozélandských a tasmánských jedinců, nicméně jedna novozélandská

populace je geneticky identifikovatelná jako tasmánský poddruh *T. v. fuliginosus*. Odlišnost novozélandské populace od populace z Australské pevniny mohla zapříčinit hybridizace mezi jedinci pevninské Austrálie a Tasmánie, kdy se pravděpodobně skrývají genetické znaky jejich pevninského původu. Populace však také může pocházet ze směsi zvířat z několika pevninských zdrojů, které byly spojeny dohromady (Campbell et al. 2021).

Objevují se i nové genetické formy kusu liščího, jež představují jedince se smíšeným původem mezi oběma poddruhy, kteří se vyskytují především v kontaktní zóně mezi místy původních introdukcí (Campbell et al. 2021). Původ z různých zdrojů mohl vést i k zachování genetických variant, které jsou vzácné nebo dokonce ztracené, což bylo pozorováno u hranostajů (*Mustela erminea*) introdukovaných na Nový Zéland z Anglie (Veale et al. 2015).

Nejen původ ježka západního byl předmětem studie Bolfíková et al. (2013), která potvrdila, že ježci z Nového Zélandu pocházejí z Velké Británie. Na základě hodnot mikrosatelitových dat bylo zjištěno, že populace ze Severního ostrova se nejvíce podobala populaci z původní oblasti (Velké Británie) a vykazovala největší snížení genetické variability, které mohlo být způsobeno genetickým driftem. Toto zjištění může naznačovat pravděpodobnou hypotézu, že se v této oblasti nacházela populace, která hrála dominantní roli při zakládání genofondu recentní linie na Novém Zélandu.

Adaptace

Dva ze čtyř faktorů, popisují klimatický prostor, relativní vlhkost a sluneční záření, byly důležitými prediktory početnosti kusu liščího, zatímco teplota a rychlost větru byly relativně nedůležité (Forsyth et al. 2018). Jedním z nejdůležitějších faktorů ovlivňujících rozšíření hmyzožravých ježků je teplota (Bolfíková et al. 2013).

Zdá se, že podmínky prostředí na Severním ostrově Nového Zélandu jsou bližší klimatickému optimu ježka západního, což dokládá vysoká hustota populace a schopnost produkovat dva vrhy ročně (Parkes 1975). Naopak Jižní ostrov se svou větší zeměpisnou šířkou a průměrnou nadmořskou výškou může vykazovat vyšší abiotickou odolnost vůči invazi druhu (Bolfíková et al. 2013), která často představuje intenzivnější limitující faktor než biologická odolnost (Levine 2008).

Hustota populace kusu liščího byla nejvyšší v lokalitě, kde se vyskytovali přibližně 20 let (Sweetapple et al. 2004), především v novozélandských lesích na místech

v blízkosti pastvin a zemědělských ploch, a výrazně klesala s nárůstem relativní vlhkosti vzduchu ze 77,5 % na 87,5 % (Forsyth et al. 2018). Kromě toho, že relativní vlhkost vzduchu se slunečním zářením určují klimatický prostor pro přežití kusu, mohou také ovlivňovat jejich početnost svým vlivem na složení a strukturu vegetace (Forsyth et al. 2018).

Mnoho jedinečných znaků vyskytujících se v rámci exotického areálu druhu ukazuje na formující roli invazního procesu (Bolfíková et al. 2013). Například populace ježků z Nového Zélandu se vyznačuje malou velikostí těla (v průměru 50 % hmotnosti britských jedinců), anomáliemi zubů, nižším podílem hmyzí potravy, rozšířením areálu výskytu, vyšší mírou přežití, prodlouženým obdobím rozmnožování nebo nepřítomností několika druhů parazitů (Parkes 1975). Dalším příkladem je zvětšování velikosti lebek kusu liščího s rostoucí zeměpisnou šířkou, což odpovídá Bergmannovu pravidlu (Yom-Tov et al. 1986).

Potrava

Přestože se udává, že kusu liščí je primárně býložravec a ježek evropský hmyzožravec, v novém území nepohrdnou ani občasným příjmem jiné potravy. Co se týče kusu liščího, v jejich potravě v novozélandských lesích převažuje listí hojně rozšířených druhů stromů, ale sezónně mohou být důležité i plody. Nejdůležitější složkou potravy jsou listy stromu *Weinmannia racemosa*. Zajímavé je, že listy tohoto druhu stromu byly jako potrava využívány ve větší míře, když byly vzácné, než když byly běžné (Forsyth et al. 2018).

U ježků převažuje ve složení potravy hmyz, ale občasně využívají i jiné zdroje potravy, pokud jsou k dispozici. Ježci se živí celou řadou taxonů bezobratlých, přičemž většinu jejich potravy tvoří relativně malý počet druhů (Jones et al. 2005).

Podle studie Forsyth et al. (2018) se hustota populace kusu liščího zvyšovala s rostoucí druhovou bohatostí rostlin, které slouží jako jejich potrava, především výskytem *Weinmannia racemosa* a s rostoucím slunečním zářením. Taktéž tyto vačnatci upřednostňují listí s vyšší koncentrací dusíku a fosforu. Údaje potvrzují, že potrava může být silně ovlivněna i sekundárními metabolity a chemickými látkami v listech (Cowan 2001).

Kusu liščí se podobně jako ježek přiživuje i lovem ptáků a jejich vajec, houbami, bezobratlými živočichy, mršinami a suchozemskými plži (Brown et al. 1993; Thomas et

al. 1993), i když tato energeticky bohatá potrava je často nedostupná (Forsyth et al. 2018). Tento typ potravy má obecně vyšší nutriční hodnotu a mohl by mít obrovský vliv na jejich reprodukční úspěšnost (Jones et al. 2005). U ježků ale existuje riziko potenciální konkurence s místními hmyzožravci, například s kivim hnědým (*Apteryx mantelli*), protože taxonomické složení potravy ježka a kiviho hnědého na pevninském ostrově Boundary Stream Mainland Island se překrývalo ze 70-80 % (Moss & Sanders 2001). Ačkoli se tento sekundární typ potravy zdá být méně významný, malé a lokální populace těchto živočichů mohou být predací ohroženy (Jones et al. 2005).

Kusu liščí má nepříznivý vliv na původní lesní ptáky a další volně žijící živočichy nejen prostřednictvím predace. Populace lesních ptáků se mohly snížit i v důsledku modifikace lesa způsobené činností tohoto druhu a konkurencí o potravu (Sweetapple et al. 2004). Populace původních plžů, zejména v neúrodných nebo silně okusovaných lesích, kde je alternativní potrava vzácná, jsou silně poškozovány; jeden vačnatec je schopen sežrat více než 60 plžů rodu *Powelliphanta* za noc (Cowan 2001).

Dlouhodobé změny v jejich potravě jsou také důsledkem změn ve složení vegetace vyvolaných jejich okusováním (Cowan 2001), jelikož mohou takřka zdevastovat a zničit preferované druhy stromů (Forsyth et al. 2018).

Následky invaze ježka západního a kusu liščího

Ježci zřejmě nepředstavují pro zemědělství na Novém Zélandu žádnou významnou hrozbu, jelikož nejsou hlavním rezervoárem tuberkulózy skotu (*Mycobacterium bovis*) a většina jejich nemocí a parazitů je specifická pro hostitele (Moss & Sanders 2001). Naopak kusu jsou stálým přenašečem tuberkulózy skotu (Forsyth et al. 2018; Campbell et al. 2021), a tedy hlavní příčinou přetrvávání tuberkulózy ve stádech skotu a jelenů na Novém Zélandu, ačkoli u australských populací nebyla nemoc zaznamenána (Campbell et al. 2021).

Ježci jsou významnou hrozbou pro původní faunu, především pro endemické bezobratlé druhy, jako je např. brouk *Prodontria lewisi* (Moss & Sanders 2001), plazy nebo vejce ptáků hnízdících na zemi (Jones et al. 2005). Ježci mohou sežrat až 0,825 kg bezobratlých na hektar za noc a tento rozsáhlý lov by mohl mít závažné následky pro zranitelnou původní faunu, která je rovněž závislá na bezobratlých (Moss & Sanders 2001). Jak již bylo uvedeno, tato konkurence by mohla omezit početnost kiviho hnědého.

Kusu liščí mohou infikovat hospodářská zvířata tuberkulózou kontaminací prostředí i přímým kontaktem. Mezi hlavní cesty přenosu tuberkulózy u kusu liščí se řadí kontakt mezi matkou a mláďaty, ale i mezi dospělými jedinci během páření, při sdílení nory, nebo při boji (Cowan 2001). Intenzivní kontrola kusu liščí vede k rychlému a trvalému snížení infekce tuberkulózy u hospodářských zvířat. Kontrola druhu ale může zapříčinit i přenos onemocnění na predátory prostřednictvím mrchožroutství infikovaných těl těchto vačnatců, zejména fretkami (Cowan 2001).

Regulace kusu liščí v původních novozélandských lesích může zvýšit olistění a produkci plodů, ale také by mohla pomoci velkým bezobratlým (Byrom et al. 2016). Může mít za následek významné, i když často jen dočasné, narušení populací hlodavců, prasat, jelenů a lasicovitých šelem (Cowan 2001).

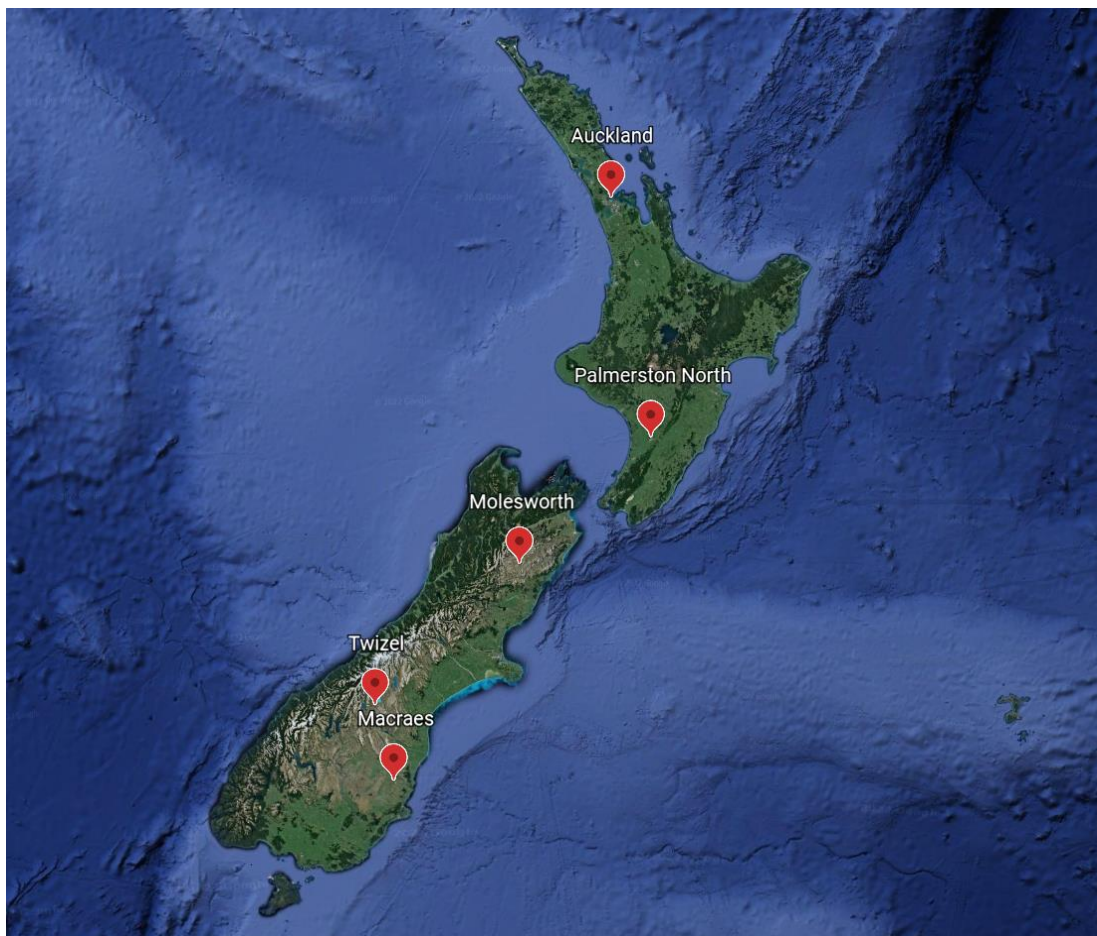
4. Metodika

4.1 Sběr dat

Data pro praktickou část bakalářské práce byla obdržena ze studie Bolfíková et al. (2013), která se zaměřovala na populaci ježků západních (*Erinaceus europaeus*) na Novém Zélandě. Vzorky byly sesbírány ze Severního i Jižního ostrova, z měst Auckland, Palmerston North, Macraes Flat, Twizel a Molesworth (Obrázek 3). Do této studie byly zahrnuty i vzorky z Velké Británie. Tato data jsou shrnuta v Tabulce 1.

Dále byla získána data z dostupných internetových zdrojů, především z genové banky (NCBI), a to ježků západních, pocházejících z Velké Británie a Irska. Tato data jsou zaznamenána v Tabulce 2.

Celkem bylo zahrnuto 146 vzorků, z čehož 102 pochází z Nového Zélandu, 36 z Velké Británie a 8 z Irska.



Obrázek 3: Mapa Nového Zélandu s vyznačenými místy odběru vzorků ježka západního (*Erinaceus europaeus*) (Google Earth 2022).

Tabulka 1: Seznam dat ježka západního (*Erinaceus europaeus*) z Nového Zélandu ze studie Bolfiková et al. (2013).

Data Bolfiková et al. (2013)				
Označení vzorku	Lokalita	Zeměpisné souřadnice		Haplotyp
>a285	Auckland	174,76	-36,86	1
>a290	Auckland	174,76	-36,86	2
>a291	Auckland	174,76	-36,86	2
>a292	Auckland	174,76	-36,86	2
>a294	Auckland	174,76	-36,86	2
>a295	Auckland	174,76	-36,86	2
>a297	Auckland	174,76	-36,86	2
>a298	Auckland	174,76	-36,86	2
>a299	Auckland	174,76	-36,86	2
>a300	Auckland	174,76	-36,86	2
>a301	Auckland	174,76	-36,86	1
>a326.ab1	Auckland	174,76	-36,86	3
>a327.ab1	Auckland	174,76	-36,86	2
>a332.ab1	Auckland	174,76	-36,86	2
>a333.ab1	Auckland	174,76	-36,86	2
>a410	Auckland	174,76	-36,86	2
>a411	Auckland	174,76	-36,86	1
>a412	Auckland	174,76	-36,86	2
>a414	Auckland	174,76	-36,86	2
>a417	Auckland	174,76	-36,86	1
>mac196	Macraes Flat	170,45	-45,37	1
>mac199	Macraes Flat	170,45	-45,37	2
>mac200	Macraes Flat	170,45	-45,37	2
>mac201	Macraes Flat	170,45	-45,37	2
>mac203	Macraes Flat	170,45	-45,37	1
>mac204	Macraes Flat	170,45	-45,37	1
>mac205	Macraes Flat	170,45	-45,37	1
>mac207	Macraes Flat	170,45	-45,37	2
>mac210	Macraes Flat	170,45	-45,37	2
>mac212	Macraes Flat	170,45	-45,37	2
>mac216	Macraes Flat	170,45	-45,37	2
>mac241	Macraes Flat	170,45	-45,37	2
>mac246.ab1	Macraes Flat	170,45	-45,37	2
>mac247	Macraes Flat	170,45	-45,37	2
>mac248.ab1	Macraes Flat	170,45	-45,37	1

Data Bolfiková et al. (2013)				
Označení vzorku	Lokalita	Zeměpisné souřadnice		Haplotyp
>mac249.ab1	Macraes Flat	170,45	-45,37	2
>mac250.ab1	Macraes Flat	170,45	-45,37	2
>mac251	Macraes Flat	170,45	-45,37	2
>mac252.ab1	Macraes Flat	170,45	-45,37	2
>mac253.ab1	Macraes Flat	170,45	-45,37	2
>mac255	Macraes Flat	170,45	-45,37	1
>mac259	Macraes Flat	170,45	-45,37	2
>mac261	Macraes Flat	170,45	-45,37	2
>mac262	Macraes Flat	170,45	-45,37	2
>mol228	Molesworth	173,08	-42,22	1
>mol230	Molesworth	173,08	-42,22	1
>mol232	Molesworth	173,08	-42,22	1
>mol233	Molesworth	173,08	-42,22	1
>mol235	Molesworth	173,08	-42,22	1
>mol265	Molesworth	173,08	-42,22	1
>mol269	Molesworth	173,08	-42,22	1
>mol273	Molesworth	173,08	-42,22	1
>mol276	Molesworth	173,08	-42,22	1
>mol316.ab1	Molesworth	173,08	-42,22	1
>mol317.ab1	Molesworth	173,08	-42,22	1
>mol318.ab1	Molesworth	173,08	-42,22	1
>mol319.ab1	Molesworth	173,08	-42,22	1
>mol320.ab1	Molesworth	173,08	-42,22	1
>mol321.ab1	Molesworth	173,08	-42,22	1
>mol322.ab1	Molesworth	173,08	-42,22	1
>p278	Palmerston North	175,60	-40,40	5
>p280	Palmerston North	175,60	-40,40	1
>p283	Palmerston North	175,60	-40,40	1
>p302	Palmerston North	175,60	-40,40	1
>p304	Palmerston North	175,60	-40,40	1
>p305	Palmerston North	175,60	-40,40	1
>p306	Palmerston North	175,60	-40,40	1
>p384	Palmerston North	175,60	-40,40	2
>p385.ab1	Palmerston North	175,60	-40,40	1
>p386.ab1	Palmerston North	175,60	-40,40	1
>p387.ab1	Palmerston North	175,60	-40,40	1
>p388	Palmerston North	175,60	-40,40	1
>p389.ab1	Palmerston North	175,60	-40,40	1
>p390.ab1	Palmerston North	175,60	-40,40	1

Data Bolfiková et al. (2013)				
Označení vzorku	Lokalita	Zeměpisné souřadnice		Haplotyp
>p391.ab1	Palmerston North	175,60	-40,40	1
>p392	Palmerston North	175,60	-40,40	2
>p396	Palmerston North	175,60	-40,40	1
>p397	Palmerston North	175,60	-40,40	1
>p406	Palmerston North	175,60	-40,40	1
>p416	Palmerston North	175,60	-40,40	1
>tw119	Twizel	170,07	-44,26	2
>tw120.ab1	Twizel	170,07	-44,26	2
>tw121.ab1	Twizel	170,07	-44,26	1
>tw122	Twizel	170,07	-44,26	1
>tw123.ab1	Twizel	170,07	-44,26	3
>tw124.ab1	Twizel	170,07	-44,26	2
>tw125.ab1	Twizel	170,07	-44,26	2
>tw126	Twizel	170,07	-44,26	1
>tw130	Twizel	170,07	-44,26	2
>tw134	Twizel	170,07	-44,26	2
>tw138	Twizel	170,07	-44,26	2
>tw142	Twizel	170,07	-44,26	2
>tw146	Twizel	170,07	-44,26	2
>tw150	Twizel	170,07	-44,26	1
>tw154	Twizel	170,07	-44,26	1
>tw158	Twizel	170,07	-44,26	2
>tw162	Twizel	170,07	-44,26	2
>tw165	Twizel	170,07	-44,26	2
>tw166	Twizel	170,07	-44,26	2
>tw217	Twizel	170,07	-44,26	2
>tw222	Twizel	170,07	-44,26	2
>tw225	Twizel	170,07	-44,26	2
>uk10.ab1	Velká Británie			1
>uk11.ab1	Velká Británie			1
>uk7.ab1	Velká Británie			1
>uk9.ab1	Velká Británie			1
>uk66	Velká Británie			1
>uk475	Velká Británie			1
>uke2	Velká Británie			6
>uke14	Velká Británie			1

Tabulka 2: Seznam využitých dat z genové banky.

Data z genové banky		
Označení vzorku	Lokalita	Haplotyp
>AF379732.1	Velká Británie	4
>AF379732.2	Velká Británie	4
>AF379732.3	Velká Británie	4
>AF379732.4	Velká Británie	4
>AF379732.5	Velká Británie	4
>AF379732.6	Velká Británie	4
>AF379732.7	Velká Británie	4
>AF379732.8	Velká Británie	4
>AF379732.9	Velká Británie	4
>AF379732.10	Velká Británie	4
>AF379732.11	Velká Británie	4
>AF379732.12	Velká Británie	4
>AF379732.13	Velká Británie	4
>AF379732.14	Velká Británie	4
>AF379732.15	Velká Británie	4
>AF379732.16	Velká Británie	4
>AF379732.17	Velká Británie	4
>AF379732.18	Velká Británie	4
>AF379732.19	Velká Británie	4
>AF379732.20	Velká Británie	4
>AF379732.21	Velká Británie	4
>AF379732.22	Velká Británie	4
>AF379732.23	Velká Británie	4
>AF379732.24	Velká Británie	4
>AF379732.25	Velká Británie	4
>AF379732.26	Velká Británie	4
>AF379732.27	Velká Británie	4
>AF379732.28	Velká Británie	4
>AF379732.29	Irsko	4
>AF379732.30	Irsko	4
>AF379732.31	Irsko	4
>AF379732.32	Irsko	4
>AF379732.33	Irsko	4
>AF379732.34	Irsko	4
>AF379732.35	Irsko	4
>AF379732.36	Irsko	4

4.2 Extrakce DNA

Principem izolace DNA je získávání nukleových kyselin z biologického materiálu pomocí fyzikálních i chemických metod. Skládá se ze dvou kroků. Z lyze buněk, při níž dochází k narušení buněčných membrán a stěn. K tomuto může dojít mechanicky, ale i chemicky (např. pomocí enzymu). Díky tomuto dochází k uvolnění buněčného obsahu do okolí. V dalším kroku dochází k čištění nukleových kyselin od nečistot.

Koncentrace DNA byla stanovena pomocí spektrofotometrického měření na přístroji NanoDrop One (Thermo Fisher Scientific™) při $\lambda=260$ nm. Získaná DNA byla poté skladována při teplotě -20°C .

4.3 PCR

PCR, nebo-li polymerázová řetězcová reakce, je metoda amplifikace určitého úseku DNA, která se skládá ze tří kroků. Z denaturace DNA, annealingu a elongace. Během denaturace se DNA zahřívá za vysokých teplot a dochází tak k rozpojení obou vláken molekuly DNA. Poté přichází na řadu annealing, při kterém se navazují primery. Primery ohraničují sekvenci DNA, která je potřeba namnožit. V poslední fázi, elongaci, dochází k nasednutí DNA polymerázy na primery. DNA polymeráza syntetizuje daný úsek DNA pomocí komplementarity dusíkatých bází.

4.4 Analýza dat

Pro určení populačních trendů byla využita analýza mismatch distribution. Tato analýza probíhala v programu DnaSp6 (Rozas et al. 2017). Dochází zde k porovnávání očekávaných frekvencí párových distancí s pozorovanými frekvencemi na pozadí demografického modelu. Unimodální distribuce značí růst (exponenciální) populace a multimodální distribuce znázorňuje blížící se rovnováhu mezi driftem a mutacemi.

Pro určení demografických procesů, které se v populaci odehrály v minulosti, se využilo sumárních statistik. V programu DnaSp6 (Rozas et al. 2017) došlo k vypočítání jednotlivých parametrů, a to haplotypové diverzity (H_d), nukleotidové

diverzity (π), raggedness statistiky (r). Také se provedly testy neutrality R2 statistika a Tajimovo D číslo. Všechny hodnoty byly zaznamenány do Tabulky č. 3.

Raggedness statistika (r) představuje odchylky okolo křivky v grafu analýzy mismatch distribution. Testy neutrality, nebo-li Tajimovo D nebo R2 statistika testují demografický růst v populaci. Pokud se objevily kladné hodnoty u Tajimova D čísla znamená to, že populace je stabilní a může se tak jednat o populaci, která si prošla efektem hrdla láhve. Zatímco záporné hodnoty představují expanzi či negativní selekci.

Na závěr došlo k otestování struktury populace v programu Geneland v4.0.5 (Guillot et al., 2005). Tato analýza probíhá metodou landscape genetic, při které se zahrnují genetická i geografická data. Do této analýzy byly zahrnuty všechny vzorky pocházející z Nového Zélandu, tedy 102 vzorků ježků západních. Z důvodu velké geografické vzdálenosti byli vyřazeni jedinci z Velké Británie a Irska.

5. Výsledky

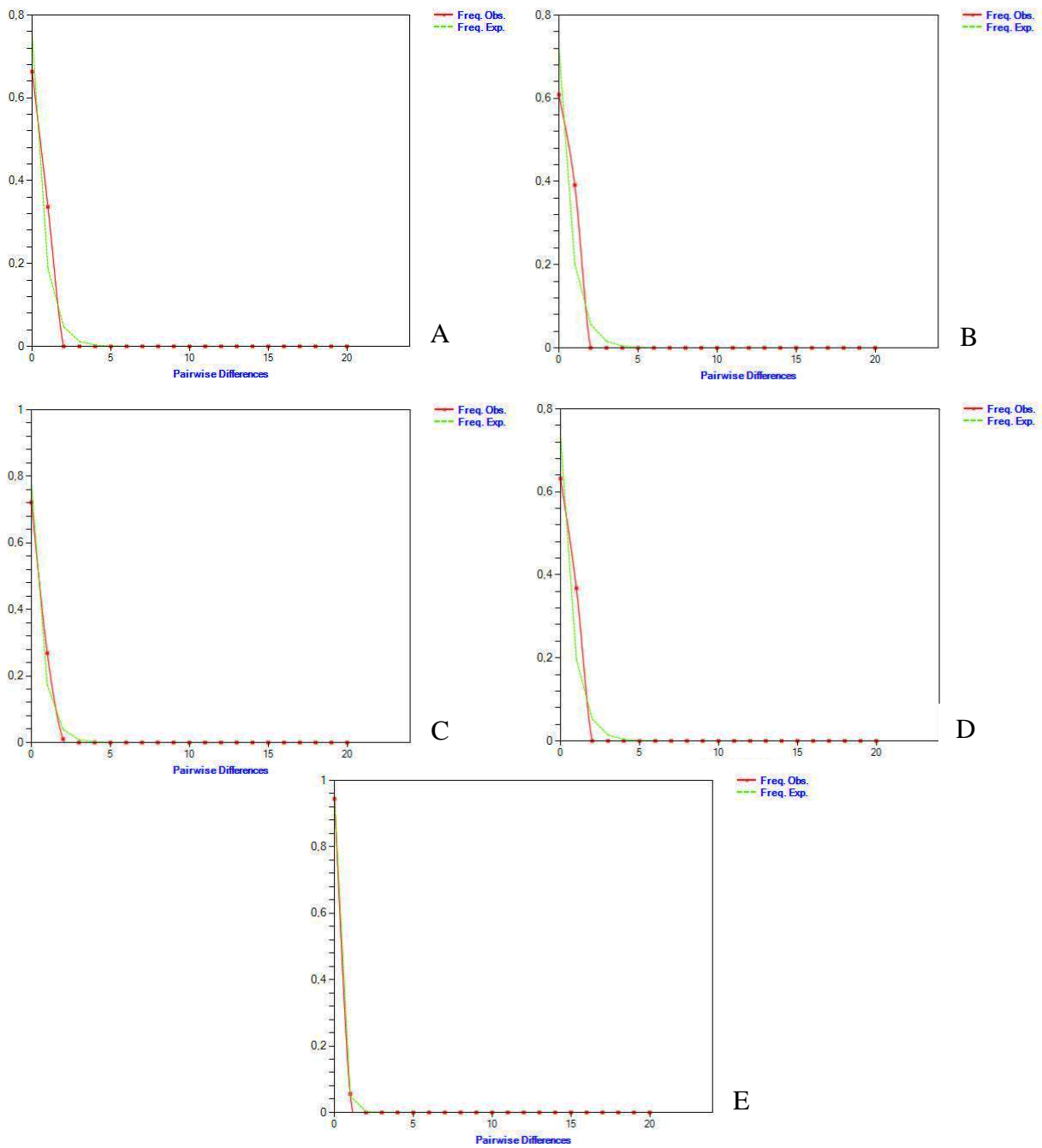
V Tabulce 3 jsou zaznamenány hodnoty pro jednotlivé populace ježků západních. Jedná se o hodnoty statistických charakteristik – haplotypovou diverzitu (H_d), nukleotidovou diverzitu (π), raggedness statistiku (r). Dále tabulka obsahuje hodnoty testů neutrality – R_2 statistiky a Tajimovo D číslo.

Tabulka 3: Analýza vnitrodruhové genetické diverzity ježka západního (*Erinaceus europaeus*). Analýza proběhla samostatně pro jednotlivé populace. N = počet jedinců, N_h = počet haplotypů, H_d = haplotypová diverzita, π = nukleotidová diverzita, r = raggedness statistika, D = Tajimovo D číslo.

Místo výskytu	N	N_h	H_d	π	r	R_2	D	Signifikance D
Auckland	20	2	0,337	0,00079	0,2199	0,1684	0,35195	Není signifikantní: P>0.10
Macraes Flat	24	2	0,391	0,00091	0,2004	0,1957	0,77632	Není signifikantní: P>0.10
Molesworth	16	1	/	/	/	/	/	/
Palmerston North	20	3	0,279	0,00067	0,2715	0,1188	-1,1407	Není signifikantní: P>0.10
Twizel	22	2	0,368	0,00086	0,2051	0,184	0,59348	Není signifikantní: P>0.10
Velká Británie	36	2	0,056	0,00013	0,7932	0,1643	-1,13321	Není signifikantní: P>0.10
Irsko	8	1	/	/	/	/	/	/

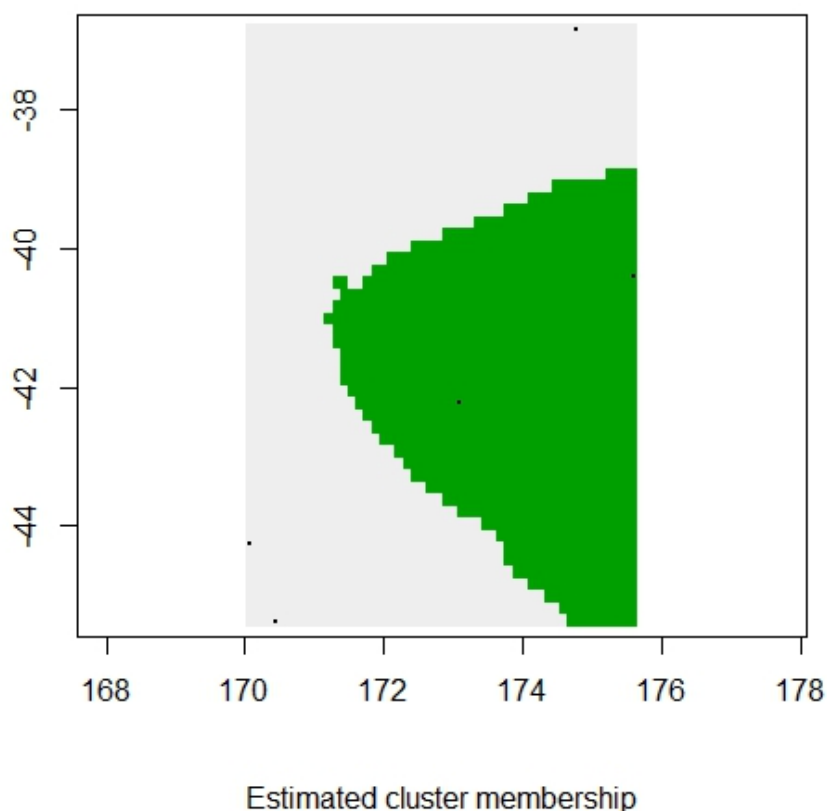
Analýza mismatch distribution byla zpracována pro jednotlivé populace (Obrázek 4). Ve všech případech, u kterých bylo možné tuto analýzu vykonat, měla analýza jednovrcholový neboli unimodální průběh, což značí malé genetické rozdíly mezi jednotlivými vzorky. Takový signál se dá interpretovat jako populační expanze nebo může naopak být výsledkem silného efektu hrdla láhve. Mismatch distribution nešla vytvořit pouze pro populace nacházející se v Irsku a Molesworth. Je to dáno především

výskytem pouze jednoho haplotypu, a proto se u nich nenachází polymorfismus, který je k této analýze zapotřebí.



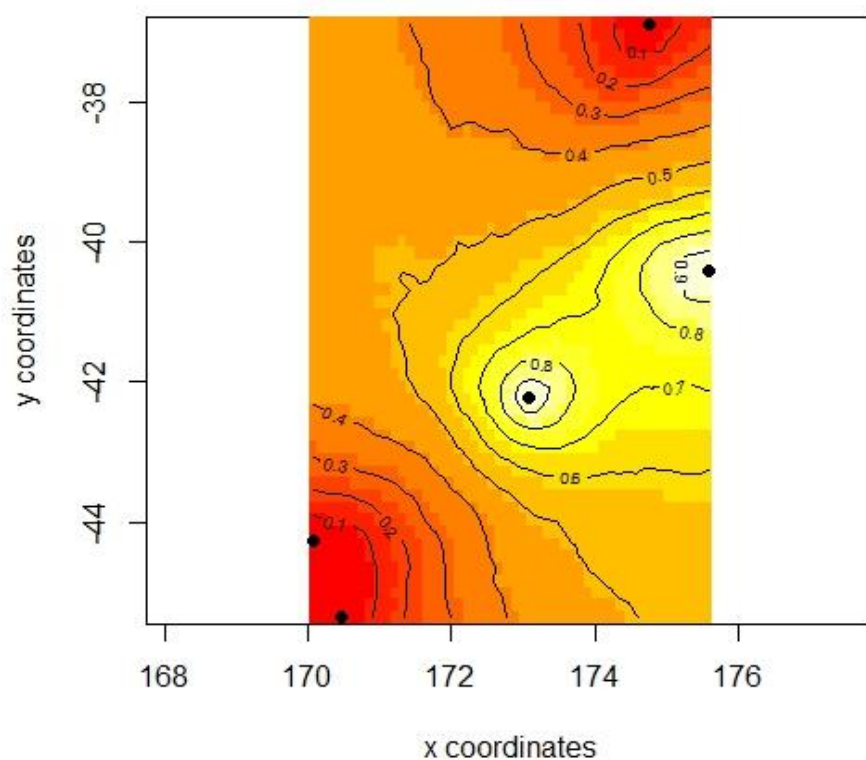
Obrázek 4: Grafy analýzy mismatch distribution pro jednotlivé populace ježka západního (*Erinaceus europaeus*). Rozděleny jsou podle lokality: A – Auckland, B – Macraes Flat, C – Palmerston North, D – Twizel a E – Velká Británie. Červená křivka znázorňuje pozorované sledované frekvence párových distancí, zatímco zelená znázorňuje očekávané frekvence na pozadí demografického modelu.

Na Obrázku 5 se nachází vyobrazení populací ježka západního na Novém Zélandu. Tyto populace byly vyhodnoceny na základě analýzy genetických dat v programu Geneland. Data byla rozdělena na dvě populace. Dále bylo vyhodnoceno, zda dochází mezi oběma populacemi k toku genů (Obrázek 6), kdy znázorněné izokliny představují přechod mezi populacemi. Čím blíže u sebe jsou, tím strmější přechod se zde nachází a může tak vzniknout bariéra v toku genů.



Obrázek 5: Znázornění výskytu dvou populací ježka západního (*Erinaceus europaeus*) na území Nového Zélandu. Černé tečky znázorňují místa odběru vzorku a barvy označují území, kde se vyskytují jednotlivé populace. Čísla na obou osách představují geografické souřadnice.

Map of posterior probability to belong to cluster 1



Obrázek 6: Znárodnění genového toku mezi dvěma populacemi ježka západního (*Erinaceus europaeus*) na území Nového Zélandu. Černé tečky představují místa původu vzorků ježků. Izokliny znázorňují přechod mezi populacemi. Čísla os představují geografické souřadnice.

6. Diskuze

Ve všech populacích ježka západního (*Erinaceus europaeus*) na Novém Zélandu, ale i ve Velké Británii, je velice nízká haplotypová i nukleotidová diverzita v porovnání s populacemi ježka východního (*Erinaceus roumanicus*) v Evropě (Černa Bolfíková et al. 2017). Při srovnání dat s evropskými populacemi ježka východního ze studie Černa Bolfíková et al. (2017) došlo k velké podobnosti s populacemi z ostrovních oblastí jižní Evropy – Kréty a Peloponésu. Také je zde velká podobnost s centrální Evropou – Českou republikou nebo Slovenskem. Tato nízká diverzita ve střední Evropě může být zapříčiněna především proto, že zde dochází ke kontaktu mezi dvěma druhy ježků, ježka západního a ježka východního. Nízká diverzita na ostrovech Kréta a Peloponés je dána tím, že na tyto ostrovy byli jedinci dovezeni z Evropských populací a kvůli efektu zakladatele ztratili svou diverzitu. Vysoká genetická diverzita se naopak vyskytuje v jižním Balkánu. To je dáno tím, že se zde vyskytovala refugiální populace během doby ledové. Z této oblasti se poté rozšířil ježek východní po celé Evropě (Černa Bolfíková et al. 2017).

Na Nový Zéland docházelo k četnému dovážení ježka západního z Velké Británie, ale jen malé množství jedinců přežilo cestu na Nový Zéland. Z této malé základny jedinců vznikla celá zdejší populace (Pipek et al. 2020). Populace si také musely projít četnými efekty hrdla láhve, a proto jsou zde velice nízké haplotypové i nukleotidové diverzity. Mimo to působilo na novozélandské populace ježků i ostrovní pravidlo. Došlo zde například ke zmenšení velikosti těla, nebo k zubním anomáliím, kdy dochází k rudimentaci či úplné ztrátě některých druhů zubů (Parkes 1975; Moss & Sanders 2001). Také se u nich nevyskytuje řada parazitů, jako například blecha ježčí (*Archaeopsylla erinacei*) (Parkes 1975), ale mohou být nahrazení jinými.

Testy neutrality, R2 statistika spolu s Tajimovo D, nebyly signifikantní, k čemuž mohlo dojít z důvodu silného efektu hrdla láhve, a proto může být recentní signál velice slabý, a tak ho tyto testy nezaznamenaly. Nelze tedy jednoznačně určit, zda populace expanduje či klesá.

Analýza mismatch distribution vyšla u všech zkoumaných populací unimodální zřejmě v důsledku silného bottlenecku a efektu zakladatele.

Program Geneland nám znázornil, že se zde vyskytují dvě oddělené populace ježků západních (Obrázek 5), mezi kterými dochází alespoň k minimálnímu toku genů.

Může to být zapříčiněno velice recentní introdukcí tohoto druhu. Obrázek 6 znázorňuje, že k nejsilnější interakci dochází mezi dvěma oblastmi. V první oblasti se nachází města Palmerston North a Molesworth a ve druhé oblasti leží Auckland, Twizel a Macraes Flat. Může to být zapříčiněno tím, že dříve docházelo k převážením jedinců ze Severního ostrova na Jižní, jak uvádí studie Bolfiková et al. (2013).

Ne vždy musí genetická diverzita u introdukovaných populací klesat. Ve studii Adams (2013), která se zaměřovala na genetickou diverzitu kusu liščího (*Trichosurus vulpecula*), vyšlo při srovnání populace celého Nového Zélandu s Australskou populací srovnatelná genetická diverzita. Je to dáno především tím, že se Austrálie nachází z geografického hlediska poměrně blízko Nového Zélandu, a proto při dovozu jedinců nebyla tak vysoká mortalita, jako v případě ježka západního. Byla zde tedy poměrně široká základna jedinců, kteří spolu úspěšně vytvořili populaci, a tak nedošlo k významné ztrátě genetické diverzity.

Opakem pozorovaného jevu klesající genetické diverzity u ježka západního je případ lasice hranostaje (*Mustela erminea*). Ve studii Veale et al. (2015) bylo zjištěno, že tento novozélandský invazní druh dosahuje vyšší genetické diverzity na Novém Zélandě než v původním areálu výskytu – Velké Británii. Novozélandští hranostajové mají více haplotypů než ti britští. Toto mohlo být zapříčiněno zejména tím, že si Britská populace prošla velice silným efektem hrdla láhve. Stalo se tak v období, kdy se ve Velké Británii rychle rozšířila myxomatóza, která významně snížila počty králíků divokých (*Oryctolagus cuniculus*), kteří tvoří významný podíl ve stravě lasice hranostaje (Veale et al. 2015).

7. Závěry

V literární rešerši došlo ke shrnutí procesu biologické invaze a k její historii na Novém Zélandu. Nejúspěšnějšími invazními druhy bývají savci především na ostrovech (Vitousek et al. 1996), které se vyvíjely bez terestrických savců (Tennyson 2010). Zde působí především jako predátoři nebo potravní konkurenti (Levine 2008). A právě na tyto nové skutečnosti nejsou původní druhy schopny dostatečně reagovat (King 2017), takže se často stávají jejich hlavní kořistí.

Podařilo se shrnout i příklady invazních savců, především těch, které měly největší dopad na ekosystém Nového Zélandu. Největší dopad na původní vegetace způsobili kusu liščí spolu s králíkem divokým, kteří se podílí nejen na úbytku původních druhů rostlin, ale také přeměňují celou strukturu původních porostů, přičemž v případě králíků může dojít i k erozi půdy (Cowan 2001; Norbury 2001; Byrom et al. 2016; Latham et al. 2020). Z původní fauny nejvíce utrpěly původní druhy ptáků, ale nemalé ztráty utrpěly také populace plazů či bezobratlých. Například kočka domácí se podílela především na úbytku původních druhů ptáků, a dokonce i vyhynutí šesti původních druhů (Rouco et al. 2017). Ježek západní působí velice negativně na původní bezobratlé, ale i ptáky, jelikož dochází k predaci vajec ptáků hnízdících na zemi (Moss & Sanders 2001; Jones et al. 2005). Ježek je schopen sežrat obrovské množství bezobratlých, a tak se zde vyskytuje riziko potravní konkurence s kivim hnědým (Moss & Sanders 2001).

V praktické části byly určeny populační charakteristiky ježka západního na Novém Zélandu. Ve všech novozélandských populacích se vyskytovala velice nízká genetická diverzita, která byla dána především silným efektem hrdla láhve a také omezenou základnou jedinců, ze kterých vznikla životaschopná populace na Novém Zélandu.

Taktéž bylo potvrzeno, že se zde vyskytují dvě subpopulace, které se nacházejí v oblastech: Molesworth – Palmerston North a Auckland – Twizel – Macraes Flat. I přesto, že se Auckland vyskytuje na severu Severního ostrova a Twizel spolu s Macraes Flat na jihu Jižního ostrova, byl zaznamenán tok genů mezi těmito místy. Potvrdila se tak teorie, že byli ježci dříve převáženi ze Severního ostrova na Jižní.

8. Reference:

Adams AL. 2013. Spatial Ecology and Genetic Population Structure of the Common Brushtail Possum (*Trichosurus vulpecula*) within a New Zealand Urban Environment. Disertační práce. Otago, New Zealand.

Allentoft ME, Heller R, Oskam CL, Lorenzen ED, Hale ML, Gilbert MTP, Jacomb C, Holdaway RN, Bunce M. 2014. Extinct New Zealand Megafauna Were Not in Decline Before Human Colonization. Proceedings of the National Academy of Sciences **111**:4922-4927.

Atkinson IAE, Towns DR. 2001. Advances in New Zealand Mammalogy 1990–2000: Pacific rat. Journal of the Royal Society of New Zealand **31**:99-109.

Becher SA, Griffiths R. 2002. Genetic Differentiation Among Local Populations of the European Hedgehog (*Erinaceus europaeus*) in Mosaic Habitats. Molecular Ecology **7**:1599-1604.

Bhatt M, Mishra NK, Kumar A, Azad N, Chaudhary P, Singh R. 2018. Genetic Pollution: Causes and Effects. Everyman's Science **53**:145-148.

Blackburn TM, Lockwood JL, Cassey P. 2015. The Influence of Numbers on Invasion Success. Molecular Ecology **24**:1942-1953.

Blackburn TM, Pyšek P, Bacher S, Carlton JT, Duncan RP, Jarošík V, Wilson JRU, Richardson DM. 2011. A Proposed Unified Framework for Biological Invasions. Trends in Ecology & Evolution **26**:333-339.

Bolfíková B, Konečný A, Pfäffle M, Skuballa J, Hulva P. 2013. Population Biology of Establishment in New Zealand Hedgehogs Inferred from Genetic and Historical Data: Conflict or Compromise? Molecular Ecology **22**:3709-3720.

Bonnaud E, Medina FM, Vidal E, Nogales M, Tershy B, Zavaleta E, Donlan CJ, Keitt B, Le Corre M, Horwath SV. 2011. The Diet of Feral Cats on Islands: a Review and a Call for More Studies. Biological Invasions **13**:581-603.

Bramley GN. 2014a. Habitat Use by Kiore (*Rattus exulans*) and Norway Rats (*R. norvegicus*) on Kapiti Island, New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology* **38**:64-75.

Bramley GN. 2014b. Home Ranges and Interactions of Kiore (*Rattus exulans*) and Norway Rats (*R. norvegicus*) on Kapiti Island, New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology* **38**:328-334.

Brown K, Innés J, Shorten R. 1993. Evidence that Possums Prey on and Scavenge Bird Eggs, Birds, and Mammals. *Notornis* **40**:169-177.

Burns B, Innes J, Day T. 2012. The Use and Potential of Pest-Proof Fencing for Ecosystem Restoration and Fauna Conservation in New Zealand. 65-90in *Fencing for Conservation*. Springer New York, New York, NY.

Byrom AE, Caley P, Paterson BM, Nugent G. 2015. Feral Ferrets (*Mustela furo*) as Hosts and Sentinels of Tuberculosis in New Zealand. *New Zealand Veterinary Journal* **63**:42-53.

Byrom AE, Innes J, Binny RN. 2016. A Review of Biodiversity Outcomes from Possum-focused Pest Control in New Zealand. *Wildlife Research* **43**:228-253.

Caley P, Hone J. 2002. Estimating the Force of Infection; *Mycobacterium bovis* Infection in Feral Ferrets *Mustela furo* in New Zealand. *Journal of Animal Ecology* **71**:44-54.

Campbell CD, Cowan P, Gruber B, MacDonald AJ, Holleley CE, Sarre SD. 2021. Has the Introduction of Two Subspecies Generated Dispersal Barriers Among Invasive Possums in New Zealand? *Biological Invasions* **23**:3831-3845.

Carpenter JK, Kelly D, Moltchanova E, O'Donnell CFJ. 2018. Introduction of Mammalian Seed Predators and the Loss of an Endemic Flightless Bird Impair Seed Dispersal of the New Zealand Tree *Elaeocarpus dentatus*. *Ecology and Evolution* **8**:5992-6004.

Clapperton BK. 2001. Advances in New Zealand Mammalogy 1990–2000: Feral Ferret. *Journal of the Royal Society of New Zealand* **31**:185-203.

Clapperton K, Maddigan F, Chinn W, Murpy E. 2019. Diet, Population Structure and Breeding of *Rattus rattus* L. in South Island Beech Forest. *New Zealand Journal of Ecology* **43**:1-8.

Cowan PE. 2001. Advances in New Zealand Mammalogy 1990–2000: Brushtail Possum. *Journal of the Royal Society of New Zealand* **31**:15-29.

Černa Bolfíková B, Eliášová K, Loudová M, Kryštufek B, Lymberakis P, Sándor AD, Hulva P. 2017. Glacial Allopatry vs. Postglacial Parapatry and Peripatry: the Case of Hedgehogs. *PeerJ* **5** (e3163) DOI: 10.7717/peerj.3163.

Department of Conservation New Zealand. 2021. Rats: New Zealand Animal Pests and Threats. Department of Conservation New Zealand, New Zealand. Available at doc.govt.nz/nature/pests-and-threats/animal-pests/rats/ (accessed September 2021).

Department of Conservation New Zealand. 2022. Feral Goats. Department of Conservation New Zealand, New Zealand. Available at <https://www.doc.govt.nz/nature/pests-and-threats/animal-pests/feral-goats/> (accessed March 2022).

Derraik JGB. 2004. A Survey of the Mosquito (*Diptera: Culicidae*) Fauna of the Auckland Zoological Park. *New Zealand Entomologist* **27**:51-55.

Dowding JE, Murphy EC. 1994. Ecology of Ship Rats (*Rattus rattus*) in a Kauri (*Agathis australis*) Forest in Northland, New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology* **18**:19-27.

Eason CT, Spurr EB. 1995. Review of the Toxicity and Impacts of Brodifacoum on Non-Target Wildlife in New Zealand. *New Zealand Journal of Zoology* **22**:371-379.

Farnworth MJ, Campbell J, Adams NJ. 2011. What's in a Name? Perceptions of Stray and Feral Cat Welfare and Control in Aotearoa, New Zealand. *Journal of Applied Animal Welfare Science* **14**:59-74.

Ficetola GF, Miaud C, Pompanon F, Taberlet P. 2008. Species Detection Using Environmental DNA from Water Samples. *Biology Letters* **4**:423-425.

Fitzgerald AM, Karl BJ. 1979. Foods of Feral House Cats (*Felis catus* L.) in Forest of the Orongorongo Valley, Wellington. *New Zealand Journal of Zoology* **6**:107-126.

Fitzgerald BM, Veitch CR. 1985. The Cats of Herekopare Island, New Zealand; Their History, Ecology and Affects on Birdlife. *New Zealand Journal of Zoology* **12**:319-330.

Forsyth DM, Clarke CMH. 2001. Advances in New Zealand Mammalogy 1990–2000: Chamois. *Journal of the Royal Society of New Zealand* **31**:243-249.

Forsyth DM, Hickling GJ. 1998. Increasing Himalayan Tahr and Decreasing Chamois Densities in the Eastern Southern Alps, New Zealand: evidence for interspecific competition. *Oecologia* **113**:377-382.

Forsyth DM, Ramsey DSL, Perry M, McKay M, Wright EF. 2018. Control History, Longitude and Multiple Abiotic and Biotic Variables Predict the Abundances of Invasive Brushtail Possums in New Zealand Forests. *Biological Invasions* **20**:2209-2225.

Forsyth DM, Tustin KG. 2001. Advances in New Zealand Mammalogy 1990–2000: Himalayan Tahr. *Journal of the Royal Society of New Zealand* **31**:251-261.

Forsyth DM, Wilmshurst JM, Allen RB, Coomes DA. 2010. Impacts of Introduced Deer and Extinct Moa on New Zealand Ecosystems. *New Zealand Journal of Ecology* **34**:48-65.

Forsyth DM. 2001. Long-term Harvesting and Male Migration in a New Zealand Population of Himalayan Tahr *Hemitragus jemlahicus*. *Journal of Applied Ecology* **36**:351-362.

Fraser KW, Cone JM, Whitford EJ. 2000. A Revision of the Established Ranges and New Populations of 11 Introduced Ungulate Species in New Zealand. *Journal of the Royal Society of New Zealand* **30**:419-437.

Galbreath R, Brown D. 2004. The Tale of the Lighthouse-Keeper's Cat: Discovery and Extinction of the Stephens Island Wren (*Traversia lyalli*). *Notornis* **51**:193-200.

Genovesi P. 2011. Are We Turning the Tide? Eradications in Times of Crisis: How the Global Community is Responding to Biological Invasions. *Island Invasives: Eradication and Management*, 5-8.

Gillies C. 2001. Advances in New Zealand Mammalogy 1990–2000: House Cat. *Journal of the Royal Society of New Zealand* **31**:205-218.

Google Earth. 2022. Nový Zéland. Google. Available at <https://earth.google.com/web/> (accessed April 2022).

Guillot G, Mortier F, Estoup A. 2005. Geneland: a Computer Package for Landscape Genetics. *Molecular Ecology Notes* **5**:712-715.

Harper GA, Dickinson KJM, Seddon PJ. 2005. Habitat Use by Three Rat Species (*Rattus* spp.) on Stewart Island/ Rakiura, New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology* **29**:251-260.

Hathaway SC, Blackmore DK. 1981. Ecological Aspects of the Epidemiology of Infection with Leptospire of the Ballum Serogroup in the Black Rat (*Rattus rattus*) and the Brown Rat (*Rattus norvegicus*) in New Zealand. *Journal of Hygiene* **87**:427-436.

Heger T, Saul W-C, Trepl L. 2013. What Biological Invasions ‘are’ is a Matter of Perspective. *Journal for Nature Conservation* **21**:93-96.

Henderson RJ, Frampton CM, Morgan DR, Hickling GJ. 1999. The Efficacy of Baits Containing 1080 for Control of Brushtail Possums. *The Journal of Wildlife Management* **63**:1138-1151.

Henzell RP, Cooke BD, Mutze GJ. 2008. The Future Biological Control of Pest Populations of European Rabbits, *Oryctolagus cuniculus*. *Wildlife Research* **35**:633-650.

Holdaway RN. 2021. Two New Radiocarbon Ages for Haast’s Eagle (*Hieraaetus moorei*) (Aves: Accipitridae) and Comments on the Eagle’s Past Distribution and Possible Survival into the 19th Century. *Notornis* **68**:278-282.

Holland OJ, Gleeson DM. 2005. Genetic Characterisation of Blastocysts and the Identification of an Instance of Multiple Parternity in the Stoat (*Mustela erminea*). *Conservation Genetics* **6**:855-858.

Chown SL, Sinclair BJ, van Vuuren BJ. 2008. DNA Barcoding and the Documentation of Alien Species Establishment on Sub-antarctic Marion Island. *Polar Biology* **31**:651-655.

Christie J, Wilson P, Taylor R, Elliott G. 2017. How Elevation Affects Ship Rat (*Rattus rattus*) Capture Patterns, Mt. Misery, New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology* **41**:113-119.

Innes J, Fitzgerald N, Binny R, Byrom A, Pech R, Watts C, Gillies C, Maitland M, Campbell-Hunt C, Burns B. 2019. New Zealand Ecosanctuaries: Types, Attributes and Outcomes. *Journal of the Royal Society of New Zealand* **49**:370-393.

Innes J, Kelly D, Overton JMC, Gillies C. 2010. Predation and Other Factors Currently Limiting New Zealand Forest Birds. *New Zealand Journal of Ecology* **34**:86 - 114.

Innes J. 2001. Advances in New Zealand Mammalogy 1990–2000: European Rats. *Journal of the Royal Society of New Zealand* **31**:111-125.

IUCN. 2021. Invasive Species. International Union for Conservation of Nature. Available at <https://www.iucn.org/theme/species/our-work/invasive-species> (accessed November 18, 2021).

Jones C, Moss K, Sanders M 2005. Diet of Hedgehogs (*Erinaceus europaeus*) in the Upper Waitaki Basin, New Zealand: implications for conservation. *New Zealand Journal of Ecology* **29**: 29–35.

Karl BJ, Best HA. 1982. Feral Cats on Stewart Island; Their Foods, and Their Effects on Kakapo. *New Zealand Journal of Zoology* **9**:287-293.

Kerr GN, Abell W. 2013. Big Game Hunting in New Zealand: Per Capita Effort, Harvest and Expenditure in 2011–2012. *New Zealand Journal of Zoology* **41**:124-138.

King C. 2017. Liberation and Spread of Stoats (*Mustela erminea*) and Weasels (*M. nivalis*) in New Zealand, 1883-1920. *New Zealand Journal of Ecology* **41**:163-177.

King CM, Griffiths K, Murphy EC. 2001. Advances in New Zealand Mammalogy 1990–2000: Stoat and Weasel. *Journal of the Royal Society of New Zealand* **31**:165-183.

Kreft H, Jetz W, Mutke J, Kier G, Barthlott W. 2007. Global Diversity of Island Floras from a Macroecological Perspective. *Ecology Letters* **11**:116-127.

Kueffer C, Drake DR, Fernández-Palacios JM. 2014. Island Biology: Looking Towards the Future. *Biology Letters* **10**:20140719.

Kueffer C, Kaiser-Bunbury CN. 2014. Reconciling Conflicting Perspectives for Biodiversity Conservation in the Anthropocene. *Frontiers in Ecology and the Environment* **12**:131-137.

Langham NPE. 1990. The Diet of Feral Cats (*Felis catus* L.) on Hawke's Bay Farmland, New Zealand. *New Zealand Journal of Zoology* **17**:243-255.

Latham ADM, Latham MC, Norbury GL, Forsyth DM, Warburton B. 2020. A Review of the Damage Caused by Invasive Wild Mammalian Herbivores to Primary Production in New Zealand. *New Zealand Journal of Zoology* **47**:20-52.

Latham ADM, Nugent G, Warburton B. 2012. Evaluation of Camera Traps for Monitoring European Rabbits Before and After Control Operations in Otago, New Zealand. *Wildlife Research* **39**:621-628.

Levine JM. 2008. Biological Invasions. *Current Biology* **18**:R57-R60.

Little L, King CM, O'Donnell CFJ. 2017. Behaviour of Stoats (*Mustela erminea*) Raiding the Nests of Rock Wrens (*Xenicus gilviventris*) in Alpine New Zealand. *Notornis* **64**:124-135.

Lodge DM. 1993. Biological Invasions: Lessons for Ecology. *Trends in Ecology & Evolution* **8**:133-137.

Lomolino MV. 1985. Body Size of Mammals on Islands: The Island Rule Reexamined. *The American Naturalist* **125**:310-316.

Martínková N, Zemanová B, Kranz A, Giménez MD, Hájková P. 2012. Chamois Introductions to Central Europe and New Zealand. *Folia Zoologica* **61**:239-245.

McAulay J, Seddon P, Wilson D, Monks J. 2020. Stable Isotope Analysis Reveals Variable Diets of Stoats (*Mustela erminea*) in the Alpine Zone of New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology* **44**:1-13.

McDonald RA, Lariviere S. 2001. Diseases and Pathogens of *Mustela* spp, with Special Reference to the Biological Control of Introduced Stoat *Mustela erminea* Populations in New Zealand. *Journal of the Royal Society of New Zealand* **31**:721-744.

McGeoch MA, Butchart SHM, Spear D, Marais E, Kleynhans EJ, Symes A, Chanson J, Hoffmann M. 2010. Global Indicators of Biological Invasion: Species Numbers, Biodiversity Impact and Policy Responses. *Diversity and Distributions* **16**:95-108.

Medway DG. 2004. The Land Bird Fauna of Stephens Island, New Zealand in the Early 1890s, and the Cause of its Demise. *Notornis* **51**:201-211.

Molloy G, Pantel JH, Romanuk TN. 2017. The Effects of Invasive Species on the Decline in Species Richness. 61-83 in *Networks of Invasion: A Synthesis of Concepts*. 56 edition. Elsevier.

Morand S et al. 2015. Global Parasite and *Rattus* Rodent Invasions: The Consequences for Rodent-borne Diseases. *Integrative Zoology* **10**:409-423.

Moss K, Sanders M. 2001. Advances in New Zealand Mammalogy 1990–2000: Hedgehog. *Journal of the Royal Society of New Zealand* **31**:31-42.

Murphy E, Gillies C, Maddigana F, McMurtrie P, Edge K-A, Rohan M, Clapperton K. 2016. Flexibility of Diet of Stoats on Fiordland Islands, New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology* **40**:114-120.

Murphy E, Maddigan F, Edwards B, Clapperton K. 2008. Diet of Stoats at Okarito Kiwi Sanctuary, South Westland, New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology* **32**:41-45.

Nichols M, Ross J, Glen AS, Paterson AM. 2019. An Evaluation of Systematic Versus Strategically-placed Camera Traps for Monitoring Feral Cats in New Zealand. *Animals* **9**:1-9.

Norbury DC, Norbury GL. 1996. Short-term Effects of Rabbit Grazing on a Degraded Short-tussock Grassland in Central Otago. *New Zealand Journal of Ecology* **20**:285-288.

Norbury G, Heyward R, Parkes J. 2002. Short-term Ecological Effects of Rabbit Haemorrhagic Disease in the Short-tussock Grasslands of the South Island, New Zealand. *Wildlife Research* **29**:599-604.

Norbury G. 2001. Advances in New Zealand Mammalogy 1990–2000: Lagomorphs. *Journal of the Royal Society of New Zealand* **31**:83-97.

Nugent G, Fraser KW, Asher GW, Tustin KG. 2001. Advances in New Zealand Mammalogy 1990–2000: Deer. *Journal of the Royal Society of New Zealand* **31**:263-298.

Palombo MR. 2009. Body Size Structure of Pleistocene Mammalian Communities: What Support is There for the “Island Rule”? *Integrative Zoology* **4**:341-356.

Parkes J, Fisher P, Robinson S, Aguirre-Muñoz A. 2014. Eradication of Feral Cats from Large Islands: an Assessment of the Effort Required for Success. *New Zealand Journal of Ecology* **38**:307-314.

Parkes J, Murphy E. 2003. Management of Introduced Mammals in New Zealand. *New Zealand Journal of Zoology* **30**:335-359.

Parkes J. 1975. Some Aspects of the Biology of the Hedgehog (*Erinaceus europaeus* L.) in the Manawatu, New Zealand. *New Zealand Journal of Zoology* **2**:463-472.

Parkes J. 2001. Advances in New Zealand Mammalogy 1990–2000: Feral Livestock. *Journal of the Royal Society of New Zealand* **31**:233-241.

Pipek P, Pyšek P, Bacher S, Černá Bolfíková B, Hulme P. 2020. Independent Introductions of Hedgehogs to the North and South Island of New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology* **44**:3396.

Puckett EE et al. 2016. Global Population Divergence and Admixture of the Brown Rat (*Rattus norvegicus*). *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* **283**:1-9.

Recio MR, Mathieu R, Maloney R, Seddon PJ. 2010. First Results of Feral Cats (*Felis catus*) Monitored with GPS Collars in New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology* **34**:288-296.

Recio MR, Seddon PJ, Moore AB. 2015. Niche and Movement Models Identify Corridors of Introduced Feral Cats Infringing Ecologically Sensitive Areas in New Zealand. *Biological Conservation* **192**:48-56.

Ricardo H, Wilson DJ, Wehi PM. 2020. Kiore (*Rattus exulans*) Distribution and Relative Abundance on a Small Highly Modified Island. *New Zealand Journal of Zoology* **47**:350-359.

Rouco C, de Torre-Cejas R, Martín-Collado D, Byrom AE. 2017. New Zealand Shouldn't Ignore Feral Cats. *BioScience* **67**:686-686.

Rozas J, Ferrer-Mata A, Sánchez-DelBarrio JC, Guirao-Rico S, Librado P, Ramos-Onsins SE, Sánchez-Gracia A. 2017. DnaSP 6: DNA Sequence Polymorphism Analysis of Large Data Sets. *Molecular Biology and Evolution* **34**:3299-3302.

Ruscoe WA, Wilson D, McElrea L, McElrea G, Richardson SJ. 2004. A House Mouse (*Mus musculus*) Population Eruption in Response to Rimu (*Dacrydium*

cupressinum) Seedfall in Southern New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology* **28**:259-265.

Ruscoe WA. 2001. Advances in New Zealand Mammalogy 1990–2000: House Mouse. *Journal of the Royal Society of New Zealand* **31**:127-134.

Russell J, Broome K. 2016. Fifty Years of Rodent Eradications in New Zealand: Another Decade of Advances. *New Zealand Journal of Ecology* **40**:197-204.

Sarre SD, Aitken N, Adamack AT, MacDonald AJ, Gruber B, Cowan P. 2014. Creating New Evolutionary Pathways Through Bioinvasion: the Population Genetics of Brushtail Possums in New Zealand. *Molecular Ecology* **23**:3419-3433.

Shiels AB, Medeiros AC, von Allmen EI. 2017. Shifts in an Invasive Rodent Community Favoring Black Rats (*Rattus rattus*) Following Restoration of Native Forest. *Restoration Ecology* **25**:759-767.

Shochat E, Lerman SB, Anderies JM, Warren PS, Faeth SH, Nilon CH. 2010. Invasion, Competition, and Biodiversity Loss in Urban Ecosystems. *BioScience* **60**:199-208.

Simberloff D et al. 2013. Impacts of Biological Invasions: What's What and the Way Forward. *Trends in Ecology & Evolution* **28**:58-66.

Simberloff D. 2019. New Zealand as a Leader in Conservation Practice and Invasion Management. *Journal of the Royal Society of New Zealand* **49**:259-280.

Smith GP, Ragg JR, Moller H, Waldrup KA. 1995. Diet of Feral Ferrets (*Mustela furo*) from Pastoral Habitats in Otago and Southland, New Zealand. *New Zealand Journal of Zoology* **22**:363-369.

Stafford KJ. 1997. The Diet and Trace Element Status of Sambar Deer (*Cervus unicolor*) in Manawatu District, New Zealand. *New Zealand Journal of Zoology* **24**:267-271.

Sweetapple PJ, Fraser KW, Knightbridge PI. 2004. Diet and Impacts of Brushtail Possum Populations Across an Invasion Front in South Westland, New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology* **28**:19-33.

Tennyson AJD. 2010. The Origin and History of New Zealand's Terrestrial Vertebrates. *New Zealand Journal of Ecology* **34**:6-27.

Thibault M, Brescia F, Jourdan H, Vidal E. 2017. Invasive Rodents, an Overlooked Threat for Skinks in a Tropical Island Hotspot of Biodiversity. *New Zealand Journal of Ecology* **41**:74-83.

Thomas MD, Hickling GJ, Colman JD, Pracy LT. 1993: Long-term Trends in Possum Numbers at Pararaki: Evidence of an Irregular Fluctuation. *New Zealand Journal of Ecology* **17**:29-34.

Thomson GM. 1922. *The Naturalisation of Animals and Plants in New Zealand*. Cambridge University Press, Cambridge.

Towns DR, Atkinson IAE, Daugherty CH. 2006. Have the Harmful Effects of Introduced Rats on Islands been Exaggerated?. *Biological Invasions* **8**:863-891.

Turbelin AJ, Malamud BD, Francis RA. 2017. Mapping the Global State of Invasive Alien Species: Patterns of Invasion and Policy Responses. *Global Ecology and Biogeography* **26**:78-92.

Vadell MV, Villafañe IEG, Cavia R. 2014. Are Life-history Strategies of Norway Rats (*Rattus norvegicus*) and House Mice (*Mus musculus*) Dependent on Environmental Characteristics?. *Wildlife Research* **41**:172-184.

Veale AJ, Hannaford OD, Russell JC, Clout MN. 2012. Modelling the Distribution of Stoats on New Zealand Offshore Islands. *New Zealand Journal of Ecology* **36**:38-47.

Veale AJ, Holland OJ, McDonald RA, Clout MN, Gleeson DM. 2015. An Invasive Non-native Mammal Population Conserves Genetic Diversity Lost from its Native Range. *Molecular Ecology* **24**:2156-2163.

Veitch CR. 2001. The Eradication of Feral Cats (*Felis catus*) from Little Barrier Island, New Zealand. *New Zealand Journal of Zoology* **28**:1-12.

Vilà M, Espinar JL, Hejda M, Hulme PE, Jarošík V, Maron JL, Pergl J, Schaffner U, Sun Y, Pyšek P. 2011. Ecological Impacts of Invasive Alien Plants: a Meta-analysis of their Effects on Species, Communities and Ecosystems. *Ecology Letters* **14**:702-708.

Vitousek PM, D'Antonio CM, Loope LL, Westbrooks R. 1996. Biological Invasions as Global Environmental Change. *American scientist* **84**:468-478.

Walker J, Bruce S, Dale A. 2017. A Survey of Public Opinion on Cat (*Felis catus*) Predation and the Future Direction of Cat Management in New Zealand. *Animals* **7**:49.

Wehi PM, Wilson DJ, Stone C, Ricardo H, Jones C, Jakob-Hoff R, Lyver PO'B. 2021. Managing for Cultural Harvest of a Valued Introduced Species, the Pacific Rat (*Rattus exulans*) in Aotearoa New Zealand. *Pacific Conservation Biology* **27**:432-441.

Yockney IJ, Hickling GJ. 2000. Distribution and Diet of Chamois (*Rupicapra rupicapra*) in Westland Forests, South Island, New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology* **24**:31-38.

Yom-Tov Y, Green WO, Coleman JD. 1986. Morphological Trends in the Common Brushtail Possum, *Trichosurus vulpecula*, in New Zealand. *Journal of Zoology* **208**:583-593.

Yom-Tov Y, Yom-Tov S, Moller H. 1999. Competition, Coexistence, and Adaptation Amongst Rodent Invaders to Pacific and New Zealand Islands. *Journal of Biogeography* **26**:947-958.