

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra zoologie a rybářství



**Fakulta agrobiologie,
potravinových a přírodních zdrojů**

**Hodnocení invazního rizika u chovaných a prodáváných
druhů z čeledi Agamidae v Evropské unii**

Bakalářská práce

Pavel Žák

Chov exotických zvířat

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

© 2023 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou bakalářskou práci "Hodnocení invazního rizika u chovaných a prodáváných druhů z čeledi Agamidae v Evropské unii" jsem vypracoval(a) 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 autor(ka) uvedené bakalářské práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušil autorská práva třetích osob.

V Praze dne 20.04.2023

Poděkování

Rád bych touto cestou poděkoval doc. Mgr. Oldřichu Kopeckému, Ph.D. za odborné vedení mé práce, cenné a inspirativní rady, připomínky a podněty. Dále bych rád vyjádřil vděčnost všem vyučujícím, kteří mne studiem provázeli a předávali mi teoretické znalosti i zkušenosti z praxe. Za soustavnou podporu bych také rád poděkoval své rodině.

Hodnocení invazního rizika u chovaných a prodávaných druhů z čeledi agamovití v Evropské unii

Souhrn

Jelikož nelze dopředu říci, který nepůvodní druh se stane rizikem pro biodiverzitu na území států Evropské unie, je potřebné zajistit a srovnat potřebná data, na jejichž základě lze odhadnout potenciál k usazení jednotlivých druhů. Těmito daty jsou biologické, geografické a klimatické informace. Údaje jsou následně zpracovány a vyhodnoceny prostřednictvím aplikace TAS ISK, jež vyhodnotí míru rizika pro vstup invazních agens do oblasti Evropské unie. Výstup z hodnocení je vyjádřen číselnou hodnotou. Následně bylo provedeno ještě kontrolní hodnocení prostřednictvím tabulky a vzorce dle návrhu Vilizzi et al. (2021), tato metoda však spočívá v pouze hodnocení ano / ne, což znamená, že buď taxon vyhodnotí jako invazní či neinvazní. Na závěr jsou pro lepší představu všechny výstupy porovnány a vloženy do boxového grafu. Z porovnání vzešlo 8 druhů, jež byly v obou metodách hodnocení označeny jako možné riziko.

Klíčová slova: Invazivní, nepůvodní druh, agama, ještěř, obchod se zvířaty

Invasion risk assessment of farmed and marketed species of the family Agamidae in the European Union

Summary

As it is impossible to say in advance which non-native species will become a risk to biodiversity in the territory of the EU Member States, it is necessary to secure and collate the necessary data to estimate the potential for establishment of each species. These data are biological, geographical and climatic information. The data are then processed and evaluated through the TAS ISK application, which assesses the level of risk for the introduction of invasive agents into the EU area. The output of the assessment is expressed as a numerical value. Subsequently, a further control assessment was carried out using a table and formula as proposed by Vilizzi et al. (2021), however, this method consists of a yes/no assessment only, which means that either the taxon is assessed as invasive or non-invasive. Finally, all the outputs are compared and put in a box plot for better visualization. The comparison yielded 8 species that were flagged as a possible risk in both assessment methods.

Keywords: Invasive, non-native species, agama, lizard, pet trade

Obsah

1	Úvod.....	7
2	Cíl práce.....	9
3	Literární rešerše.....	10
3.1	Výklad pojmů a terminologie	10
3.2	Procesy a způsoby invaze	10
3.2.1	Fáze transportu.....	11
3.2.2	Fáze zavlečení	12
3.2.3	Fáze usazení.....	12
3.2.4	Fáze šíření	13
3.3	Dopady invaze	13
3.4	Řešení invaze	13
4	Metodika	16
4.1	TAS ISK v 2.3	17
4.2	A priori categorisation	18
5	Výsledky	19
5.1	TAS ISK v 2.3	19
5.2	A priori categorisation	20
5.3	Porovnání výsledků.....	21
6	Diskuse.....	23
6.1	Stellagama stellio.....	23
6.2	Physignathus lesueurii	25
6.3	Leiolepis belliana	26
6.4	Calotes versicolor.....	27
6.5	Agama agama	28
6.6	Chlamydosaurus kingi	29
6.7	Uromastyx acanthinura.....	30
6.8	Uromastyx dispar.....	31
7	Závěr	32
8	Literatura.....	34

1 Úvod

Žijeme v době, kdy je zcela běžné cestovat po celém světě. Tato doba nám nabízí rychlé a jednoduché cestování nejen v rámci Evropy, ale je již možné navštívit jakýkoliv kontinent, jakoukoliv oblast, která byla dříve nedostupná. V relativně krátkém čase a s minimálním úsilím jsme schopni se dostat na druhou stranu zeměkoule. Cestování v rámci pracovních cest či turistiky je naprosto běžné, stejně běžná je i nákladní přeprava. Dnes již dokážeme přepravit téměř cokoliv kamkoliv, ať už se jedná o zboží, potraviny či živočichy. Využíváme k tomu pozemní, námořní i leteckou dopravu. Žijeme v době, která nám umožňuje ve velké míře cestovat. (Bright 1999). Bohužel s přirozeným vývojem a modernizací přišlo období, kdy spolu se zbožím, našimi zavazadly, případně zvířaty, přijíždějí do jiných koutů světa i organismy, které se dosud v této krajině nevyskytovaly. Kvůli těmto organismům, a je jedno, zda jde o mikroorganismy, rostliny nebo živočichy, dochází k narušování původních ekosystémů a návazně ztrátám biodiverzity. Nové druhy živočichů mnohdy nemají v nové lokalitě přirozeného predátora, a tak se z nich po uchycení může stát i dominantní druh. K průvodním jevům usazení a šíření těchto nepůvodních organismů patří utlačování původních druhů, narušování socioekologických agens. S novými organismy přicházejí nové nemoci či parazité. Může nastat i nejhorší situace, a to vyhubení původních druhů. Nejsou ohrožena jen zvířata a organismy v ekosystému, ale i člověk, na něhož se může přenést případné onemocnění od invazivních druhů, možné nebezpečí představují také jejich parazité. Nemoci, které nejsou v dané lokalitě známy, mohou způsobit mnoho škod, stejně tak i parazité, kteří se sem dostanou (Votýpka & Modrý 2018). Jedním z největších přispěvovatelů šíření nepůvodních druhů do všech koutů světa je obchod s živými zvířaty. Bohužel kromě legálního obchodu, který je nějakým způsobem řízený a omezený, existuje také obchod nelegální, který nepodléhá kontrolám a nedodržuje žádná pravidla. Takzvané pytláctví je bohužel ve světě stále rozšířené. Lidé převážejí zvířata do všech koutů světa ať již pro svoji potěchu, či za účelem dalšího nelegálního obchodu (Heinrich et al. 2022). Mimo všechna výše zmíněná rizika toto vše představuje také značný finanční dopad. Jen za posledních 50 let se odhadují náklady spojené s bojem proti invazím nepůvodních druhů po celém světě minimálně na 1.288 bilionů amerických dolarů (Zenni et al. 2021). Na území Evropské unie je tato částka odhadována na 12 miliard eur ročně (GUALTIERI 2019). Zaměříme-li se na poslední roky, zjistíme, že v zájmových chovech získává na oblibě zejména jedna skupina zvířat. Touto skupinou zvířat jsou plazi. Jen v USA se od roku 1999 do roku 2016 dovezlo přes 1600 druhů plazů určených pro chov v domácích podmínkách (Stringham & Lockwood 2018). Tito plazi se následně dostali do jiného, jiného, dosud neznámého prostředí, a to v případě, kdy se jim podařilo uniknout z chovných zařízení, byli přepraveni spolu s nákladem nebo prostřednictvím člověka, který je vypustil. V novém prostředí byli schopni vytvořit funkční populace, naturalizovat se a následně v některých lokalitách začali vytlačovat místní druhy (Das et al. 2008; Wagner et al. 2009; Stringham & Lockwood 2018). Evropa je v případě invazních druhů v tomto směru jednou z nejvíce zasažených oblastí světa (Pergl et al. 2016). Je to zapříčiněno historicky, jelikož Evropa vždy patřila k významným kulturním a obchodním křižovatkám světa (Henry et al. 2023). Nabízí se mnoho způsobů, jak řešit invazi nepůvodních druhů. Jedním z možných řešení

výše uvedených problémů je včasná prevence. Ta spočívá v brzkém odhalování rizik šíření invazních druhů (Gippet & Bertelsmeier 2021). Právě výše zmíněnou prevencí se zabývá tato bakalářská práce. Na základě srovnávání klimatických, biologických a geografických dat lze odhadnout možnost usídlení v novém, pro daný taxon dosud nepůvodním prostředí.

2 Cíl práce

Cílem této práce je zhodnocení případného rizika usazení a invazivity vybraných druhů z čeledi *Agamidae*, které jsou chovány a s nimiž se obchoduje ve státech Evropské unie. Toto hodnocení spočívá v porovnání biologických, geografických a klimatických dat, které jsem získal z odborných webů, článků a dalších zdrojů, které jsou uvedeny v seznamu literatury na konci této práce. Na základě dostatečné shody klimatu a biologicky významných vlastností pro invazi byly vyhodnoceny nejvíce rizikové druhy.

3 Literární rešerše

Jednou z nevýhod globalizace je nechtěné šíření nepůvodních organismů po celém světě. Toto šíření je mnohdy nekontrolované a neřízené, s dopady na ekosystém i původní druhy. Nejvíce patrné to bylo v ostrovních oblastech. Následně byla problematika cizích, člověkem zavlečených druhů, patrná i na kontinentální pevnině (Mlíkovský 2006). Biologické invaze lze definovat jako jevy, při nichž druh rozšiřuje svůj geografický areál a zabírá oblasti, ve kterých se dříve nevyskytoval (Jaksic & Castro 2021). Tyto nepůvodní organismy následně mohou způsobovat významné škody v nových areálech výskytu (Pyšek et al. 2020). Je známo mnoho případů, kdy původní druh byl postupně vytlačován a nahrazován novým druhem, jenž v této oblasti nebyl do té doby pozorován (Nentwig 2014). V posledních desetiletích rostou naše znalosti invazivní biologie (Van Kleunen et al. 2010). Díky větším znalostem, které souvisejí se získáváním nových dat, vyhodnocováním chování a rozšiřováním invazních druhů, vzniklo více pohledů na hodnocení problematiky těchto živočichů – například skrze počet propagulí, které jsou potřeba k introdukci, nebo zda mají nově přichozí druhy v novém areálu výskytu přirozené predátory (Van Kleunen et al. 2010). Blackburn et al. (2011) se rozhodli pro sjednocení náhledů na invazní problematiku a vytvořili jednotný rámec, který umožňuje definovat procesy invaze pro rostliny, živočichy a mikroorganismy.

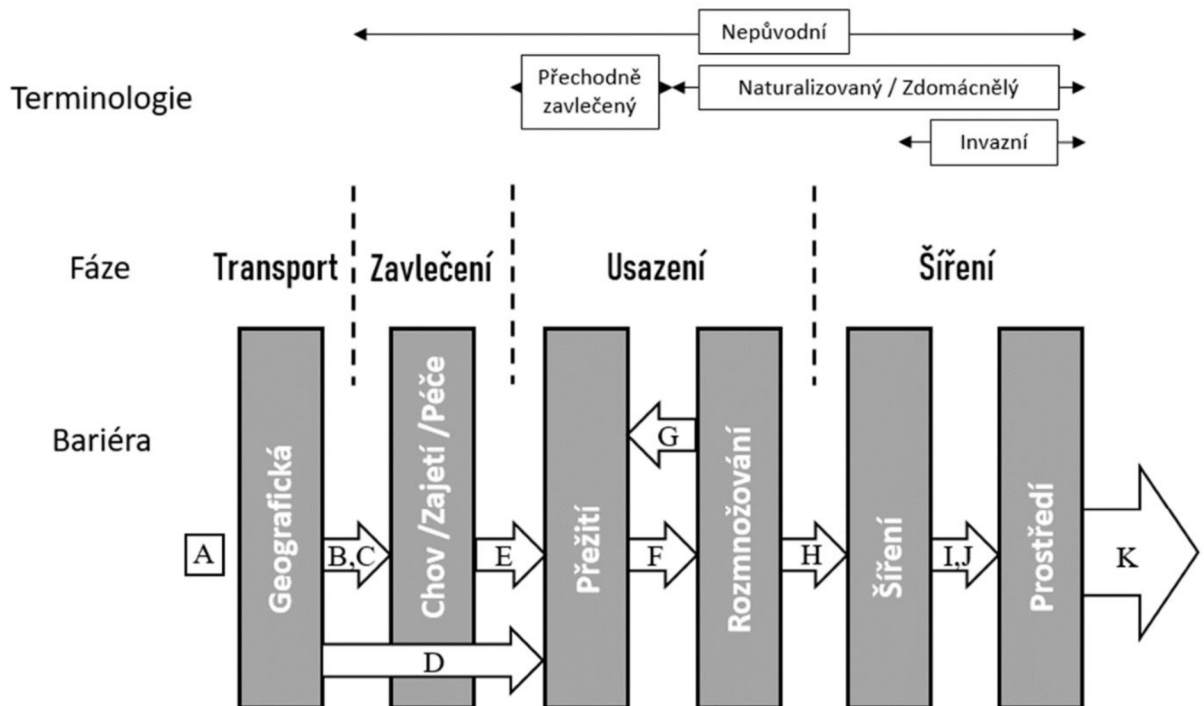
3.1 Výklad pojmů a terminologie

Dosud není zcela jednoznačně vymezeno, co je invazní druh a co je nepůvodní druh, jaký je rozdíl mezi invazním šířením a co se považuje za přirozené šíření druhu. (Wilson et al. 2016). Je důležité stanovit několik základních pojmů, jež v této práci budou použity. Jedním z nich je nepůvodní druh, jenž je definován jako „druh, poddruh nebo nižší taxon živočichů, rostlin, hub nebo mikroorganismů, který se na nové území dostal v důsledku činnosti člověka buď z území, v němž je původní, anebo přirozenou cestou z lokality, v níž je nepůvodní.“ Další definicí je naturalizovaný (zdomácnělý) druh, jímž je „zavlečený druh, který se na daném území pravidelně rozmnožuje po dlouhou dobu a nezávisle na činnosti člověka.“ Nejvýznamnější pojem potom představuje invazní druh, jenž je definován jako „naturalizovaný druh, který se v dané lokalitě rychle šíří na značné vzdálenosti od mateřské populace.“ Podle nařízení EU 1143/2014 je dále stanoven nepůvodní druh jako ten, u něžž bylo zjištěno, že jeho zavlečení či vysazení a následné šíření buď přímo ohrožuje biologickou rozmanitost a související ekosystémové služby, nebo má na oboje nepříznivý dopad (Pyšek et al., 2008; nařízení EU č. 1143/2014). Z výše uvedené terminologie bude vycházet tato práce.

3.2 Procesy a způsoby invaze

V případě procesů je na tuto problematiku mnoho pohledů. Postupem času vznikaly různé názory, jaké fáze má invazní proces. Někteří autoři navrhovali 4 fáze, jiní stanovili až 6 fází (Davis 2009). Blackburn et al. (2011) navrhl sjednocení pohledů na invazi u jednotlivých taxonů a jednotný rámec, jenž je možné použít pro všechny taxony (Obr. 1). V průběhu

jednotlivých fází musí druhy vždy překonávat rozličné bariéry. Z následujícího obrázku je patrné, co konkrétně musí taxon překonat, aby se stal invazním. Jednotlivé fáze, jimiž musí daný taxon projít, a překážky, jež musí v jednotlivých stadiích překonat, budou dále popsány v této práci.



Obr.1. Schéma invazního procesu. Písmeno A naznačuje druh před transportem; B,C - druh se dostává mimo svůj přirozený areál; D - taxon se dostal přímo do prostředí; E - taxony unikají z lidské péče; F - druh je v novém prostředí, ale není schopný se reprodukovat; G - druh je schopný se rozmnožovat, ale reprodukce není dostatečná, aby se stal soběstačným; H - druh se rozmnožuje a je soběstačný v místě usazení; I,J – populace, která se šíří na velké vzdálenosti a přežívá nebo se na vzdáleném místě i množí; K - plně invazní druh, který se množí, žije na různých místech i v případě odlišného prostředí. (přepřacoval Kopecký, dle Blackburn et al. 2011)

3.2.1 Fáze transportu

Během transportní fáze jedinec nebo populace překonává nejprve geografickou bariéru. Tuto překážku v závislosti na druhu organismu mohou představovat hory nebo rozsáhlé vodní plochy, například řeky, jezera, moře a oceány (Blackburn et al. 2011). Fáze transportu může proběhnout dvěma základními způsoby (Hulme 2009):

- Neúmyslné zavlečení – přemístění bez úmyslného přičinění člověka, kdy dochází k nechtěnému transportu v balastní vodě, zavazadlech lidí, kteří se vrátili z dovolené, nebo ve zboží dováženém ze zahraničí (Blackburn et al. 2011).
- Úmyslné zavlečení – transport s přičiněním člověka se vyznačuje záměrným dovezením druhu, který lidé dále mohou využívat (Kolar & Lodge 2001). Za vhodný příklad může sloužit obchod se zvířaty, jenž je v posledních letech na značném vzestupu. Obrat v tomto odvětví činí každým rokem mnoho miliard USD (Gippet &

Bertelsmeier 2021). Dle Gippet a Bertelsmeier (2021) se jedná až o 7 522 druhů zvířat. Tento počet druhů je následně zastoupen desítkami milionů jedinců, se kterými se potom mezinárodně i lokálně obchoduje (Lockwood et al. 2019).

Během transportní fáze dochází k prvnímu selekčnímu kroku. Cestu z původní oblasti výskytu do nového prostředí obvykle nepřežijí všichni jedinci, někteří uhynou již při převozu, další pak nedlouho po ukončení transportu (Kolar & Lodge 2001).

3.2.2 Fáze zavlečení

Fázi introdukce je možné si představit jako fázi, kdy zvíře prodávané jako domácí mazlíček je chováno v určité ubikaci, kleci či teráriu (Blackburn et al. 2011; Stringham & Lockwood 2018). Následně je bariéra, již tvoří stěna chovného zařízení, překonána. Může se tak stát samozřejmě úmyslně. Jako příklad lze uvést norka amerického (*Neovison vison* Schreber, 1777), který byl ochránci zvířat vypuštěn z kožešinových farem do volné přírody (Nentwig 2014). Zvíře také může do volné přírody uniknout bez cizího přičinění. Zde následně přežívá, aklimatizuje se a v příznivých podmínkách se začíná reprodukovat (Blackburn et al. 2011). Může ovšem dojít i k přímé cestě do nového prostředí. To se týká hlavně rostlin a jejich propagulí nebo hmyzu (Blackburn et al. 2011). Jsou zaznamenány případy, kdy *Agama agama* (Linnaeus, 1758) byla transportována na jiná území společně se zbožím (Wagner et al. 2009).

V případech plazů jako domácích mazlíčků bylo studií Stringhama a Lockwooda (2018) zjištěno, že na možnost vypuštění do přírody se podílí několik faktorů. Druh často nabízený v obchodech je zpravidla levnější, a hrozí tak vyšší riziko jeho vypuštění do ekosystému, oproti drahému, zřídka nabízenému druhu. Dále vypuštění ovlivňuje velikost daného druhu. S rostoucí velikostí taxonu se zvyšuje i pravděpodobnost jeho vypuštění. Dlouhověké druhy v kombinaci s hojně nabízenými taxony mají až třikrát vyšší šanci, že budou vypuštěny ve srovnání se sporadicky prodávanými druhy s kratší délkou dožití (Stringham & Lockwood 2018).

3.2.3 Fáze usazení

Fáze usazení se dá rozčlenit na dvě podčásti – přivykání na nové prostředí a aklimatizování se na podnebí, ve kterém se nový druh vyskytl. Po usazení je nutné, aby nastala druhá část, tedy reprodukce. V této fázi je již jedinec nebo malá populace schopna se reprodukovat. Nemusí ale být v reprodukci natolik úspěšná, aby dokázala navyšovat své počty, a docházelo tak k dalšímu rozšiřování teritorií (Blackburn et al. 2011). Limity pro dosažení reprodukce jsou u jednotlivých druhů různé. V případě agam je nutná přítomnost vhodných klimatických podmínek, které trvají po dostatečně dlouhou dobu, aby se snůška mohla inkubovat a noví jedinci měli dostatečný přísun potravy (Griffiths 1999; Enge et al. 2004). Jednoznačnou výhodu mají ty druhy, které jsou schopny nepohlavního rozmnožování. Výhoda spočívá hlavně v počtu jedinců v určité oblasti. U pohlavně se množících druhů musí být pro úspěšné rozmnožení v novém území zastoupena obě pohlaví, aby mohlo dojít ke zdárné reprodukci. U partenogenetických druhů však stačí přítomnost jediného zástupce, který byl

schopen se etablovat do prostředí (Allendorf et al. 2022). U partenogeneticky rozmnožujících se druhů je ale zároveň zaznamenaná zvýšená mortalita a také nižší schopnost šíření (Price 1992). Pro možný vstup do další fáze je podmínkou vytvoření dostatečně velké a stabilní populace, jež je schopná se úspěšně reprodukovat. V případě reprodukce musí mít populace stoupající tendenci, aby mohlo dojít k šíření. Toho může druh v místě usazení dosáhnout až po několika generacích (Blackburn et al. 2011).

3.2.4 Fáze šíření

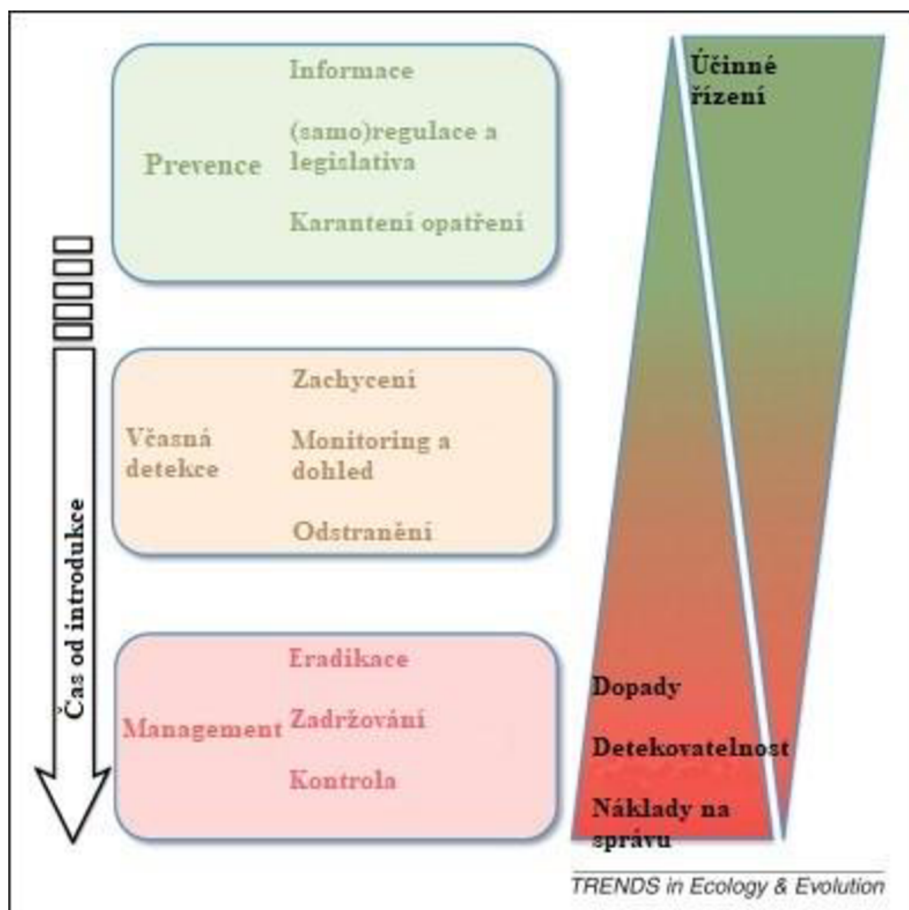
Po vytvoření dostatečně velké stabilní populace přichází poslední fáze, která se nazývá fáze šíření. V této části invazního řetězce je populace natolik stabilní a schopná reprodukce, že se začíná masivně šířit do okolí (Blackburn et al. 2011). Do této fáze se ovšem dostane pouze 10 % druhů. Schopnost usazení a následného šíření závisí na přítomnosti přirozených nepřátel v novém území (Colautti et al. 2004). Těmito nepřáteli mohou být predátoři, patogeny nebo paraziti, kteří jsou schopni redukovat vznikající populace (Horan et al. 2002). V takto navrženém rámci v případě šíření záleží, do jaké vzdálenosti se druh rozšíří. U zvyšujících se vzdáleností je pravděpodobná proměna i prostředí a s těmito změnami se bude muset taxon opět vyrovnat. Lze proto říct, že cyklus se bude opakovat při každé změně prostředí (Blackburn et al. 2011).

3.3 Dopady invaze

Navzdory všem snahám o zastavení nabývají invazní druhy na síle (Simberloff et al. 2013). Problematiku invaze nemůžeme brát pouze jednostranně. Nelze vždy jednoznačně říci, že nepůvodní druh je špatný a původní druh dobrý. Na problematiku invazních druhů je vždy třeba se dívat z více stran. To, co je pro člověka zabývajícího se ekologií „špatné“, nemusí být „špatné“ pro lidi v dřevařském průmyslu, kteří mohou mít z nového druhu naopak prospěch. Například invaze borovic na jižní polokouli vyčerpává půdní zdroje živin pro původní rostliny, ale je dobrým zdrojem dřeva pro těžařské společnosti. Proto je důležité nahlížet na problematiku z ekologického, ekonomického a sociologického pohledu (Simberloff et al. 2013). Ovšem nové invazní druhy často snižují genetickou variabilitu, narušují geologickou soudržnost půdy, negativně ovlivňují kvalitu vody, často bývají přenašeči parazitů či patogenů a bývají příčinou vymírání endemických druhů. (Crowl et al. 2008; Vilà et al. 2010; La Sala et al. 2021). V státech Evropské unie je dosud známo více než 10 000 nepůvodních druhů rostlin, obratlovců a bezobratlých (Vilà et al. 2010). 11 % z jejich celkového počtu způsobuje ekologické škody a 13 % stojí za škodami ekonomickými (Vilà et al. 2010; Simberloff et al. 2013).

3.4 Řešení invaze

Naturalizace a invaze nových druhů lze řešit na několika úrovních. Dobře je to naznačeno na Obr. 2, který publikoval (Simberloff et al. 2013) ve své práci.



Obr. 2 je rozdělen do dvou základních částí. Vlevo je šipka naznačující počátek introdukce a následný čas od uvedení do nového prostředí. Následně levá část naznačuje účinnost opatření a jejich náklady. Přeloženo z originálu (Simberloff et al. 2013)

První a hlavní formou řešení invazí by měla být včasná prevence. Prevence probíhá několika způsoby, které na sebe navzájem navazují a prolínají se. Aby se předcházelo vstupu invazivních druhů, je potřeba provádět screeningy tras, po nichž by se mohly invazivní druhy dostávat do nových oblastí. Pokud by se tak nestalo a druh by prostoupil do nového prostředí, mohlo by to mít nedozírné následky a řešení invaze by si vyžádalo značných nákladů. Jedním ze způsobů by mělo být snížení možných vektorů, jimiž je možné zavléct invazivní druhy (Simberloff et al. 2013). Jako příklad Simberloff et al. (2013) uvádí výměnu balastní vody v oceánech před vplutím do sladkovodních přístavů nebo včasné hodnocení rizik vstupu invazivních druhů. Brzké odhalení rizika je mnohem méně nákladnou a na výzkum náročnou záležitostí ve srovnání s variantou následného řešení naturalizovaného druhu (Simberloff et al. 2013). Díky včasnému informování o možném problému lze apelovat na legislativní aparát, který může řešit problematiku invazí prostřednictvím svých nařízení a zákonů. Pomocí této legislativy je možné předcházet následným škodám a dalším nákladnějším řešením. V Evropské unii již sice existuje legislativa řešící invaze a je i za tímto účelem vytvořen seznam druhů, s nimiž je zakázáno obchodovat a dále je reprodukovat, ale legislativa dosud není dostatečně účinná a vymahatelná (Pergl et al. 2016). Podobný názor sdílí i Henry et al. (2023),

který uvádí, že tato legislativa by měla být lépe ekonomicky podložena. Ve své práci totiž upozorňuje na nedostatečné hlášení škod a nákladů spojených s invazními druhy.

Ve chvíli, kdy selže fáze prevence, je důležité, aby na řadu přišlo rychlé řešení v podobě detekce a následně brzkého odstranění, popřípadě úplné eradikace nepůvodních invazních druhů (Simberloff et al. 2013). Mnohé státy zvolily taktiku kontrolovat stav invazní populace. To ovšem přináší nemalé finanční náklady. Například Itálie v případě nutrie říční *Myocastor coypus* (Molina, 1782) zvolila trvalou kontrolu nad populací tohoto invazního hlodavce. Celková částka na kontrolu populací si v průběhu 6 let vyžádala 14 milionů eur. Oproti tomu východní část Anglie se rozhodla pro úplnou eradikaci nutrie říční. Tato strategie se zdařila po 11 letech a byla vyčíslena na 5 milionů eur (Panzacchi et al. 2007). Z výše uvedeného vyplývá, že pokud je to možné, je účinnější zvolit strategii úplného vyhlazení invazního druhu než se snažit populaci po dlouhou dobu kontrolovat. Po dokončení eradikace je potřeba kontrolovat hrozící reinvaze. Nejdůležitější je ale vhodné předkládání invazní problematiky veřejnosti, neboť ta může na celou tuto oblast pohlížet velmi negativně (Simberloff et al. 2013).

4 Metodika

Pro hodnocení bylo vybráno 20 rodů z čeledi *Agamidae* a z těchto rodů bylo následně vyselektováno 38 druhů. Jedná se o druhy, jež jsou nejčastěji chované a s nimiž se nejčastěji obchoduje ve státech Evropské unie. Vybranými druhy z čeledi *Agamidae* jsou:

Acanthocercus atricollis (Smith, 1849)
Acanthosaura capra Günther, 1861
Acanthosaura coronata Günther, 1861
Acanthosaura lepidogaster (Cuvier, 1829)
Agama aculeata Merrem, 1820
Agama agama (Linnaeus, 1758)
Agama doriae Boulenger, 1885
Bronchocela jubata Duméril & Bibron, 1837
Calotes emma Gray, 1845
Calotes versicolor (Daudin, 1802)
Corytophanes cristatus (Merrem, 1820)
Draco maculatus (Gray, 1845)
Draco volans Linnaeus, 1758
Gonocephalus grandis (Gray, 1845)
Gonocephalus chamaeleontinus Laurenti, 1768
Hydrosaurus amboinensis (Schlosser, 1768)
Hydrosaurus weberi (Barbour, 1860)
Hypsilurus magnus Mathey & Denzer, 2006
Chlamydosaurus kingi J.E. Gray, 1825
Japalura splendida (Bourret, 1937)
Japalura tricarinata (Blyth, 1853)
Leiolepis belliana (Hardwicke & Gray, 1827)
Leiolepis gutatta Cuvier, 1829
Leiolepis reevesii (Gray, 1831)
Leiolepis rubritaeniata Mertens, 1961
Lophognathus temporalis (Günther, 1867)
Physignathus cocincinus Cuvier, 1829
Physignathus lesueurii (Gray, 1831)
Pogona vitticeps (Ahl, 1926)
Pseudotrapelus sinaitus (Heyden, 1827)
Stellagama stellio (Linnaeus, 1758)
Trapelus savignii (Duméril & Bibron, 1837)
Uromastyx acanthinura Bell, 1825
Uromastyx benti (Anderson, 1894)
Uromastyx dispar Mertens, 1962

Uromastix geyri Müller, 1922

Uromastix maliensis Joger & Trapé, 2012

Uromastix ornata Heyden, 1827

Seznam druhů vznikl na základě dat poskytovaných Celní správou České republiky, která má povinnost evidovat dovoz živých zvířat a výrobků z nich. Pro kontrolu a doplnění údajů byl proveden screening největších vnitrostátních obchodníků s plazy (Kopecký et al. 2019). Hodnocení bylo potom uskutečněno ve dvou rovinách. V první bylo hodnocení A priory categorisation a následné hodnocení v aplikaci TAS ISK v 2.3. Obě roviny byly následně porovnány.

4.1 TAS ISK v 2.3

Hodnocení rizika introdukce bylo provedeno v programu TAS ISK verze 2.3. Aplikace je vytvořena v platformě Microsoft Excel a díky svému provedení je pro uživatele komfortní. V programu bylo připraveno 55 otázek ke každému hodnocenému druhu. Tyto otázky se následně členily do tří okruhů:

- **Biogeografie / historie – 12 otázek**
- **Biologie / Ekologie – 37 otázek**
- **Klima a jeho změny – 6 otázek**

Jednotlivé okruhy otázek byly ještě následně rozčleněny do několika podkategorií. První okruh dotazů se týkal chovu a domestikace, dále klimatu, v němž se hodnocené druhy přirozeně vyskytují a rozmnožují, dále možnosti vstupu druhů do hodnocené oblasti a zda byl již dříve hodnocený taxon introdukován v nepůvodním území. Druhý okruh se věnoval nežádoucím vlastnostem posuzovaných druhů, jak jsou schopny využívat potravní zdroje, schopnost se rozmnožit v hodnoceném prostředí, následně se šířit a zda je taxon schopen se přizpůsobit novému prostředí. Poslední část otázek se zabývala klimatickými změnami. Tento faktor začíná být velmi důležitý pro šíření do nových oblastí (Vilizzi et al. 2022b). Například Kechnebbou et al. (2021) se zabýval vlivem globálního oteplování na agamy rodu *Uromastix*. Tyto agamy žijí v aridních oblastech severní části Afriky a jihozápadní Asie. Dle výzkumu se například u *Uromastix acanthinura* ukázalo, že se jejich areál rozšíření postupně přesouvá směrem ke Středozemnímu moři, kde je klima příznivější. Z tohoto článku vyplývá, že postupným zvyšováním teplot se bude přesouvat i areál výskytu jednotlivých druhů. Ovšem na některé druhy z rodu *Uromastix* to má fatální dopad a postupně se zmenšuje areál jejich výskytu.

Aplikace vyhodnotí jednotlivé okruhy otázek a výstup z hodnocení je v několika provedeních. Jedním z nich je BRA (Basic Risk Assessment) a CCA (Climate Change Assessment). Výstup BRA je tvořen z otázek v okruzích biogeografie / historie a biologie / ekologie. Druhý výstup CCA potom hodnotí vliv klimatických změn na introdukci hodnocených druhů (Vilizzi et al. 2022a).

Tento způsob vyhodnocení je ovlivněn hodnotitelem. Výsledek je proto závislý na jeho schopnostech a znalostech, anebo na možnosti dohledání dat o hodnoceném taxonu. Z tohoto důvodu musí hodnotitel znát základní biologické informace o taxonu. Čím víc má hodnotitel znalostí o hodnoceném druhu a disponuje dostatkem věrohodných zdrojů, tím je následné hodnocení přesnější (Bomford 2008).

4.2 A priori categorisation

Hodnocení A priori categorisation spočívá v zadání dat do Microsoft Excel, jenž na základě vložených údajů vyhodnotí vzorec, zda by hodnocený druh mohl mít invazivní potenciál. Data pro toto hodnocení vycházejí z celosvětově uznávaných databází. Jelikož originální zadání bylo určeno pro vodní faunu, musely být některé registry nahrazeny, nebo vynechány. Mezi užité databáze patří IUCN, GBIF, CABI, INVASIVE.org. Všechna tato data se potvrzují odkazem na odborný článek, který výstup z databází potvrzuje. Vzorec vyhodnocoval na základě údajů z databází, zda je taxon již v minulosti uveden jako invazní, nebo zda je ve světě vedený jako nepůvodní. Na základě těchto informací je vyhodnoceno, zda má taxon potenciál být invazním druhem (Vilizzi et al. 2021).

5 Výsledky

5.1 TAS ISK v 2.3

Po zodpovězení všech 55 otázek u každého druhu a s doplněním míry jistoty u každé odpovědi aplikace vyčíslila BRA skóre. U hodnocených taxonů se BRA skóre pohybovalo v hodnotách -12 až 17 (Tab. 1). Na základě BRA hodnot lze odhadovat možnost introdukce vybraných taxonů v novém území, které poskytuje obdobné geografické, biologické a ekologické prvky jako původní areál výskytu hodnocených druhů. To vše může být umocněno postupným oteplováním klimatu, a proto aplikace počítá ještě hodnotu CCA. Tato hodnota se přičítá k BRA skóre. U většiny taxonů, které byly hodnoceny, CCA skóre navýšilo číselnou hodnotu, a zvýšilo tak šanci na usazení taxonů.

Tab. 1 Po zadání dat do aplikace bylo vyčísleno BRA skóre. Aplikace počítá také s hodnotou určenou pro globální oteplování, jež je označována jako CCA a je přičítána k BRA hodnotě.

Vědecký název hodnoceného druhu	BRA	BRA+CCA
<i>Acanthocercus atricollis</i>	10	14
<i>Acanthosaura capra</i>	-7	-7
<i>Acanthosaura coronata</i>	-4	-4
<i>Acanthosaura lepidogaster</i>	0	4
<i>Agama aculeata</i>	-10	-6
<i>Agama agama</i>	9	13
<i>Agama doriae</i>	0	2
<i>Bronchocela jubata</i>	-3	-1
<i>Calotes emma</i>	-5	-1
<i>Calotes versicolor</i>	9,5	13,5
<i>Corytophanes cristatus</i>	-2	0
<i>Draco maculatus</i>	-7	-5
<i>Draco volans</i>	-12	-10
<i>Gonocephalus grandis</i>	-4	-4
<i>Gonocephalus chamaeleontinus</i>	-2	0
<i>Hydrosaurus amboinensis</i>	0	0
<i>Hydrosaurus weberi</i>	0	0
<i>Hypsilurus magnus</i>	-9	-9
<i>Chlamydosaurus kingi</i>	2	6
<i>Japalura splendida</i>	-7	-3
<i>Japalura tricarinata</i>	-12	-8
<i>Stellagama stellio</i>	17	23
<i>Leiolepis belliana</i>	16	22
<i>Leiolepis gutatta</i>	-12	-8
<i>Leiolepis reevesii</i>	5	9

<i>Leiolepis rubritaeniata</i>	-0,5	5,5
<i>Lophognathus temporalis</i>	-1	1
<i>Physignathus cocincinus</i>	0	0
<i>Physignathus lesueurii</i>	17	21
<i>Pogona vitticeps</i>	-4	2
<i>Pseudotrapelus sinaitus</i>	0	4
<i>Trapelus savignii</i>	1	7
<i>Uromastyx acanthinura</i>	2	8
<i>Uromastyx benti</i>	-1	3
<i>Uromastyx dispar</i>	2	-4
<i>Uromastyx geyri</i>	-1	3
<i>Uromastyx maliensis</i>	3	-1
<i>Uromastyx ornata</i>	1	3

Z konečného výstupu aplikace TAS ISK v 2.3 byly vybrány taxony s kladnou hodnotou, u nichž tak bylo vyhodnoceno riziko možné invaze. S kladnou hodnotou vyšlo z celkového porovnání 13 druhů. Těmito druhy jsou:

Acanthocercus atricollis
Agama agama
Calotes versicolor
Chlamydosaurus kingi
Stellagama stellio
Leiolepis belliana
Leiolepis reevesii
Physignathus lesueurii
Trapelus savignii
Uromastyx acanthinura
Uromastyx dispar
Uromastyx maliensis
Uromastyx ornata

5.2 A priori categorisation

Po zadání dat u všech 38 druhů agam byly vyhodnoceny tyto druhy jako invazivní:

Agama agama
Calotes versicolor
Hydrosaurus weberi
Chlamydosaurus kingi
Stellagama stellio
Leiolepis belliana
Leiolepis rubritaeniata

Physignathus cocincinus

Physignathus lesueurii

Pogona vitticeps

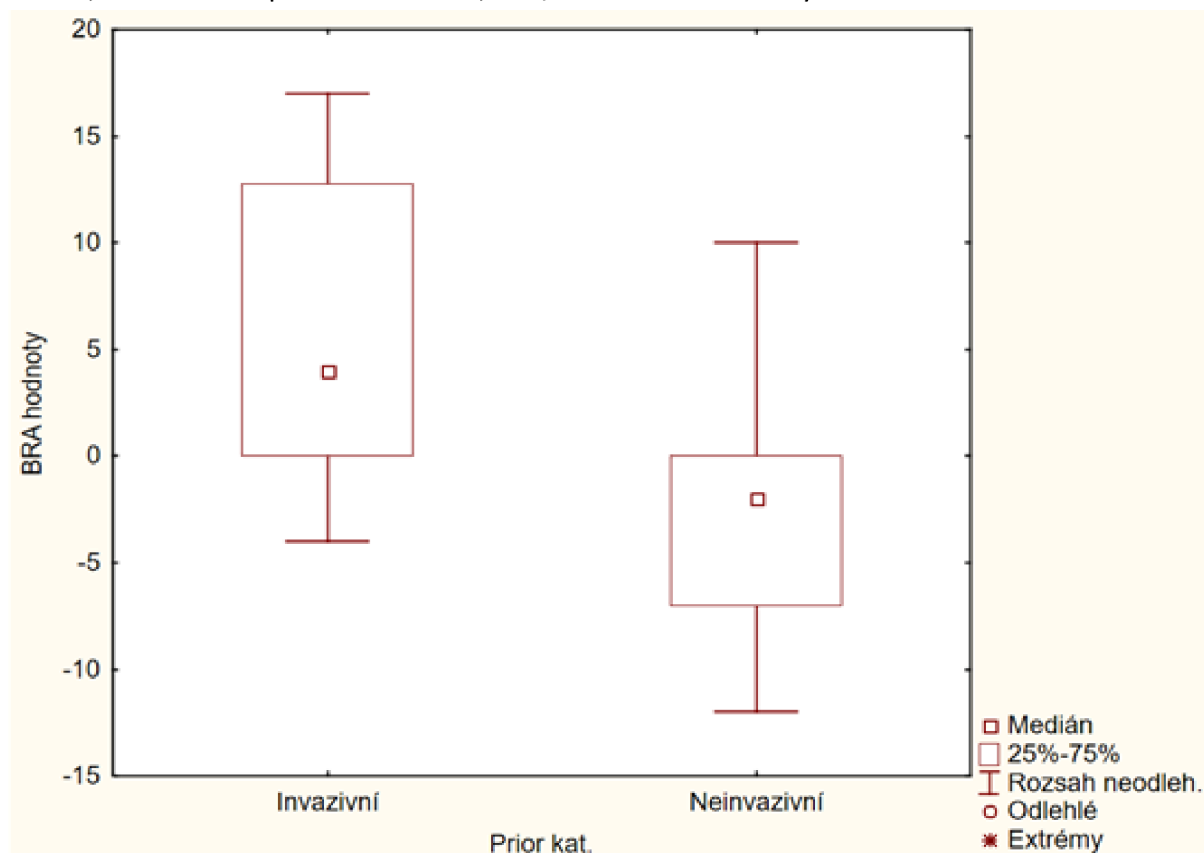
Uromastyx acanthinura

Uromastyx dispar

Celkem tedy vychází 12 druhů s rizikem introdukce v jiné oblasti než je jejich původní výskyt. Tento vzorec pracuje na formátu – druh je invazní, nebo druh není invazní, to vyplývá ze zadaných dat. Pro hodnocení invazního druhu stačí, aby byl záznam ve výše uvedených odborných databázích s poznámkou invazní nebo nepůvodní, a vzorec potom takový druh označí za invazní.

5.3 Porovnání výsledků

Po zjištění všech výstupů z obou hodnotících technik byly údaje následně porovnány. Pro lepší vizuální přehlednost byl zpracován obr. 3, v němž jsou znázorněny všechny hodnocené druhy aplikací TAS ISK a vzorcem A Priory categorisation. Všechny hodnoty byly podrobeny statistickému hodnocení v podobě výpočtu T-testu a Poissonovu rozdělení. Po vyhodnocení byly získány tyto hodnoty: T-test invazivní vs. Neinvazivní ($t = -4.29$, $P < 0,01$) – invazivní mají vyšší hodnoty BRA! Průměr BRA pro neinvazivní = $-3,12 \pm$ směrodatná odchylka = 5.51, Průměr BRA pro invazivní = $6,17 \pm$ směrodatná odchylka = 7.39.



Obr. 3 grafické znázornění výsledků všech hodnocených druhů (Kopecký).

Níže jsou vypsány druhy, které dosáhly kladných hodnot v obou způsobech hodnocení.

TAS ISK

Acanthocercus atricollis

Agama agama

Calotes versicolor

Chlamydosaurus kingi

Stellagama stellio

Leiolepis belliana

Leiolepis reevesii

Physignathus lesueurii

Trapelus savignii

Uromastyx acanthinura

Uromastyx dispar

Uromastyx maliensis

Uromastyx ornata

A priori categorisation

Agama agama

Calotes versicolor

Hydrosaurus weberi

Chlamydosaurus kingi

Stellagama stellio

Leiolepis belliana

Leiolepis rubritaeniata

Physignathus cocincinus

Physignathus lesueurii

Pogona vitticeps

Uromastyx acanthinura

Uromastyx dispar

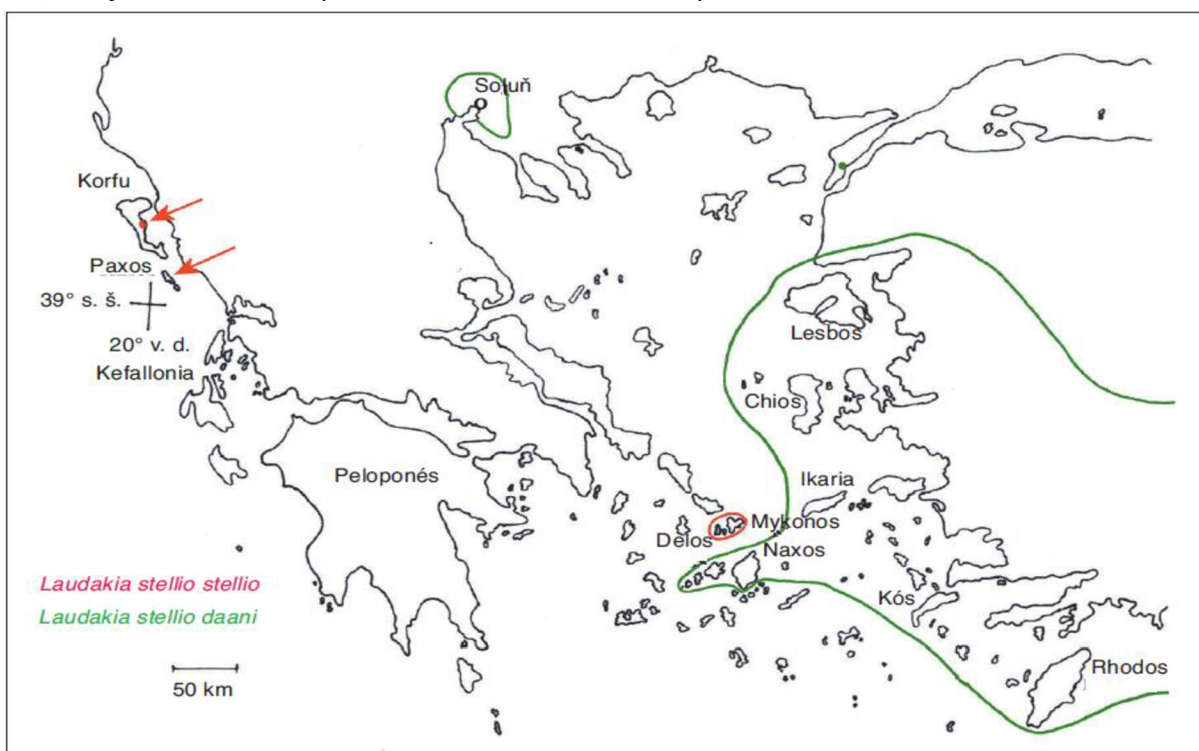
Z hodnocení vzešlo u TAS ISK 13 druhů a v metodě A priori categorisation po zhodnocení vyvstalo 12 druhů. Podle výsledků z obou způsobů hodnocení je patrné, že jak v hodnocení TAS ISK, tak A priori je 8 stejných druhů. Těmito druhy jsou *Stellagama stellio*, *Physignathus lesueurii*, *Leiolepis belliana*, *Calotes versicolor*, *Agama agama*, *Chlamydosaurus kingi*, *Uromastyx acanthinura*, *Uromastyx dispar*.

6 Diskuse

Z důvodu shody u obou způsobů hodnocení se bude tato práce dále zaměřovat už jen na osm výše zmíněných druhů.

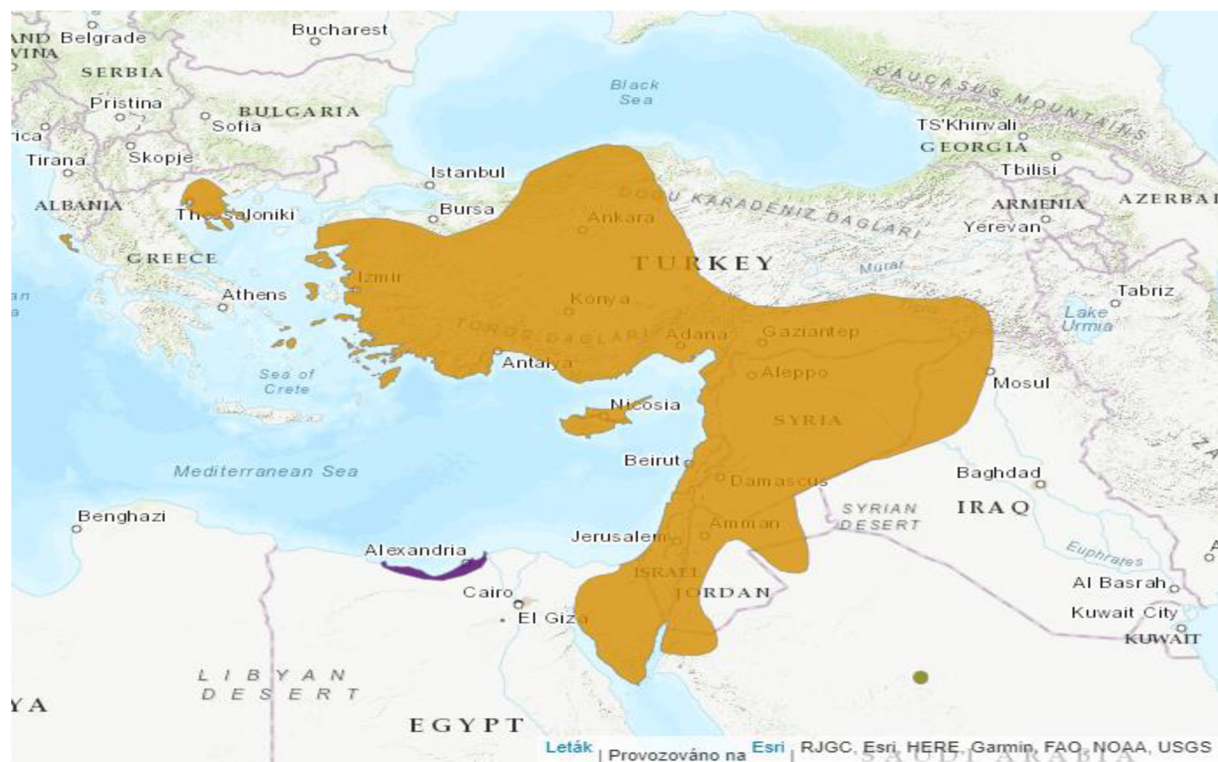
6.1 *Stellagama stellio*

Během získávání informací za účelem zhodnocení bylo zjištěno, že jeden druh je již v hodnocené oblasti přítomen. Tímto druhem je *Stellagama stellio*, jež je rozšířena v Řecku (Obr. 4). V oblasti řeckých ostrovů se vyskytuje ve 2 poddruzích. *Stellagama stellio stellio* se vyskytuje na ostrovech Mikro Rhematiaris, Rhineia, Mykonos, Delos, Paros, Antiparos, Naxos, Sporady, Rhodos a Korfu. *Stellagama stellio daani* má zaznamenaný výskyt na ostrovech Saloniki, Antiparos, Despotiko, Naxos, Paros, Samos, Thimena, Syrni, Chalki, Kalymnos, Kastelorizo, Kos, Leros, Nisyros, Rhodos, Symi, Telelndos, Tilos, Lesbos, Chios, Fourni a Ikaria (Spaneli & Lymberakis 2014). Od roku 2012 byl tento druh také pozorován na východní části Kréty, rovněž byl odchycen na letištním obchvatu v Sitii (Spaneli & Lymberakis 2014). V případě rozšíření agamy *Stellagama stellio* není zcela zřejmé, zda je v oblasti Řecka naturalizovaným druhem, jenž se rozšířil do ostrovních částí Řecka samostatně. Šandera a Šanderová (2004) ve své práci uvádějí, že k introdukci došlo s přispěním člověka v dobách starověku. Ovšem pro tyto hypotézy není dostatek podkladů, a proto nelze zcela jednoznačně říci, zda je tento druh nepůvodní, nebo zda dochází k přírodnímu šíření druhu.



Obr. 4 Rozšíření poddruhů *Stellagama stellio* v Řecku a západní části Turecka (Šandera & Šanderová 2004).

V roce 2019 byl proveden výzkum herpetofauny v oblasti řeckých ostrovů a u tohoto druhu bylo zjištěno jeho další šíření v této oblasti. Nalezen byl hlavně v oblastech blízko přístavišť, anebo v oblastech, kde dochází k překládání zboží. V těchto lokalitách byly spatřeny různě staří jedinci, a lze proto předpokládat, že dochází k zdárné reprodukci v novém areálu výskytu. Vzhledem k lokalitám, v nichž byly agamy nalezeny, je velmi pravděpodobné, že došlo k nechtěné translokaci člověkem (Grano & Cattaneo 2019). *Stellagama stellio* má dále své přirozené rozšíření v Turecku s výjimkou Černomořského pobřeží, dále v Sýrii, Libanonu, Izraeli, Jordánsku, na jižním Sinaji a v Egyptě (Obr. 4) (Göçmen et al. 2003).

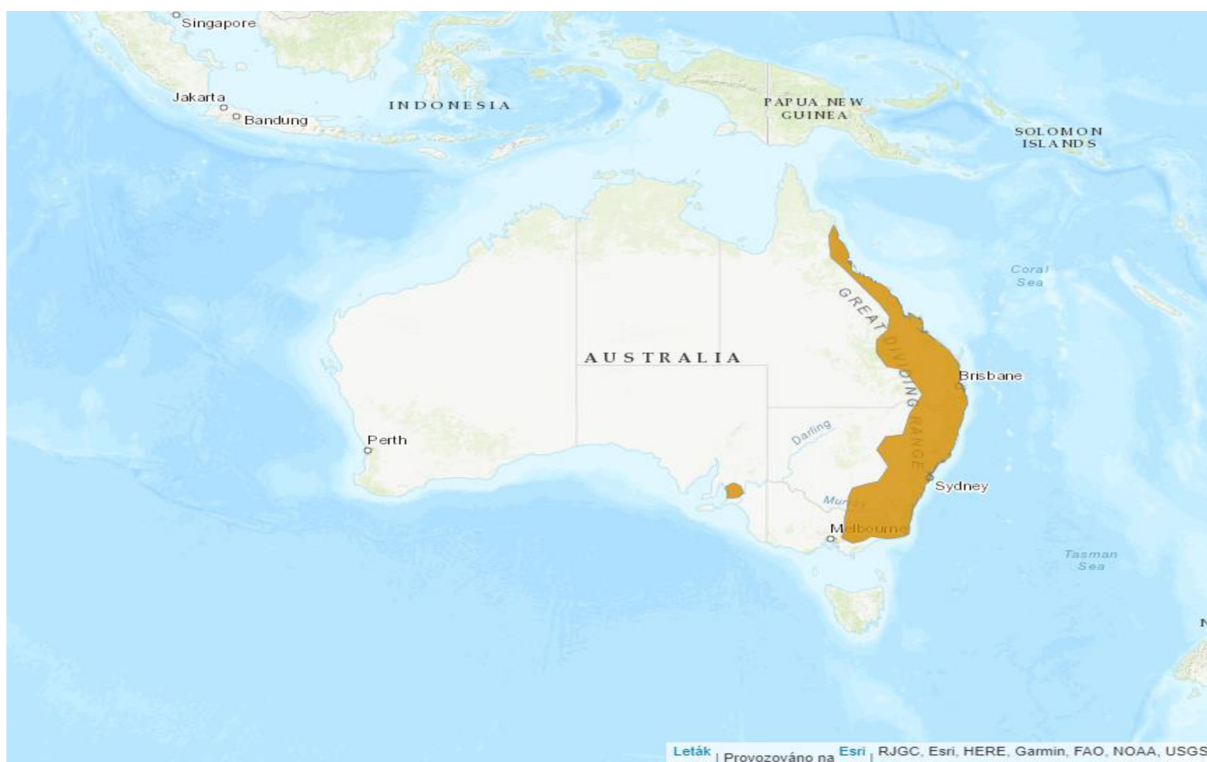


Obrázek 5 Rozšíření druhu *Stellagama stellio* dle IUCN 2023.

Stellagama stellio získala nejvyšší hodnocení – v BRA skóre 17 a při rozšíření o CCA skóre hodnota vzrostla až na 23. Z výsledků je zřejmé, že změna klimatu bude dále podporovat šíření tohoto druhu do dalších oblastí. Tento druh je velmi odolný a má schopnost přizpůsobit se i chladnějšímu klimatu (Loumbourdis & Hailey 1991).

6.2 *Physignathus lesueurii*

Physignathus lesueurii je rozšířen na východním pobřeží Austrálie, od centrálního Nového Jižního Walesu až po severní Queensland a v horním toku Murray-Darling na jihu Austrálie (Obr. 6)(Phipps et al. 2010). Tento druh je schopen obývat velké množství habitatů – od tropického deštného pralesa až po chladnější oblasti horských potoků. Vždy vyhledává blízkost vodních toků, neboť se do vody ukrývá před predátory. Obývá také oblasti v blízkosti lidí, pokud se zde ovšem nacházejí čisté vodní plochy (Phipps et al. 2010). Jedná se o převážně stromový druh. Dosahuje velikosti až 90 cm a hmotnosti 1,0 kg u adultních samců, samice je menší, měří jen 60 cm a váží 0,6 kg. Díky této velikosti je *Physignathus lesueurii* největší australskou agamou (Doody et al. 2014). Tento druh je v Austrálii chráněný, ale na černém trhu se vyváží přes Novou Guineu, kde také byl v roce 1915 nahlášen jeho výskyt. Ovšem dalším výzkumem se ukázalo, že šlo o jediný exemplář tohoto druhu zaznamenaný v západní části Nové Guineje. Příčinou tohoto výskytu může být právě obchod s tímto druhem, který je vedený přes výše uvedenou oblast (Watkins-Colwell & Johnston 1999). Díky temperamentu, pomocí něhož je tento druh schopen žít v blízkosti lidí, je velmi pravděpodobné, že se dostane na palubu lodí, a bude tak spolu se zbožím transportován do nových oblastí. To platí převážně u mladších jedinců. Ty nejsou zdaleka tak velcí a snáze se schovají v přepravním prostoru. Úskalím v případě tohoto taxonu je také jeho velikost, neboť jedinci chovaní v teráriích nevhodných rozměrů mohou být následně svým chovatelem vypuštěni na „svobodu“ (Stringham & Lockwood 2018). Při hodnocení bylo BRA skóre vyčísleno na hodnotu 17 a následně navýšeno CCA na 21.



Obr. 6 Rozšíření *Physignathus lesueurii* dle IUCN 2023.

6.3 *Leiolepis belliana*

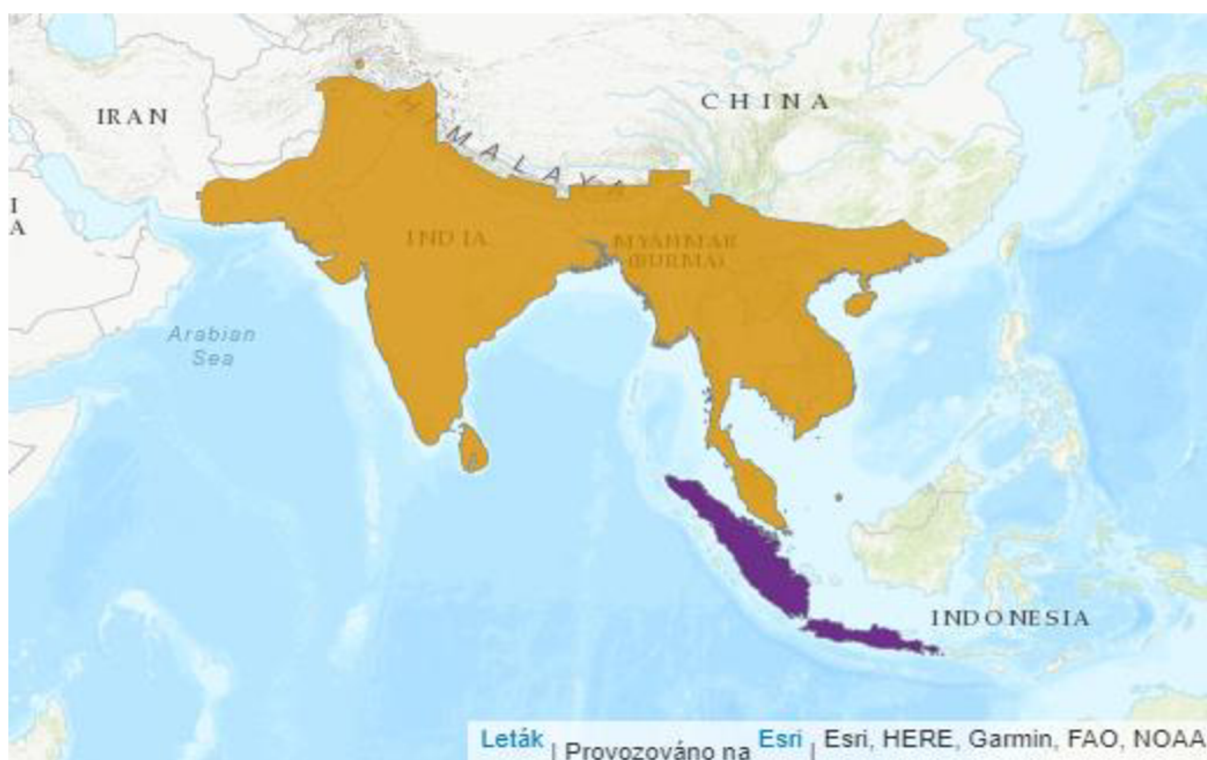
Leiolepis belliana je druh agamy, jež se přirozeně vyskytuje v Kambodži, Indonésii (na Sumatře), Laosu, Myanmaru, Thajsku, Vietnamu a Malajsii (Obr. 7) (Grismer et al. 2014). Zde obývá suché oblasti s nízkým podrostem a vyskytuje se i v blízkosti pobřeží. Hlubí si nory hluboké 30 cm a dlouhé 75 cm, které tvoří celou síť chodeb, včetně slepých ramen a nouzových vstupů. Chodby nejčastěji tvoří tvar Y. Každé rameno chodby je zakončené východem. Dle Lei et al. (2021) ze sledování aktivity *Leiolepis belliana* vyplývá, že tento druh využívá své nory převážně jako úkryt před predátory, zatímco jiné druhy je využívají k termoregulaci. Dospělí samci dorůstají cca 45 cm (s ocasem), samice jsou o něco menší (Enge & Krysko 2005). Enge a Krysko (2005) v roce 2004 při terénních pracích objevili *Leiolepis belliana* na území Miami na Floridě. Tento druh je na Floridě již od roku 1992 a jeho zavlečení má na svědomí místní obchod se zvířaty (Enge & Krysko 2005). Rod *Leiolepis* je jedinečný svou schopností nepohlavního rozmnožování. Partenogeneze je celkově popsána u 4 druhů. Druh *Leiolepis belliana* je v práci Grismer et al. (2014) uveden jako oboupohlavní druh. Z výše zmíněné práce vyplývá, že tento druh byl zapojen v hybridizačním procesu, jímž vznikly druhy partenogenetické. Hodnota BRA skóre dosáhla u agamy *Leiolepis belliana* 16 a s CCA hodnotou 22.



Obr. 7 *Leiolepis belliana* – rozšíření dle IUCN 2023.

6.4 *Calotes versicolor*

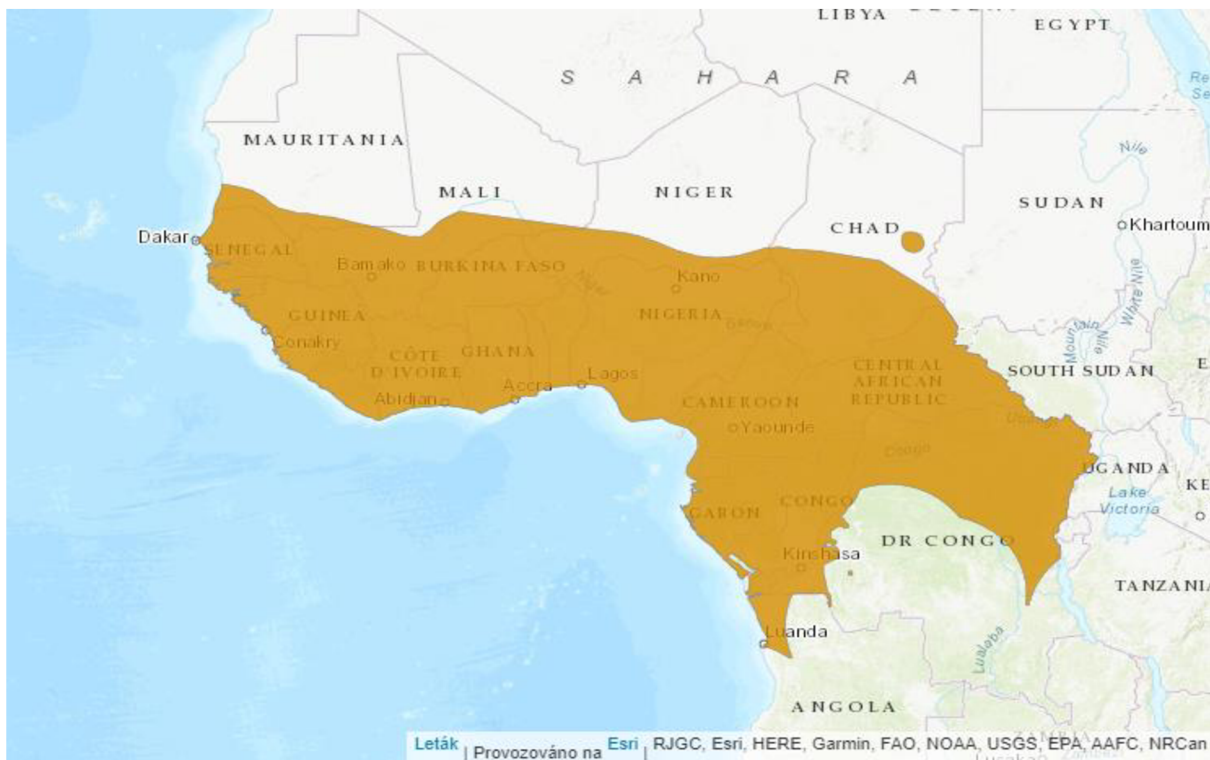
Calotes versicolor se geograficky vyskytuje v jižní a jihovýchodní Asii. Západní hranice rozšíření je lokalizována v jihovýchodním Iránu, rozšířen je po celé Indočíně, kde severní okraj výskytu je ohraničen podhůřím Himaláje. Dále se tento druh nachází v Malajsii, Myanmaru, Thajsku, Vietnamu a jižně zasahuje až na Sumatru. Byla zaznamenána introdukce na Borneu, Jávě, Sulawesi a Singapuru (Obr. 8) (Das et al. 2008). Na Borneu tento druh narušuje biodiverzitu. Existuje zde záznam predace místních druhů bezobratlých a následně nadměrná potravní konkurence pro místní druhy ještěřů. Stejný rámec byl pozorován i v Singapuru, kde tato agama vytlačila původní populace druhu *Bronchocela cristatella* (Kuhl, 1820) (Das et al. 2008). *Calotes versicolor* obývá lesnaté oblasti s velkým množstvím keřů a podrostu, kde se může dobře skrýt. Hojně se také vyskytuje v prostředích uměle vytvořených člověkem, jako jsou například živé ploty, parky nebo zemědělské plantáže (Grossmann & Kowalski 2020). Výše uvedenému druhu se také podařilo uniknout obchodníkům se zvířaty v USA, a tak zde došlo k vytvoření množící se populace na Floridě (Enge & Krysko 2004). Hodnota BRA skóre u *Calotes versicolor* je 9,5, společně s CCA je tato hodnota navýšena na 13,5.



Obr 8 *Calotes versicolor* – rozšíření dle IUCN 2023; Fialová barva znázorňuje reintrodukci subpopulace.

6.5 Agama agama

Agama agama se přirozeně vyskytuje na území subsaharské Afriky, a to převážně v její západní a střední části (Obr. 9). Tento druh je velmi přizpůsobivý a je schopen obývat suché oblasti savanového typu, ale také skalnatá a lidmi narušená území. Nejčastěji se nachází v nižších patrech zeleně. Je ovšem velmi variabilní, může také obývat prostředí měst (Vasconcelos et al. 2014). Druhu *Agama agama* se již v minulosti podařilo velmi zdařile naturalizovat v jiných částech světa, příkladem výše zmíněného jsou Spojené státy americké, konkrétně Florida, stát nacházející se v subtropickém pásu (Enge et al. 2004). Počátkem 90. let 20. století unikly nebo byly vypuštěny z obchodu se zvířata první populace tohoto druhu. To se opakovalo i v letech 1999 a 2000 (Enge et al. 2004). Samice *Agama agama* obvykle klade 5 - 9 vajec, na Floridě byly zaznamenány snůšky o 5 - 6 vejcích. Samice mohou mít během jednoho roku až 3 snůšky (Enge et al. 2004). Dalším zaznamenaným místem výskytu tohoto druhu jsou Kapverdské ostrovy. Na ostrovech byli nalezeni jedinci v blízkosti podniků, které dopravují dřevo z Ghany a Pobřeží slonoviny (Vasconcelos et al. 2014). Nález druhu *Agama agama* jsou známy i ze Středomoří, několik jedinců bylo nalezeno na ostrově Malta a také v Palermu na Sicílii. Zde byl tento druh objeven v přepravních boxech, v nichž se převáželo zboží z Afriky (Wagner et al. 2009). Hlášení byli také jedinci na Komorských ostrovech, které se nacházejí mezi Afrikou a Madagaskarem. Jejich výskyt byl lokalizován ve městě Moroni, kam přicestovali s baleními Coca-coly. Zde je patrné riziko, aby nově introdukovaný druh agamy neohrozil na ostrově Grande Comore endemickou populaci leguána *Oplurus cuvieri comorensis* (Angel, 1942) (Wagner et al. 2009). BRA hodnota byla vypočtena na 9 a společně s CCA na 13.



Obr. 9 Přirozené rozšíření *Agama agama* dle IUCN 2023.

6.6 Chlamydosaurus kingii

Tento druh je přirozeně rozšířen v severní a východní části Austrálie, konkrétně se jedná o oblast Kimberley, Severního teritoria a Queenslandu. Dále se přirozeně vyskytuje v jižní části Papuy Nové Guiney (Obr. 10). Obývá suché lesní oblasti s nižší hustotou podrostu. Mladí jedinci se často vyskytují v nízkých patrech lesa, naopak adultní jedince je často možné spatřit ve vrchní části kmenů stromů. V oblasti výskytu se střídají období deště a sucha, s tím souvisí i pohlavní perioda. Většinou jsou samice schopny naklásť dvě snůšky za rok. Mláďata se líhnou z vajec v konečné fázi období dešťů, aby měla dostatek potravy. Díky tomu jsou jedinci pohlavně dospělí již mezi 6.–12. měsícem života. Oproti tomu *Physignathus lesueurii*, z oblasti Austrálie, dosahuje pohlavní dospělosti až okolo 4. roku života (Griffiths 1999). Hodnota BRA skóre u *Chlamydosaurus kingii* dosáhla jen 2 a CCA tuto hodnotu navýšilo na 6.



Obr. 10 Rozšíření *Chlamydosaurus kingii* dle IUCN 2023.

6.7 *Uromastyx acanthinura*

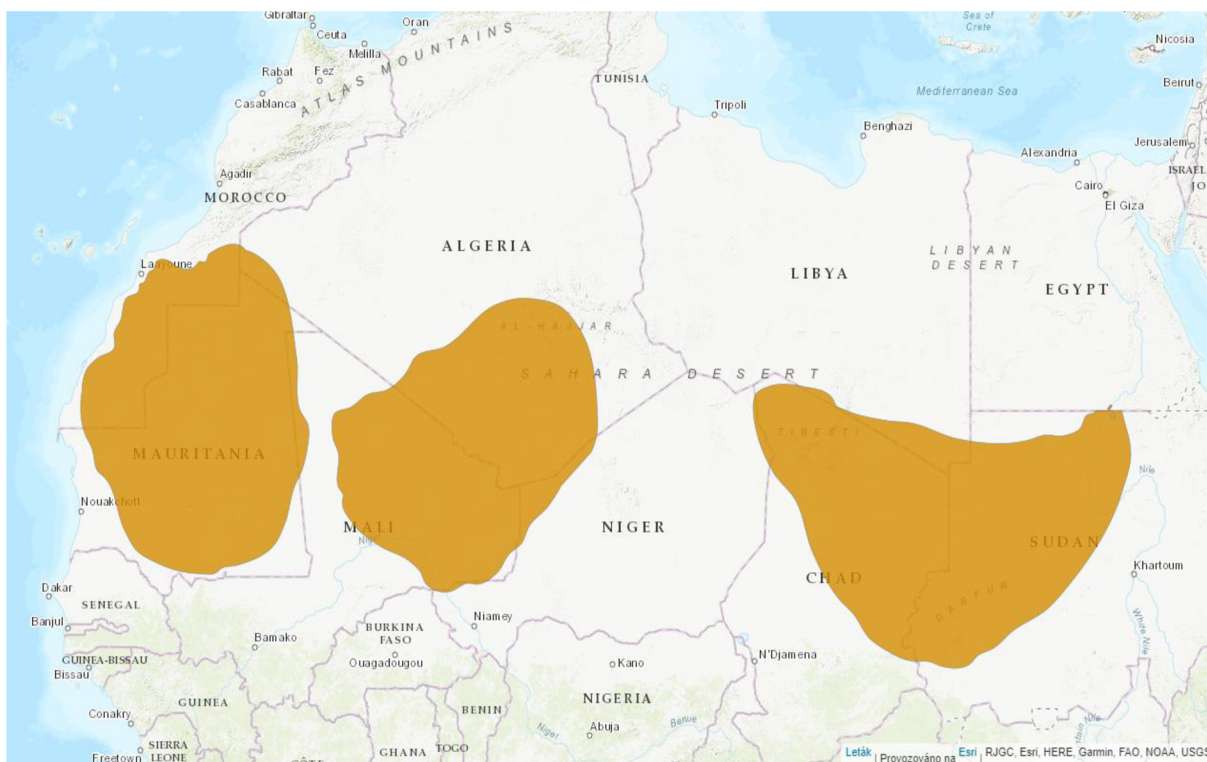
Uromastyx acanthinura je možné nalézt v Libyi, Tunisu a Alžíru (Obr. 11) Geografickými překážkami jsou ze severu Středozemního moře a z jihu Saharská poušť, kterou tento druh z části obývá (Kechnebbou et al. 2019). *Uromastyx acanthinura* je velmi dobře adaptovaný pro život v pouštních oblastech. Výborně hospodaří s vodou. Díky tomu si v podstatě vystačí jen s potravou (Talmatamar et al. 2015). Bohužel vlivem postupné změny klimatu začínají teploty přesahovat hodnotu snesitelnou pro tento druh, do budoucna bude tedy nucen abiotickými důsledky změnit přirozené rozšíření a přesunout se směrem k Mediteránu (Kechnebbou et al. 2021). Tento druh je velmi bázlivý a straní se lidí. Pokud zaregistruje člověka, rychle prchá do nor, jež si hloubí a jejichž vstupní otvor v případě nebezpečí ucpává ostnatým ocasem (Kechnebbou et al. 2019). Projevuje sezónnost, neboť od října do března přechází do zimního spánku a začátkem dubna začíná být opět aktivní. Místní obyvatelé tyto ještěry odchyťávají a prodávají na trzích pro jejich údajné léčebné vlastnosti (Nijman & Bergin 2017) a také jsou předmětem mezinárodního obchodu se zvířaty (Kechnebbou et al. 2019). Hodnota BRA skóre u tohoto druhu byla vyčíslena na 2 a následně ji navýšila CCA hodnota na 8. Toto navýšení je možné si vysvětlit zvyšující se rozlohou Saharské pouště, díky čemuž lze očekávat budoucí růst tlaku tohoto druhu na oblast Mediteranu.



Obr. 11 Rozšíření *Uromastyx acanthinura* dle IUCN 2023.

6.8 *Uromastyx dispar*

Uromastyx dispar je rozšířen v Súdánu, Čadu, Alžírsku, Mali a Mauritanii (Obr. 12) (Mohammed & Hammad 2008). Jedná se o druh, který využívá aridních biotopů (Kechnebbou et al. 2021). Jsou to výlučně denní ještěři, kteří si hloubí i několik metrů dlouhé a necelé dva metry hluboké nory (Wilms & Böhme 2007). Potravu stejně jako u celého rodu *Uromastyx* tvoří převážně rostliny (Herrel & De Vree 2009). V trávicí soustavě různě starých jedinců je možné nalézt i živočišnou složku, jež sestává z různých bezobratlých živočichů (Wilms & Böhme 2007). V prostředí, v němž žijí, využívají sezónnosti, kdy v období od dubna do září jsou aktivní a od října do března přechází k zimnímu spánku (Kechnebbou et al. 2021). Tito ještěři budou rovněž přicházet o přirozené prostředí výskytu vlivem postupné změny klimatu, stejně jako jsme se s tím již setkali u výše zmíněného druhu *Uromastyx acanthinura* (Kechnebbou et al. 2021). Tento druh odchyťávají místní obyvatelé i pašeráci, aby jej mohli prodávat na tržištích jako potravu, ale důvodem jsou rovněž údajně příznivé léčebné účinky. Nemalá část jedinců končí také v mezinárodním obchodu se zvířaty (Kechnebbou et al. 2021). Vypočtené skóre BRA pro tento druh je 2, ale jako u jediného druhu CCA hodnota následně snížila BRA na hodnotu -4.



Obr. 12 Rozšíření *Uromastyx dispar* dle IUCN 2023.

7 Závěr

Tato práce byla věnována hodnocení invazního rizika šupinatých plazů z čeledi *Agamidae* pro státy Evropské unie. Z této čeledi bylo vybráno na základě dat z registrů Celní správy České republiky a údajů obchodníků s plazy 38 druhů, jež se nejčastěji prodávají a následně chovají na území Evropské unie. Některé z těchto druhů jsou schopny uchytit se v novém prostředí. Přispívá k tomu možná partenogeneze u rodu *Leiolepis*, lepší schopnost využití potravních zdrojů než stávající taxony, schopnost přežít v prostředí vytvořeném člověkem nebo nedostatek přirozených predátorů. Vždy je důležité upřesnit vektor, pomocí něhož se tento druh dostal do nového prostředí. Důvodem k šíření invazních druhů bývá únik zvířat ze zájmových chovů. Dalším z důvodů může být vstup do prostředí pomocí takzvaných „černých pasažérů“. Tady pak vstupují druhy do prostředí přímo, což skýtá nebezpečí zcela nenápadné naturalizace druhu. V případě úplné infiltrace do prostředí mohou některé druhy způsobovat nemalé škody ekonomické, konkrétně se jedná o přímé škody v zemědělství, rybářství či jiných odvětvích lidské činnosti. S tím jsou spojeny také ekologické škody, kdy v nejhorším případě může dojít k vymizení některých endemických taxonů. Následná eradikace těchto invazních druhů bývá zpravidla velmi nákladná a složitá. Často se nepodaří dosáhnout kýženého výsledku, stále hrozí možné opakování introdukce. Toto řešení také často veřejnost nevnímá pozitivně. Je proto důležité se zaměřit zejména na včasnou a cílevědomou prevenci a vhodnými prostředky informovat veřejnost. To přináší potřebu nových studií a vzdělávacích programů.

Z výše zmíněného v této práci vyplynulo, že jeden druh agamy byl již dříve přítomný v oblasti, pro kterou bylo zpracováváno toto hodnocení. Tento druh se nejspíše vlivem člověka dostal do oblasti řeckých ostrovů již v období starověku. Ovšem tato hypotéza je velmi těžko prokazatelná, jelikož chybí pro toto stanovisko dostatek podkladů. Nelze proto jednoznačně říci, zda je druh *Stellagama stellio* invazní nebo původní. S jistotou je možné tvrdit, že se dále šíří po řeckých ostrovech v souvislosti s námořní dopravou. Číselná hodnota, která byla vypracována prostřednictvím aplikace TAS ISK, potvrdila zjištění při výsledku hodnocení.

Stejně BRA skóre získal i jiný taxon, jímž je *Physignathus lesueurii*. Tento agamid pocházející původně z východní části Austrálie je zároveň největším druhem čeledi *Agamidae* na tomto kontinentě. Existuje proto zvýšená možnost vypuštění ze zájmových chovů z důvodu jeho velikosti. Následně díky své schopnosti obývat variabilní habitaty včetně antropogenních oblastí se snáze etabluje v novém prostředí.

Některé druhy se již úspěšně introdukovaly v nepůvodních oblastech. Těmito druhy jsou *Leiolepis belliana*, *Calotes versicolor* a *Agama agama*. Výsledné BRA skóre bylo ve většině případů navýšeno hodnotou CCA, jež pracuje s budoucími změnami klimatu. To znamená, že v případě postupného oteplování prostředí se zvyšuje pravděpodobnost introdukce na území států Evropské unie. Ke zvýšení v souvislosti s hodnotou CCA nedošlo pouze u druhu *Uromastix dispar*.

Kvůli dlouholeté přítomnosti agamy *Stellagama stellio* není možné věrohodně zjistit míru rizika u ostatních druhů. Jelikož nebylo možné přesně určit prahovou hodnotu každého

taxonu pro hodnoticí aplikaci, je tedy výsledek hodnocení pouze orientační. Z tohoto důvodu je potřeba dalších hodnocení, které by výsledky zpřesnily.

8 Literatura

- Allendorf F, Funk WC, Aitken S, Byrne M, Luikart G. 2022. Invasive Species. Pages 298–319.
- Blackburn TM, Pyšek P, Bacher S, Carlton JT, Duncan RP, Jarošík V, Wilson JR, Richardson DM. 2011. A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution* **26**:333–339. Available from <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169534711000930>.
- Bomford M. 2008. Risk assessment models for establishment of exotic vertebrates in Australia and New Zealand. Invasive Animals Cooperative Research Centre Canberra.
- Bright C. 1999. Invasive Species: Pathogens of Globalization. *Foreign Policy*:50–64. Washingtonpost.Newsweek Interactive, LLC. Available from <http://www.jstor.org/stable/1149643>.
- Colautti RI, Ricciardi A, Grigorovich IA, Maclsaac HJ. 2004. Is invasion success explained by the enemy release hypothesis? *Ecology Letters* **7**:721–733. John Wiley & Sons, Ltd. Available from <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00616.x>.
- Das I, Charles J, Edwards D. 2008. *Calotes versicolor* (Squamata: Agamidae)—A New Invasive Squamate for Borneo. *Current Herpetology* **27**:109–112.
- Davis MA. 2009. *Invasion Biology*. OUP Oxford. Available from <https://books.google.cz/books?id=41jS4xjy3P8C>.
- Doody JS, Harlow P, Douglass D, Thiem JD, Broadhurst B, Trembath D, Olsen J, Fuentes E, Rose T. 2014. Patterns of predation and antipredator behavior in the Australian water dragon, *Physignathus lesueurii*. *Herpetological Conservation and Biology* **9**:48–56. *Herpetological Conservation and Biology*.
- Enge K, Krysko K. 2004. A new exotic species in Florida, the bloodsucker lizard, *Calotes versicolor* (Daudin 1802) (Sauria: Agamidae). *Florida Scientist* **67**:226–230.
- Enge K, Krysko K. 2005. A new non-native lizard in Florida, the butterfly lizard, *Leiolepis belliana* (Sauria: Agamidae). *Florida Scientist* **68**:247–249.
- Enge K, Krysko K, Talley B. 2004. Distribution and ecology of the introduced African rainbow lizard, *Agama agama africana* (Sauria: Agamidae), in Florida. *Florida Scientist* **67**:303–310.
- Gippet J, Bertelsmeier C. 2021. Invasiveness is linked to greater commercial success in the global pet trade. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **118**:e2016337118.
- Göçmen B, Tosunoğlu M, Taskavak E. 2003. A taxonomic comparison of the Hardun, *Laudakia stellio* (Reptilia, Agamidae), populations of southern Turkey (Hatay) and Cyprus. *Zoology in the Middle East* **28**:25–32.
- Grano M, Cattaneo C. 2019. FIRST RECORD OF THE ROUGH-TAILED AGAMA *STELLAGAMA STELLIO* (LINNAEUS, 1758) (REPTILIA, AGAMIDAE) FROM KARPATOS ISLAND (DODECANESE, GREECE).
- Griffiths AD. 1999. Demography and Home Range of the Frillneck Lizard, *Chlamydosaurus kingii* (Agamidae), in Northern Australia. *Copeia* **1999**:1089–1096. [American Society of Ichthyologists and Herpetologists (ASIH), Allen Press]. Available from <http://www.jstor.org/stable/1447984>.
- Grismer JL et al. 2014. Multiple origins of parthenogenesis, and a revised species phylogeny for the Southeast Asian butterfly lizards, *Leiolepis*. *Biological Journal of the Linnean Society* **113**:1080–1093. Available from <https://doi.org/10.1111/bij.12367>.
- Grossmann W, Kowalski T. 2020. *Calotes versicolor* (DAUDIN, 1802) sensu lato als Neozoon im Dhofar, Sultanat Oman.

- GUALTIERI D. 2019. Environmental Governance of Invasive Species: An Eu Perspective. Taylor & Francis Group. Available from https://books.google.cz/books?id=jnV_zAEACAAJ.
- Heinrich S, Toomes A, Shepherd CR, Stringham OC, Swan M, Cassey P. 2022. Strengthening protection of endemic wildlife threatened by the international pet trade: The case of the Australian shingleback lizard. *Animal Conservation* **25**:91–100. John Wiley & Sons, Ltd. Available from <https://doi.org/10.1111/acv.12721>.
- Henry M et al. 2023. Unveiling the hidden economic toll of biological invasions in the European Union.
- Herrel A, De Vree F. 2009. Jaw and hyolingual muscle activity patterns and bite forces in the herbivorous lizard *Uromastix acanthinurus*. *Archives of Oral Biology* **54**:772–782. Available from <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0003996909001186>.
- Horan RD, Perrings C, Lupi F, Bulte EH. 2002. Biological Pollution Prevention Strategies under Ignorance: The Case of Invasive Species. *American Journal of Agricultural Economics* **84**:1303–1310. John Wiley & Sons, Ltd. Available from <https://doi.org/10.1111/1467-8276.00394>.
- Hulme PE. 2009. Trade, transport and trouble: managing invasive species pathways in an era of globalization. *Journal of Applied Ecology* **46**:10–18. John Wiley & Sons, Ltd. Available from <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01600.x>.
- Jaksic FM, Castro SA. 2021. Introduction to the Phenomenon of Biological Invasions. Pages 3–17 in Jaksic FM, Castro SA, editors. *Biological Invasions in the South American Anthropocene: Global Causes and Local Impacts*. Springer International Publishing, Cham. Available from https://doi.org/10.1007/978-3-030-56379-0_1.
- Kechnebbou M, Carvalho D, Silva P, Silva D. 2021. Global warming drives range shifts in spiny-tailed lizards (Squamata: Agamidae: *Uromastix*) in the African and Arabian deserts. *Journal of Arid Environments* **191**:104522.
- Kechnebbou M, Martín J, Chammem M, Arregui L, Noura S. 2019. Roads and urban areas as physiological stressors of spiny-tailed lizards, *Uromastix acanthinura*. *Journal of Arid Environments* **170**:103997. Available from <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0140196319300886>.
- Kolar CS, Lodge DM. 2001. Progress in invasion biology: predicting invaders. *Trends in Ecology & Evolution* **16**:199–204. Available from <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169534701021012>.
- 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.
- La Sala LF, Burgos JM, Scroli AL, VanderWaal K, Zalba SM. 2021. Trojan hosts: the menace of invasive vertebrates as vectors of pathogens in the Southern Cone of South America. *Biological Invasions* **23**:2063–2076. Available from <https://doi.org/10.1007/s10530-021-02488-6>.
- Loumbourdis NS, Hailey A. 1991. Food consumption of the lizard *Agama stellio stellio*. *Journal of arid environments* **21**:91–97. Elsevier.
- Mlíkovský J. 2006. *Nepůvodní druhy fauny a flóry České Republiky*. ČSOP. Available from <https://books.google.cz/books?id=03yUtgAACAAJ>.

- Mohammed EHA, Hammad DM. 2008. Notes on a sympatric population of two species of spiny-tailed lizards in Sudan: *Uromastix dispar* Heyden, 1827, and *U. ocellata* Lichtenstein, 1823 (Sauria: Agamidae). *Zoology in the Middle East* **44**:51–56. Taylor & Francis. Available from <https://doi.org/10.1080/09397140.2008.10638288>.
- nařízení Evropského parlamentu a Rady. 2014. Nařízení Evropského parlamentu a Rady (EU) č. 1143/2014 ze dne 22. října 2014 o prevenci a regulaci zavlékání či vysazování a šíření invazních nepůvodních druhů.
- Nentwig W. 2014. Nevítaní vetřelci: invazní rostliny a živočichové v Evropě. Academia. Available from <https://books.google.cz/books?id=KzB1zwEACAAJ>.
- Nijman V, Bergin D. 2017. Reptiles traded in markets for medicinal purposes in contemporary Morocco. *Contributions to Zoology* **86**:39–50. Brill.
- Panzacchi M, Cocchi R, Genovesi P, Bertolino S. 2007. Population control of coypu *Myocastor coypus* in Italy compared to eradication in UK: a cost-benefit analysis. *Wildlife Biology* **13**:159–171. John Wiley & Sons, Ltd. Available from [https://doi.org/10.2981/0909-6396\(2007\)13\[159:PCOCMC\]2.0.CO](https://doi.org/10.2981/0909-6396(2007)13[159:PCOCMC]2.0.CO).
- Pergl J, Genovesi P, Pyšek P. 2016. Europe: Better management of alien species. *Nature* **531**:173.
- Phipps G, Salkeld J, Walker B. 2010. Husbandry Guidelines for Australian Water Dragon. Richmond. Available from www.australianmuseum.net.au/Live-Exhibits.
- Price AH. 1992. Comparative Behavior in Lizards of the Genus *Cnemidophorus* (Teiidae), with Comments on the Evolution of Parthenogenesis in Reptiles. *Copeia* **1992**:323–331. [American Society of Ichthyologists and Herpetologists (ASIH), Allen Press]. Available from <http://www.jstor.org/stable/1446193>.
- Pyšek P et al. 2020. Scientists' warning on invasive alien species. *Biological Reviews* **95**.
- Pyšek P, Chytrý M, Moravcová L, Pergl J, Perglová I, Prach K, Skálová H. 2008. Návrh české terminologie vztahující se k rostlinnými invazím. Page Zprávy České botanické společnosti. Praha.
- Šandera Martin, Šanderová H. 2004. Co pohledávají agamy na Korfu? *Živa*:126–127.
- Simberloff D et al. 2013. Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends in Ecology & Evolution* **28**:58–66. Available from <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169534712001747>.
- Spaneli V, Lymberakis P. 2014. First record of *Stellagama stellio* (Linnaeus, 1758) from Crete, Greece. *Herpetology Notes* **7**:367–369.
- Stringham OC, Lockwood JL. 2018. Pet problems: Biological and economic factors that influence the release of alien reptiles and amphibians by pet owners. *Journal of Applied Ecology* **55**:2632–2640. Wiley Online Library.
- Talmatamar A, Sabiha S, Isma C, Remana S, Zohra B-D. 2015. Adaptations structurales et cyto-architecturales du rein chez le lézard saharien *Uromastix acanthinurus* et maintien de la balance hydrique en milieu aride. Page Première Conférence Méditerranéenne BIODIV 2015.
- Van Kleunen M, Dawson W, Schlaepfer D, Jeschke JM, Fischer M. 2010. Are invaders different? A conceptual framework of comparative approaches for assessing determinants of invasiveness. *Ecology Letters* **13**:947–958. John Wiley & Sons, Ltd. Available from <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01503.x>.
- Vasconcelos R, Martins BH, Lopes E. 2014. Agama agama: a charter tourist in the Cape Verde Islands? *African Journal of Herpetology* **63**:34–46. Taylor & Francis.

- Vilà M et al. 2010. How well do we understand the impacts of alien species on ecosystem services? A pan-European, cross-taxa assessment. *Frontiers in Ecology and the Environment* **8**:135–144. John Wiley & Sons, Ltd. Available from <https://doi.org/10.1890/080083>.
- Vilizzi L et al. 2021. A global-scale screening of non-native aquatic organisms to identify potentially invasive species under current and future climate conditions. *Science of The Total Environment* **788**:147868. Available from <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969721029399>.
- Vilizzi L et al. 2022a. Development and application of a multilingual electronic decision-support tool for risk screening non-native terrestrial animals under current and future climate conditions. *NeoBiota* **76**:211–236.
- Vilizzi L, Hill JE, Piria M, Copp GH. 2022b. A protocol for screening potentially invasive non-native species using Weed Risk Assessment-type decision-support tools. *Science of The Total Environment* **832**:154966. Available from <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969722020599>.
- Votýpka Jan, Modrý David. 2018. biologicke-invaze-v-nas-i-kolem-nas-invazni-patoge. *Živa* **5**:285–288.
- Wagner P, Glaw F, Glaw K, Böhme W. 2009. Studies on African Agama IV: First record of *Agama agama* (Sauria: Agamidae) from Madagascar and identity of the alien population on Grande Comore Island. *Herpetology Notes* **2**.
- Watkins-Colwell GJ, Johnston G. 1999. Does the water dragon, *Physignathus lesueurii* (Gray 1831), occur in New Guinea? *Herpetological Review* **30**:73–74.
- Wilms T, Böhme W. 2007. Review of the taxonomy of the spiny-tailed lizards of Arabia (Reptilia: Agamidae: Leiolepidinae: Uromastyx). *Fauna of Arabia* **23**:435–468.
- Wilson JRU, García-Díaz P, Cassey P, Richardson DM, Pyšek P, Blackburn TM. 2016. Biological invasions and natural colonisations are different—the need for invasion science. *NeoBiota* **31**:87–98. Pensoft Publishers.
- Zenni R, Essl F, García-Berthou E, McDermott S. 2021. The economic costs of biological invasions around the world. *NeoBiota* **67**:1–9.