

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra zoologie a rybářství



**Hodnocení invazního rizika u chovaných druhů nadčeledi
Gekkota pro území Evropské unie**

Bakalářská práce

Autor práce: Konrádová Lucie

Obor studia: Speciální chovy

Vedoucí práce: Mgr. Oldřich Kopecký, Ph.D.

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou bakalářskou práci "Hodnocení invazního rizika u chovaných druhů nadčeledi *Gekkota* pro území Evropské unie" jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího bakalářské práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autorka uvedené bakalářské práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušila autorská práva třetích osob.

V Praze dne 19.6.2020

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala vedoucímu mé bakalářské práce Mgr. Oldřichu Kopeckému, PhD. za jeho drahocenný čas a energii věnovanou mojí závěrečné práci. Také bych chtěla poděkovat mojí nejbližší rodině a zejména mému manželovi, který mě po celou dobu studia velmi podporoval.

Hodnocení invazního rizika u chovaných druhů nadčeledi *Gekkota* pro území Evropské unie

Souhrn

Mezinárodní obchod i neustále se zvyšující objem globální přepravy zajišťuje člověku nejen řadu benefitů. V současné době čelíme mnoha novým rizikům, která z těchto novodobých fenoménů vyplývají, a to včetně rozšiřování areálů široké škály druhů živočichů i rostlin. Rozšiřování řady nepůvodních druhů probíhá nejen díky nárůstu objemu obchodu s exotickými druhy živočichů a rostlin, ale i v důsledku neustále rostoucí přepravy či globálních změn klimatu. Mnohé z těchto nepůvodních druhů, jež se dostali na nové lokality, mohou představovat významné riziko nejen pro místní biodiverzitu.

V této práci bylo zhodnoceno invazní riziko pro 64 obchodovaných druhů nadčeledi *Gekkota* pro území Evropské unie. K vyhodnocení rizika byly použity programy Risk Assessment Model for exotic reptiles and amphibians (Bomford 2008) a Aquatic Species Invasiveness Screening Kit v1.4 (Copp et al. 2016). K vyhodnocení klimatické shody areálu výskytu jednotlivých druhů a rizikové oblasti byl použit program Climatch v1.0 (Bureau of Rural Sciences 2008).

Pomocí Risk Assessment Model, bylo vyhodnoceno celkem 56 druhů, přičemž pro zbylých osm druhů nebyla k dispozici mapa areálu výskytu, či v areálu výskytu nebyla žádná klimatická stanice pro posouzení klimatické shody, a tak nebyly hodnoceny modelem RAM. Extrémní riziko možnosti usazení získali dva zástupci, vážné riziko 16 zástupců, střední riziko 26 zástupců a nízké riziko 12 zástupců.

Pomocí Aquatic Species Invasiveness Screening Kit bylo vyhodnoceno 64 druhů, přičemž střední riziko možných negativních dopadů pro EU, získalo celkem 20 druhů a nízké riziko celkem 44 druhů. Žádný z hodnocených druhů nedosáhl hodnoty vysokého rizika.

Vzhledem k vyhodnocení výsledků a s přihlédnutím k biologii a ekologii jednotlivých druhů, by zvýšené riziko pro oblast Evropské unie mohli představovat zejména zástupci gekon východní (*Hemidactylus frenatus*), gekon panenský (*Lepidodactylus lugubris*) a gekon prstýnkový (*Tarentola annularis*).

Výsledky této práce, by mohly pomoci k úpravě legislativy či regulaci importu a exportu jednotlivých druhů nadčeledi *Gekkota* na území Evropské unie.

Klíčová slova: herpetofauna, nepůvodní druhy, obchod se zvířaty, teraristika, AS-ISK, RAM

Evaluation of invasive risks of the breeding species of Gekkonidae in the European Union

Summary

International trade as well as the ever-increasing volume of global transport provides not only a number of benefits for a person. We are currently facing many new risks arising from these modern phenomena, including expanding the range of animal and plant species. Many non-indigenous species are expanding not only because of the increase in trade in exotic animal and plant species, but also as a result of ever-increasing transport and global climate change. Many of these alien species that have arrived at new sites can pose a significant risk not only to local biodiversity.

In this work, the invasion risk was assessed for 64 traded species of the *Gekkota* superfamily for the territory of the European Union. The Risk Assessment Model for exotic reptiles and amphibians (Bomford 2008) and the Aquatic Species Invasiveness Screening Kit v1.4 (Copp et al. 2016) were used to assess the risk. The Climatch v1.0 program (Bureau of Rural Sciences 2008) was used to evaluate the climatic conformity of the area of occurrence of individual species and risk area.

Using the Risk Assessment Model, a total of 56 species were evaluated, with no map of occurrence for the remaining eight species, or no climatic station in the area of occurrence to assess climate compliance, so they were not evaluated by the RAM model. Two representatives were extremely at risk of establishment, a serious risk of 16 representatives, a medium risk of 26 representatives and a low risk of 12 representatives.

The 64 species were assessed using the Aquatic Species Invasiveness Screening Kit, with a medium risk of potential negative impacts for the EU, a total of 20 species and a low risk of a total of 44 species. None of the evaluated species reached a high risk value.

In view of the evaluation of the results and taking into account the biology and ecology of the species, in particular the representatives of the *Hemidactylus frenatus*, *Lepidodactylus lugubris* and *Tarentola annularis*.

The results of this work could help to modify the legislation or to regulate import and export of individual species of the superfamily Gekkota in the European Union.

Keywords: herpetofauna, non-indigenous species, pet trade, teraristics, AS-ISK, RAM

Obsah

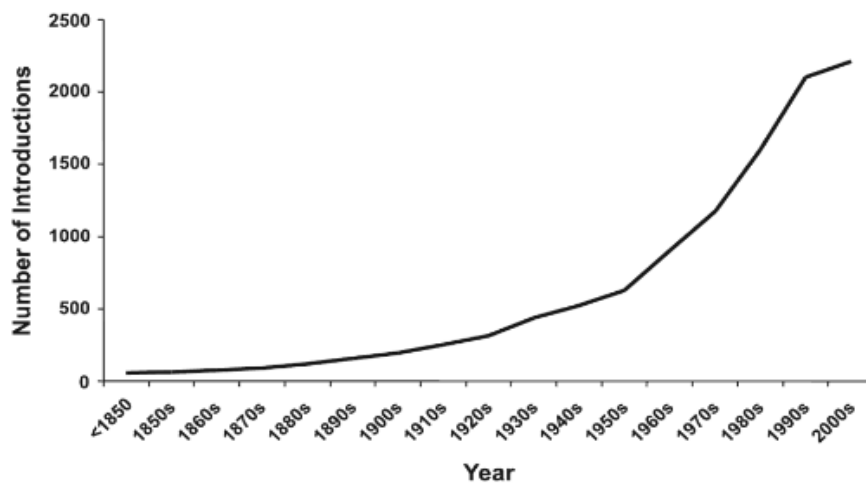
1 Úvod do invazní biologie.....	2
1.1 Mechanismy invazního procesu	3
1.1.1. Vektory nepůvodní herpetofauny	4
1.1.2 Usazení a naturalizace	5
1.1.3 Invaze.....	6
1.2 Mezinárodní obchod s živočichy a zástupci nadčeledi <i>Gekkota</i>	6
1.3 Rizika introdukcí nepůvodní herpetofauny	8
1.4 Invazní druhy herpetofauny v Evropské unii.....	10
1.5 Možnosti prevence a eradikace nepůvodních organismů.....	12
1.6 Současná legislativa Evropské unie	13
2 Systematika a charakteristika nadčeledi <i>Gekkota</i>.....	14
3 Cíl práce	17
4 Metodika	18
4.1 Výběr druhů a sestavení seznamu druhů nadčeledi <i>Gekkota</i>.....	18
4.2 Metody použité k posouzení rizika	18
4.2.1 Program Climatch v1.0	19
4.2.2 Risk Assessment Model (RAM)	21
4.2.3 Aquatic Species Invasiveness Screening Kit v1.4 (AS- ISK)	22
5 Výsledky	23
5.1 Výsledky Risk Assessment Model for exotic reptiles and amphibians.....	23
5.2 Výsledky Aquatic Species Invasiveness Screening Kit v1.4	25
5.3 Druhy s rizikovým hodnocením v programu RAM.....	27
5.4 Druhy s rizikovým hodnocením programu AS-ISK	28
6 Diskuze	29
6.2.6 gekon východní (<i>Hemidactylus frenatus</i>).....	31
6.2.11 gekon panenský (<i>Lepidodactylus lugubris</i>)	33
6.2.20 gekon prstýnkový (<i>Tarentola annularis</i>).....	34
7 Závěr	35
8 Literatura.....	37

1 Úvod do invazní biologie

Invazivní nepůvodní druhy představují v současné době významné riziko pro globální biodiverzitu (McGeoch et al. 2010), ve výjimečných případech i pro samotnou lidskou existenci (Early et al. 2016). Pokud se podíváme do minulosti, zjistíme, že vůbec první písemné zmínky o introdukcích nepůvodních organismů se začali objevovat v západních spisech v polovině 17. století, ačkoliv samotný proces rozšiřování druhů začal o několik tisíciletí dříve (Davis 2009). Jak zmiňuje Pyšek (2018), písemné zmínky o zavlékání nepůvodních druhů do nových prostředí nalezneme již v dílech Charlese Darwina, který používal pojem naturalizovaný druh a formuloval tzv. naturalizační hypotézu, podle níž invaze nepůvodních druhů bude úspěšnější v prostředí s malým množstvím domácích druhů jim příbuzných. Jak uvádí Kraus (2009), první zásadní průlom v povědomí veřejnosti o fenoménu invazní biologie pak představovala práce Charlese Eltona z roku 1958, v níž Elton demonstroval několik možných rizik v podobě negativních efektů introdukcí organismů, a to konkrétně na lidské zdraví a ekologii. Za posledních 30 let pak dalšími důležitými událostmi pro invazní biologii byly zejména program SCOPE, kde byl jeden z projektů cílen na invazní biologii, založení časopisu *Biological Invasions* v roce 1998, či založení centra pro invazní biologii v Jihoafrické republice v roce 2004 (Pyšek 2018). Jak uvádí Pyšek (2018), také samotné základní pojmy používané v invazní biologii byly po dlouhý čas poměrně nejednotné, kdy jen v anglickém jazyce bylo několik různých označení pro jeden termín, a tato označení byla i různě překládána, ale v současnosti je terminologie již sjednocená.

Jak citují Brunel et al. (2013), je v současné době počet zavlečených druhů jen v rámci Evropské unie, něco přes 11 000 druhů flóry i fauny, jak ukázal projekt DAISIE, který za podpory EU zmapoval stavy invazních druhů v Evropě. Rychlost, kterou narůstá počet invazních druhů, vyjadřuje Cohen & Carlton (1998), podle nichž 55,2 % z celkového množství invazí bylo zaznamenáno až po roce 1960, a počet úspěšných invazí vzrostl z jednoho invazního druhu za 55 týdnů (rok 1851-1960) na jeden nový invazní druh za 14 týdnů (rok 1995) v oblasti San Franciska. Rostoucí počet případů v podobě rozšiřování nepůvodní druhů potvrzuje řada dalších zdrojů, a je zřejmě silně spjat s podstatným nárůstem rozsahu a objemu obchodu a dopravy, zejména za posledních 25 let (Levine & D'Antonio 2003; Ruiz & Carlton 2003; Hulme et al. 2009; McGeoch et al. 2010). Tento problém se týká i herpetofauny (Kraus 2009) (Obr.1). V minulosti byla tato skupina živočichů v invazní biologii přehlížena, ačkoliv pomyslný vrchol introdukcí pro tuto skupinu organismů byl na přelomu 20. a 21. století, na

rozdíl od savců, ptáků a ryb, u nichž tento vrchol nastal již v 19 století. (Kopecký et al. 2019). Jak uvádějí Reed & Kraus (2010), důvod, proč se dostalo velkého vědeckého zájmu v invazní biologii právě skupinám, jako jsou savci, ale také rostliny či hmyz, je zejména to, že řada z nich prokázala schopnost značně poškozovat ekosystémy a způsobovat velké ekonomické ztráty. Nicméně v důsledku vzrůstající rychlosti invazí herpetofauny, se i ona nyní dostává do popředí zájmu veřejnosti (Reed & Kraus 2010). V neposlední řadě také změny životního prostředí, včetně změn klimatu, se v současné době významně podílí na usazování nepůvodních druhů (Early et al. 2016).



Obr. 1. Nárůst globálních introdukcí herpetofauny (převzato z Kraus 2009)

1.1 Mechanismy invazního procesu

Jak uvádějí Richardson et al. (2000), invazní proces se skládá z několika fází. Introdukce, kdy člověk transportuje druhy přes geografické bariéry a ty se usadí v dané oblasti, tj. vytvoří populaci dospělců. Druhým stupněm je kolonizace, kdy se druhy množí do podoby např. kolonií. Třetí fází je naturalizace, kdy dochází ke vzniku populace nové, která se dále rozmnožuje a šíří. Posledním stádiem je invaze, kdy se druhy nachází již na vzdálených místech od oblasti prvotní introdukce, a začínají narušovat populace místních druhů. Dle Krause (2009) pak faktory, které ovlivňují úspěch daného invazivního druhu, nejsou pro všechny organismy stejné, a například pro úspěšný transport, musí druh vykazovat jistou odolnost či schopnost snášet drsné environmentální podmínky či nedostatek potravy. Stejně tak různé skupiny organismů, se dostávají do nových prostředí různými způsoby. Zatímco nepůvodní druhy rostlin se do nových prostředí dostávají skrze neúmyslné zavlečení, obratlovci naopak

úmyslnou introdukcí v důsledku jejich využívání k biologické kontrole, potravním zdrojům, estetickým účelům či zábavě (Kopecký et al. 2016).

1.1.1 Vektory nepůvodní herpetofauny

Dle Baker et al. (2008) je možné, cesty nepůvodních druhů do nových oblastí, rozdělit na úmyslné introdukce a neúmyslné zavlečení. Mezi introdukce Kraus (2009) řadí obchod se zvířaty a s ním úzce spojené využívání zvířat v hobby chovech, v chovech kožešinových zvířat, v chovech hospodářských zvířat, v zahradnictví a při využívání organismů k bio-kontrolě populací škůdců. Dle Krause (2009) jsou pak cesty v rámci zavlečení zejména transport, konkrétně nákladní přeprava a obchod se semenáčky, v menší míře pak kontaminace akvakultur či přeprava pomocí osobních automobilů. Kraus Herp Database (Kraus 2009) uvádí celkem 677 druhů herpetofauny, jež byli zavlečeny nebo introdukovány v rámci různých světových lokalit.

V rámci Kraus Herp Database (Kraus 2009), byl vůbec nejvýznamnějším vektorem herpetofauny obchod se zvířaty, v celkem 1508 zaznamenaných případech. Na druhém místě pak s celkovým počtem případů 544, byla nákladní přeprava. Ohledně přepravy nákladů, uvádí Hulme (2009) dle dat UNCTAD (2007), že 46 % veškeré nákladní přepravy celosvětově představuje suchý náklad, který může představovat největší riziko vstupu nepůvodních organismů, jež jsou často jako kontaminanty obchodovaného zboží. Dále Hulme (2009) cituje UNCTAD (2007), podle nějž v roce 2006 bylo 90 % veškerého zboží přepraveno po mořích pomocí nákladních lodí, a letecká doprava tak tvořila minoritní podíl na globální přepravě zboží, přičemž počet míst potenciálního vstupu nepůvodních druhů organismů pro Evropu, byl 134 mořských přístavů a 2 427 letišť. Třetím nejčastějším vektorem dle Kraus Herp Database (Kraus 2009), jsou pak blíže nespecifikované introdukce, v celkem 293 případech a méně významné vektory pak představuje chov živočichů pro lidskou výživu ve 145 případech, obchod se semenáčky ve 144 případech, biologická kontrola ve 110 případech, vědecký výzkum v 92 případech, zaznamenané úniky z chovů v 39 případech, zoo obchod ve 24 případech, či přeprava osobními automobily ve 14 případech. Jako vektory, jež byly zaznamenané okrajově v řádu jednotek, uvádí Kraus Herp Database (Kraus 2009) lodní dopravu, medicínské využití jednotlivých druhů, použití živočichů jako návnady, výstavy živočichů či dokonce ochranu přírody.

Vektory, můžou nepůvodní druhy živočichů využít i k šíření uvnitř rizikové oblasti. Zároveň Copp et al. (2016) zmiňují i další možnosti šíření, například v důsledku schopnosti uchytit se či přilnout k pevnému podkladu, přirozené disperze daných taxonů např. v podobě

vajíček, schopnosti přirozeného rozptylu larválních či juvenilních stádií, migrace za reprodukci či možné disperze např. vajíček za účasti jiných druhů živočichů. Například u nadčeledi *Gekkota* má 60 % zástupců adhezivní lamely (Gamble et al. 2012) a některé druhy, např. zástupci rodu *Felzuma* (*Phelsuma*), přilepují vajíčka v podkladu (Osadnik 1984), což také může pomoci jejich šíření. Ne každý druh, který je transportován, se však naturalizuje v dané oblasti, což dokládá například studie García-Díaz & Cassey (2014), kdy pouze 20 % obojživelníků transportovaných do Austrálie bylo introdukováno či zavlečeno a pouze 21 % z tohoto množství představovali exotické druhy, pro Austrálii nepůvodní.

1.1.2 Usazení a naturalizace

Po fázi transportu pak tedy u některých druhů, jež jsou schopné přežít transport a dostat se do volné přírody, následuje fáze usazení ve volné přírodě a případná naturalizace daného druhu, tj. jeho rozmnožování. Kraus (2011) uvádí, že z 15 000 druhů herpetofauny bylo 678 druhů introdukováno či zavlečeno na nepůvodní lokality a z toho 322 druhů se usadilo v nové oblasti. Místa s vůbec nejvyšším počtem naturalizovaných druhů herpetofauny uvádějí Capinha et al. (2017), kdy první tři místa na světě obsadila Florida s 58 druhy, Havajské ostrovy s 32 druhy a Kalifornie s 25 druhy herpetofauny. Fáze úspěšného usazení kriticky závisí zejména na velikosti zakládající populace a dále endogenních a exogenních faktorech, jako například dostupnost zdrojů, prostorová heterogenita, klimatické podmínky a také v neposlední řadě na tzv. Allee effect (Garnier et al. 2012). Allee effect Stephens et al. (1999) vysvětlují tak, že se jedná o pozitivní korelaci mezi velikostí/hustotou populace a průměrnou hodnotou fitness populace/jedinců. Z uvedené definice tedy vyplývá, že se zvyšující se velikostí populace, se bude zvyšovat průměrná fitness populace/jednotlivců. Stejně tak Kraus (2009) potvrzuje, že jedinci, kteří se dostávali do nové oblasti častěji, na více míst a ve větším množství, byli daleko úspěšnější v usazení, a tak množství jedinců, jež se dostanou do nové oblasti, je důležitou součástí úspěšnosti v usazení. Pro tuto skutečnost se používá v invazní biologii pojmu „propagule pressure“. Ten lze demonstrovat na příkladu želvy nádherné (*Trachemys scripta*), kdy v letech 1989–1997 bylo exportováno z USA celkem 52 000 000 jedinců na světové trhy, z toho více než 8 000 000 jedinců ročně na asijské a evropské trhy (Scalera 2007). Jen v rámci EU, se tato želva dostala do volné přírody na celkem 17 lokalitách (Kraus 2009), nejvíce pak v Německu, Francii, Řecku, Itálii, Nizozemsku a Španělsku (van Dijk et al. 2011). Klíčovou roli sehrálo právě množství jedinců, jež se do daných lokalit dostali, zejména v důsledku obchodu se zvířaty. Kraus Herp Database (Kraus 2009) uvádí celých 1088 případů na 17

lokalitách v rámci EU, nejvíce pak Německo – 314 případů, Francie – 309 případů, Itálie – 59 případů, Nizozemsko – 97 případů, Belgie – 70 případů a Španělsko – 183 případů.

Bomford (2008) uvádí, že klíčové faktory k úspěšnému usazení exotické herpetofauny jsou především introdukce či zavlečení, jež byly provedeny vícekrát, klimatická shoda mezi původním areálem výskytu a novým areálem rozšíření, fakt, že daný druh již vytvořil nepůvodní populaci v jiných lokalitách a příslušnost k rodu nebo čeledi, jež má obecně vyšší míru úspěšnosti k usazení.

Naturalizace pak začíná ve chvíli, kdy druh již překonal veškeré abiotické a biotické bariéry, jež by bránily přežití, a když jsou také překonány různorodé bariéry regulující reprodukci. Tedy druhy vytváří nové soběstačné populace, šíří se a začleňují se do společenství rezidentních druhů (Richardson et al. 2000).

1.1.3 Invaze

Součástí samotné invaze, jsou všechny předcházející kategorie: transport, introdukce, usazení druhu a jeho naturalizace. Avšak aby byl druh chápán jako invazní, pak dle Bomford (2008) je takový druh původcem změn a ohrožuje místní biodiverzitu.

Pokud se podíváme na konkrétní schopnosti herpetofauny, jejíž vybrané druhy jsou považovány za invazní, uvádí Bomford (2008) jako zásadní: 1. schopnost obývat narušené habitaty či městské a zemědělské oblasti, 2. schopnost přijímat široké potravní spektrum, 3. schopnost obývat různé habitaty a používat širokou škálu chování a schopnost přizpůsobit se, 4. vysoká reprodukční schopnost a fertilita, ve smyslu časnější pohlavní dospělosti, velikosti snůšky, vyšší frekvence odchovů, krátké doby březosti a vyššího počtu potomků, 5. schopnost partenogeneze, 6. schopnost disperze např. přímo pomocí vody u želvy nádherné a 7. velikost těla, kdy zpravidla větší druhy bývají úspěšnější, ale i menší velikost těla může pro daný druh představovat výhodu, v závislosti na prostředí.

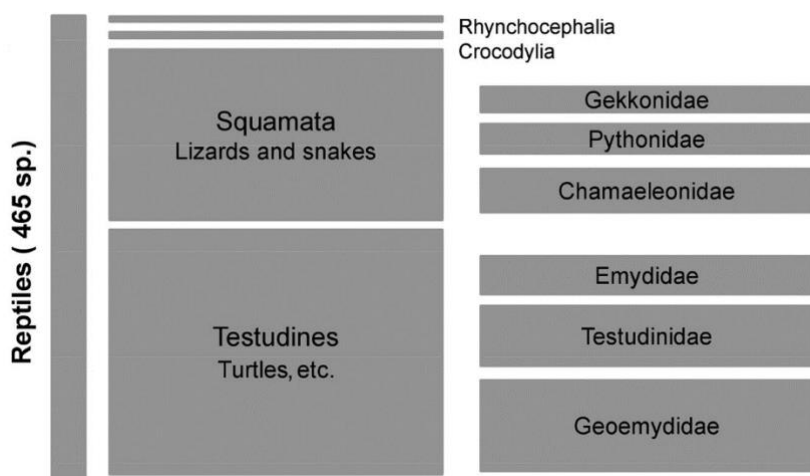
Cesty, jimiž nepůvodní druhy působí na ekosystémy a druhy vyskytující se v dané oblasti, jsou nevratné (Wittenberg & Cock 2001), zároveň předpovědět, jakým způsobem se bude daný druh chovat v dané oblasti je v celku složité, avšak mohou nám k tomu jistým způsobem dopomoci právě modelové systémy či metody jako AS-ISK či RAM.

1.2 Mezinárodní obchod s živočichy a zástupci nadčeledi *Gekkota*

Jak zmiňuje Bush et al. (2014), celosvětový pohyb všech druhů v rámci obchodu se zvířaty může být jak legální, tak nelegální a druhy mohou být odebírány přímo z volné přírody

(v podobě dospělců, juvenilních stádií i vajíček), či mohou pocházet z různých druhů chovů v zajetí, pokud je známa jejich reprodukční biologie a daří se je odchovávat. Podle Rosen & Smith (2010), celosvětový legální obchod s volně žijícími živočichy, byl v roce 2005 ohodnocen na \$21 biliónů, avšak ilegální obchod pak dosahuje odhadem \$5-\$20 biliónů ročně (Wyler & Sheikh 2008), a představuje tak významný vektor vstupu nepůvodních druhů organismů do nových oblastí.

V souhrnu celosvětového trhu s exotickými živočichy dle Bush et al. (2014), jsou neobchodovanější skupinou ptáci (celkem 585 druhů), třetí nejobchodovanější skupinou jsou savci (celkem 113 druhů) a plazi představují druhou nejobchodovanější skupinu, viz obr. 2. Jak uvádějí Auliya et al. (2016), 355 druhů plazů umístěných v CITES a 194 druhů bez statutu CITES, jsou předmětem obchodu, přičemž EU hraje hlavní roli v rámci globálního obchodu s plazy.



Obr. 2 Rozdělení jednotlivých obchodovaných skupin plazů (převzato z Bush et al. 2014)

Nicméně řada druhů herpetofauny, je velice složitá z hlediska determinace druhu, a tak i některá data ohledně obchodu s danými druhy, nemusí být zcela přesná. Příkladem je Madagaskar, který např. pro konkrétní druhy herpetofauny má roční kvóty, tzn. kolik jedinců daného druhu, lze ročně odchytit z volné přírody a exportovat v rámci obchodu se zvířaty (Andreone et al. 2006). A zde vzniká problém, jako třeba u gekonů rodu Ploskorep (*Uroplatus*), jejichž roční kvóta kupříkladu pro druh *Uroplatus eburni*, je 2000 jedinců, ale z hlediska taxonomie, je velmi obtížné tento druh jednoznačně identifikovat, a také díky tomu, může být odchyt jedinců z volné přírody v některých oblastech daleko vyšší, než v lokalitách určených pro legální sběr (Raxworthy et al. 2011). Druh ploskorep fantastický (*Uroplatus phantasticus*) byl také v minulosti exportován z Madagaskaru pro mezinárodní trh se zvířaty, a ačkoliv již

v současnosti legálně vyvážen není, může tomu tak být ilegálně právě proto, že je často zaměňován s druhem *U. ebenau* (Ratsoavina et al. 2011). Může se pak jednat o zdánlivě legální obchod, kdy druh, pro nějž již nejsou platné kvóty, může být snadno označen za druh jiný, a následně exportován. Navíc jak uvádějí Bush et al. (2014), plazi jsou v daleko menším zastoupení v přílohách CITES, než ptáci či savci, a tak nelegální obchod s nimi, je jednodušší než u předchozích dvou skupin.

Podle Caldwell & Vitt (2014) jen v letech 1998–2002 Spojené státy americké exportovali 26 miliónů plazů, přičemž 1 079 447 zástupců nadčeledi *Gekkota* nebylo identifikováno do úrovně druhu. Podle Auliya et al. (2016), členské státy EU importovali 20 788 747 živých plazů za období 2004 až 2014, kdy vůbec největším importérem bylo Německo, dále pak Velká Británie, Česká republika a Itálie a původ obchodovaných jedinců byl převážně z 15 států, nejčastěji pak USA, Čína, Vietnam a Tanzanie. Arena et al. (2012) uvádí, že na evropských trzích jsou obchodovány druhy, které jsou adaptovány na široké potravní spektrum a regiony EU nabízí řadu příležitostí pro tyto druhy plazů a obojživelníků, z nadčeledi *Gekkota* například obchodované druhy gekončík noční (*Eublepharis macularius*), gekon obrovský (*Gekko gecko*), *Hemidactylus imbricatus*, gekon modrý (*Lygodactylus williamsi*), *Nephrurus amya*, *Nephrurus levis*, *Pachydactylus* spp., gekon madagaskarský (*Paroedura picta*), felzuma zlatoocasá (*Phelsuma laticauda*), felzuma pruhovaná (*Phelsuma lineata*), felzuma madagaskarská (*Phelsuma madagascariensis*), felzuma paví (*Phelsuma quadriocellata*), *Rhacodactylus auriculatus*, pagekon hrbolkohlavý (*Rhacodactylus ciliatus*) a ploskorep Henkelův (*Uroplatus henkeli*). Vůbec nejvíce obchodovanými druhy z nadčeledi *Gekkota* na světových trzích za období 1998–2002, byli zástupci rodu *Hemidactylus* a gekon obrovský (*Gekko gecko*), přičemž rod *Hemidactylus* zejména pro hobby chovy a gekon obrovský pro tradiční čínskou medicínu (Caldwell & Vitt 2014). V rámci obchodu EU pak byli také nabízeni gekončík západní (*Eublepharis angramainyu*), gekončík africký (*Hemitheconyx caudicinctus*), novozélandské druhy rodu Pagekon (*Naultinus*), *Woodworthia* a *Mokopirirakau* či zástupci rodu *Goniurosaurus* z Číny a Japonska (Auliya et al. 2016).

1.3 Rizika introdukcí nepůvodní herpetofauny

Na základě programu Aquatic Species Invasiveness Screening Kit (Copp et al. 2016) lze rizika rozdělit na několik kategorií, dle příslušného efektu, jež s sebou introdukce může přinést: negativní dopady na volně žijící populace živočichů či komerční taxony, negativní dopady v akvakultuře, negativní dopady na ekosystémové služby, negativní socio-ekonomické dopady,

rizika pro lidské zdraví, potlačení místních taxonů, parazitismus, přenos patogenů, snížení kvality habitatu pro místní taxony, vyčerpání potravinových zdrojů pro místní taxony a taktéž změna klimatu a s ní související změna četnosti některých z těchto efektů. Dle Ricciardi (2003) nám mohou poskytnout kritéria pro upřednostnění invazních rizik právě prediktivní modely založené na spolehlivých datech.

Pokud bychom se podívali na konkrétní dopady v číslech, Allendorf a Lundquist (2003) uvádí, že například introdukce 50 000 nepůvodních druhů organismů v USA, způsobuje každoroční škody za bezmála \$ 125 biliónů. Jak uvádějí Reed & Kraus (2010), jsou nejznámějšími invazními druhy herpetofauny např. bojga hnědá (*Boiga irregularis*), krajta tygrovitá (*Python molurus*), bezblanka koki (*Eleutherodactylus coquiin*) a ropucha obrovská (*Rhinella marina*), avšak relativně málo lidí si je vědomo dalších potenciálně škodlivých druhů herpetofauny, jako varan nilský (*Varanus niloticus*), korálovka pruhovaná (*Lampropeltis getula*) či hroznýš královský (*Boa constrictor*). Vůbec neúspěšnějším druhem, z hlediska počtu nepůvodních regionů, které druh obsadil, je slepák květinový (*Indotyphlops braminus*), který se v současnosti nachází v 83 regionech a přeskočil tak i velmi známou želvu nádhernou (Capinha et al. 2017). *I. braminus* byl rozšířen do většiny tropických oblastí v důsledku obchodu s exotickými rostlinami a schopnosti partenogeneze (BioLib 2019a), nicméně jak uvádějí Hailey et al. (2011), vliv na rezidentní druhy není znám. Avšak řada negativních dopadů výše uvedených druhů je známa již dnes. Příkladem může být bojga hnědá na ostrově Guam, která zde eliminovala celkem 10 druhů ptáků, další dva druhy značně zredukovala, má negativní dopad na domácí zvířata, elektrickou infrastrukturu a lidské zdraví (Rodda & Savidge 2007). Ekologickým dopadem invaze bezblanky koki je predace populace bezobratlých a tím narušení souvisejících ekosystémových procesů (Beard et al. 2009). Jsou však také již dostupná data o dopadu introdukce hroznýše královského na Conzumel Island, který negativně ovlivnil místní druhy, zejména endemické, v důsledku jejich predace (Romero-Nájera et al. 2006).

Z negativních efektů introdukcí či zavlečení zástupců nadčeledi *Gekkota* lze uvést příklad druhu gekon východní (*Hemidactylus frenatus*) na ostrově Mascarene, kde došlo ke kompetičnímu vyloučení několika rezidentních druhů, a tak snížení místní biodiverzity (Carranza & Arnold 2006). Gekon východní mimo jiné obsadil 64 nových regionů po celém světě a je třetím neúspěšnějším zástupcem herpetofauny v počtu obsazených lokalit (Capinha et al. 2017). Dalším příkladem negativního efektu přítomnosti invazivního druhu je *Phelsuma grandis* na ostrově Mauricius, který zde preduje jiné druhy gekonů, včetně endemického druhu *Phelsuma borbonica* (Buckland et al. 2014). Podle Das et al. (2011) je negativní dopad invazivních druhů gekonů na místní druhy, zejména v důsledku schopností využívat zdroje a

snižovat jejich dostupnost, tak jako v případě gekona východního (*Hemidactylus frenatus*), který v Tichomoří snižuje dostupnost zdrojů pro gekona panenského (*Lepidodactylus lugubris*). Negativní dopad introdukcí či zavlečení gekonů do nových oblastí tak s sebou přináší zejména rizika spojená zejména se snížením místní biodiverzity.

1.4 Invazní druhy herpetofauny v Evropské unii

Jak uvádějí DAISIE (2009), 46 % introdukované či zavlečené herpetofauny, má alespoň část areálu výskytu v Evropě, druhy africké a asijské představují jednu čtvrtinu introdukovaných či zavlečených druhů a severoamerické druhy představují pouhých 4 % z nepůvodní herpetofauny. Většina druhů tedy byla přemístěna pouze uvnitř evropského kontinentu, avšak úspěšné jsou i druhy, jejichž původ je mimoevropský (Kopecký et al. 2016). Invazivní druhy herpetofauny vyskytující se v Evropě, jež jsou pro evropskou faunu nepůvodní, uvádí tab. 1.

Tab. 1.: Introdukované/zavlečené druhy herpetofauny v Evropě (převzato z DAISIE 2009) a úspěšná introdukce/zavlečení na lokalitách EU vyjma zámořských departementů (převzato z Kraus Herp Database 2009 a DAISIE 2009)

Obojživelníci	Místo introdukce/zavlečení
ropucha berberská (<i>Sclerophrys mauritanica</i>)	Španělsko
drápatka vodní (<i>Xenopus laevis</i>)	Francie, Velká Británie, Sicílie,
skokan volský (<i>Lithobates catesbeianus</i>)	Belgie, Francie, Německo, Itálie, Kréta, Velká Británie
Plazi	Místo introdukce/zavlečení
štíhovka alžírská (<i>Hemorrhois algirus</i>)	Malta
užovka kapucínská (<i>Macroprotodon cucullatus</i>)	Baleárské ostrovy
želva ozdobná (<i>Chrysemys picta</i>)	Španělsko
ještěrka severoafrická (<i>Scelarcis perspicillata</i>)	Baleárské ostrovy
ještěrka madeirská (<i>Teira dugesii</i>)	Portugalsko
anolis rudokrký (<i>Anolis carolinensis</i>)	Španělsko
kožnatka čínská (<i>Pelodiscus sinensis</i>)	Španělsko
želva nádherná (<i>Trachemys scripta</i>)	Rakousko, Belgie, Baleáry, Francie, Německo, Řecko, Itálie, Španělsko

Za potenciálně invazivní druhy jsou pak dle Nobanis (2019) považovány druhy jako kajmanka dravá (*Chelydra serpentina*) nebo užovka amurská (*Elaphe schrenckii*). Státy jižní Evropy v důsledku svých příznivějších klimatických podmínek, mají více případů introdukcí či zavlečení herpetofauny, než státy na severu Evropy, s výjimkou Velké Británie, kde je míra introdukcí/ zavlečení naopak vyšší (DAISIE 2009), zřejmě i vzhledem k mírnějšímu klimatu. Úspěšnost v usazení herpetofauny na ostrovech, je také v průměru výrazně vyšší než v kontinentálních regionech, což platí i pro všechny ostatní taxonomické skupiny (Capinha et al. 2017), protože společenství, jež se vyvíjí v izolovaných podmínkách ostrovů, mají nižší druhovou rozmanitost a je zde i nižší predační tlak než v pevninských regionech a rezidentní druhy jsou méně odolné vůči působení biotických faktorů, jako jsou například invaze (Yiming et al. 2006). Capinha et al. (2017) uvádějí, že globálně je pouze 17 regionů (tj. 4,7 % z celkového množství regionů), kde se naturalizovalo deset a více druhů nepůvodní herpetofauny, přičemž právě Itálie (11 druhů), Španělsko (13 druhů), Francie (deset druhů) a Velká Británie (deset druhů) k těmto regionům patří.

Mezi 100 nejhorších invazivních druhů světa, zařadila Invasive Species Specialist Group (ISSG 2017) právě výše uvedenou želvu nádhernou a skokana volského, kteří byli vůbec nejvíce obchodovanými zástupci herpetofauny na celosvětovém trhu, skokan volský v rámci importu v letech 1998–2002 v počtu přesahujícím 3 800 000 jedinců pro konzumní účely a želva nádherná pro konzumní i chovné účely v počtu přesahujícím 23 000 000 jedinců (Caldwell & Vitt 2014). Capinha et al. (2017) uvádějí, že želva nádherná se v současnosti nachází na celkem 73 nepůvodních světových lokalitách, a zaujímá tak v rámci herpetofauny druhé místo v počtu usazení v nepůvodních regionech, skokan volský je pak na čtvrtém místě s 59 nepůvodními lokalitami světa. Jako známý negativní dopad introdukce skokana volského je přenos chytridiomykózy, jejíž původcem je *Batrachochytrium dendrobatidis*, která vážně ovlivňuje rezidentní druhy obojživelníků po celém světě, v Evropě pak zejména ve Francii a Velké Británii (DAISIE 2009). Želva nádherná na nepůvodních lokalitách přenáší patogeny na místní taxony (Soccini & Ferri 2004), je původcem změn chemických vlastností vody (Lindsay et al. 2013) a ve smíšených skupinách s želvou bahenní (*Emys orbicularis*) se vyskytuje vyšší mortalita druhu *E. orbicularis* (Cadi & Joly 2004).

Ačkoliv v současné době již platí zákaz importu želvy ozdobné (*Chrysemys picta*), skokana volského (*Lithobates catesbeianus*) i želvy nádherné (*Trachemys scripta elegans*) do zemí Evropské unie (Eur-Lex 2019a), blokování dovozu těchto druhů, s sebou nese rizika introdukcí jiných potenciálně invazivních druhů, jež mohou vyplnit volné místo na trhu a mohou představovat stejný problém jako zakázané druhy (Kopecký et al. 2013).

1.5 Možnosti prevence a eradikace nepůvodních organismů

Možnost omezení, nebo zmírnění samotné invaze nepůvodních druhů, případně snížení dopadů invaze, může být realizována, na základě prevence vstupu nepůvodního organismu do rizikové oblasti, dále pak eradikací nově vzniklých populací před jejich expanzí, nebo pokud již expanze proběhla, může eradikace pomoci snížit náklady již rozsáhlých invazí (Kraus 2009).

Dle Krause (2009) pak záleží na tom, zdali se jedná o úmyslnou introdukci či neúmyslné zavlečení. V případě zavlečení, kdy nepůvodní druhy cestují např. společně s komerčním zbožím, je možnou teoretickou prevencí kontrola či karanténa tohoto zboží. V případě introdukcí (bio kontrola, domácí zvířata, potravinové druhy) je pak teoretickou možností prevence především vývoj screeningových systémů. Hegan (2014) cituje Pimentel et al. (2005), že vůbec nejúčinnější způsob kontroly je samotná prevence v podobě vzdělávání veřejnosti či odpovědných úředníků a státních zaměstnanců a dále pak dle Hardin (2007) vzdělávání majitelů zvířat.

Avšak kontrola a případná eradikace nepůvodní herpetofauny je obtížná, zejména proto, že tyto druhy jsou často kryptické a je téměř nemožné najít všechny jedince (Van Kleeck & Holland 2018; Bomford 2008). Obecné eradikační postupy jsou: 1) mechanický – např. ruční sběr jedinců, 2) chemický – například využití toxických návnad, 3) management prostředí – např. předepsané vypalování, pasení apod. a 4) lov invazivních druhů (Wittenberg & Cock 2001). Např. Bomford (2008) uvádí, že prakticky všechny pokusy o eradikaci v případě herpetofauny nebyly úspěšné, a příkladem může být pokus o eradikaci drápatky vodní (*Xenopus laevis*) v oblasti Kalifornie, kdy byla neúspěšně použita eradikace chemická, na bázi Rotenonu, jež mířila pouze na dospělé, a která mimo jiné představovala riziko i pro místní taxony herpetofauny. Dalším ne zcela úspěšným programem eradikace, byl program zaměřený proti druhu bojga hnědá (*Boiga irregularis*) na ostrově Guam, realizovaný v podobě pastí s návnadami, detekce vycvičenými psy či manuálního odstraňování, ačkoliv se pomocí něj, podařilo zabránit alespoň sekundární invazi na další ostrovy v Pacifiku včetně Havaje (Engemen 2001; Kraus 2015; Van Kleeck & Holland 2018). Naopak úspěšné byly eradikační programy v rámci jedné lokality ve Velké Británii za celkem £29 000 a na dvou lokalitách v Německu, zaměřené proti skokanu volskému (*Lithobates catesbeianus*) a úspěchu bylo dosaženo zejména díky včasné eradikaci, kdy populace byli ještě malé a čítali pouze několik jedinců (DAISIE 2009). Nicméně eradikace se týkala pouze tří lokalit a dle IUCN SSC Amphibian Specialist Group (2015) je tento druh stále přítomen ve volné přírodě jak na území Velké Británie, tak Německa. Fisher (2011) mimo jiné zmiňuje, že aby mohly být eradikační

programy uvedeny v praxi, je nutné nejprve podrobně znát místní druhy herpetofauny, aby nedošlo k jejímu přímému či nepřímému ovlivnění eradikačními programy. Jako možné techniky monitoringu místní herpetofauny uvádí například noční a denní vizuální průzkumy terénu, lepkové pastě, průzkum cest aj.

Pokud selže i případná eradikace, poslední zbývající možností je podle Wittenberg & Cock (2001) kontrola, ve smyslu udržení denzity a četnosti výskytu invazivních druhů na akceptovatelné hranici. Dále uvádějí, že kontrola může být mechanická – dražší metoda a zároveň závislá na množství dobrovolníků, chemická – účinná, avšak drahá, s necílovými účinky a možností rezistence, či biologická – která může být ekonomicky výhodná, trvalá, soběstačná a ekologická. Do možné biologické kontroly Wittenberg & Cock (2001) mimo jiné řadí teoretický příklad možného využití patogenu ke kontrole kupříkladu invazní populace druhu bojga hnědá na Ostrově Guam, podobně jako byl využitý virus myxomatózy či calicivirus na invazivní populaci králíků v Austrálii.

Prevence je stále celosvětově považována za nejvíce výhodnou cestu z hlediska ceny a nákladů v boji proti invazím nepůvodních druhů (DAISIE 2009). S ohledem na největší vektor herpetofauny tedy obchod se zvířaty, by jednou z neúčinnějších metod prevence vůbec, mohla být úprava jak celosvětové legislativy, tak legislativy místní a následná kontrola organismů, jež v důsledku obchodu vstupují do rizikových oblastí. Nicméně legislativní předpisy mohou účinně zakázat obchod s některými druhy, avšak ty mohou na trhu nahradit druhy nové, a tak nemůžeme očekávat, že objem obchodovaných plazů se v budoucnu sníží (Der Meijden & Herrel 2014; Kopecký et al. 2019). DAISIE (2009) pak uvádějí, že řešením by mohla být naopak tzv. „bílá listina“, tedy seznam druhů určených pro obchod, které nepředstavují riziko v dané oblasti. Globální sdílení dat, by pak mohlo pomoci vytvořit seznam sledovaných druhů, jež by představoval prevenci invaze, v podobě časně detekce a rychlé odpovědi na výskyt nepůvodních druhů (Simpson et al. 2009).

1.6 Současná legislativa Evropské unie

Z hlediska invazní biologie, je důležitým krokem implementace nařízení Evropského parlamentu a Rady (EU) č. 1143/2014, o prevenci a regulaci zavlékání či vysazování a šíření nepůvodních invazivních druhů (Eur-Lex 2019a). Hlavním nástrojem pro uplatňování tohoto nařízení, je zařazení potenciálních invazivních nepůvodních druhů na unijní seznam.

Prováděcí nařízení Komise (EU) 1141/2016, pak představuje samotný seznam nepůvodních invazivních druhů s významným dopadem pro EU, celkem 37 druhů fauny a flóry

(Eur-lex 2019d). V současné době, již existuje zákaz importu některých invazivních druhů do EU, konkrétně nařízení Rady (ES) 338/97, jež tyto druhy řadí do přílohy B a jedná se v rámci herpetofauny o želvu ozdobnou (*Chrysemys picta*), skokana volského (*Lithobates catesbeianus*) a želvu nádhernou (*Trachemys scripta elegans*) (Eur-Lex 2019a), nicméně na unijním seznamu nepůvodních invazivních druhů s významným dopadem na Unii ještě stále není zařazena želva ozdobná (AOPK 2019). Dále se unijní seznam invazivních druhů rozšířil v roce 2017 o dalších 12 druhů (bez zástupců herpetofauny) na základě prováděcího nařízení Komise (EU) 1263/2017 (MŽP 2019) a obsahuje již celkem 49 druhů fauny a flóry (AOPK 2019).

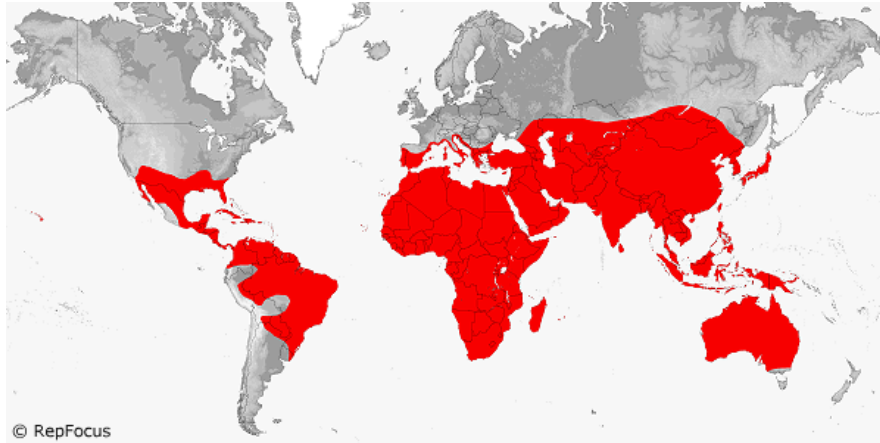
2 Systematika a charakteristika nadčeledi *Gekkota*

Tab. 2.: Zařazení zástupců nadčeledi *Gekkota* do systému (převzato z BioLib 2019):

Říše	<i>Animalia</i>	Živočichové
Kmen	<i>Chordata</i>	Strunatci
Podkmen	<i>Vertebrata</i>	Obratlovci
Třída	<i>Reptilia</i>	Plazi
Podtřída	<i>Lepidosauria</i>	
Řád	<i>Squamata</i>	Šupinatí
Infrařád	<i>Lacertilia</i>	
Nadčeleď	<i>Gekkota</i>	Gekoni
Čeleď	<i>Carphodactylidae</i>	
Čeleď	<i>Diplodactylidae</i>	Pagekonovití
Čeleď	<i>Eublepharidae</i>	Gekončíkovití
Čeleď	<i>Gekkonidae</i>	Gekonovití
Čeleď	<i>Phyllodactylidae</i>	
Čeleď	<i>Sphaerodactylidae</i>	

Nadčeleď *Gekkota* patří do skupiny šupinatých plazů, s celkovým počtem druhů: 1897 (Uetz et al. 2019). Systematiku nadčeledi uvádí Tab. 2. Gekoni jsou zpravidla noční predátoři s velmi dobrým zrakem a schopností vokalizace (Bauer 2013). Některé rody jako např. *Felzuma* (*Phelsuma*) či *Lygodactylus*, se stali sekundárně diurnálními (Autumn et al. 1999). Rozšíření zástupců nadčeledi uvádí obrázek 3. V rámci evropské fauny jsou původní gekon evropský (*Euleptes europaea*), gekon turecký (*Hemidactylus turcicus*), gekon egejský (*Mediodactylus*

kotschyi), a zástupci rodu *Tarentola*, konkrétně gekon zední (*T. mauritanica*), gekon lávový (*T. delalandii*), *T. angustimentalis*, gekon kanárský (*T. boettgeri*), a *T. gomerensis* (Jong et al. 2014a)



Obr. 3 Rozšíření nadčeledi *Gekkota* (převzato z Midtgaard 2019)

Zástupci obývají celou škálu habitatů od lesů, křovin a skalních útvarů (Menz & Cullen 2006), přes pouště (Caldwell & Vitt 2014) až po městské oblasti (Ibrahim 2013). Zvláštností jejich anatomie je přítomnost adhesivních lamel, jež jim poskytují neobyčejné schopnosti pohybu po svislých či obrácených plochách (Gamble et al. 2012). Řada druhů má schopnost autotomie a následně velmi rychlé regenerace ocasu, jež se vyvinula jako mechanismus podporující přežití jedinců při úniku před predátory (Congdon et al. 1974). Mezi zástupci nalezneme druhy insektivorní (Renner et al. 2007) i omnivorní, které kromě hmyzu konzumují i ovoce a nektar (Bauer 1985) nebo také menší obratlovce (Bauer & Sadlier 1994). Nejčastější predační strategie jsou „sit-and-wait“ či „active forager“ a některé druhy, mohou i vykazovat jistou variabilitu mezi těmito strategiemi, např. v závislosti na dostupnosti množství hmyzu nebo pohlaví jedince (Thirakhupt et al. 2006). V rámci reprodukčních strategií zde převažují druhy oviparní, kdy počet vajec ve snůšce se pohybuje od 1 do 3 kusů a je druhově specifický (Caldwell & Vitt 2014). Nicméně jsou známy i druhy viviparní např. u rodu *Hoplodactylus* či *Naultinus* (Caldwell & Vitt 2014) a stejně tak strategie asexuální v podobě partenogeneze u druhů gekon panenský (*Lepidodactylus lugubris*) či *Hemidactylus garnotii* (Moritz et al. 1993). U některých druhů, např. gekončík noční (*Eublepharis macularius*), je známo efektu teplotního určení pohlaví (Viets et al. 1993) a také u plazů velmi ojediněle se vyskytující rodičovská péče (Martinez-Jimenez 2016), nejčastěji v podobě obrany snůšky, například u rodů *Felsuma* (*Phelsuma*) nebo Gekon (*Gekko*) (Somma 1990).

Druhým nejpočetnějším rodem (po rodu *Cyrtodactylus*), je rod *Hemidactylus*, který čítá 122 druhů (Šmíd et al. 2013), jež se vyskytují napříč tropů a subtropů Asie, Afriky, Pacifiku, evropského středomoří a severní i jižní Ameriky (Bauer et al. 2010). Fylogeneze naznačuje, že rod *Hemidactylus* je schopný rychlé radiace a disperzního procesu na dlouhé vzdálenosti s větším rozsahem, než je znám u jakéhokoliv jiného rodu, kdy v rámci fylogenetického vývoje za posledních 15 milionů let překročili přirozenou cestou Atlantický oceán nejméně dvakrát, navíc k mnoha rozsáhlým extenzím došlo relativně nedávno, kdy zejména komenzální druhy kolonizovali oblasti Středomoří, tropickou Afriku, velkou část Ameriky a stovky ostrovů Tichomoří, Indického i Atlantického oceánu, v důsledku antropogenní činnosti (Carranza & Arnold 2006) a k řadě rozšíření došlo i spontánním driftováním na přírodních vorech (Šmíd et al. 2013). Schopnost disperze na dlouhé zámořské vzdálenosti je známá také u zástupců rodu *Tarentola*, kteří jsou adaptovaní na aridní biotopy a jsou schopni přežít dlouhou dobu bez vody při driftování např. na plovoucí vegetaci, což vysvětluje jejich výskyt v Makaronézii či Západní Indii, kam jim ze severozápadní Afriky napomohlo přirozené proudění vody v Atlantickém oceánu, směrem od afrického pobřeží, přes Kanárské ostrovy až do Západní Indie (Carranza et al. 2000). Taktéž u některých druhů rodu *Phelsuma*, je známá přirozená zámořská kolonizace, například z Madagaskaru na ostrov Pemba (Rocha et al. 2007). Mezi schopnosti řady gekonů, které napomáhají zámořským kolonizacím, patří například vajíčka s tvrdou skořápkou bránící vysychání, odolnost vajíček proti působení mořské vody a adhezivní lamely umožňující uchycení na vegetaci (Gamble et al. 2011). Vůbec největší areál rozšíření ze všech gekonů pak mají právě zástupci rodu *Hemidactylus* (Bauer et al. 2010), přičemž pouze 8 druhů je zodpovědných za pokrytí takto velkého areálu rozšíření, konkrétně gekon východní (*H. frenatus*), gekon turecký (*H. turcicus*), gekon domácí (*H. mabouia*), *H. brookii*, *H. garnotii*, *H. persicus*, gekon žlutozelený (*H. flaviridis*) a *H. bowringii* (Carranza & Arnold 2006).

Nejúspěšnější invazním druhy, které obsadili nejvíce nepůvodních regionů, jsou gekon východní (*Hemidactylus frenatus*) na celkem 64 lokalitách, gekon domácí (*Hemidactylus mabouia*) na 43 lokalitách, gekon turecký (*Hemidactylus turcicus*) na 36 lokalitách, gekon panenský (*Lepidodactylus lugubris*) na 18 lokalitách, gekon zední (*Tarentola mauretanicus*) na 16 lokalitách, *Gehyra mutilata* na 15 lokalitách a *Hemidactylus garnotii* na 10 lokalitách (Capinha et al. 2017).

3 Cíl práce

Vzhledem k tomu, že hlavním vektorem introdukcí herpetofauny je obchod se zvířaty a nadčeleď *Gekkota* je významnou součástí mezinárodního obchodu, navíc u řady invazivních druhů jsou známy i negativní dopady, spojené zejména se snížením místní biodiverzity, je cílem této práce posouzení invazního rizika obchodovaných druhů nadčeledi *Gekkota* pro území Evropské unie, prostřednictvím modelových programů Risk Assessment Model for exotic reptiles and amphibians a Aquatic Species Invasiveness Screening Kit v1.4, za podpory vyhodnocení klimatické shody programem Climatch v1.0.

4 Metodika

4.1 Výběr druhů a sestavení seznamu druhů nadčeledi *Gekkota*

Seznam druhů nadčeledi *Gekkota*, jež je předmětem této práce, byl sestaven podle nejčastěji obchodovaných druhů gekonů v rámci Evropské unie. Seznam byl sestaven na základě druhů uvedených v materiálech celní správy a aktuálních obchodních nabídek pěti předních českých velkoobchodníků se zvířaty v ČR a domácími chovateli (Kopecký et al. 2013, 2016, 2019).

Shromážděná data byla dále tříděna a ze seznamu druhů byly vyřazeny ty druhy, jejichž přirozeným areálem výskytu je některá ze členských zemí Evropské unie, nebo druhy, jejichž dostupnost na trhu byla velmi ojedinělá. Z cílového regionu, tj. území Evropské unie, byly pro účel této studie, vyřazeny zámořská území Francie a Velké Británie, z důvodů geografické odlehlosti (Kopecký et al. 2013, 2016, 2019).

Celkový počet vybraných zástupců byl 87 druhů. Z výše zmíněných důvodů pak ze seznamu bylo odebráno 23 druhů gekonů a to konkrétně: *Cnemaspis africana*, gekon Barbourův (*Cnemaspis barbouri*), gekon Sternfeldův (*Cnemaspis quattuorseriata*), *Cyrtodactylus fumosus*, gekon žlutohlavý (*Gonatodes albogularis*), *Goniurosaurus lichtenfelderi*, *Hemidactylus ansorgii*, *Hemidactylus brookii*, *Hemidactylus ruspolii*, gekon turecký (*Hemidactylus turcicus*), gekončik východoafrický (*Holodactylus africanus*), *Lygodactylus grotei*, *Lygodactylus gutturalis*, *Lygodactylus kimhowelli*, gekon žlutavý (*Lygodactylus luteopicturatus*), gekon Bibronův (*Chondrodactylus bibronii*), gekon létavý (*Ptychozoon kuhli*), *Ptyodactylus guttatus*, *Ptyodactylus ragazzi*, gekon lávový (*Tarentola delalandii*), *Tarentola angustimentalis*, *Tropicolotes steudneri*, gekon Turnerův (*Chondrodactylus turneri*). Z důvodů vysoké klimatické shody s regionem Evropské unie byl doplněn druh *Diplodactylus vittatus*.

Celkem tedy bylo hodnoceno 30 rodů nadčeledi *Gekkota*, a z toho konkrétně 64 druhů.

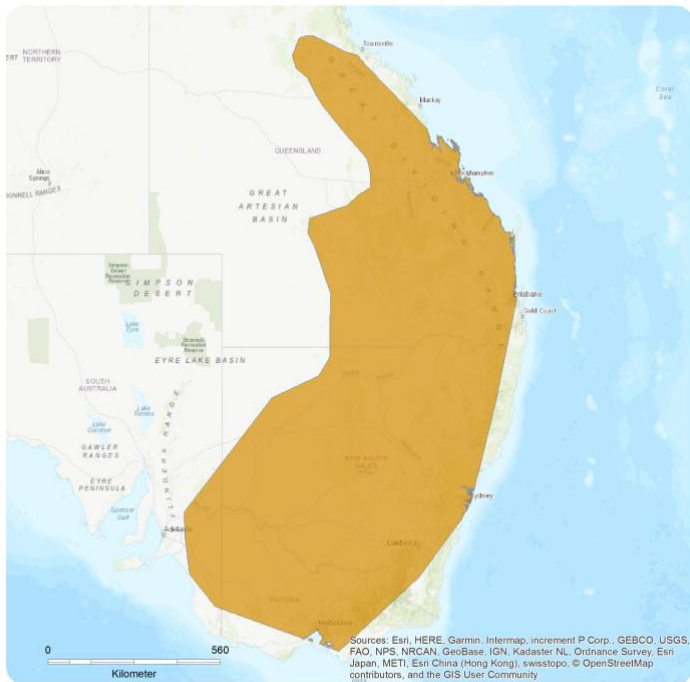
4.2 Metody použité k posouzení rizika

V této práci byly využity dva modely k hodnocení invazního rizika, a to konkrétně metoda Risk Assessment Model (Bomford 2008) a metoda Aquatic Species Invasiveness Screening Kit (Copp et al. 2016). Pro posouzení klimatické shody mezi areálem výskytu druhů a klimatickými

podmínkami v rámci zkoumaného regionu, tj. Evropské unie, pak byl použit program Climatch v1.0 (Bureau of Rural Sciences 2008) jako součást Risk Assessment Model.

4.2.1 Program Climatch v1.0

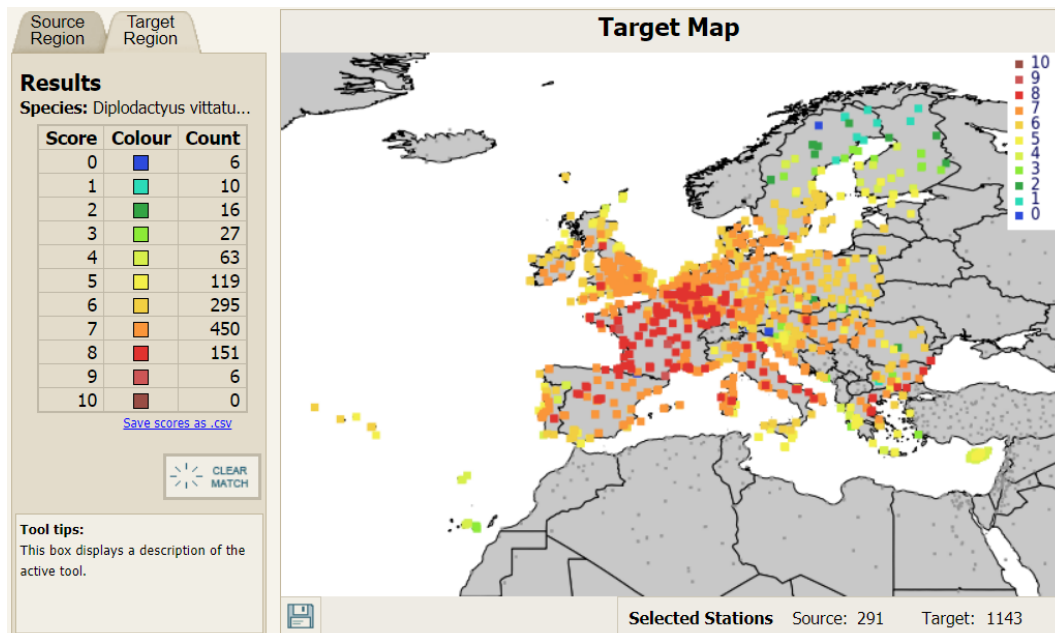
Program Climatch v1.0 je volně přístupný software, dostupný na <https://climatch.cpl.agriculture.gov.au/>. Principem programu je možnost porovnání klimatu vybraných oblastí, tedy oblastí areálu výskytu daných druhů s cílovým regionem, tj. v případě této práce Evropské unie. Práce s programem probíhala tak, že nejprve byl zadán target region (cílový region), pomocí předem označených klimatických stanic na celém územím Evropské unie, vyjma zámořský území Velké Británie a Francie. Dokument s předem označenými klimatickými stanicemi se nahrál ve formě cml dokumentu do sekce target region. Dále se v sekci target region zvolil data set world stations (světové stanice). Poté se v oblasti source region (zdrojová oblast) označily všechny klimatické stanice, které odpovídali areálu výskytu každého jednotlivého druhu. Areál výskytu každého druhu pak vycházel z jednotlivých map rozšíření, vyjma oblastí, kde byl případně již druh introdukován nebo zavlečen, viz obr. 4. Vyhodnocení klimatické shody pomocí run match, pak každý druh nadčeledi *Gekkota* získal konkrétní hodnoty počtů stanic s klimatickou shodou. Klimatická shoda, je v programu označena stupnicí od nuly do deseti. Pro klimatickou shodu s regionem Evropské unie tedy všechny výsledné klimatické stanice, jež získali skóre z této stupnice šest a výše. Čím více stanic se skóre šest a více, tím vyšší klimatická shoda přirozeného areálu výskytu s cílovým regionem EU pro každý konkrétní druh. Výsledný report z programu Climatch v1.0 uvádí obr. 5.



Range
 Extant (resident)

Compiled by:
 IUCN, Stewart MacDonald, Reid Tingley

Obr. 4 Podkladová modelová mapa areálu výskytu druhu *Diplodactylus vittatus* (převzato z Greenlees & Venz 2018)



Obr. 5 Výstup z programu Climatch v1.0, druh *Diplodactylus vittatus* s největším počtem stanic s klimatickou shodou.

4.2.2 Risk Assessment model (RAM) for exotic reptiles and amphibians

Risk Assessment model neboli RAM, je metoda posouzení rizika usazení druhu ve volné přírodě (Bomford 2008). Výslednou hodnotou RAM modelu je Establishment Risk Score, jež se převádí do hodnot Establishment Risk Rank. V této práci byl použit Risk Assessment Model for exotic reptiles and amphibians (Bomford 2008).

RAM model je založen na čtyřech hlavních parametrech:

1. klimatická podobnost mezi původním a cílovým regionem (climate match risk score)
2. schopnost druhů založit populaci (prop. species value)
3. úspěšnost usazení druhů jednotlivých čeledí (family random effect)
4. jurisdiction score, které představuje variabilitu v úspěšnosti usazení a pro všechny hodnocené druhy je pro danou oblast hodnocení neměnné (Kopecký et al. 2019).

Pravděpodobnost usazení exotických plazů a obojživelníků je vyjádřena hodnotou Establishment Risk Score, jejíž hodnoty jsou konvertovány na Establishment Risk Ranks a jeho výpočet je založen na prop. species value, jurisdiction score, climate match score a family random effect (Bomford 2008).

Prop. species value₂ je počet případů úspěšného usazení druhu, děleno celkovým počtem případů, kde byl druh introdukován/ zavlečen. Pro účel této práce, byla při výpočtu prop. species hodnoty využita Kraus Herp Database (Kraus 2009). A to konkrétně pro druhy, u nichž bylo zaznamenáno 3 a více úspěšných usazení, na základě záznamu v Kraus Herp Database. Pro druhy, u nichž nebyl záznam o introdukci/zavlečení/usazení v Kraus Herp Database, byla počítána hodnota prop. species na základě dostupných dat k fylogeneticky nejbližšímu rodu (Kopecký et al. 2019). Climate match score nebo-li skóre klimatické shody, je vyjádřené jako podíl všech klimatických dat (Bomford 2008). Jedná se o sumu všech klimatických stanic, jež získaly skóre v programu Climatch v1.0 v hodnotách od šesti do deseti, děleno maximálním možným počtem stanic cílového regionu, tedy v případě Evropské unie 1143 stanic. Family random effect je stanovený na základě dat jednotlivých introdukcí ve Velké Británii, Kalifornii a Floridě a u čeledi *Gekkonidae* odpovídá hodnotě -0,41 (Bomford 2008).

Výsledné Establishment Risk Score (skóre rizika usazení) může nabývat hodnot od nuly do jedné, přičemž hodnota nula se rovná nulové pravděpodobnosti usazení, hodnota jedna se rovná stoprocentní pravděpodobnosti usazení daného druhu. Establishment Risk Score je

převedeno do Establishment Risk Rank (hodnocení rizika usazení), jež nabývá hodnot rizika low (nízké)/ moderate (střední)/ serious (vážné)/ extreme (vysoké) (Bomford 2008). Konverzi Risk Rank na Risk Score uvádí tab. 3.

Tab. 3.: Převod výsledných hodnot Risk Rank na hodnoty Risk Score (Bomford 2008).

Establishment Risk Rank	Establishment Risk Score
Low	$\leq 0,16$
Moderate	0,17 – 0,39
Serious	0,40 – 0,85
Extreme	$\geq 0,86$

4.2.3 Aquatic Species Invasiveness Screening Kit v1.4 (AS – ISK)

Aquatic Species Invasiveness Screening Kit v1.4 (AS – ISK) je screeningový software organizace Center for Environment, Fisheries and Aquaculture Science (Cefas), primárně vyvinutý pro identifikaci rizik možných introdukcí či zavlečení nepůvodních druhů vodní organismů, aplikovatelný na všechny vodní rostliny a živočichy, ve všech typech vodních prostředí, tj. aplikovatelný na mořské, brakické i sladkovodní ekosystémy (Cefas 2019). Z výše uvedeného vyplývá, že ne všechny části programu jsou aplikovatelné na terestrické živočichy, proto čtyři otázky specifikované pouze na vodní prostředí, nebyly do hodnocení zahrnuty a byly označeny v programu jako not applicable (neaplikovatelný).

Program se skládá celkem z 55 otázek, a ty jsou následně rozděleny do tří sekcí a několika jednotlivých podsekcí, jež uvádí tab. 4.

Tab. 4.: Struktura programu AS-ISK

A. biogeografie a historie:	1. domestikace a kultivace	otázka 1-3
	2. klima, distribuce a riziko introdukce	otázka 4–8
	3. invazivní jinde	otázka 9-13
B. biologie a ekologie	4. nežádoucí vlastnosti	otázka 14–25
	5. využívání zdrojů	otázka 26-27
	6. reprodukce	otázka 28-34
	7. disperzní mechanismy	otázka 35-43
C. klimatické změny:	8. vlastnosti tolerance	otázky 44-49
	9. klimatické změny	otázka 50-55

Každý druh se zadává do programu AS-ISK v 2.0 jednotlivě. Odpovědi na otázky 1-49 mohou být zadány jako yes (ano)/ no (ne)/ not applicable (neaplikovatelné), odpovědi na otázky 50-52 mohou být zadány jako increase (vzrůstající) / decrease (klesající)/ no change (beze změny) / not applicable (neaplikovatelné), odpovědi na otázky 53-55 mohou být zadány jako lower (nižší)/ higher (vyšší)/ no change (beze změny) / not applicable (neaplikovatelné). Každá odpověď vyžaduje zadání tzv. confidence, neboli míry jistoty, jež se uvádí jako low (nízká)/ medium (střední)/ high (vysoká)/ very high (velmi vysoká). V případě, že ke konkrétní otázce byla nalezena např. přesná číselná data, byla míra jistoty uvedena jako very high. V případě, že odpověď byla založena např. na obecném tvrzení ohledně daného taxonu, míra jistoty byla uvedena jako low. V neposlední řadě bylo u každé otázky potřeba zadat justification, čili podložení odpovědi konkrétními daty či informacemi, na jejichž základě byla koncipovaná odpověď na danou otázku.

Po zadání všech 55 odpovědí, program vyhodnotil data a bylo možno získat report pro každý druh. Do výsledků, pak byly použita data získaná ze sekce B, protože data ze sekce A se kryla s již získanými hodnotami z programu RAM. Výsledky ze sekce C nebyly při výsledném hodnocení rizikovosti zohledněny, jelikož se jedná o subjektivní predikce v případě budoucích klimatických změn, bez možnosti podložení těchto tvrzení dostupnými daty či studiemi.

5 Výsledky

V této kapitole, jsou uvedeny jednotlivé výsledky pro hodnocené druhy v rámci použité metody Risk Assessment Model for exotic reptiles and amphibians a v rámci použité metody Aquatic Species Invasiveness Screening Kit v 1.4.

5.1 Výsledky Risk Assessment Model for exotic reptiles and amphibians

V rámci hodnocení vybraných druhů nadčeledi *Gekkota* v programu RAM, byly získány hodnoty Risk Score pro 56 druhů, v rozpětí od 0,106 do 0,940. Risk Rank Low získalo 12 druhů, Risk Rank Moderate získalo 26 druhů, Risk Rank Serious získalo 16 druhů a Risk Rank Extreme dva hodnocené druhy. Pro osm druhů nebyla k dispozici mapa areálu výskytu, nebo v jejich areálu výskytu nebyla přítomná žádná klimatická stanice pro posouzení klimatické shody, a tak nebyli hodnoceny modelem RAM. Výsledky uvádí tab. 5.

Tab. 5.: Výsledky hodnocení v modelu RAM

DRUH	RISK SCORE	RISK RANK
<i>Aelurosscalabotes felinus</i>	0.453	serious
<i>Blaesodactylus antongilensis</i>	0.241	moderate
<i>Blaesodactylus sakalava</i>	0.241	moderate
<i>Coleonyx elegans</i>	0.219	moderate
<i>Coleonyx mitratus</i>	0.218	moderate
<i>Cyrtopodion scabrum</i>	0.577	serious
<i>Diplodactylus vittatus</i>	0.940	extreme
<i>Ebenavia inunguis</i>	0.241	moderate
<i>Elasmodactylus tetensis</i>	0.241	moderate
<i>Elasmodactylus tuberculosus</i>	0.241	moderate
<i>Eublepharis macularius</i>	0.251	moderate
<i>Geckolepis polylepis</i>	0.241	moderate
<i>Gehyra vorax</i>	0.241	moderate
<i>Gekko badenii</i>	0.162	low
<i>Gekko gecko</i>	0.106	low
<i>Gekko grossmanni</i>	0.162	low
<i>Gekko monarchus</i>	-	N/A
<i>Gekko vittatus</i>	0.162	low
<i>Hemidactylus fasciatus</i>	0.369	moderate
<i>Hemidactylus frenatus</i>	0.370	moderate
<i>Hemidactylus imbricatus</i>	0.388	moderate
<i>Hemidactylus platyurus</i>	-	N/A
<i>Hemidactylus prashadi</i>	0.369	moderate
<i>Hemidactylus squamulatus</i>	-	N/A
<i>Hemidactylus tanganicus</i>	-	N/A
<i>Hemitheconyx caudicinctus</i>	0.106	low
<i>Homopholis fasciata</i>	0.502	serious
<i>Lepidodactylus lugubris</i>	0.355	moderate
<i>Lygodactylus klemmeri</i>	0.162	low
<i>Lygodactylus miops</i>	0.162	low
<i>Lygodactylus laterimaculatus</i>	-	N/A
<i>Lygodactylus williamsi</i>	0.126	low
<i>Matoatoa brevipes</i>	0.162	low
<i>Pachydactylus rangei</i>	-	N/A
<i>Paroedura androyensis</i>	0.453	serious
<i>Paroedura bastardi</i>	0.453	serious
<i>Paroedura masobe</i>	0.453	serious
<i>Paroedura picta</i>	0.453	serious
<i>Phelsuma dubia</i>	-	N/A
<i>Phelsuma laticauda</i>	0.453	serious
<i>Phelsuma lineata</i>	0.403	serious
<i>Phelsuma madagascariensis</i>	0.403	serious
<i>Phelsuma grandis</i>	0.403	serious

Tab. 5.: Výsledky hodnocení v modelu RAM

DRUH	RISK SCORE	RISK RANK
<i>Phelsuma kochi</i>	0.403	serious
<i>Phelsuma quadriocellata</i>	0.403	serious
<i>Phyllopezus pollicaris</i>	0.247	moderate
<i>Ptyodactylus hasselquistii</i>	-	N/A
<i>Rhacodactylus auriculatus</i>	0.106	low
<i>Mniarogekko chahoua</i>	0.106	low
<i>Correlophus ciliatus</i>	0.106	low
<i>Sphaerodactylus sputator</i>	0.213	moderate
<i>Stenodactylus mauritanicus</i>	0.575	serious
<i>Stenodactylus petrii</i>	0.496	serious
<i>Stenodactylus sthenodactylus</i>	0.369	moderate
<i>Tarentola annularis</i>	0.327	moderate
<i>Teratoscincus roborowskii</i>	0.213	moderate
<i>Teratoscincus scincus</i>	0.213	moderate
<i>Tropicolotes tripolitanus</i>	0.505	serious
<i>Underwoodisaurus milii</i>	0.920	extreme
<i>Uroplatus ebenai</i>	0.241	moderate
<i>Uroplatus guentheri</i>	0.241	moderate
<i>Uroplatus fimbriatus</i>	0.241	moderate
<i>Uroplatus henkeli</i>	0.241	moderate
<i>Uroplatus phantasticus</i>	0.241	moderate

5.2 Výsledky Aquatic Species Invasivness Screening Kit v1.4

V rámci hodnocení vybraných druhů nadčeledi *Gekkota*, byly získány hodnoty pro 64 druhů, kdy k vyhodnocení byla použita skóre ze sekce B, tj. biologie a ekologie, která se pohybovala v rozpětí od -2 do + 18. Druhy s nejvyšším potenciálem k usazení v rizikové oblasti, získali skóre ≥ 13 , celkem 14 druhů. Výsledky hodnocení uvádí tab. 6.

Tab. 6.: Výsledky hodnocení v programu AS-ISK.

DRUH	SEKCE B: biologie/ ekologie
<i>Aeluroscalabotes felinus</i>	-2
<i>Blaesodactylus antongilensis</i>	0
<i>Blaesodactylus sakalava</i>	0
<i>Coleonyx elegans</i>	5
<i>Coleonyx mitratus</i>	3

Tab. 6.: Výsledky hodnocení v programu AS-ISK.

DRUH	SEKCE B: biologie/ ekologie
<i>Cyrtopodion scabrum</i>	11
<i>Diplodactylus vittatus</i>	3
<i>Ebenavia inunguis</i>	3
<i>Elasmodactylus tetensis</i>	1
<i>Elasmodactylus tuberculosus</i>	3
<i>Eublepharis macularius</i>	12
<i>Geckolepis polylepis</i>	5
<i>Gehyra vorax</i>	0
<i>Gekko badenii</i>	6
<i>Gekko gekko</i>	12
<i>Gekko grossmanni</i>	6
<i>Gekko monarchus</i>	9
<i>Gekko vittatus</i>	6
<i>Hemidactylus fasciatus</i>	14
<i>Hemidactylus frenatus</i>	18
<i>Hemidactylus imbricatus</i>	16
<i>Hemidactylus platyurus</i>	14
<i>Hemidactylus prashadi</i>	15
<i>Hemidactylus squamulatus</i>	14
<i>Hemidactylus tanganicus</i>	8
<i>Hemitheconyx caudicinctus</i>	2
<i>Homopholis fasciata</i>	2
<i>Lepidodactylus lugubris</i>	14
<i>Lygodactylus klemmeri</i>	8
<i>Lygodactylus miops</i>	4
<i>Lygodactylus scheffleri laterimaculatus</i>	8
<i>Lygodactylus williamsi</i>	1
<i>Matoatoa brevipes</i>	0
<i>Pachydactylus rangei</i>	1
<i>Paroedura androyensis</i>	7
<i>Paroedura bastardi</i>	5
<i>Paroedura masobe</i>	1
<i>Paroedura picta</i>	7
<i>Phelsuma dubia</i>	14
<i>Phelsuma laticauda</i>	15
<i>Phelsuma lineata</i>	14
<i>Phelsuma madagascariensis</i>	16
<i>Phelsuma grandis</i>	17
<i>Phelsuma kochi</i>	16
<i>Phelsuma quadriocellata</i>	12
<i>Phyllopezus pollicaris</i>	8
<i>Ptyodactylus hasselquistii</i>	10

Tab. 6.: Výsledky hodnocení v programu AS-ISK.

DRUH	SEKCE B: biologie/ ekologie
<i>Rhacodactylus auriculatus</i>	0
<i>Mniarogekko chahoua</i>	3
<i>Correlophus ciliatus</i>	1
<i>Sphaerodactylus sputator</i>	6
<i>Stenodactylus mauritanicus</i>	1
<i>Stenodactylus petrii</i>	1
<i>Stenodactylus sthenodactylus</i>	5
<i>Tarentola annularis</i>	16
<i>Teratoscincus roborowskii</i>	1
<i>Teratoscincus scincus</i>	1
<i>Tropicolotes tripolitanus</i>	5
<i>Underwoodisaurus milii</i>	7
<i>Uroplatus ebenai</i>	6
<i>Uroplatus fimbriatus</i>	5
<i>Uroplatus guentheri</i>	2
<i>Uroplatus henkeli</i>	3
<i>Uroplatus phantasticus</i>	6

5.3 Druhy s rizikovým hodnocením v programu RAM

Druhy, jež dosáhli vysokého hodnocení rizikovosti v programu RAM, tedy hodnot Extreme a Serious uvádí tab. 7.

Tab. 7.: Druhy vysoce rizikové dle hodnocení v modelu RAM

DRUH	RISK RANK
<i>Aeluroscalabotes felinus</i>	serious
<i>Cyrtopodion scabrum</i>	serious
<i>Diplodactylus vittatus</i>	extreme
<i>Homopholis fasciata</i>	serious
<i>Paroedura androyensis</i>	serious
<i>Paroedura bastardi</i>	serious
<i>Paroedura masobe</i>	serious
<i>Paroedura picta</i>	serious
<i>Phelsuma laticauda</i>	serious
<i>Phelsuma lineata</i>	serious
<i>Phelsuma madagascariensis</i>	serious
<i>Phelsuma grandis</i>	serious
<i>Phelsuma kochi</i>	serious

Tab. 7.: Druhy vysoce rizikové dle hodnocení v modelu RAM

DRUH	RISK RANK
<i>Phelsuma quadriocellata</i>	serious
<i>Stenodactylus mauritanicus</i>	serious
<i>Stenodactylus petrii</i>	serious
<i>Tropicolotes tripolitanus</i>	serious
<i>Underwoodisaurus milii</i>	extreme

5.4 Druhy s rizikovým hodnocením v programu AS-ISK

Druhy, jež dosáhli vysokého hodnocení v rizikovosti v programu AS-ISK, tedy hodnot 14 a více v sekce B, biologie a ekologie, uvádí tab. 8.

Tab. 8. Druhy vysoce rizikové dle hodnocení AS-ISK.

DRUH	SEKCE B: biologie/ ekologie
<i>Hemidactylus fasciatus</i>	14
<i>Hemidactylus frenatus</i>	18
<i>Hemidactylus imbricatus</i>	16
<i>Hemidactylus platyurus</i>	14
<i>Hemidactylus prashadi</i>	15
<i>Hemidactylus squamulatus</i>	14
<i>Lepidodactylus lugubris</i>	14
<i>Phelsuma dubia</i>	14
<i>Phelsuma laticauda</i>	15
<i>Phelsuma lineata</i>	14
<i>Phelsuma madagascariensis</i>	16
<i>Phelsuma grandis</i>	17
<i>Phelsuma kochi</i>	16
<i>Tarentola annularis</i>	16

6 Diskuze

Dle Bomford (2008) představují hodnoty Risk Rank Extreme riziko usazení druhu 82–100 % a hodnoty Risk Rank Serious 56–77 %. Jistou nevýhodou modelového programu RAM, je výpočet prop. species value, protože nejsou-li dostupná data ke konkrétnímu druhu, podkládá se úspěšnost usazení ku proběhlým introdukcím/zavlečením daty fylogeneticky nejbližšího rodu, což může celkový výsledek značně zkreslit, jako například u některých druhů v této práci. Konkrétně u zástupců rodu *Paroedura* a druhu gekončík kočičí (*Aeluroscalabotes felinus*), u nichž nebyly dostupné žádné informace o usazení, a proto byla použita dostupná data fylogeneticky nejbližšího druhu gekon šupinkatý (*Cyrtopodion scabrum*). Výsledné hodnocení Risk Rank Serious tak bylo touto skutečností zkresleno, ačkoliv klimatická shoda u těchto druhů byla nulová a stejně tak areál výskytu je malý. Podobná situace je i u zástupců gekon písečný (*Tropiocolotes tripolitanus*), pagekon Miliův (*Underwoodisaurus milii*) a *Diplodactylus vittatus*, kde byla použita data *C. scabrum*, a zástupce gekon skvrnitý (*Homopholis fasciata*) u nějž byla použita data rodu *Phelsuma* (*Phelsuma*) a získali taktéž Risk Rank Serious a Extreme, nicméně tito zástupci také vykazovali vysokou klimatickou shodu s regionem EU. Zástupci rodu *Phelsuma* získali hodnocení Risk Rank Serious díky vysoké prop. species value, vzhledem k úspěšnosti rodu v rámci usazení na nových lokalitách, avšak jejich klimatická shoda s regionem EU byla nulová. Druhy gekon saharský (*Stenodactylus petrii*) a *Stenodactylus mauritanicus* vyhodnocené s Risk Rank Serious, dosáhli i vysoké klimatické shody, nicméně opět nebyla k dispozici žádná data o usazení druhů a prop. species value tak byla počítána z dat fylogeneticky nejbližšího druhu gekon východní (*Hemidactylus frenatus*), navíc zástupci rodu *Stenodactylus* jsou pouštní specialisté (Metallinou et al. 2012) a tak vzhledem k jejich preferenci biotopů, je možnost usazení v regionech EU spíše nulová, možná s výjimkou jediné evropské pouště Tabernas (Prado & Sancho 2007). Z výše uvedeného vyplývá, že jediný druh z hodnocení RAM, který by mohl představovat riziko pro oblast EU je *Cyrtopodion scabrum*. U tohoto druhu byla použita prop. species value z hodnot které uvádí Bomford (2008), konkrétně prop. species value = 1. Vysoká hodnota prop. species value u tohoto druhu může být dána větším areálem výskytu i úspěšností v usazení, kdy Kraus Herp Database (Kraus 2009) uvádí tři případy zavlečení nákladní přepravou ku třem úspěšným usazením. Nicméně při následném hodnocení biologie a ekologie daného druhu v programu AS-ISK, bylo dosaženo pouze skóre 11 a tak druh nebyl zařazen mezi rizikové zástupce. Ačkoliv stejnou situaci uvádějí i Kopecký et al. (2016) v případě invazního druhu drápatka vodní (*Xenopus laevis*), který získal nižší hodnotu Risk Rank Moderate a skóre deset z biologie a ekologie, což by mohlo

poukazovat na možná rizika i u zástupců, jež v rámci modelových programů nebyli vyhodnoceni rizikově. Ve výsledcích této práce tak kromě druhu *C. scabrum*, měl obdobné hodnocení, včetně vysoké klimatické shody i gekončík noční (*Eublepharis macularius*). Risk Assessment Model tedy představuje orientační vyhodnocení, kdy je potřeba u jednotlivých druhů, které dosáhli rizikového hodnocení, ještě zvážit biologii a ekologii, a proto byli následně všechny druhy ještě hodnoceny modelovým programem AS-ISK.

Problematika hodnocení v programu AS-ISK je zejména v subjektivním hodnocení, kdy každý hodnotitel musí zvážit, jakou míru jistoty u každé odpovědi uvede, což může vyústit v rozdílné hodnocení téhož druhu u každého z hodnotitelů. Další problematickou částí programu je také dostupnost informací k podložení odpovědí na jednotlivé otázky, kdy pro druhy zejména s malým areálem výskytu, nebo relativně nedávno popsané či obecně málo známé, nebyly dostupné žádné studie z řady oblastí, a tak byla použita data fylogeneticky nejbližších druhů, anebo data charakteristická pro jiné zástupce daného rodu či přímo celé čeledi, což vedlo ke zkreslení výsledků. Konkrétním příkladem mohou být někteří zástupci rodu *Hemidactylus*, zejména *H. prashadi*, gekon ploskoocasý (*H. platyurus*), *H. squamulatus* a *H. fasciatus*, kdy řada informací byla založena na datech jiných zástupců rodu a tak tyto arboreální druhy s malým areálem výskytu a nulovou klimatickou shodou získali vysoké skóre, v rozpětí od 14 do 15. Stejný případ byl i u druhu *H. imbricatus*, nicméně tento druh získal klimatickou shodu s regionem EU a také je druhem pozemním, proto výsledné skóre bylo ještě vyšší, konkrétně skóre 16. Zástupci rodu *Phelsuma* dosáhli vysokého skóre v rozpětí od 14 do 17, zejména v důsledku vysokého reprodukčního potenciálu, generalismu ve výběru prostředí, schopnosti obývat městská prostředí a využívat je k termoregulaci, predace jiných obratlovců a schopnosti rychlého šíření v oblastech introdukce/zavlečení, nicméně vykázali nulovou klimatickou shodu s regionem EU a jak uvádí Bomford (2008), právě klimatická shoda je zásadním faktorem pro úspěšnou introdukci či zavlečení herpetofauny. Výhodou programu AS-ISK je možnost celkového posouzení biologie a ekologie každého druhu, ačkoliv výsledek je do značné míry závislý na dostupnosti již známých informací, a také schopnosti hodnotitelů informace vyhledat a vyhodnotit příslušnou mírou jistoty.

Na základě získaných výsledků, by zvýšené riziko pro oblast Evropské unie mohli představovat druhy gekon východní (*Hemidactylus frenatus*), gekon panenský (*Lepidodactylus lugubris*) a gekon prstýnkový (*Tarentola annularis*). *Lepidodactylus lugubris* sice nezískal klimatickou shodu s regionem EU, nicméně má schopnost partenogeneze a schopnost obývat městská prostředí, kde, jak uvedli Lei & Booth (2014), se teplota stěny vyhřáté umělým městských osvětlením může lišit oproti teplotě okolního vzduchu až o 5 °C, což může zásadně

napomáhat přežití gekonů i v klimaticky nepříznivé lokalitě. *Hemidactylus frenatus* a *Tarentola annularis* pak získali vyšší AS-ISK skóre, a navíc také klimatickou shodu s regionem EU. Oba druhy dosáhli sice nižších hodnot Risk Rank Moderate v programu RAM, avšak obdobných hodnot Risk Rank Moderate dosahovali také invazivní druhy herpetofauny jako želva nádherná (*Trachemys scripta*), želva ozdobná (*Chrysemys picta*) (Kopecký et al. 2013) či drápatka vodní (*Xenopus laevis*) (Kopecký et al. 2016).

6.1 Gekon východní (*Hemidactylus frenatus*)

Tento druh je rezidentem v oblasti Bangladéše, Bhútánu, Kambodži, Číny, Hongkongu, Indie, Indonésie, Japonska, Malajsie, Myanmaru, Pákistánu, Papua-Nová Guinea, Filipín, Singapuru, Srí Lanky, Thajska a Vietnamu (Ota & Whitaker 2010). Na základě informací z Kraus Herp Database (Kraus 2009) byl tento druh introdukován či zavlečen celkem ve 46 zemích světa, kdy hlavním vektorem byla nákladní přeprava, dále obchod se zvířaty, zoo obchod a lodní doprava. Na základě informací, jež uvádí Kraus Herp Database (Kraus 2009) a DAISIE (2018), se tento druh nenachází mimo chov v zajetí v rizikové oblasti. Klimatická shoda areálu výskytu a rizikové oblasti byla nízká, celkem ve 2 klimatických stanicích. Limitující teplota pro vyhledávání potravy je u tohoto druhu 17 °C (Lei & Booth 2014). Huey et al. (1989) zmiňují, že kritická minimální teplota pro rychlý pohyb u *H. frenatus* je 11,9 °C. Z možných negativních efektů introdukce/zavlečení uvádějí Petren & Case (1996) mezidruhovou kompetici o potravní zdroje mezi *H. frenatus* a *Lepidodactylus lugubris*, kdy v důsledku snížení množství dostupného hmyzu došlo k signifikantní ztrátě tělesné kondice, fertility a životaschopnosti u druhu *L. lugubris*. *H. frenatus* je invazivní druh, který vytlačuje rezidentní druhy gekonů napříč Pacifikem a je efektivnější ve vyhledávání potravy, kdy experimenty prokázaly, že kompetice u tohoto druhu závisí na přítomnosti osvětlení v městských částech, u nichž se shlukuje po soumraku hmyz (Petren & Case 1998). Hoskin (2011) pak uvádí, že kompetiční výhoda tohoto druhu je značně redukována ve strukturálně složitých prostředích (stěny s přepážkami vs. ploché stěny) a když je hmyz rozptýlen, nikoliv shluknut (rozptýlené světlo vs. jediné světlo). Signifikantní pokles populací *Lepidodactylus lugubris* a *Gehyra oceanica* na ostrově Moorea uvádí Lund (2015), kde je *H. frenatus* invazním druhem a jeho negativní efekt se projevuje zejména v kompetici o teritorium a potravní zdroje. Příchod *H. frenatus* na Mascarene Islands poškodil 6 druhů gekonů rodu *Nactus*, kdy tři druhy zcela vymizeli, a zbytek druhů se omezil na reliktní populace na Mauriciu (Carranza & Arnold 2006). Tento druh zde obsadil všechny přirozené habitaty ve vysokých denzitách a vyloučil druhy rodu *Nactus* z denních refugií, což zvýšilo riziko predace a vystavilo rezidentní gekony

vlivům nepříznivých klimatických podmínek (Hoskin 2011). Frankenberg & Werner (1981) uvádějí schopnost tohoto druhu k velmi rychlé adaptaci na nový cirkadiánní rytmus po absolvování transportu na dlouhou vzdálenost, ačkoliv jiné druhy, např. *Gehyra variegata* si zachovává stopy po cirkadiánním rytmu z původní lokality ještě například ve 3. roce na novém stanovišti. Dále také autoři uvádí, že jedinci, kteří byli pozorováni v hotelových komplexech, měli posunutou aktivitu do pozdějších nočních hodin po 23. hodině, protože lidská aktivita byla nejrozsáhlejší v hodinách mezi 21-23 hodinou a tak se aktivita gekonů posunula do pozdějších hodin. Kelehear et al. (2015) uvádí přítomnost parazitické jazyčnatky *Raillietiella frenata* u introdukované populace ropuchy obrovské (*Rhinella marina*) v Austrálii, indikující přenos parazita z gekonů na ropuchy, a dále přináší informace o přítomnosti tohoto parazita u populace ropuch *Rhinella marina* v oblasti Panamy, jež je přirozeným areálem výskytu této žáby a kde je *H. frenatus* introdukován. Callaway et al. (2011) pak uvádějí pozitivní nález bakterie *Salmonella Virchow* u jedinců, jež se nacházeli v městských oblastech v severní Austrálii a říkají, že zavlečení *H. frenatus* do této oblasti, mohlo hrát signifikantní roli v epidemiologii ojedinělých onemocnění na místech, obývaných tímto druhem gekonů. Gill et al. (2001) pak zmiňují přítomnost blíže nespecifikovaných parazitických roztočů u 17% jedinců, jež byly přepraveni na Nový Zéland, zejména s obchodním nákladem, a představují tak nepřímé riziko pro rezidentní druhy gekonů v podobě přenosu z nepůvodních druhů na druhy rezidentní. Tento druh je noční (Ota & Whitaker 2010), insektivorní (Díaz-Peréz et al. 2012) se strategií „active forager“ (Hoskin 2011) a má adhezivní lamely (Gamble et al. 2012). Dle Hoskin (2011), se *H. frenatus* často vyskytuje ve vysokých denzitách, díky relativně nízké vnitrodruhové agresi, avšak je agresivní vůči jiným druhům a aktivně se podílí na jejich vyloučení od potravních zdrojů a míst k úkrytu. Kromě výše zmíněné insektivorie, byla zaznamenána i predace vajíček, mláďat, juvenilních stádií i dospělých gekonů jiných druhů (Hoskin 2011). Jedinci daného druhu jsou oviparní (Caldwell & Vitt 2014) a bez rodičovské péče (Martinez-Jimenez 2006). Délka inkubace je závislá na teplotě a pohybuje se v rozpětí od 45 do 90 dní, s nejnižší možnou inkubační teplotou 19 °C (Hoskin 2011). Dle Hoskin (2011) pak jedinci pohlavně dospívají okolo 1. roku života a samice mohou produkovat snůšku každý 3 až 5 týdnů, v závislosti na teplotě a dostupnosti potravních zdrojů a mohou také uchovávat samčí pohlaví buňky, kdy z dané zásoby mohou vyprodukovat až dalších 6 snůšek za rok, bez nutnosti dalšího páření. Dle Ota & Whitaker (2010), tento druh obývá širokou škálu habitatů, v podobě deštných lesů, savan a pouští a je také běžný v městském prostředí, zejména za soumraku v okolí elektrického osvětlení. Lei & Booth (2014) zmiňují schopnost tohoto druhu využívat městské prostředí k termoregulaci a k lovu hmyzu i za vnějších teplot pod teplotním optimem. Dle Lei & Booth

(2014) tedy kombinace vytápění domů a umělého nočního osvětlení, jež přitahuje gekonům hlavní potravní zdroj, umožňují tomuto druhu být aktivní po celý rok i v podnebí, s nímž by byl jinak druh nekompatibilní. Vzhledem k dostupným informacím o biologii a ekologii daného druhu, je tento druh velmi úspěšný v usazení na nepůvodních lokalitách, zejména díky variabilním adaptačním mechanismům, možnosti přenosu patogenů na jiné skupiny obratlovců, vysoké kompetiční úspěšnosti, velkému reprodukčnímu potenciálu a aktivnímu využívání městského prostředí. I když byla klimatická shoda u tohoto druhu nízká, představuje *Hemidactylus frenatus* pro oblast EU rizikový druh.

6.2 Gekon panenský (*Lepidodactylus lugubris*)

Areál výskytu tohoto druhu je velmi rozsáhlý, jak uvádějí Uetz et al. (2019b) Tchaj-wan, Čína, souostroví Chagos, Srí Lanka, Indie, Seychely, Myanmar, Západní Malajsie, Vietnam, Japonsko, Indonésie, Filipíny, Palau, Nová Guinea, souostroví Bismarck, Nauru, Šalamounovy ostrovy, Mikronésie, většina ostrovů v Tichomoří, Fidži, Rotuma, Nová Kaledonie, Loyalty Islands, Vanuatu, Toga, Tegua, Hiu, Mariana, Cookovy ostrovy, Tonga, Mikronésie, Austrálie, Maledivy, Western Samoa, Guam, Maldive Islands a Maskarény. Kraus Herp Database pak uvádí, že druh byl introdukován či zavlečen v 18 zemích světa a nejčastějšími vektory byly nákladní přeprava, obchod se zvířaty a zoo obchod (Kraus 2009). Na základě informací, jež uvádí Kraus Herp Database (Kraus 2009) a DAISIE (2018), se druh nenachází mimo chov v zajetí v rizikové oblasti. Klimatická shoda areálu výskytu a rizikové oblasti byla nulová, nicméně např. Huey et al. (1989) uvádějí, že kritická minimální teplota pro schopnost rychlého pohybu je u tohoto druhu 11,5 °C a Ota (1994) pak uvádí, že vajíčka tohoto druhu se úspěšně inkubovala i při teplotě 14°C. Pro tento druh nebyly dostupné informace o negativních dopadech v jakékoliv oblasti. Bursey & Goldberg (1996) pak uvádějí nález oxiuroidní hlístice *Pharyngodon lepidodactylus* a Prenter et al. (2004) pak zmiňují nález kruhovky rodu *Cylindrotaenia*, avšak informace o možném přenosu na jiné druhy včetně člověk nebyly dostupné. Z hlediska potravní strategie je druh označován jako „active forager“ (Short & Petren 2008) a převažujícími druhy kořistí byli u tohoto druhu členovci stejnonožci (*Isopoda*), mravencovití (*Formicidae*), různonožci (*Amphipoda*) a dvoukřídlí (*Diptera*) (Briggs et al. 2012). *L. lugubris* je arboreální, vykazuje noční aktivitu (Briggs et al. 2012) a má adhezivní lamely (Gamble et al. 2012). Z hlediska reprodukce je tento druh partenogenetický a představuje komplex několika diploidních a triploidních linií partenogenetických samic a pouze několik málo jedinců má samčí fenotyp a jsou považováni za sterilní (Lorvelec et al. 2011). Sakai (2018) pak uvádí, že tento druh je výlučně partenogenetický, a ačkoliv druh zahrnuje

diploidní a triploidní linie s odlišnými genetickými komponenty, genetická uniformita je evidentní uvnitř každé klonální linie. Jak dále zmiňují Lorvelec et al. (2011), tyto klony jsou výsledkem nezávislých hybridizačních procesů mezi druhem *Lepidodactylus moestus* a nepopsaným druhem z centrálního Pacifiku. *L. lugubris* nevykazuje rodičovskou péči (Sakai 2018), pohlavně dospívá v prvním roce života (Allemang 2008) a doba inkubace se pohybuje od 65 do 103 dní a je závislá na teplotě (Brown & Duffy 1992), přičemž počet snůšek se rovná, anebo je vyšší než 2 snůšky za rok (Cree 1994). Tento druh má velkou kolonizační schopnost díky partenogenezi, synantropii a vajíčkům odolným proti vysušení i chemickému působení mořské vody (Lorvelec et al. 2011). Podobné informace publikovali i Bauer et al. (2007), kdy *L. lugubris* jako unisexuální forma může velmi rychle kolonizovat nová území, nicméně jeho biologické vlastnosti mu mohou bránit v usazování či rozšiřování, v přítomnosti agresivnějších sexuálně se rozmnožujících konkurentů. Tento druh se vyskytuje jak v lesních habitatech, tak v městských oblastech, přičemž klonální linie A preferovala jednoduché městské zdi, často s umělým osvětlením, u nějž se shlukuje po soumraku hmyz, kdežto klonální linie B spíše přetrvávala v lesních habitatech (Short & Petren 2008). Vzhledem k dostupným informacím o biologii a ekologii daného druhu, je tento druh velmi úspěšný v kolonizaci nových území, zejména díky partenogenezi, aktivnímu využívání městského prostředí a odolným vajíčkům, která se inkubují i při nižších teplotách. Tento druh však získal nulovou klimatickou shodu s regionem EU, a tak pravděpodobnost úspěšného usazení v EU bude menší, než u druhů, jež klimatickou shodu získali, a také by zřejmě oblast usazení byla omezena na městské oblasti zejména jižní Evropy, které by mohly poskytnout tomuto druhu teplotně příznivé prostředí.

6.3 Gekon prstýnkový (*Tarentola annularis*)

Areál výskytu tohoto druhu je Egypt, jih Maroka, Západní Sahara, jihovýchod Libye, Mauretánie, Mali, Čad, Súdán, Etiopie, Eritrea, sever Somálska, sever Kamerunu, Středoafriická republika, Sinaj, Senegal, Niger, Uganda, Saúdská Arábie, Kapverdy, Gambie, Burkina Faso, Džibuti a jih Súdánu (Uetz et al. 2019c). Na základě informací, jež uvádí Kraus Herp Database, je tento druh introdukovaný na Floridě, kdy vektorem introdukce byl obchod se zvířaty (Kraus 2009). El-Din (2006) pak uvádí, že druh je předmětem intenzivního sběru z volné přírody a desítky tisíc jedinců jsou každý rok exportovány z Egypta pro obchod se zvířaty. Uetz et al. (2019c) pak dále zmiňují, že druh je také introdukovaný či zavlečen v Izraeli, což potvrzují i Jamison et al. (2017), avšak říkají, že nejsou schopni přesně odvodit geografický původ populace, a že distribuce tohoto druhu v Izraeli se nachází poměrně daleko, od neznámějších lokalit v Egyptě. Klimatická shoda areálu výskytu a rizikové oblasti byla vysoká, konkrétně

v 99 klimatických stanicích, což potvrzuje i Ibrahim (2004), který uvádí, že aktivita gekonů v zimním období ustala až při teplotách klesajících po 12,2 °C a jedinci vylézali z úkrytu v pozdějších hodinách a dříve se do nich vraceli. Jako možné negativní efekty uvádějí Jamison et al. (2017) predaci pískomilů a predaci a kompetitivní vyloučení rezidentního druhu gekona *Ptyodactylus guttatus* v Izraeli. Gupta et al. (2012) zmiňují pozitivní nález kokcií *Haemogregarina tarentannulari* a *Haemogregarina helmymohammedi*, avšak informace o přenosu na jiné druhy včetně člověka nebyly dostupné. Jamison et al. (2017) označují tento druh za agresivní, jež preduje jak bezobratlé, tak obratlovce a má potenciál obsazovat nové habitaty a skrze kompetici a predaci může ohrožovat řadu rezidentní taxonů. Tento druh je primárně insektivorní, avšak může predovat i větší druhy živočichů, včetně plazů a jeho potravní strategie je převážně „sit-and-wait“, avšak může vyhledávat potravu i v režimu „active forager“ (El Din 2006). Vzhledem k tomu, že se v rizikové oblasti rod *Tarentola* vyskytuje, nelze zcela vyloučit možnost hybridizace, kdy Rato et al. (2012) říkají, že v rámci rodu *Tarentola* je známá historická hybridizace. *T. annularis* vykazuje noční aktivitu, je pozemním druhem (El Din 2006) a má adhezivní lamely (Gamble et al. 2012). Z hlediska reprodukce je tento druh oviparní (Caldwell & Vitt 2014) a bez rodičovské péče (Martinez-Jiremez 2016). Inkubační doba dle Khannoon (2015) je 59-62 dní při teplotě 30°C. Další informace ohledně reprodukce nebyly pro tento druh dostupné, a tak byla použita data jiných zástupců. *T. annularis* obývá širokou škálu skalních habitatů v podobě útesů či kamenitých prostředí, dále obývá budovy či ruiny, jen velmi vzácně lze exempláře tohoto druhu najít na stromech (El Din 2006). Ibrahim (2004) pak uvádí, že jedinci daného druhu využívali umělé osvětlení k regulaci tělesné teploty. Riziko u *T. annularis* představuje zejména vysoká klimatická shoda, predace obratlovců, schopnost kompetitivního vyloučení jiných druhů a schopnost využívat městské prostředí k regulaci tělesné teploty.

7 Závěr

Z výsledků vyplývá, že z hodnocených druhů nadčeledi *Gekkota*, jich několik představuje určité riziko pro oblast Evropské unie. Řada druhů v této práci také dosáhla vyššího rizikového hodnocení, avšak s nulovou klimatickou shodou, například zástupci rodu *Felzuma* (*Phelsuma*). S postupující změnou klimatu, se však může v budoucnu teplotní hranice v regionech EU pro jednotlivé druhy měnit. Jako příklad klimatických změn a interakcí herpetofauny uvádí Bomford (2008) rozšiřování areálu evropského druhu, skokana zeleného (*Pelophylax*

esculentus), kdy po 150 let neúspěšných introdukcí do Velké Británie, je za poslední dekádu evidentní, že druh začal rozšiřovat svůj areál výskytu i v této zemi .

Jak je patrné z dostupných studií, introdukce plazů a obojživelníků, vznikají zejména jako důsledek obchodu se zvířaty (Masin et al. 2014) a masivní růst obchodu s herpetofaunou, pak zvyšuje pravděpodobnost jejího usazení v místech pro ni nepůvodních (Wilgen & Richardson 2012). V současné legislativě EU sice již existují platná nařízení ohledně prevence a regulace vztahující se k šíření nepůvodních druhů, avšak například z hlediska herpetofauny, je seznam druhů málo rozsáhlý a také rychlost, s níž se potenciální invazní problematika řeší, je nízká. Samotné restrikce dovozu a chovu jednotlivých druhů, můžou mít negativní efekt, například nárůstem ilegální obchodu či dovozem jiných druhů (Kopecký et al. 2013), u nichž zatím invazní potenciál není známý. Účinným řešením by mohlo být sestavení seznamu druhů vhodných k obchodování, které nepředstavují riziko v dané oblasti (DAISIE 2009) a výstupy z modelových programů jako AS-ISK či RAM, by mohly výrazně pomoci k posouzení rizikivosti jednotlivých obchodovaných zástupců herpetofauny.

8 Literatura

Agentura Ochrany Přírody a Krajiny. 2019. Unijní seznam – druhy. Dostupné z: www.ochranaprirody.cz (Citace 9.10.2019).

Allemang Ashley Jane. 2008. A genetic basis for ecologically relevant behavior in the invasive mourning gecko *Lepidodactylus lugubris*. [PhD Thesis]. University of Cincinnati, Cincinnati .

Allendorf, Fred W.; Lundquist, Laura L. 2003. Introduction: population biology, evolution, and control of invasive species. *Conservation Biology* 17.1:24-30.

Andreone, Franco; Mercurio, Vincenzo; Mattioli, Fabio. 2006. Between environmental degradation and international pet trade: conservation strategies for the threatened amphibians of Madagascar. *Natura* 95.2:81-96.

Arena P. C., Steedman C., Warwick C. 2012. Amphibian and reptile petmarkets in the EU an investigation and assessment. Animal Protection Agency, Animal Public, International Animal Rescue, Eurogroup for Wildlife and Laboratory Animals, Fundación para la Adopción, el Apadrinamiento y la Defensa de los Animales.

Arii Ken, Parrot Lael. 2006. Examining the colonization process of exotic species varying in competitive abilities using a cellular automaton model. *Ecological Modelling* 199.3:219-228.

Auliya M., Altherr S., Ariano-Sanchez D., Baard E. H., Brown C., Brown R. M., Hintzmann J. 2016. Trade in live reptiles, its impact on wild populations, and the role of the European market. *Biological Conservation* 204: 103-119.

Autumn K., Jindrich D., DeNardo D., Mueller R. 1999. Locomotor performance at low temperature and the evolution of nocturnality in geckos. *Evolution* 53.2:580-599.

Baker R. H. A., Black R., Copp, G. H., Haysom K. A., Hulme P. E., Thomas M. B., Ellis M. 2008. The UK risk assessment scheme for all non-native species. *Biological Invasions – from Ecology to Conservation. Neobiota* 7:46-57.

Bauer Aaron M. 1985. Notes on the taxonomy, morphology and behavior of *Rhacodactylus chahoua* (Bavay)(Reptilia: Gekkonidae). *Bonn. Zool. Beitr* 36.1/2:81-94.

Bauer Aaron M., Sadler R. A. 1994. Diet of the new Caledonian gecko *Rhacodactylus auriculatus* (Squamata, Gekkonidae). *Russian Journal of Herpetology* 1.2:108-113.

Bauer A. M., Jackman T. R., Greenbaum E., Papenfuss T. J. 2007. First record of *Lepidodactylus lugubris* in Suriname. *Applied Herpetology* 4.1:84.

Bauer A. M., Jackman T. R., Greenbaum E., Giri V. B., de Silva A. 2010. South Asia supports a major endemic radiation of *Hemidactylus* geckos. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 57.1:343-352.

Bauer A. M. 2013. Geckos: the animal answer guide. JHU Press. Baltimore. p. 158. ISBN: 9781421408538

Beard Karen H., Price Emily A., Pitt William C. 2009. Biology and Impacts of Pacific Island Invasive Species. 5. *Eleutherodactylus coqui*, the Coqui Frog (Anura: Leptodactylidae) 1. Pacific Science 63.3:297-317.

BioLib. 2019. Profil taxonu, nadčeed' *Gekkota*. BioLib. Aviable from <https://www.biolib.cz/> (assessed September 2019)

BioLib. 2019a. Slepák květinový (*Indotyphlops braminus*). BioLib. Aviable from <https://www.biolib.cz/> (assessed December 2019)

Bomford Mary. 2008. Risk assessment models for establishment of exotic vertebrates in Australia and New Zealand. Invasive Animals Cooperative Research Centre. Canberra. p. 191. ISBN: 9780980499988.

Briggs A. A., Young H. S., McCauley D. J., Hathaway S. A., Dirzo R., Fisher R. N. 2012. Effects of spatial subsidies and habitat structure on the foraging ecology and size of geckos. PLoS One 7.8:e41364.

Broadley Donald G., Todd R. Jackman, Aaron M. Bauer. 2014. A review of the genus *Homopholis* Boulenger (Reptilia: Squamata: Gekkonidae) in southern Africa. African journal of herpetology 63.2:109-126.

Brown Susan G., Duffy Patrick K. 1992. The effects of egg-laying site, temperature, and salt water on incubation time and hatching success in the gecko *Lepidodactylus lugubris*. Journal of Herpetology 26.4:510-513.

Brunel S., Fernández-Galiano E., Genovesi P., Heywood V. H., Kueffer C., Richardson D. M. 2013. 20 Invasive alien species: a growing but neglected threat?. Late lessons from early warnings: science, precaution, innovation 30.

Buckland S., Cole N. C., Aguirre-Gutiérrez J., Gallagher L. E., Henshaw S. M., Besnard A., Harris S. 2014. Ecological effects of the invasive giant Madagascar day gecko on endemic Mauritian geckos: applications of binomial-mixture and species distribution models. PloS one 9.4:e88798.

Bureau of Rural Sciences. 2008. Climatch v1.0 software. Bureau of Rural Sciences. Canberra, Australia: Department of Agriculture, Fisheries and Forestry. Available from: <https://climatch.cp1.agriculture.gov.au/> (accessed September, 2019)

Burse C. R., Goldberg S. R. 1996. *Pharyngodon lepidodactylus* sp. n. (Nematoda: Pharyngodonidae) from the mourning gecko, *Lepidodactylus lugubris* (Lacertilia: Gekkonidae), from Hawaii. JOURNAL-HELMINTHOLOGICAL SOCIETY WASHINGTON 63:51-55.

Bush Emma R., Baker Sandra E., Macdonald David W. 2014. Global trade in exotic pets 2006–2012. Conservation Biology 28.3:663-676.

- Cadi A., Pierre Joly. 2004. "Impact of the introduction of the red-eared slider (*Trachemys scripta elegans*) on survival rates of the European pond turtle (*Emys orbicularis*)." *Biodiversity & Conservation* 13.13:2511-2518.
- Caldwell J., Vitt L. 2014. *Herpetology. An Introductory Biology of Amphibians and Reptiles*. Elsevier Academic Press. Norman, Oklahoma. p. 757. ISBN: 9780123869197
- Callaway Z., Thomas A., Melrose W., Buttner P., Speare R. 2011. *Salmonella* Virchow and *Salmonella* Weltevreden in a random survey of the Asian house gecko, *Hemidactylus frenatus*, in houses in northern Australia. *Vector-borne and zoonotic diseases* 11.6:621-625.
- Capinha, C., Seebens, H., Cassey, P., García-Díaz, P., Lenzner, B., Mang, T., Winter, M. 2017. Diversity, biogeography and the global flows of alien amphibians and reptiles. *Diversity and Distributions* 23.11:1313-1322.
- Carlton James. 2003. *Invasive species: vectors and management strategies*. Island Press, Washington DC. p. 518. ISBN: 1559639032
- Carranza S., Arnold E. N., Mateo J. A., López-Jurado L. F. 2000. Long-distance colonization and radiation in gekkonid lizards, *Tarentola* (Reptilia: Gekkonidae), revealed by mitochondrial DNA sequences. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* 267.1444: 637-649.
- Carranza S., Arnold E. N. 2006. Systematics, biogeography, and evolution of *Hemidactylus* geckos (Reptilia: Gekkonidae) elucidated using mitochondrial DNA sequences. *Molecular phylogenetics and evolution* 38.2:531-545.
- Cefas. 2019. Decision support tools for the identification and management of invasive non-native aquatic species. Cefas. Available from <https://www.cefas.co.uk/> (accessed September 21, 2019)
- CITES. 2007. Interpretation and implementation of the Convention: compliance and enforcement issues. Fourteenth Meeting of the Conference of the Parties. Fourteenth meeting of the Conference of the Parties The Hague. p. 11.
- Cohen Andrew N., Carlton James T. 1998. Accelerating invasion rate in a highly invaded estuary. *Science* 279.5350:555-558.
- Congdon J. D., Vitt L. J., King W. W. 1974. Geckos: adaptive significance and energetics of tail autotomy. *Science* 184.4144:1379-1380.
- Copp, G.H.; Villizzi, L.; Tidbury, H.; Stebbing, P.D.; Tarkan, A.S.; Miossec, L.; Gouletquer, P. 2016. Development of a generic decision-support tool for identifying potentially invasive aquatic taxa: AS-ISK. *Manag. Biol. Invasions* 7:343–350.
- Cree Alison. 1994. Low annual reproductive output in female reptiles from New Zealand. *New Zealand journal of zoology* 21.4:351-372.
- DAISIE. 2009. *Handbook of alien species in Europe*. Springer. Dordrecht, The Netherlands. p 399. ISBN: 9781402082795

DAISIE. 2018. European Invasive Alien Species Gateway. Available from: <http://www.europe-alien.org>. (accessed on July 2018)

Das, M., Purkayastha, J., Bauer, A., & Sengupta, S. 2011. *Hemidactylus flaviviridis* Rüppell, 1835 (Sauria: Gekkonidae) an invasive gecko in Assam. North-Western Journal of Zoology 7.1.

Davis Mark A. 2009. Invasion biology. Oxford University Press on Demand, New York.

Díaz Pérez J. A., Dávila Suárez J. A., Alvarez García D. M., Sampedro Marín A. C. 2012. Dieta de *Hemidactylus frenatus* (Sauria: Gekkonidae) en un área urbana de la región Caribe Colombiana. Acta zoológica mexicana 28.3:613-616.

Early R., Bradley B. A., Dukes J. S., Lawler J. J., Olden J. D., Blumenthal D. M., Sorte C. J. 2016. Global threats from invasive alien species in the twenty-first century and national response capacities. Nature Communications 7:12485.

El Din Sherif Baha. 2006. A Guide to the Reptiles and Amphibians of Egypt. The American University in Cairo Press. Cairo Egypt. p. 320. ISBN: 9781617975172

Elton, Charles S. 1958. The reasons for conservation. In: The ecology of invasions by animals and Plants. Springer, Boston, MA 143-153.

Engeman Richard M., Vice Daniel S. 2001. Objectives and integrated approaches for the control of brown tree snakes. Integrated Pest Management Reviews 6.1:59-76.

Engler M., Parry-Jones R. 2007. Opportunity or threat; The role of the European Union in global wildlife trade. TRAFFIC, Brussels. p.56. ISBN 9782930490045

Europe.Eur-lex. 2019a. EUR-Lex - 32014R1143 - CS. Dostupné z: <https://eur-lex.europa.eu/homepage.html?locale=cs> (Citováno 9.10.2019).

Eur-lex. 2019d. EUR-Lex - 32016R1141 - CS. Dostupné z: <https://eur-lex.europa.eu/homepage.html?locale=cs> (Citováno 9.10.2019).

Fisher Richard N. 2011. Considering native and exotic terrestrial reptiles in island invasive species eradication programmes in the Tropical Pacific. Island invasives: eradication and management. IUCN. Gland. Switzerland 51-55.

Frankenberg Eliezer, Werner Yehudah L. 1981. Adaptability of the daily activity pattern to changes in longitude, in a colonizing lizard, *Hemidactylus frenatus*. Journal of Herpetology 15.3:373-376.

Gamble, T., Bauer, A. M., Colli, G. R., Greenbaum, E., Jackman, T. R., Vitt, L. J., Simons, A. M. 2011. Coming to America: multiple origins of New World geckos. Journal of evolutionary biology 24.2: 231-244.

Gamble T., Greenbaum E., Jackman T. R., Russell A. P., Bauer A. M. 2012. Repeated origin and loss of adhesive toepads in geckos. PLoS One 7.6:e39429.

- García-Díaz P., Cassey P. 2014. Patterns of transport and introduction of exotic amphibians in Australia. *Diversity and Distributions* 20.4:455-466.
- Garnier Jimmy, Roques Lionel, Hamel François. 2012. Success rate of a biological invasion in terms of the spatial distribution of the founding population. *Bulletin of Mathematical Biology* 74.2:453-473.
- Gill B. J., Bejakovtch D., Whitaker A. H. 2001. Records of foreign reptiles and amphibians accidentally imported to New Zealand. *New Zealand Journal of Zoology* 28.3:351-359.
- Greenlees M., Venz M. 2018. *Diplodactylus vittatus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2018. Version 2019 2. IUCN. Available from: www.iucnredlist.org. (Accessed on October 2019)
- Gupta Neelima, Bhaskar Manju, Gupta D.K. 2012. Macroenvironmental influence on Hepatozoon lacertilis infectivity to lizard Hemidactylus flaviviridis. *Journal of environmental biology* 33.1:127.
- Hailey Adrian, Byron Wilson, Julia Horrocks. 2011. Conservation of Caribbean Island Herpetofaunas Volume 2: Regional Accounts of the West Indies. Brill. Boston. p. 439. ISBN: 9789004194106
- Hardin Scott. 2007. Managing non-native wildlife in Florida: State perspective, policy and practice. *Managing Vertebrate Invasive Species* 14.
- Hegan Allison E. 2014. Alien herpetofauna pathways, invasions, current management practices and control method ethics: a review of some significant problems in the USA. *The Herpetological Bulletin* 129:3-14.
- Hoskin Conrad J. 2011. The invasion and potential impact of the Asian House Gecko (*Hemidactylus frenatus*) in Australia. *Austral Ecology* 36.3:240-251.
- Huey R. B., Niewiarowski P. H., Kaufmann J., Herron J. C. 1989. Thermal biology of nocturnal ectotherms: is sprint performance of geckos maximal at low body temperatures?. *Physiological Zoology* 62.2:488-504.
- Hulme Philip E. 2009. Trade, transport and trouble: managing invasive species pathways in an era of globalization. *Journal of applied ecology* 46.1:10-18.
- Hulme P.E., Pyšek P., Nentwig W., Vila M. 2009. Will threat of biological invasions unite the European Union? *Science* 324:40-41
- Church Gilbert. 1962. The reproductive cycles of the Javanese house geckos, *Cosymbotus platyurus*, *Hemidactylus frenatus*, and *Peropus mutilatus*. *Copeia* 262-269.
- Ibrahim Adel A. 2004. Behavioural ecology of the White-spotted Gecko, *Tarentola annularis* (Reptilia: Gekkonidae), in Ismailia City, Egypt. *Zoology in the Middle East* 31.1:23-38.

Ibrahim Adel A. 2013. Ecology of the rough-tailed Gecko, *Cyrtopodion scabrum* (Squamata: Gekkonidae) in the Suez Canal zone, Egypt. *Journal of Herpetology* 47.1:148-155.

ISSG Invasive Species Specialist Group. 2017. 100 of the world's worst invasive alien species. Available from http://www.issg.org/worst100_species.html (accessed November 2019)

IUCN SSC Amphibian Specialist Group. 2015. *Lithobates catesbeianus*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2019 2. IUCN. Available from www.iucnredlist.org (accessed December 2019).

Jamison Simon, Karin Tamar, Alex Slavenko, Shai Meiri. 2017. *Tarentola annularis* (Squamata: Phyllodactylidae): a new invasive species in Israel. *Salamandra* 53.2:299-303.

Jong Y. et al. (2014) Fauna Europaea - all European animal species on the web. *Biodiversity Data Journal* 2. Available from: <https://fauna-eu.org/> (Accessed on July 2018).

Jong Y. et al. (2014a) Fauna Europaea - all European animal species on the web. *Tarentola* Grey, 1825. *Biodiversity Data Journal* 2. Available from: <https://fauna-eu.org/> (Accessed on October 2019).

Kelehear Crystal, Saltonstall Kristin, Torchin Mark E. 2015. An introduced pentastomid parasite (*Raillietiella frenata*) infects native cane toads (*Rhinella marina*) in Panama. *Parasitology* 142.5:675-679.

Khan, Muhammad Sharif. 2017. *Geckos Geckos Geckos*. Morton.

Khanoon Eraqi R. 2015. Developmental stages of the climbing gecko *Tarentola annularis* with special reference to the claws, pad lamellae, and subdigital setae. *Journal of Experimental Zoology Part B: Molecular and Developmental Evolution* 324.5:450-464.

Klawinski P. D., Vaughan R. K., Saenz D., Godwin W. 1994. Comparison of dietary overlap between allopatric and sympatric geckos. *Journal of Herpetology* 225-230.

Kopecký Oldřich, Kalous Lukáš, Patoka Jiří. 2013. Establishment risk from pet-trade freshwater turtles in the European Union. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 410:02.

Kopecký Oldřich, Jiří Patoka, Lukáš Kalous. 2016. Establishment risk and potential invasiveness of the selected exotic amphibians from pet trade in the European Union. *Journal for nature conservation* 31:22-28.

Kopecký, O.; Bílková, A.; Hamatová, V.; Kňazovická, D.; Konrádová, L.; Kunzová, B.; Slaměňíková, J.; Slanina, O.; Šmídová, T.; Zemancová, T. 2019. Potential Invasion Risk of Pet Traded Lizards, Snakes, Crocodiles, and Tuatara in the EU on the Basis of a Risk Assessment Model (RAM) and Aquatic Species Invasiveness Screening Kit (AS-ISK). *Diversity* 11:164.

Kraus Fred. 2009. *Alien Reptiles and Amphibians: a Scientific Compendium and Analysis Invading Nature - Springer Series in Invasion Ecology* 4. Springer Science & Business Media. New York. p. 563. ISBN: 9781402089466.

- Kraus Fred. Amphibians and Reptiles. In: Simberloff, Daniel, Marcel Rejmánek. 2011. Encyclopedia of biological invasions. No. 3. Univ of California Press. ISBN: 9780520264212
- Kraus Fred. 2015. Impacts from invasive reptiles and amphibians. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 46:75-97.
- Lei Juan, Booth David T. 2014. Temperature, field activity and post-feeding metabolic response in the Asian house gecko, *Hemidactylus frenatus*. *Journal of thermal biology* 45:175-180.
- Levine J.M., D'Antonio C.M. 2003. Forecasting biological invasions with increasing international trade. *Conservation Biology* 17:322–326.
- Lindsay M. K., Zhang Y., Forstner M. R., Hahn D. 2013. Effects of the freshwater turtle *Trachemys scripta elegans* on ecosystem functioning: an approach in experimental ponds. *Amphibia-Reptilia* 34.1:75-84.
- Lorvelec Olivier, Levesque Anthony, Bauer Aaron M. 2011. First record of the mourning gecko (*Lepidodactylus lugubris*) on Guadeloupe, French West Indies. *Herpetology Notes* 4:291-294.
- Lund Ingrid. 2015. Moorea's newest invasive species: The distribution and behavior of *Phelsuma laticauda*. Available from: <http://www.moorea-ucb.org/> (Accessed on September 2019)
- Martinez-Jimenez David. 2016. Herpetoculture and Reproduction. *Exotic Animal Medicine for the Veterinary Technician* 197.
- Masin S., Bonardi A., Padoa-Schioppa E., Bottoni L., Ficetola G. F. 2014. Risk of invasion by frequently traded freshwater turtles. *Biological Invasions* 16.1:217-231.
- McAllister C.T., Freed P.S., Upton S.J., Burdick D.A., Wilson N.A. 1991. Parasites of the rough-tail gecko, *Cyrtopodion scabrum* (Sauria: Gekkonidae), from Galveston, Texas. *Texas Journal of Science* 43:199-204.
- McGeoch M. A., Butchart S. H., Spear D., Marais E., Kleynhans E. J., Symes A., Hoffmann, M. 2010. Global indicators of biological invasion: species numbers, biodiversity impact and policy responses. *Diversity and Distributions* 16.1:95-108.
- Menz M. H. M., Cullen P. P. 2006. Occurrence of the barking gecko *Underwoodisaurus milii* (Bory 1825)(Gekkonidae) in the Pilbara region, Western Australia. *Journal of the Royal Society of Western Australia* 89:89.
- Metallinou M., Arnold E. N., Crochet P. A., Geniez P., Brito J. C., Lymberakis P., Carranza S. 2012. Conquering the Sahara and Arabian deserts: systematics and biogeography of *Stenodactylus* geckos (Reptilia: Gekkonidae). *BMC Evolutionary Biology* 12.1:258.
- Midtgaard Rune. 2019. RepFocus. A Survey of the Reptiles of the World. Available from <http://www.repfocus.dk/index.html> (accessed December 2019).
- Ministerstvo životního prostředí. 2019. Nepůvodní a invazní druhy. Dostupné z : www.mzp.cz (Citováno 9.10.2019).

Moritz C., Case T. J., Bolger D. T., Donnellan S. 1993. Genetic diversity and the history of Pacific island house geckos (*Hemidactylus* and *Lepidodactylus*). *Biological Journal of the Linnean Society* 48.2:113-133.

NOBANIS. 2019. Alien species search. Available from: www.NOBANIS.org. (Accessed on November 2019)

Osadnik, G. 1984. An investigation of egg laying in *Phelsuma* (Reptilia: Sauria: Gekkonidae). *Amphibia-reptilia* 5.2: 125-134.

Ota, Hidetoshi. 1994. Female reproductive cycles in the northernmost populations of the two gekkonid lizards, *Hemidactylus frenatus* and *Lepidodactylus lugubris*. *Ecological Research* 9.2: 121-130.

Ota H., Whitaker A.H. 2010. *Hemidactylus frenatus*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2019 2. Available from www.iucnredlist.org (accessed December 2019).

Petren Kenneth, Ted J. Case. 1996. An experimental demonstration of exploitation competition in an ongoing invasion. *Ecology* 77.1:118-132.

Pimentel D., Zuniga R., Morrison D. 2005. Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecological Economics* 52:273– 288.

Phillips Ben L., Shine Richard. 2005. The morphology, and hence impact, of an invasive species (the cane toad, *Bufo marinus*): changes with time since colonisation. In: *Animal Conservation forum*. *Animal Conservation* 8:407–413.

Prado, Ruth, and Leopoldo G. Sancho. 2007. Dew as a key factor for the distribution pattern of the lichen species *Teloschistes lacunosus* in the Tabernas Desert (Spain). *Flora-Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants* 202.5: 417-428.

Prenter John, et al. 2004. Roles of parasites in animal invasions. *Trends in ecology & evolution* 19.7: 385-390.

Pyšek P. 2018. Historie, definice, hypotézy a budoucnost biologických invazí. *Živa* 5:210-213.

Rato Catarina, Carranza Salvador, Harris David J. 2012. Evolutionary history of the genus *Tarentola* (Gekkota: Phyllodactylidae) from the Mediterranean Basin, estimated using multilocus sequence data. *BMC Evolutionary Biology* 2.1:14.

Ratsoavina F., Glaw F., Ramanamanjato J.-B., Rabibisoa N., Rakotondrazafy N.A. 2011. *Uroplatus phantasticus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2011. Version 2019 2. IUCN. Available from: www.iucnredlist.org (Accessed on 05 October 2019).

Raxworthy C.J., Ratsoavina F., Glaw F., Rabibisoa N. 2011. *Uroplatus ebenai*. The IUCN Red List of Threatened Species 2011. Version 2019 2. IUCN. Available from: www.iucnredlist.org (Accessed on October 2019).

- Reed R. N., Kraus F. 2010. Invasive reptiles and amphibians: global perspectives and local solutions. *Animal Conservation* 13.1:3-4.
- Renner M., Cussac V., Ibarzüengoytía N., Piantoni C., Boretto, J. 2007. Thermal effects on locomotion in the nocturnal gecko *Homonota darwini* (Gekkonidae). *Amphibia-Reptilia*, 28.2:235-246.
- Ricciardi Anthony. 2003. Predicting the impacts of an introduced species from its invasion history: an empirical approach applied to zebra mussel invasions. *Freshwater biology* 48.6:972-981.
- Richardson D. M., Pyšek P., Rejmánek M., Barbour M. G., Panetta F. D., West, C. J. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and distributions* 6.2:93-107.
- Rocha S., Posada D., Carretero M. A., Harris D. J. 2007. Phylogenetic affinities of Comoroan and East African day geckos (genus *Phelsuma*): multiple natural colonisations, introductions and island radiations. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 43.2:685-692.
- Rodda Gordon H., Savidge Julie A. 2007. Biology and Impacts of Pacific Island Invasive Species. 2. *Boiga irregularis*, the Brown Tree Snake (Reptilia: Colubridae) 1. *Pacific Science* 61.3:307-325.
- Romero-Nájera I., Cuarón A.D., González-Baca, C. 2006. Distribution, abundance, and habitat use of introduced *Boa constrictor* threatening the native biota of Cozumel Island, Mexico. *Biodiversity and Conservation* 16:1183–1195.
- Rosen Gail Emilia, Smith Katherine F. 2010. Summarizing the evidence on the international trade in illegal wildlife. *EcoHealth* 7.1:24-32.
- Ruiz Gregory M., Carlton James T. 2003. *Invasive species: vectors and management strategies*. Island press. Washington D.C. p 518. ISBN: 1559639032
- Sakai Osamu. 2018. Comparison of personality between juveniles and adults in clonal gecko species. *Journal of Ethology* 36.3: 221-228.
- Scalera Riccardo. 2007. Virtues and shortcomings of EU legal provisions for managing NIS: *Rana catesbeiana* and *Trachemys scripta elegans* as case studies. In: *Biological invaders in inland waters: Profiles, distribution, and threats*. Springer. Dordrecht. p. 669-678. ISBN: 9781402060298
- Short Kristen Harfmann, Kenneth Petren. 2008. Boldness underlies foraging success of invasive *Lepidodactylus lugubris* geckos in the human landscape. *Animal Behaviour* 76.2: 429-437.
- Simpson A., Jarnevich C., Madsen J., Westbrooks R., Fournier C., Mehrhoff L., Sellers E. 2009. Invasive species information networks: collaboration at multiple scales for prevention, early detection, and rapid response to invasive alien species. *Biodiversity* 10.2-3:5-13.

- Soccini Christiana, Vincenzo Ferri. 2004. Bacteriological screening of *Trachemys scripta elegans* and *Emys orbicularis* in the Po plain (Italy). *Biologia* 14:201-207.
- Somma L. A. 1990. A categorization and bibliographic survey of parental behavior in lepidosaurian reptiles. *Smithsonian Herpetological Information Service* 81:1–53.
- Sow A. S., Martínez-Freiría F., Dieng H., Fahd S., Brito J. C. 2014. Biogeographical analysis of the Atlantic Sahara reptiles: Environmental correlates of species distribution and vulnerability to climate change. *Journal of arid environments* 109:65-73.
- Stephens Philip A., Sutherland William J., Freckleton Robert P. 1999. What is the Allee effect?. *Oikos* 185-190.
- Šmíd, J., Carranza, S., Kratochvíl, L., Gvoždík, V., Nasher, A. K., & Moravec, J. 2013. Out of Arabia: A complex biogeographic history of multiple vicariance and dispersal events in the gecko genus *Hemidactylus* (Reptilia: Gekkonidae). *PloS one* 8.5: e64018.
- Thirakhupt K., Aowphol A., Voris H., Nabhitabhata J. 2006. Foraging ecology of the Tokay gecko, *Gekko gecko* in a residential area in Thailand. *Amphibia-Reptilia* 27.4:491-503.
- Uetz, P., Freed, P. & Hošek, J. (eds.). 2019. The Reptile Database. 2019. Available from <http://www.reptile-database.org> (accessed September 2019).
- Uetz, P., Freed, P. & Hošek, J. (eds.). 2019. The Reptile Database. *Lepidodactylus lugubris*. 2019b. Available from <http://www.reptile-database.org> (accessed October 2019).
- Uetz, P., Freed, P. & Hošek, J. (eds.). 2019. The Reptile Database. *Tarentola annularis*. 2019c. Available from <http://www.reptile-database.org> (accessed October 2019).
- UNCTAD. 2007. Review of Maritime Transport. United Nations Conference on Trade and Development. Geneva, Switzerland. p.167. ISBN 978-92-1-112725-6
- Ursula H., Rüdiger K., Frank M., Monika R. 2014. Blood parasites in reptiles imported to Germany. *Parasitology research*, 113.12:4587-4599.
- Van Der Meijden Arie, Herrel Anthony. 2014. An analysis of the live reptile and amphibian trade in the USA compared to the global trade in endangered species. *Herpetological Journal* 24:103–110.
- Van Dijk, P.P., Harding, J. & Hammerson, G.A. 2011. *Trachemys scripta*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2019 2. IUCN. Available from www.iucnredlist.org (accessed November 2019).
- Van Kleeck Melissa, Holland Brenden S. 2018. Chemical control of the invasive Jackson's chameleon (*Trioceos jacksonii xantholophus*) in Hawaii. *International journal of pest management* 64.3:236-242.
- Van Wilgen Nicola J., Richardson David M. 2012. The roles of climate, phylogenetic relatedness, introduction effort, and reproductive traits in the establishment of non-native reptiles and amphibians. *Conservation Biology* 26.2: 267-277.

- Viets B. E., Tousignant A., Ewert M. A., Nelson C. E., Crews D. 1993. Temperature-dependent sex determination in the leopard gecko, *Eublepharis macularius*. *Journal of Experimental Zoology* 265.6:679-683.
- Wallnaks Keith Robert. 1982. Morphology, taxonomy and life cycles of some saurian haematozoa. [PhD Thesis]. University of London, Berkshire.
- Werner Y., Mousa Disi A.M., Varol Tok, Ugurtas I., Sevinç M., Baha El Din S., Nilson G. 2010. *Cyrtopodion scabrum*. The IUCN Red List of Threatened Species 2010. Version 2019 2. IUCN. Available from: www.iucnredlist.org (Accessed October 2019)
- Williamson Mark, Fitter Alastair. 1996. The varying success of invaders. *Ecology* 77.6:1661-1666.
- Wittenberg Rüdiger, Cock Matthew JW. 2001. Invasive alien species: a toolkit of best prevention and management practices. CABI International, Wallingford, Oxon. p. 255. ISBN: 085199 5691
- Wylor L., Sheikh P. 2008. International illegal trade in wildlife: threats and U.S. policy. Report for Congress. Congressional Research Service Report for Congress Order Code RL34395. 2008. p. 49.
- Yiming, L., Zhengjun, W., & Duncan, R. P. 2006. Why islands are easier to invade: human influences on bullfrog invasion in the Zhoushan archipelago and neighboring mainland China. *Oecologia* 148.1:129-136.