

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra zoologie a rybářství



**Varanovití - hodnocení rizika invaze zájmově chovaných
druhů na území Evropské unie**

Diplomová práce

Autor práce: Bc. Ondřej Slanina

Obor studia: Zájmové chovy zvířat

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

© 2020 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci "Varanovití - hodnocení rizika invaze zájmově chovaných druhů na území Evropské unie" jsem vypracoval samostatně pod vedením vedoucího diplomové 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 uvedené diplomové práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušil autorská práva třetích osob.

V Praze dne 22. července 2020

.....
Ondřej Slanina

Poděkování

Rád bych touto cestou poděkoval panu doktoru Mgr. Oldřichu Kopeckému, Ph. D. za jeho odborné vedení, cenné rady a trpělivost, kterou se mnou měl. Rád bych také poděkoval své přítelkyni a dalším členům mé rodiny za podporu během celé doby mého studia. A nemohu zapomenout ani na své přátele z řad teraristů, kteří mi pomáhali se získáním informací k jednotlivým druhům.

Varanovití - hodnocení rizika invaze zájmově chovaných druhů na území Evropské unie

Souhrn

V posledních letech stále více stoupá zájem o terarijní zvířata. Zvýšený zájem o tyto druhy vede ke zvýšenému obchodu s těmito druhy. S rozvojem obchodu se nepůvodní druhy dostávají rychleji a snadněji na nová území. Ne každý nepůvodní druh musí být invazním druhem, ale čím více druhů se bude dostávat na území Evropské unie, tím více bude i druhů invazních.

Tato práce se zaměřila na hodnocení vybraných druhů, které lze v rámci Evropské unie snadno koupit. Znalost invazního potenciálu může být vodítkem, jak samotné invazi předejít. Hodnocení se vztahovalo na zástupce čtyř čeledí ještěřů. Jejich invazní potenciál byl hodnocen metodou, kterou vyvinuli Van Wilgen et Richardson v roce 2012.

Podle výsledných hodnot mají největší invazní potenciál hodnocené druhy z čeledi Lacertidae. Naopak s nejnižším invazním potenciálem byli vyhodnoceni zástupci čeledi Varanidae.

Výsledky této práce by měly vést k povědomí o tom, jaké invazní riziko představují druhy, u kterých není doposud žádným způsobem regulován a sledován mezinárodní obchod v rámci EU. Dále by pak měly vést k preventivním opatřením namířeným právě proti potenciálně invazním druhům.

Klíčová slova: invazní druh, varanovití, Evropská unie, mezinárodní obchod

Varanidae – evaluation of the risk of invasion of species of interest in the European Union

Summary

In recent years, the interest in terrarium animals has been increasing. Increased interest in these species leads to increased trade in these species. As trade develops, non-indigenous species enter new territories more quickly and easily. Not every non-indigenous species has to be an invasive species, but more species that reach the European Union, represents also the highest probability of biological invasion.

This work focused on the evaluation of selected species than can be easily purchased within the European Union. The evaluation covered representatives of four families of lizards. Their invasion potential was evaluated by method developed by Van Wilgen et Richardson in 2012.

According to the resulting values, the highest invasive potential is found in the species of the family Lacertidae. In contrast, the lowest invasive potential was evaluated by representatives of the family Varanidae.

The results of this work should lead to awareness of the invasion risk posed, for example, by species in which international trade within the EU is not regulated and monitored in any way. They should then lead to preventive measures directed against potentially invasive species.

Keywords: invasive species, Varanidae, European Union, international trade

Obsah

1	Úvod.....	7
1.1	Projekt DAISIE	8
2	Cíle práce	9
3	Literární rešerše	10
3.1	Terminologie	10
3.2	Vlastnosti invazních druhů.....	11
3.3	Invazní cesty exotických druhů zvířat do EU	11
3.4	Invazní proces.....	13
3.5	Nebezpečí spojená s výskytem a působením invazních druhů.....	15
3.6	Kontrola invazních druhů	16
3.7	Obojživelníci a plazi jako invazní druhy	17
4	Metodika	19
5	Výsledky.....	22
6	Diskuze	25
6.1	Základní informace o hodnocených čeledích.....	25
6.1.1	Varanovití - Varanidae.....	25
6.1.2	Ještěrkovití - Lacertidae.....	27
6.1.3	Tejovití - Teiidae	29
6.1.4	Kruhochvostovití - Cordylidae	31
6.2	Práce podle Van Wilgen et Richardson	32
6.3	Porovnání výsledků.....	32
6.4	Mezinárodní obchod se zvířaty	34
6.4.1	Mezinárodní obchod se zvířaty a jeho regulace potenciálně invazních druhů ...	34
6.4.2	Dovoz hodnocených CITES druhů do ČR.....	35
6.5	Aplikace výsledků.....	37
7	Závěr.....	39
8	Literatura.....	40
9	Přílohy	49
9.1	Tabulka výsledných hodnot podle Van Wilgen at Richardson 2012.....	49
9.2	Slovník pojmů.....	49

1 Úvod

Člověk vědomě či nevědomě přemísťuje nejrůznější druhy organismů do nových míst, kde původně nevznikly, nebo kam se vlastními silami nerozšířily (Mlíkovský et Stýblo, 2006). Možnost úmyslně nebo neúmyslně transportovat exotické druhy souvisí s obrovským rozvojem mezinárodního obchodu, měnícím se klimatem a celkově s možností cestování lidí, kteří tak určitou mírou řídí a ovlivňují biologickou rozmanitost na světě, souhrnně můžeme říci s globalizací (Chen et Xu, 2001; Sax et al., 2005; Jeschke et Strayer, 2005).

Již z historie známe, že lidé často stěhovali nově objevené druhy "domů", stejně tak introdukce domovské fauny a flory do nově objevených míst (Jeschke et Stayer, 2005). Některé z druhů dovezených původně pro pěstování nebo pro boj s jinými invazními druhy se postupem času samy staly invazními (Pimentel, 2002).

Hlavním důvodem invazí určitých skupin živočichů se však v posledních letech stal zájem chovatelů chovat exotické druhy. Obliba v teraristice je stále větší, důkazem je i velký zájem chovatelů ve šlechtění různých mutací (Gamble et al., 2006; Mlíkovský et Stýblo, 2006).

V posledních letech se invazním druhům začala věnovat velká pozornost. A důvod je velice jednoduchý, jelikož se mnohé z nich staly problémem v místech nového výskytu, který se dotýká nejrůznějších druhů organismů, včetně člověka (Mlíkovský et Stýblo, 2006).

Cizí druhy svou existencí mimo přirozený biotop často mění biologickou rozmanitost a ekosystémové procesy. Mohou být také přenašeči různých nemocí či parazitů. Nepůvodní druhy, pokud přejdou do stádia, že budou negativně ovlivňovat původní prostředí, mohou mít za následek jak ekologickou, tak i ekonomickou katastrofu (Pyšek et al., 2012; Vilà et Hulme, 2017). Ty nejsilnější odhady tvrdí, že celková částka všech známých negativních vlivů, které způsobí invazní druhy v Evropě, se každoročně blíží ke 12 miliardám eur (Altmayer, 2015). Tato suma je však podhodnocená, protože až u 90 % invazních druhů v Evropě nejsou známy ekonomické a environmentální dopady (Vilà et al. 2010).

V Evropské unii je nyní 12 000 nepůvodních druhů. Z tohoto počtu více jak polovinu tvoří rostliny (60 %), houby představují 5 % a nepůvodní živočichové 35 %. (Netwig, 2014). Obratlovci představují cca 5 % ze všech druhů invazních organismů, což sice není mnoho oproti rostlinám, ale často mají velký dopad na místní ekosystémy (Mlíkovský et Stýblo, 2006; Hulme et al., 2009).

Tento problém se však netýká pouze Evropy, naopak dle Hulme et al. (2009), je Evropa zdrojem druhů, které mají jedny z největších ničivých důsledků na světě. Podle odhadu je invazních druhů v Evropě daleko více, než před deseti lety. Konkrétně u ptáků až 5x více, 3x více savců a dvojnásobek invazních rostlin. Jde však jen o pouhý odhad, jelikož se stále popisují nové případy výskytu invazních druhů, takže o přesné číselné vyjádření invazí nelze mluvit (Pimentel, 2002).

Postupem času se počet transportovaných druhů na nová území zvýšil, takže vzrostl i počet problémů. Je velmi důležité tyto druhy identifikovat a nasbírat o nich co nejvíce informací, aby se mohlo těmto problémům předcházet (Lockwood et al., 2013). Studium biologických invazí způsobilo pochopení mechanismů a důsledků šíření introdukovaných

populací (Simberloff et al., 2012). Velikým problémem je, že dopředu se nikdy neví, jak velký bude mít zavlečený druh negativní dopad. Proto je velice obtížné určit kde, jak a proti čemu zasahovat (Mack et al., 2000).

Růst počtu invazních druhů bude pravděpodobně i nadále stoupat, protože současné alternativy předcházení biologických invazí nejsou efektivní natolik, aby tento růst výrazně zpomalily. Je zde naléhavá potřeba přemýšlet nad efektivnější prevencí na všech úrovních. Nastavit striktní národní a regionální legislativu a pracovat na silnějších mezinárodních dohodách (Seebens et Essl, 2017).

Státy v Evropě, Americe nebo v Asii nemají funkční systém, jak regulovat obchodování se zvířaty i přesto, že negativní dopad na původní faunu a flóru může být velice značný. Kromě Austrálie a Nového Zélandu v podstatě neexistuje úspěšná regulace tohoto obchodu. (Mlíkovský et Stýblo, 2006; Kraus, 2009).

1.1 Projekt DAISIE

To že jsou invaze nepůvodních rostlin a živočichů závažným celosvětovým problémem, který ohrožuje původní společenstva a na mnoha místech působí značné ekonomické škody, už bylo napsáno v úvodu. Negativní dopad nepůvodních druhů však spojil státy dohromady, aby vznikly různé mezinárodní úmluvy (např. Úmluva o biodiverzitě), ke kterým přistoupila i Česká republika (Akademie věd ČR, 2008).

Dalším společným projektem, který monitoroval nepůvodní druhy, byl projekt DAISIE (Delivering Alien Invasive Species Inventory for Europe). Tento projekt byl podporován Evropskou unií a celkem dokumentoval více než 11000 zavlečených druhů rostlin a živočichů. Z těchto jedenácti tisíc, ale zhruba jen 15 % mělo značné ekonomické důsledky a ohrožovalo původní druhy (Akademie věd ČR, 2008).

Tento projekt ukázal, že zvyšujícímu se počtu invazních druhů a jejich dopadu v Evropě nebyla věnována dostatečná pozornost. Nedostatek informací vedl k tomu, že v mnoha evropských zemích nebyly podnikány potřebné kroky, jež by zabránily dopadům invazí na evropskou biodiverzitu, zdraví lidské populace a ekonomiku. I z tohoto důvodu byla vydána publikace od DAISIE, „Handbook of Alien Species in Europe“, která poskytuje důležité informace pro management biologických invazí v Evropě. Tyto informace by měly být využity k dokumentování probíhajících i předpovídání a prevenci budoucích invazí. V této publikaci jsou k dohledání informace pro přírodovědecké pracovníky, politiky, studenty aj., kteří mohou tyto informace uplatnit pro včasnou detekci a uplatnění adekvátních metod kontroly a eradikace v boji proti nepůvodním druhům (Akademie věd ČR, 2008).

Projekt DAISIE nicméně byl zastaven a v současné době není aktivní. Je otázkou, zda je dobře, že takovýto druh sbírání informací o nepůvodních druzích momentálně není v provozu, protože hrozba v podobě možných invazí je stále aktuální.

2 Cíle práce

Vyhodnotit invazní potenciál nejčastěji dovážených druhů do Evropské unie z čeledí Varanidae, Teiidae, Lacertidae a Cordylidae za účelem zájmového chovu.

Zástupci čeledi Varanidae

Varanus acanthurus Boulenger, 1885, *Varanus beccarii* Doria, 1874, *Varanus boehmei* Jacobs, 2003, *Varanus exanthematicus* (Bosc, 1792), *Varanus jobiensis* Ahl, 1932, *Varanus macraei* Bohme et Jacobs, 2001, *Varanus melinus* Bohme et Ziegler, 1997, *Varanus prasinus* (Schlegel, 1839), *Varanus rudicolis* (Gray, 1845), *Varanus salvator* (Laurenti, 1768), *Varanus timorensis* (Gray, 1831), *Varanus yuwonoi* Harvey et Barker, 1998

Zástupci čeledi Lacertidae

Acanthodactylus longipes Boulenger 1918, *Adolfus jacksoni* (Boulenger, 1899), *Heliobolus spekii* (Gunther, 1872), *Holaspis guentheri* Gray 1863, *Latastia longicaudata* (Reuss, 1834), *Takydromus sexlineatus* Daudin, 1802

Zástupci čeledi Teiidae

Ameiva ameiva (Linné, 1758), *Aspidoscelis deppei* (Wiegmann, 1834), *Cnemidophorus lemniscatus* (Linné, 1758), *Salvator marianae* (Duméril et Bibron, 1839), *Salvator rufescens* (Gunther, 1871)

Zástupci čeledi Cordylidae

Cordylus beraduccii Broadley a Branch, 2002, *Cordylus tropidosternum* (Cope, 1869), *Platysaurus guttatus* Smith, 1849, *Platysaurus intermedius* Matschie, 1891, *Platysaurus torquatus* Peters 1879

Výsledek tohoto hodnocení určuje možnou rizikovost jednotlivých druhů z pohledu jejich invazního potenciálu. V případě prokázání invazního potenciálu na území EU a Velké Británie by mohly výsledky posloužit k tvorbě legislativních preventivních opatření.

3 Literární rešerše

3.1 Terminologie

Invazní ekologií popisujeme přenos organismů do oblastí mimo jejich přirozený výskyt. Dále pak sledujeme důsledky těchto přenosů. Hlavně v posledních letech se jedná o velice se rozvíjející oblast ekologie. Výchozím bodem se stala kniha od Charlese Eltona (1958), "The Ecology of invasion by Animals and Plants" (Pyšek et Richardson, 2006). Terminologie v rámci invazní ekologie není sjednocená, a to zejména v anglické literatuře. To má za následek špatnou formulaci pojmů (Richardson et al., 2000; Mlíkovský et Stýblo, 2006). Na začátek tedy vysvětlení několika základních pojmů.

Původní druh: Je takový druh, který vznikl na daném areálu v průběhu evoluce nebo se do něj dostal přirozenou cestou ze svého původního území (Machar et Drobilová, 2012).

Nepůvodní druh: Nepůvodním druhem může být cokoliv živého, druh/poddruh v jakémkoliv vývojovém stádiu (semeno, propagule, vajíčko či gameta), který se dostal mimo svůj areál výskytu, ať už v rámci jedné země nebo v rámci států či kontinentů (Richardson et al., 2000; Mlíkovský et Stýblo, 2006). Cesta na nepůvodní místo je buď samovolně přirozená, nebo k tomu napomohl člověk (Chytrý et Pyšek, 2009).

Invazní nepůvodní druh: Zde neplatí jednotná definice tohoto pojmu a rozdíly jsou dány podle postoje autora. První definice uvádí, že se jedná o plně naturalizovaný taxon, který se šíří velkou rychlostí do velké vzdálenosti od původní populace (Chytrý et Pyšek, 2009; Machar et Drobilová, 2012). Jiní chápou pod pojmem invazní jako nepůvodní druh. Ať už se jedná o rostlinu nebo živočišný druh, který byl zavlečen na nové území, kde prosperuje a zároveň má negativní dopad na zdejší životní prostředí, ekonomiku nebo lidské zdraví (Mlíkovský et Stýblo, 2006; Keller et al., 2011). Takto je invazní nepůvodní druh definován i v článku tři v nařízení EU č. 1143/2014 o prevenci a regulaci zavlékání či vysazování a šíření invazních nepůvodních druhů (MŽP, 2019).

Naturalizace: Je označení pro stádium invaze označené jako konečné. Jedinci se úspěšně množí navzdory biotickým a abiotickým podmínkám nového bydliště včetně člověka. Neexistují zde větší hrozby, které by ničily či výrazně omezovaly vzniklou a rozšiřující se populaci (Richardson et al, 2000).

Naturalizovaný druh: Je charakterizován, jako nepůvodní druh, který se delší dobu pravidelně rozmnožuje nezávisle na člověku (Chytrý et Pyšek, 2009).

Eradikace: Úplné odstranění, vymýcení všech jedinců invazní populace (Lockwood et al., 2013).

Introdukce: Znamená zavlečení, tedy překonání různých geografických bariér za úmyslné nebo neúmyslné pomoci člověka do nových oblastí, kde se předtím nevyskytoval (Machar et Drobilová, 2012).

Sekundární invaze: Je pojem, k jehož vysvětlení je za potřebí pojmů primární a sekundární útočník. Primární útočník se do místa výskytu dostane sám za sebe bez pomoci

jiného druhu. Sekundární útoční k introdukci potřebuje primárního útočníka, na kterém je závislý (O'Loughlin et Green, 2017).

3.2 Vlastnosti invazních druhů

Invazní druhy jsou obvykle definovány čtyřmi demografickými kritérii - hustotou výskytu, zeměpisným rozsahem výskytu, životním prostředím a mírou šíření (Catford et al., 2016). Nejvíce invazivní skupiny živočichů jsou bezobratlí a terestrické rostliny (Vilà et al., 2010).

V mnoha případech je výskyt nepůvodních druhů na novém území uskutečněn přímým i nepřímým vlivem člověka, v porovnání s druhy původními. Většina těchto nepůvodních druhů se však vyskytuje pouze dočasně a nejsou schopny přežít delší dobu v novém území. Naopak taxony, které se usadily, vytvářejí stabilní populace bez lidského zásahu, nemusí se však šířit. Schopnost druhu šířit se definuje invazní taxon. Ne všechny druhy, které se usadily na novém území, jsou tedy invazivní (Rejmánek et al., 2005).

Další vlastností, která může zvyšovat úspěšnost jednotlivých druhů je např. oblíbenost mezi lidmi. Čím více lidí bude mít zájem chovat určitým způsobem zajímavý druh, tak tím více jedinců tohoto druhu se bude dovážet. Zájem lidí je tedy velmi důležitým předpokladem introdukce (Jeschke et Strayer, 2006).

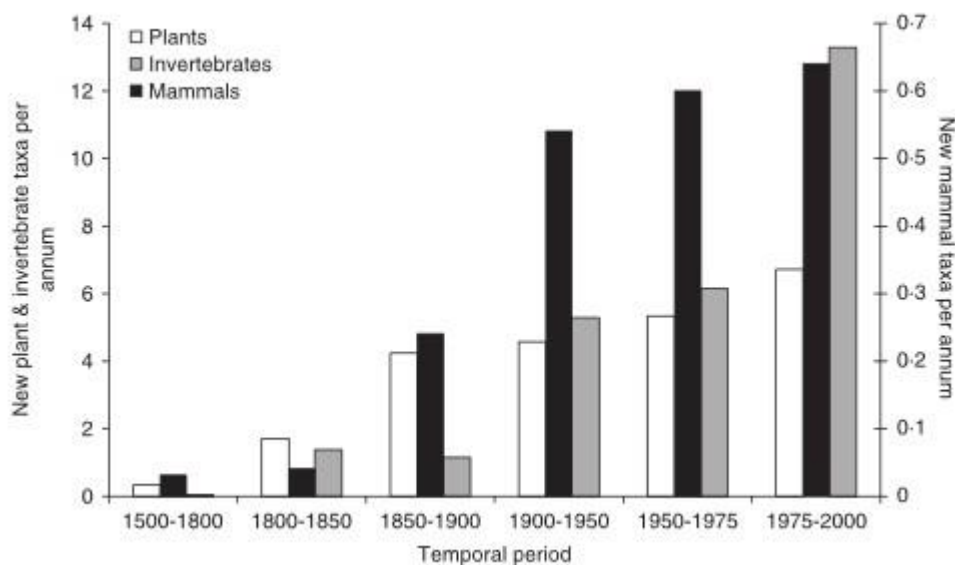
Druhy, které byly člověkem dovezeny například za hospodářským účelem, jsou odolné, snadno se rozmnožují. Celkově mají tedy velký invazní potenciál. Ten platí zejména pro rostliny (Williamson et Fitter, 1996).

Existuje určitá závislost mezi rozsahem původního areálu rozšíření a schopností introdukce. Celkově na uchycení a následné šíření však příliš velký vliv neměl. Na druhou celkově zvyšoval pravděpodobnost úspěšné invaze. Když porovnáme mezi sebou herbivory (býložravec) a karnivory (masožravci), tak mají větší šanci pro invazi herbivoři. U karnivorů tvoří jejich masožravost překážku pro introdukci, ale na druhou stranu jim umožňuje se rychleji usadit a následně se šířit (Jeschke et Stayer, 2006).

Úspěšnou invazi může novým druhům usnadnit také fakt, že v novém prostředí přijdou o nepřítel, který reguloval jejich počty v původní oblasti výskytu (Mitchell et Power, 2003). Avšak neexistuje žádná konkrétní kombinace vlastností, která by zaručovala invazní úspěšnost (Storch et Mihulka, 2000).

3.3 Invazní cesty exotických druhů zvířat do EU

Vstup organismů do nových území úzce souvisí s lidskou činností. Lidé obchodovali a přepravovali nepůvodní druhy po tisíciletí. Dva důležité milníky byly konec středověku a začátek průmyslové revoluce. Během posledních desetiletí se však svět dostal do zcela nové éry globalizace, která souvisí s větší rozmanitostí biologických invazí (Obr. 1) (Hulme, 2009).



Obr. 1 Postupný nárůst nepůvodních druhů savců, bezobratlých a rostlin v Evropě od r. 1500 (Hulme, 2009). Osa x představuje vývoj v čase. Levá osa y znázorňuje nové druhy rostlin (bílý sloupec) a bezobratlých (šedý sloupec) za zázorněné časové období a pravá osa y představuje nové druhy savců (černý sloupec) za uvedené časové období.

Existuje několik základních způsobů, jak se mohou druhy dostat mimo svůj přirozený areál výskytu. S druhem se může obchodovat a druh je tedy zbožím (tzv. pet trade). V dnešní době je import zvířat naprosto běžnou záležitostí. Následný únik nebo vypuštění těchto zvířat může být úmyslný, nebo neúmyslný. Úmyslné vypuštění může být provedeno např. za účelem lovu. Neúmyslný únik např. z chovných zařízení, a to buď od soukromých chovatelů, nebo také ze zoo (Hulme et al., 2008).

Druhy však také mohou být nechtěným zbožím, např. když jsou naloženy na transport s jiným zbožím (Blackburn et al., 2011). To se samozřejmě týká hlavně malých druhů zvířat, které se snadno ukryjí. Skrýt se mohou do zboží, které je záměrně naloženo, nebo také do samotného transportního prostředku (auto, loď, letadlo). Druhy, které se šíří jako kontaminant zboží, můžeme nejčastěji zařadit mezi parazity a škůdce. Toto lze nazvat sekundární invazí (Hulme et al., 2008).

Vorel (2016) uvádí, že u plazů a obojživelníků převládá šest cest, kterými se mohou dostat na nová území. Patří sem biokontrola, nákladní doprava, živočišná produkce (chov živočichů na farmách jako zdroj obživy s následným únikem druhu), zahradnický obchod, obchod se zájmovými živočichy, úmyslné vypuštění druhu (zbavování se živočicha nebo neoficiální vypuštění druhu pro estetické účely).

Za přímý důsledek neúmyslného zavádění lze považovat rozšíření nepůvodních druhů pomocí „4 T“, což znamená obchod, doprava, cestování a dopravní ruch (převzato z anglického jazyka trade, transport, travel and tourism) (Shine et al., 2000).

Celosvětově můžeme za nejvýznamnější cesty pro introdukci nových druhů vybrat dvě. Jedná se o cestu přes trh se zvířaty (34 %) a náhodný výskyt na lodích při lodní dopravě (29 %).

Introdukce, která vedla cestou přes trh se zvířaty, zahrnovala 72 druhů, z nichž přesně polovina založila populaci. Z těchto 36 druhů se jednalo nejvíce o ještěrky (37 %), želvy (25%) a žáby (22 %) (Kraus, 2003).

Evropa je sama o sobě velice vhodným místem pro obchod se zvířaty, ať už obchod legální či ilegální. Přispívá k tomu její velikost, jednoduchost cestování mezi státy EU a dále pak vysoká životní úroveň obyvatel EU. Zejména plazi jsou optimální skupinou pro pašování. Lze je totiž celkem snadno převážet bez povšimnutí. Většina z nich nevydává žádné zvuky a jsou schopni přežít relativně dlouho i v podmínkách, které pro ně nejsou optimální (Altherr, 2014).

Útěky zvířat během transportů jsou dosti vzácné. Naprosto jiná je situace u útěku druhu z chovného zařízení nebo vypuštění samotným teraristou, který se o zvíře stará. V posledních letech totiž velice stoupl zájem o teraristiku, která je provozována jako koníček, nebo se záměrem výdělků (Mlíkovský et Stýblo, 2006).

Transport je zprostředkován lidskou činností a vede často k pohybu vyššího počtu zvířat, která by se přirozenou cestou takto ve velkém počtu nedokázala rozptýlit (Wilson et al., 2016). Kromě transportu musíme brát v úvahu možnost vstupu nepůvodních druhů přirozenou cestou. To znamená šíření za pomoci např. vody, vzduchu, ale také i extrémních situací jako cyklon a další přírodní katastrofy (Mlíkovský et Stýblo, 2006).

3.4 Invazní proces

Celý invazní proces je složen z několika událostí (Obr. 2). Skládá se z více různých fází, které musí nepůvodní druhy překonat předtím, než mohou mít negativní ekologický a ekonomický dopad (Lockwood et al., 2013). Samotná invaze je překonávání různých překážek, a jednotlivé fáze invazního procesu můžeme tedy definovat pomocí bariér, které se již podařilo překonat konkrétnímu druhu (Pyšek et Tichý, 2001).

Celkově můžeme v invazním procesu rozlišit tři fáze invaze. Jedná se o introdukci, usazení a následné rozšíření (Williamson, 1996). Kraus (2009) uvádí tyto tři fáze. Jako první je doprava a vypuštění či únik na nové území, následuje vytvoření stabilní populace druhu v této oblasti a konečnou fází je expanze druhu dále mimo oblast své prvotní introdukce.

Podle některých autorů se přidává ještě čtvrtá fáze, kterou je transport viz Obr. 2 (Helman et al., 2008; Blackburn et al., 2011). Většina druhů umírá už během transportu nebo krátce poté, co se dostaly na nové území (Novak, 2007). Ekologická invaze ve většině případů začíná v momentě, kdy se na nové území dostane malé množství nepůvodních organismů nebo jejich diaspor. Nevýhodou této malé populace je však její náchylnost k náhodným změnám v prostředí. Určitý predátor nebo parazit může tuto malou populaci velice rychle zničit (Storch et Mihulka, 2000).

Za klíčový faktor úspěšnosti usazení můžeme označit právě velikost populace, která se dostane do nového prostředí. Genetická variabilita totiž ovlivňuje potenciál šíření populace s následnou invazí (Kolar et Lodge, 2001). Nepůvodní organismus v novém prostředí zpravidla

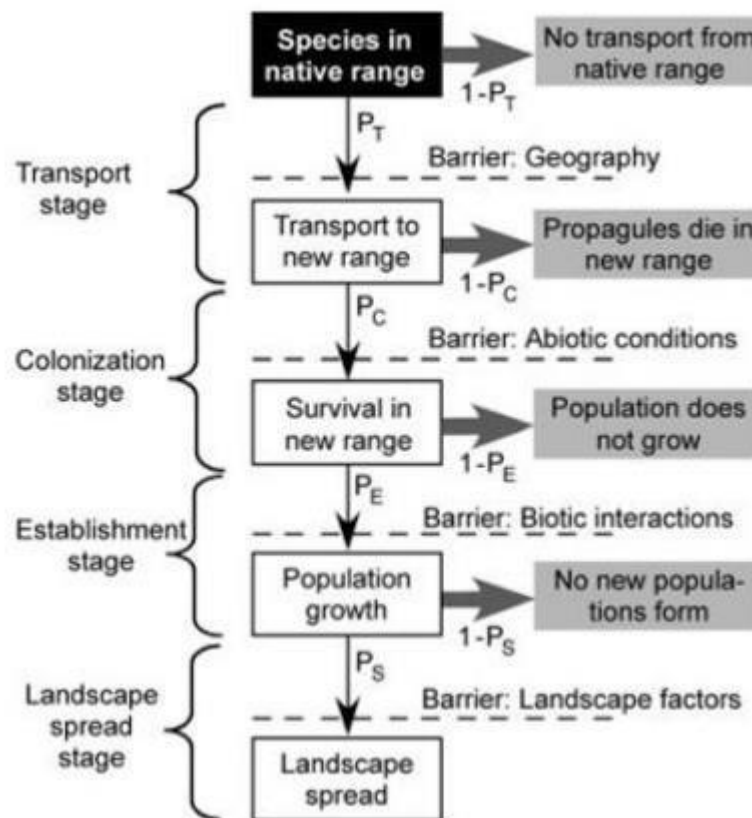
nenajde optimální podmínky, symbiotické organismy nebo potravu, kterou vyžaduje. Proto je velice málo druhů, které dokáží v novém prostředí přežít. Nicméně mohou mít nepůvodní druhy po určitou dobu výhodu v tom, že se v novém prostředí nevyskytují jejich přirození nepřátelé - zejména predátoři a parazité (Storch et Mihulka, 2000).

Pro úspěšné usazení, které je možné definovat jako přetrvání v novém prostředí tak dlouho, dokud se nedokáže rozmnožit, musí nepůvodní druh splnit následující čtyři body. Jako první musí nalézt takové prostředí, které může tolerovat. To znamená, že musí být schopen využívat zdroje na novém prostředí tak, aby mohl přežít, růst a následně se rozmnožit (Hellman et al., 2008). K rozmnožení však potřebuje nalézt jedince, se kterým se bude schopný pářit nebo si vyměnit gamety a tím se vyhnout vymření v novém prostředí (Davis, 2009). Pokud se druh šíří, ohrožuje okolní druhy a škodí, lze ho označit jako invazní (Keller et al., 2011).

Jen velice málo druhů projde úspěšně celým invazním procesem (Williamson et Fitter, 1996). Jak uvádí Williamson et Fitter (1996), tak na každou fázi invazního procesu připadá zhruba deset procent úspěšných druhů. Z čehož plyne, že jen velice málo druhů dojde až do fáze, kdy škodí novému prostředí. Označujeme to jako tzv. pravidlo deseti (Keller et al., 2011). Toto pravidlo deseti však bylo vyvinuto hlavně pro suchozemské rostliny, a tudíž u obratlovců mohou být výsledná čísla vyšší (Jeschke et al., 2005).

Zmíněné fáze invazního procesu platí pro všechny invaze, navzdory tomu že byla navržena různá terminologie ve spojení s různými taxony, nebo oblastmi (Keller et al., 2011).

Pokud byl jakýkoliv druh v historii už jednou invazním, tak se pravděpodobnost uchycení v novém prostředí zvyšuje (Kolar et Lodge, 2001).



Obr. 2 Model čtyřfázového invazního procesu (Hellman et al., 2008).

3.5 Nebezpečí spojená s výskytem a působením invazních druhů

Invazní druhy mohou hned několika způsoby negativně ovlivňovat původní faunu a flóru (Nentwig, 2014). Některé druhy se na první pohled chovají agresivně vůči svému prostředí a výrazně tak mění celkový charakter biotopu (Mlíkovský et Stýblo, 2006). Často dochází k tomu, že původní druhy jsou vytlačovány ze svých stanovišť. Nemohou tak využívat své původní zdroje, navíc se zvyšuje konkurence např. v boji o úkryt atd. Tímto způsobem může docházet ke snížení početnosti jednotlivých druhů, ale také například k vymizení celé populace v původním prostředí nebo dokonce i k vymření celého druhu (Bomford, 2008; Nentwig, 2014). V několika světových oblastech, byl kvůli přítomnosti invazních druhů, zjištěn pokles druhové diverzity určitých skupin živočichů až o 40 % (Stejskal, 2008). Vyhnutí některých zranitelných původních druhů, může nastat také z důvodu potravní konkurence nebo predáčního tlaku ze strany nepůvodních druhů (Nentwig, 2014).

Herbivorní druhy mohou výrazným způsobem v původním prostředí změnit režim koloběhu živin, vody a energie. Některé druhy dokáží poškodit nebo úplně zničit vegetaci. Jedná se zejména o herbivorní druhy a zástupce hrabavého ptactva. Jiné druhy jsou schopny narušovat stabilitu břehů a podporovat tím erozi. Vodní prostředí je tak silně ovlivněno a nenabízí už tolik prostoru pro život dalším druhům (Nentwig, 2014).

Škody samozřejmě postihují i zemědělské odvětví, kde invazní organismy působí jako škůdci zemědělských plodin (Nentwig, 2014). Následkem je snížená produkce v zemědělství nebo zvýšené výrobní náklady, a dále pak náklady na zjištění škod. Celkově vše úzce souvisí s negativními účinky na obchod (Bomford, 2008).

Nové exotické druhy s sebou přináší do oblasti Evropy a dalších kontinentů také možnost zavlečení nových neznámých chorob a parazitů. Proti těmto nepůvodním chorobám však není původní fauna a flóra imunní (Nentwig, 2014). Původci nových chorob a parazitů mohou vyvolat nepříjemné zdravotní potíže i u člověka (Bomford, 2008).

Další způsob, jak mohou nepůvodní druhy ohrožovat druhy původní, je vzájemné křížení tzv. mezidruhovú hybridizace. Ta může nastat, když jsou si druhy blízce příbuzné. V některých případech se může stát, že vyprodukují plodné potomstvo. Z dlouhodobého hlediska však hrozí, že dojde k vyhnutí původních populací. K mezidruhovému křížení sice dochází jen vzácně, ale přesto tuto hrozbu nelze vyloučit (Nentwig, 2014).

Existuje také domněnka, že je souvislost mezi vymíráním původních druhů a výskytu invazních druhů (Gurevitch et Padilla, 2004). Předpokládá se, že do budoucna bude mít šíření a dopad invazních druhů i nadále negativní účinky na strukturu a funkčnost původního prostředí, které bude napadené. Stejně tak se očekává negativní dopad na hospodářské a kulturní přínosy pro člověka (Chaffin et al., 2016).

3.6 Kontrola invazních druhů

Počty invazních druhů se každoročně neustále zvyšují a to celosvětově. S tím samozřejmě souvisí i zvyšující se negativní dopad těchto druhů na původní faunu a flóru, takže hlavní výzvou se stalo efektivní řízení invazí (Buchadas et al., 2017). Invazní druhy se musí kontrolovat a stejně tak původní druhy se před nimi musí chránit. Tyto kroky jsou závislé na propracované politice a managementu. Různé výpočetní modely mohou poskytnout klíč k testování, zlepšení a vývoji nových strategií, jak invazní druhy zvládnout (Jones et al., 2017).

Nejlepší cestou, jak se vypořádat s invazními druhy jsou preventivní opatření, včasná detekce a rychlé jednání (EEA, 2012). Tyto kroky se mohou týkat pouze druhů, které ještě nebyly do nové lokality dovezeny. Dále pak druhů, které jsou v kontrolovaných podmínkách, a uvažuje se nad jejich rozšířením. Preventivní opatření jsou z ekonomického hlediska nejlepší a nejefektivnější volbou (Křivánek, 2006; Kraus, 2009). Identifikace potenciálně invazních druhů je klíčová pro prevenci úniku a následného šíření těchto druhů (Alves et al., 2018).

Jednotlivé státy se snaží bojovat proti invazním druhům, ale většinou nejsou státy jednotné v tom, jakým způsobem se snaží s invazními druhy vypořádat. Výsledek jejich práce ve výsledku nemá takový úspěch (Hulme et al., 2009; Pergl et al., 2016). Běžným způsobem boje proti nepůvodním druhům je tvorba seznamů, které mohou být zaměřeny na invazní druhy, nebo druhy potenciálně invazní (Pergl et al., 2016).

Další možným řešením je navržení změny mezinárodního obchodu a vytvoření nového nařízení, ve kterém by bylo nařízeno, že v případě obchodu do nové oblasti, ve které se tento druh ještě nevyskytuje, bude pro tento druh vyhodnoceno invazní riziko (Kumschick et Richardson, 2013). Když výsledek bude takový, že by druh představoval invazní nebezpečí, měl by být jeho dovoz zakázán (Bomford, 2008; Kumschick et Richardson, 2013). Tento model například praktikuje vláda Nového Zélandu. Před dovozem je hodnoceno riziko, které daný druh představuje. Zejména je hodnocení zaměřeno na schopnost vytvořit nové populace ve volné přírodě (Bomford, 2003).

V Evropě se provádí preventivní opatření například na letištích, kde dochází k dovozním kontrolám. Tyto dovozní kontroly jsou prováděny veterinárními lékaři (MŽP, 2017). Nařízením Komise EU 2016/1141 byl sestaven seznam invazních druhů, které mají významný dopad na EU. V tomto seznamu jsou zapsané zejména druhy, které představují největší hrozbu. Druhy uvedené na tomto seznamu se navíc nesmí v rámci Evropské unie dovážet, je zakázán jejich převoz, uvádění těchto druhů na trh, zákaz držení, zákaz chovu a rozmnožování těchto druhů. Samozřejmě je zakázáno tyto druhy vypouštět do volné přírody (MŽP, 2016).

Dále existuje v EU pro boj s invazními druhy a zachrany biodiverzity Úmluva o biologické rozmanitosti. Touto úmluvou se stát zavazuje k tomu, že vyhubí cizí druhy ohrožující původní ekosystémy, pokud to bude možné. Nařízením Evropského parlamentu a Rady Evropské unie č. 1143/2014 o prevenci a regulaci zavlékání či vysazování a šíření invazních nepůvodních druhů obsahuje, mimo jiné také seznam invazních nepůvodních druhů s významným dopadem na Unii (MŽP, 2017).

Na tomto seznamu bylo v roce 2014 celkem 37 druhů. Jednalo se o 23 druhů zvířat a 14 druhů rostlin. V roce 2017 byl unijní seznam aktualizován díky prováděcímu nařízení Evropské komise 2017/1263. Na seznam bylo připsáno 12 invazních druhů. Poslední aktualizace unijního seznamu proběhla v roce 2019, když bylo přijato prováděcí nařízení komise (EU) 2019/1262. Seznam byl rozšířen o 17 invazních druhů. Celkem je tedy na seznamu 66 druhů, z toho 30 druhů živočichů a 36 druhů rostlin (MŽP, 2019).

V případě, že tyto druhy chovají zájmoví chovatelé, nemusí nutně jedince těchto druhů likvidovat. Mohou tyto druhy chovat dál, ale s omezením, že nesmí docházet k rozmnožování těchto druhů a jedince nechá dožít. Toto platí i pro zoologické zahrady, které si smí ponechat tyto druhy v nekomerčních chovech. Omezit rozmnožování může zoologická zahrada např. odděleným chovem nebo použitím antikoncepce (MŽP, 2016).

Několik evropských zemí si navíc vytvořilo své vlastní vnitrostátní černé seznamy (MŽP, 2016). Další úmluvou v EU je Úmluva o ochraně evropské fauny a flóry nazývaná Bernská úmluva. Prioritou této úmluvy je kontrola vysazování nepůvodních druhů (Šíma, 2014).

Když už nastala situace, že preventivní opatření nebyla úspěšná a došlo k usazení nepůvodních druhů v novém prostředí, tak máme čtyři hlavní způsoby, jak s těmito druhy bojovat. Jedná se o vymýcení (eradikace), omezení, kontrola a zmírňování (Wittenberg et Cock, 2001).

První způsob eradikace je nejvíce žádoucí, ale také nejvíce náročný a téměř nemožný. Jakmile totiž dojde k tomu, že se druh usadí v novém prostředí, je tato situace už nevratná. Eradikace zahrnuje různé kontrolní metody nebo kombinaci těchto metod. Jednotlivé metody se liší v závislosti na invazním druhu. V minulosti úspěšné eradikační programy byly založeny na: mechanické kontrole (ruční sběr nebo trhání), chemické kontrole (postřiky, toxické návnady), biopesticidy, sterilování samců, řízení stanovišť (vypalování), lov (Wittenberg et Cock, 2001; Kraus, 2009).

Kontrolou můžeme chápat omezení, kdy se tyto druhy snaží udržet v určitých regionálních bariérách. Cílem tohoto omezení je co nejvíce znesnadnit šíření. Když se snažíme udržet početnost druhu pod prahovou hodnotou, tak se jedná o striktní kontrolu. Ta ukazuje úroveň dopadu na původní ekosystém (Wittenberg et Cock, 2001).

V případě, že ani jedna z těchto tří možností nemůže být využita, tak je poslední možností zmírnění dopadu invazních druhů na původní druhy. Když chceme zmírnit dopad, tak se činnost nevztahuje na invazní druhy, ale spíše se hledá způsob, jak pomoci druhům původním. Můžeme např. přesouvat populace ohrožených druhů na nová stanoviště, kde se vyhnou invazním druhům. Dále je možné dodávat umělá hnízdiště nebo dávkovače krmiva mimo dosah invazních druhů (Wittenberg et Cock, 2001).

3.7 Obojživelníci a plazi jako invazní druhy

Pro exotické plazy a obojživelníky mohou být faktory pro úspěšné založení populace v novém prostředí velice komplexní. Mezi hlavní faktory patří podobnost klimatických

podmínek. Další výhodou mají druhy, které se i ve svém přirozeném prostředí vyskytují ve více klimatických zónách (Bomford et al., 2005).

Faktorem, který také ovlivňuje možné usazení nepůvodních druhů je potrava. Ve většině případů však pro ještěry a obojživelníky platí, že jsou inaktivní (živí se hmyzem) bez bližší specializace. Tento fakt je velice důležitý, protože hmyz je poměrně dostupným zdrojem potravy ve většině prostředí (Arena et al., 2012).

Do EU se plazi a obojživelníci dostávají hlavně prostřednictvím trhu s chovanými živočichy. Touto cestou mohou zavléct do Evropské unie nové a invazní druhy patogenů a parazitů. V rámci evropského trhu se zjistilo, že zhruba dvacet osm procent z těchto druhů bylo v minulosti zaznamenáno jako invazní druhy (Arena et al., 2012).

Jsou známy případy o záměrném vypouštění exotických druhů plazů a obojživelníků do volné přírody, a to za účelem vzniku nové divoké populace pro sběr pro potřeby trhu (Bomford, 2008). Dopad, který tyto druhy mají je však naprosto stejný s ostatními invazními druhy. To znamená, že negativně ovlivňují ekosystém, dále pak ekonomiku a mají také dopad na lidskou sféru (Bomford et al., 2005).

Introdukce plazů do nového prostředí se nejčastěji děje tak, že se jim podaří uniknout z chovu. Pro Českou republiku je hlášeno v průměru dvacet nálezů exotických hadů ročně. Ve většině případů se jednalo o užovku červenou *Pantherophis guttatus* (Linnaeus, 1766) a následně o korálovky z rodu *Lampropeltis* Fitzinger, 1843. Nejčastěji se do volné přírody z ještěrů dostává leguán zelený *Iguana iguana* (Linnaeus, 1758) (Mlíkovský et Stýblo, 2006).

Mlíkovský et Stýblo (2006) uvádí, že pro Evropu představují největší nebezpečí zejména druhy původem ze Severní Ameriky, který se i vzhledem ke klimatu mohou v Evropě uchytit. Takové nebezpečí hrozí například u kajmanky dravé *Chelydra serpentina* (Linnaeus, 1758), želvy ozdobné *Chrysemys picta* (Schneider, 1783) a užovky mokasínové *Nerodia sipedon* (Linnaeus, 1758).

4 Metodika

Pro získání výsledků byla použita metoda, kterou vyvinuli Van Wilgen et Richardson v roce 2012. Slouží pro odhad invazního potenciálu nepůvodních plazů a obojživelníků. Na celkové hodnotě invazního potenciálu se podílí devět proměnných hodnot.

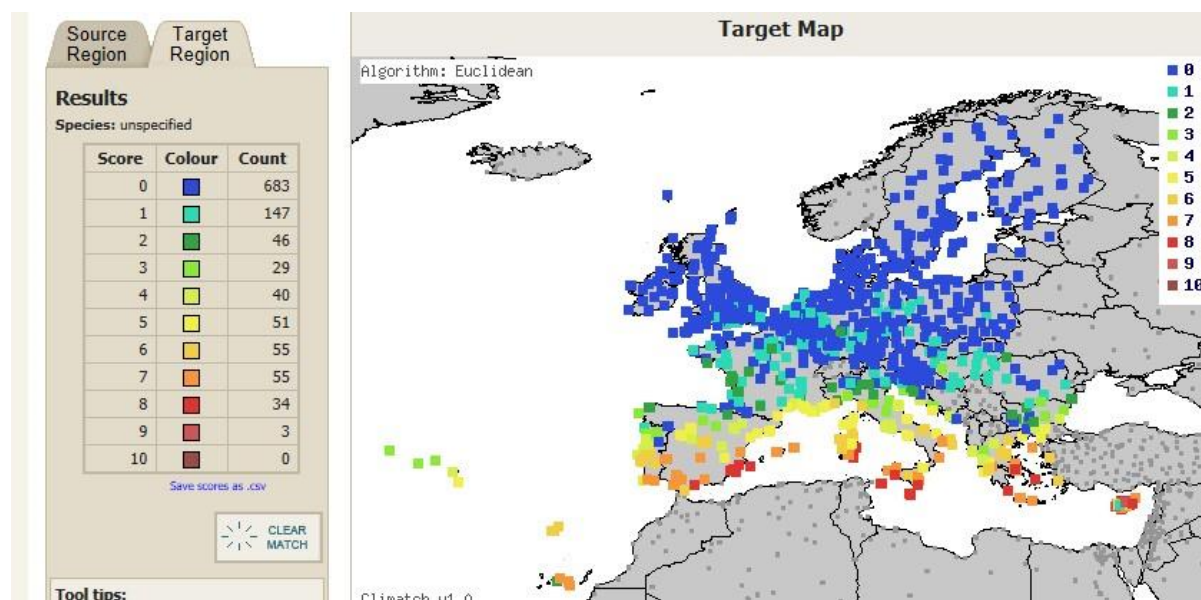
Každá hodnota představuje jednotlivou otázku, na kterou se odpoví číslicí. K dispozici jsou dvě cesty, kterými můžeme daný druh hodnotit. Po domluvě s vedoucím práce jsem použil cestu 2 (route 2).

Otázka č. 1 - O jakou životní formu druhu se jedná?

Zde si vyberete, zda hodnotíte ještěra, krokodýla, hada, želvu, žábu nebo mloka. Tato první otázka nemá žádné proměnné skóre. Slouží pouze ke kalibraci výsledku, protože každá ze skupin má vlastní maxima a rozsahy kategorií nebezpečnosti.

Otázka č. 2 - Jaké je průměrná shoda klimatu v jeho přirozeném prostředí a nové oblasti?

Pro tuto otázku bylo důležité najít dostatečně podrobnou mapu výskytu, aby bylo možné s ní pracovat v programu Climatch. V tomto programu máte dvě oblasti, ve kterých jsou zobrazeny všechny kontinenty a na nich jednotlivé meteorologické stanice. První oblastí je Source region - zdrojová oblast, kde se vyskytuje hodnocený druh v přírodě. Následně jsem vybral všechny meteorologické stanice podle výskytu a ty jsem označil. Druhou oblastí je Target region - cílová oblast, tedy území, pro které jsme hodnotili, zda se zde může usadit. V naše případě se jednalo o EU a Velkou Británii. Výsledek se znázornil jako mapa oblasti, která byla hodnocena a dále pak ve formě tabulky, která je důležitá – viz Obr. 3.



Obr. 3 Výsledek práce s programem Climatch pro hodnocený druh *Acanthodactylus longipes*.

Pro získání výsledku na otázku č. 2 jsem se zaměřil na výslednou tabulku. V té mě zajímaly hodnoty 6 a vyšší, což jsou hodnoty, které představují počet meteorologických stanic, kde je akceptovatelná shoda klimatu. Těmto hodnotám jsem následně přiřadil hodnotu, kterou byly násobeny (Tab. 1).

Tab. 1 Výsledná tabulka pro *Acanthodactylus longipes*. Znázorněno násobení hodnot vyšších než 6 a výsledný součet.

<i>Acanthodactylus longipes</i>			Násobím	
Skóre	Barva	Počet		
0		683		
1		147		
2		46		
3		29		
4		40		
5		51		
6		55	* 1	55
7		55	* 2	110
8		34	* 3	102
9		3	* 4	12
10		0	* 5	0
			Součet	279

V Tab. 1 je součet = 279 a zbývá tedy vydělit počtem meteorologických stanic (1143).

Výsledek je tedy 0,244. ($279/1143 = 0,244$)

Otázky č. 3 a č. 4 přeskočeny z důvodu práce s Route 2.

Otázka č. 5 - Z jaké taxonomické kategorie se vyskytuje v hodnocené oblasti nejbližší příbuzný?

V této otázce bylo nejdůležitější správně nalézt nejbližšího příbuzného, který se vyskytuje v hodnocené oblasti a následně mu přidělit hodnotu podle toho, z jaké taxonomické kategorie pochází.

Tab. 2 Znázornění hodnot přidělovaných podle příbuznosti.

Rodu	9	Čeledi	7	Infrařádu	5	Řádu	3	Třídy	1
Podčeledi	8	Nadčeledi	6	Podřádu	4	Podtřídy	2		

Otázka č. 6 - Kolik měl druh úspěšných introdukcí?

U této otázky jsem udával dvě hodnoty, z toho důvodu, že není možné přesně zjistit tyto informace, jelikož neexistuje žádný jednotný zdroj informací. Proto jsem provedl dvojitě vyplnění této otázky.

Při prvním vyplnění se u všech druhů zadala hodnota 0. U druhého vyplnění už se hodnota lišila a to v závislosti na tom, jak moc byl daný druh úspěšný v introdukcích v minulosti. Pro nalezení těchto dat byla využita databáze od Krause (Krause Herp Database, 2009).

V případě, že druh neměl žádnou úspěšnou introdukci do EU a Velké Británie byla použita hodnota 0, což byly všechny případy u druhů, které jsem hodnotil.

Otázka č. 7 - V kolika měsících dosahuje druh pohlavní dospělosti?

Zde bylo důležité nalézt konkrétní informace ke všem druhům. V případě, že se mi nepodařilo přesné hodnoty nalézt, použil jsem hodnoty od nejbližšího příbuzného (ze stejného rodu), které se mi podařilo nalézt. Proměnná této hodnoty byla autory nastavena tak, že čím dříve dosáhne druh pohlavní dospělosti, tím vyšší hodnota mu byla počítána do konečného výsledku. Druhy, které totiž dříve dospějí a mohou se dříve rozmnožovat, představují daleko vyšší nebezpečí.

Otázka č. 8 - Kolikrát za rok klade snůšky nebo kolikrát za rok rodí mláďata?

Stejně jako u předchozí otázky. Bylo nutné nalézt přesné informace a v případě, že se mi to nepodařilo, opět jsem použil informace od nejbližšího příbuzného (stejný rod). U této otázky byla proměnná autory nastavena tak, že čím více snůšek (nebo porodů) za rok hodnocený druh má, tím vyšší získal hodnotu. Daleko nebezpečnější jsou totiž druhy, které mohou mít např. 4 snůšky vajec za rok, než druh, který snáší vejce pouze jednou ročně.

Po vyplnění hodnot do všech otázek, mi program vypočítal výslednou hodnotu. Podle této hodnoty jsem následně zařadil hodnocený druh do kategorie podle toho, jak velkou má šanci na uchycení. Každá živočišná forma má kategorie nastavené jinak viz příloha 9.1.

5 Výsledky

Hodnotil jsem 29 druhů ze čtyř čeledí exotických ještěřů, kteří se dováží na území EU a Velké Británie. Nejvyšší hodnoty byly dosaženy u zástupců čeledi Lacertidae (4,02) a jejich vyšší potenciál se dal předpokládat z důvodu blízké příbuznosti hodnocených druhů k druhům z čeledi Lacertidae, kteří se vyskytují přirozeně v EU. Naopak nejnižších hodnot podle očekávání dosáhli zástupci čeledi Varanidae.

Tab. 3 Výsledné hodnoty. * - Hodnoty získané po dosažení univerzální hodnoty 0.
 ** - Hodnoty získané po dosažení podle Kraus Herp Database (viz Metodika).
 *** - Zařazení do kategorie podle výsledné hodnoty. Kompletní přehled viz Příloha 1.

druh	* výsledky s 0	**	*** Kategorie
Varanidae			
<i>Varanus acanthurus</i>	2,58	2,58	Mírná
<i>Varanus beccarii</i>	2,76	2,76	Mírná
<i>Varanus boehmei</i>	2,76	2,76	Mírná
<i>Varanus exanthematicus</i>	2,76	2,76	Mírná
<i>Varanus jobiensis</i>	2,76	2,76	Mírná
<i>Varanus macraei</i>	2,76	2,76	Mírná
<i>Varanus melinus</i>	2,76	2,76	Mírná
<i>Varanus prasinus</i>	2,76	2,76	Mírná
<i>Varanus rudicolis</i>	2,58	2,58	Mírná
<i>Varanus salvator</i>	2,94	2,94	Mírná
<i>Varanus timorensis</i>	2,76	2,76	Mírná
<i>Varanus yuwonoi</i>	2,76	2,76	Mírná
Lacertidae			
<i>Acanthodactylus longipes</i>	4,02	4,02	Vysoká
<i>Adolfus jacksoni</i>	3,84	3,84	Vysoká
<i>Heliobolus spekii</i>	4,02	4,02	Vysoká
<i>Holaspis guentheri</i>	3,84	3,84	Vysoká
<i>Latastia longicaudata</i>	3,84	3,84	Vysoká
<i>Takydromus sexlineatus</i>	3,84	3,84	Vysoká
Teeidae			
<i>Ameiva ameiva</i>	3,84	3,84	Vysoká
<i>Aspidoscelis deppei</i>	3,66	3,66	Vysoká
<i>Cnemidophorus lemniscatus</i>	3,84	3,84	Vysoká
<i>Holcosus undulatus</i>	3,84	3,84	Vysoká
<i>Salvator marianae</i>	3,12	3,12	Vysoká
<i>Slavator rufescens</i>	3,48	3,48	Vysoká
Cordylidae			
<i>Cordylus beraducci</i>	2,94	2,94	Mírná
<i>Cordylus tropidosternum</i>	2,94	2,94	Mírná
<i>Platysaurus guttatus</i>	3,66	3,66	Vysoká
<i>Platysaurus intermedius</i>	3,66	3,66	Vysoká
<i>Platysaurus torquatus</i>	3,66	3,66	Vysoká

Vidíme, že nejvyšších hodnot dosáhly druhy paještěrka *Acanthodactylus longipes* a druh *Heliobolus spekii* a to konkrétně 4,02. Jejich vysoké hodnoty jsou zapříčiněné blízkou příbuzností druhům, které se vyskytují na Pyrenejském poloostrově. Tyto druhy proto získaly

vysoké hodnocení v příbuznosti. U druhu *Acanthodactylus longipes* také velmi důležitou roli hrála podobnost klimatu. Právě tento druh získal nejvyšší hodnotu v práci s programem Climatch (viz kapitola Metodika), a to konkrétně 0,244. Další zásadní vlastností bylo, že tyto druhy brzy dospívají.

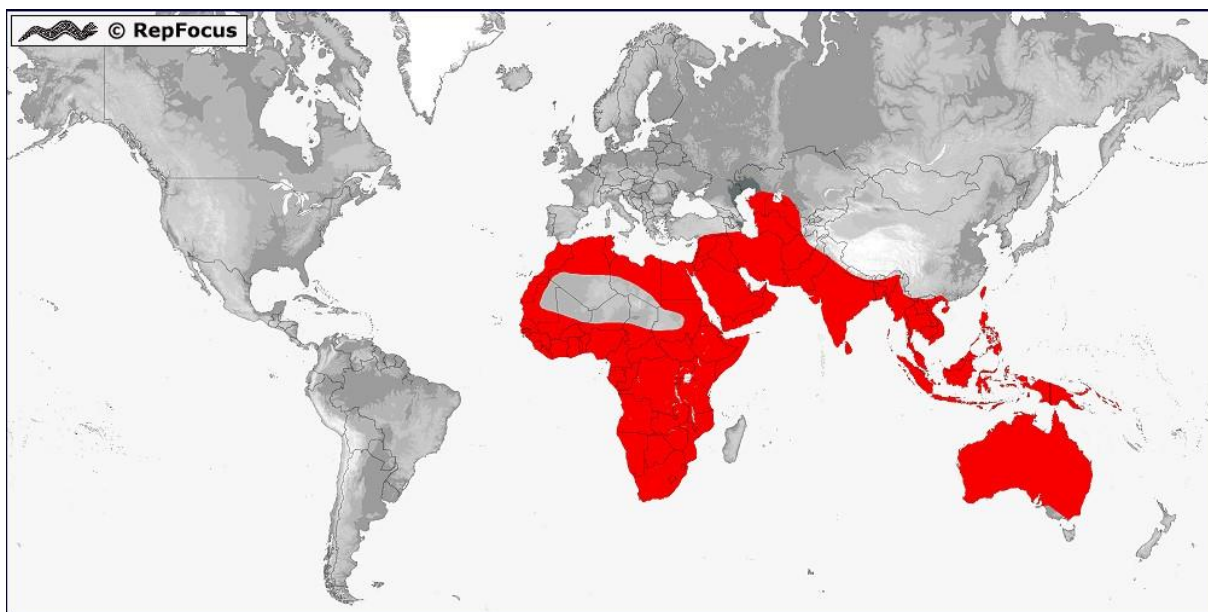
Podle Van Wilgen et Richardson (2012) druhy, které jsou zařazené do kategorie - Vysoká mají pravděpodobnost na usazení 31 - 50 %. Druhy zařazené do kategorie - Mírná, tak mají šanci na usazení 10 - 30 %. Kompletní přehled kategorií viz Příloha 1.

6 Diskuze

6.1 Základní informace o hodnocených čeledích

6.1.1 Varanovití - Varanidae

Varani se vyskytují na třech kontinentech. Varany můžeme najít v Africe, Asii a v Austrálii, kde je jejich největší druhové zastoupení (Witt et Caldwell, 2014). Do této čeledi patří 80 druhů ještěřů (Midtgaard, 2019).



Obr. 4 Mapa výskytu zástupců čeledi Varanidae. Převzato z http://www.repfocus.dk/maps1/TAX/FAM_ORDER_CLASS/Varanidae_map.html

Životní prostředí

Varany najdeme v různých biotopech. Některé druhy jsou obyvateli pouští či polopouští, další obývají vlhké tropické lesy. Najdeme mezi nimi i druhy, které se často pohybují v blízkosti vody (Čihař, 1989). Varani patří mezi vrcholné predátory biotopů, ve kterých se vyskytují. Toto neplatí pouze pro varana plodožravého *Varanus olivaceus* Hallowell, 1857, ale i pro *Varanus mabitang* Gaulke et Curio, 2001. Tyto druhy preferují ovoce a listy rostlin (Eidenmuller, 2007).

Morfologie

Většina zástupců této čeledi jsou středně velcí nebo velcí ještěři, s tlustou kůží, která je pokrytá šupinami. Všechny šupiny nejsou stejně velké, např. ventrální šupiny jsou mírně větší než dorzální (Witt et Caldwell, 2014). Ventrální šupiny jsou uspořádány v příčných řadách (Alexander et Marais, 2007). U varanů nenajdeme osteodermu na hřbetě, ale u některých druhů jsou přítomné malé ventrální osteodermu (Witt et Caldwell, 2014).

Končetiny varanů jsou velice dobře vyvinuté. Varani mají velice dlouhý ocas. Ten u nich postrádá schopnost autotomie. (Alexander et Marais, 2007; Witt et Caldwell, 2014). Jejich končetiny jsou vyzbrojené mohutnými drápy (Čičař, 1989). Nicméně ocas mohou velice dobře používat při sebeobraně (Alexander et Marais, 2007). Podlouhlá hlava varanů je posazena na dlouhém a pohyblivém krku (Čičař, 1989).

Čich a chuť je pro varany nejdůležitějším smyslem. U těchto ještěřů splývá v jeden. Tento smysl hraje velice důležitou roli při hledání potravy i partnera. Jazyk je velice významný pro získávání informací z vnějšího okolí. Jejich jazyk je daleko více vyvinutý než u ostatních plazů (Frýdlová, 2009). Varani mají dlouhý rozeklaný jazyk stejně jako hadi. Vyplazují ho ven, aby se na něj nachytaly různé molekuly ze vzduchu, a špička jazyka se při zatažení zpět do tlamy dotkne Jacobsonova orgánu. Tento párový orgán se nachází blízko špičce rostra. Po dotknutí špičky jazyka se na Jacobsonův orgán přenesou nachytné molekuly a tento orgán je následně analyzuje (Smith, 1986).

Dalším velice dobře vyvinutým smyslem je u varanů zrak. Ten používají jednak ke shánění potravy, ale také k detekci predátora nebo v sociálním chování ke komunikaci pomocí postojů. Oči jsou umístěny po stranách hlavy. Aby varan získal představu o okolním prostředí, musí otáčet celou hlavu, jelikož oční bulva nemůže rotovat (Frýdlová, 2009). V porovnání s hady mají varani oční víčka, která jsou pohyblivá (Alexander et Marais, 2007).

Pro varany je důležitý hmat. Dotyky používají při soubojích nebo při námluvách a představují tak silné stimuly pro jejich sociální chování (Bennett, 1998). Boj mezi samci je velmi rituální a může vést k velkému zranění ještěřů (Witt et Caldwell, 2014).

Sluch pro varany nepředstavuje až tak důležitý smysl. Ušní otvory jsou sice dobře viditelné (Alexander et Marais, 2007), ale nezdá se, že by se na tento smysl spoléhali při získávání potravy. Navzdory tomu umí varani vydávat různé zvuky jako syčení nebo jakési kašláni (Bennett, 1998).

Rozmnožování

Všechny druhy varanů kladou vejce (Alexander et Marais, 2007; Frýdlová, 2009). Počet snůšek za rok je závislý na podnebí, ve kterém žijí. U většiny druhů se páření a kladení vajec soustředí do několika málo měsíců v roce. U tropických druhů varanů však může být prodlouženo (Horn et Visser, 1991).

U druhů *Varanus panoptes* Storr, 1980 a *V. komodoensis* Ouwens, 1912 byla popsána partenogeneze (Lenk et al., 2005, Watts et al., 2006). U varanů se z partenogenetických vajíček líhnou samci, což je výjimka oproti ostatním čeledím. Tento fakt umožňuje samici si „vytvořit“ pohlavního partnera.

Samice dosahují v porovnání se samci menších velikostí a nižší aktivity, což je způsobeno tím, že velké množství energie věnují právě na produkci vajec. U některých druhů bylo popsáno, že samice kladou vejce do termiště, které pro jejich vývoj slouží jako inkubátor. Z neznámých důvodů termiti vejce nezničí (Bennett, 1998).

6.1.2 Ještěrkovití - Lacertidae

Rozšíření

Čeled Lacertidae je velmi početná, aktuálně zahrnuje 345 druhů, ze kterých je 130 endemických (Midtgaard, 2019). Zástupci čeledi jsou drobní až středně velcí ještěři. Rozšíření je v Evropě, Asii a Africe s výjimkou Madagaskaru, kde se ještěrky nevyskytují. Velikostní rozptyl dospělých jedinců je v rozmezí 10 - 90 cm délky těla (Čičař, 1989), nebo 4 - 26 cm SVL (Witt et Caldwell, 2014).



Obr. 5 Mapa výskytu zástupců čeledi Lacertidae. Převzato z <http://www.repfocus.dk/Lacertidae.html>

Životní prostředí

S ještěrkami se setkáte v pouštích i v polopouštích, na skalách, starých kamenných domech a zídkách, na travnatých svazích, na keřích i na stromech. Některé druhy se vykytují i na značně vlhkých lokalitách. Žijí od nížin a po vysoké hory do nadmořské výška nad tři tisíce metrů (Čičař, 1989). Výčet těchto lokalit, kde zástupce této čeledi můžeme najít, nám vysvětluje, proč dokázali obsadit tak značně velké území.

Morfologie

Tělo ještěrkovitých je válcovité, končetiny mají dobře vyvinuté, stejně jako dlouhý ocas, který umí v případě ohrožení odhodit - autotomie. Ocas po odlomení poměrně dobře regeneruje (Čičař, 1989). Ocas u některých druhů (rod *Takydromus*) může být až dvakrát delší než SVL (Witt et Caldwell, 2014). Tělo ještěrek je kryto drobnými šupinami, ventrální šupiny jsou

zpravidla větší než dorzální (Čičař, 1989). U samců jsou značně zřetelné stehenní póry (Vergner et Vergnerová, 1986).

Na ocase je nápadně zřetelné uspořádání šupin do příčných proužků (prstenců). Na pěti prstech bývají hlavně u pouštních druhů velmi velké šupiny, usnadňující těmto druhům pohyb na sypkém písku. Stromové druhy mají na prstech kromě ostrých drápů i zvláštní pilovité šupiny, které pomáhají k pohybu po stromech (Čičař, 1989).

Ještěrkovití mají masitý, plochý a rozeklaný jazyk. Zuby mají kónické. Oči jsou velice dobře vyvinuté a většina druhů má oční víčka pohyblivá (Kopecká, 2015). U afrických druhů ještěrek rodů *Holaspis* a *Lastastia* mají dolní víčka průhledná okénka. U jiného druhu je horní a dolní víčko srostlé a oko kryje průhledná blanka (Čičař, 1989).

Rozmnožování

Ještěrkovití se rozmnožují většinou tak, že kladou bílá vejce s pružným povrchem. Drobné druhy kladou 1 - 4 vejce, ale vícekrát za rok. Větší druhy mají početnější snůšku, která je však pouze jedna ročně. U některých druhů této čeledi byla popsána partenogeneze. Z těchto samcem neoplozených vajec, se na rozdíl od varanů, líhnou pouze samice (Čičař, 1989).

Potrava

Potravu tvoří nejrůznější bezobratlí živočichové, drobnější obratlovci i různé plody a bobule. U některých zástupců této čeledi se vyskytuje také koprofágie - požívání výkalů (Čičař, 1989). Chrup je u této čeledi pleurodontní, což znamená, že zuby jsou k čelistem připojeny z boční strany (Vergner et Vergnerová, 1986).

6.1.3 Tejovítí - Teiidae

Rozšíření

Zástupci této čeledi se vyskytují v Severní a Jižní Americe a na mnoha přilehlých ostrovech (Čičař, 1989). Celkem do této čeledi patří 174 druhů. Endemických druhů je 106 (Midtgaard, 2019). Menší druhy z této čeledi velikostí a způsobem života nahrazují zástupce z čeledi Lacertidae. Naopak větší druhy plní v ekosystému podobnou roli jako varani. Tato podobnost znaků se nazývá konvergence (Witt et Caldwell, 2014).



Obr. 6 Mapa výskytu zástupců čeledi Teiidae. Převzato z http://www.repfocus.dk/maps1/TAX/FAM_ORDER_CLASS/Teiidae_map.html

Životní prostředí

Tejové žijí na pouštích i na polopouštích, některé druhy jsou stromové nebo žijí v podzemí. Dále pak na skalách a dokonce i vysoko v horách. Některé druhy žijí v blízkosti vody nebo na mořském pobřeží (Čičař, 1989). Všechny druhy aktivně vyhledávají potravu, což znamená, že kořist vyhledávají a loví v pohybu. Jsou schopni svou kořist pronásledovat na větší vzdálenost (Pianka et al., 2004).

Morfologie

Velikost těchto ještěřů se pohybuje v rozmezí od 10 cm do 140 cm celkové délky. Velcí zástupci této čeledi např. teju červený *Tupinambis rufescens* mohou vážit až osm kilogramů (Čičař, 1989; Kopecká, 2015). Rozpětí délky SVL je od 55 mm, například některé druhy rodu *Aspidoscelis* až do 400 mm u teju pruhovaného *Tupinambis marianae*. Hřbetní a postranní šupiny jsou menší v porovnání se šupinami na břišní straně (Witt et Caldwell, 2014). Na hlavě najdeme velké štítky, ale nejsou přirostlé k lebce. Oční víčka jsou pohyblivá a zornice je kruhová (Vergner et Vergnerová, 1986).

Většina druhů má velmi dobře vyvinuté končetiny s drápy. Ocas, který je velice dlouhý, mohou odhodit - autotomní (Witt et Caldwell, 2014). Končetiny jsou pětiprsté, u některých zástupců jsou ovšem zakrnělé (Vergner et Vergnerová, 1986).

Zubní připojení na čelist je pleurodontní (Witt et Caldwell, 2014; Kopecká, 2015). Zuby nejsou na kořeni vyduté a mohou mít v zadní části čelisti až tři vrcholy (Vergner et Vergnerová, 1986).

Velikostně menší druhy připomínají vzhledem i způsobem života zástupce z čeledi Lacertidae a větší druhy zase zástupce čeledi Varanidae (Vergner et Vergnerová, 1986).

Rozmnožování

Většina zástupců této čeledi se rozmnožuje vajíčky. U některých druhů bylo pozorováno, že samice snůšky kladou do termišť. Termiti vejce „zazdí“ a jsou tak chráněna v termišti, které slouží pro vývoj jako inkubátor. Vajíčka mají tuhý kožovitý obal (Čičař, 1989).

U zástupců rodů *Cnemidophorus* a *Gymnophthalmus* byla popsána partenogeneze. Z těchto samcem neoplozených vajec, se na rozdíl od varanů, líhnou pouze samice (Čičař, 1989).

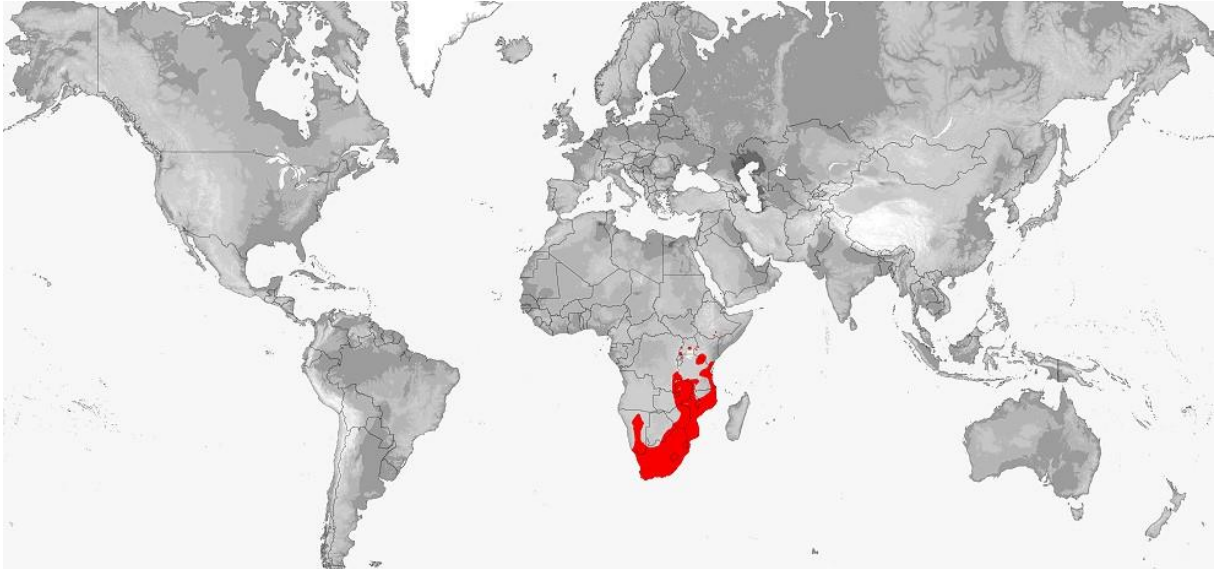
Potrava

Potravou pro tejsvité jsou drobní i větší živočichové. Často se živí i nejrůznější rostlinnou potravou (Čičař, 1989). Drobnější druhy jsou převážně insektivorní. Větší mohou lovit plže, kraby, ryby, obojživelníky, plazy, savce, ptáky a jejich vejce (Vergner et Vergnerová, 1986).

6.1.4 Kruhochvostovití - Cordylidae

Rozšíření

Ještěři této čeledi se vyskytují v jižní, jihozápadní a východní Africe (Čičař, 1989). Do této čeledi patří 67 druhů. Z tohoto počtu je 40 druhů endemických (Midtgaard, 2019).



Obr. 7 mapa výskytu zástupců čeledi Cordylidae. Převzato z http://www.repfocus.dk/maps1/TAX/FAM_ORDER_CLASS/Cordylidae_map.html

Životní prostředí

Kruhochvostům nejvíce vyhovují suché savany, písčité a skalnatá místa s porostem křovin a stromů. Některé druhy žijí v blízkosti vod (Čičař, 1989; Kopecká 2015).

Morfologie

Mezi kruhochvosty patří menší až středně velcí ještěři. Rozmezí velikosti těla je 13 - 70 cm (Vergner et Vergnerová, 1986). Jejich tělo je kryté kýlnatými šupinami, které jsou hlavně za hlavou, na hřbetě a na ocase vyztuženy kostěným podkladem (Čičař, 1989). Kruhochvosti mají zploštělé tělo, které je kryto trny (Kopecká, 2015).

Právě díky utváření šupin na ocase dostali kruhochvosti své jméno. Ocas je autotomní, ale neodděluje se tak snadno jako u jiných ještěrek (Čičař, 1989). Regenerace ocasu není úplně dokonalá. Ocas už nebude dosahovat délky a funkčnosti jako před odtržením (Vergner et Vergnerová, 1986).

U druhu kruhochvost štítnatý *Ouroborus cataphractus* (Boie, 1828) bylo popsáno zvláštní obranné chování. V případě ohrožení se ještěř zakousne do špičky ocasu a vytvoří tak ostnitý kruh, který chrání měkké břicho. Ještěř v této obranné pozici je chráněn i před hady (Čičař, 1989).

Oční víčka jsou dobře vyvinutá. Jazyk kruhochvostů je masitý a mírně rozeklaný. Končetiny má většina druhů dobře vyvinuté, u několika druhů s dlouhým hadovitým tělem jsou končetiny zakrnělé (Čičhař, 1989).

Rozmnožování

V této čeledi najdeme druhy, které jsou jak vejcorodé, tak i vejcoživorodé (Čičhař, 1989). Druhů, které jsou vejcoživorodé, je většina (Kopecká, 2015).

Potrava

Hlavně hmyz a pavoukovci. Velké druhy loví i drobné obratlovce. Některé druhy se živí i ovocem, listy a květy rostlin (Vergner et Vergnerová, 1986).

6.2 Práce podle Van Wilgen et Richardson

Pro hodnocení invazního potenciálu byla použita metoda, kterou vymysleli Van Wilgen et Richardson. Při práci s vynalezenou tabulkou jsem ocenil její přehlednost. Líbilo se mi, že nebylo potřeba vyplňovat velké množství otázek. Otázky byly postavené jednoduše a domnívám se, že se zaměřily na podstatné aspekty biologie hodnocených druhů. Propočítávání jednotlivých hodnot fungovalo precizně a celkově jsem při práci s tabulkou neměl potíže.

Zádrhelem však u některých druhů bylo nalézt potřebné a co možná nejpřesnější hodnoty do jednotlivých otázek. Největší překážky nastaly u posledních otázek č. 7 a č. 8. U pohlavní dospělosti mi problém dělalo to, že ve většině dostupné literatury je doba pohlavní dospělosti uvedena z lidské péče. V zajetí však druhy dospívají rychleji a tudíž tyto hodnoty jsem se snažil nepoužívat. Další hodnotou, ve které byla uváděna pohlavní dospělost, byla délka SVL. Ovšem odhadnout v kolika měsících druh doroste do této rozmnožovací velikosti je nemožné.

U otázky č. 8 to bylo podobné v tom, že se dali celkem snadno najít informace o snášení vajec v lidské péči. Ale pro vyhodnocení bylo důležité nalézt nejpřesnější informace o počtu snůšek z přírody.

6.3 Porovnání výsledků

Při porovnávání výsledků jsem využil výsledky metod, kterými jsem hodnotil invazní potenciál při bakalářské práci. Jednalo se o metody RAM (Risk Assesment Model) a metodu AS-ISK, ke kterým byla přidána metoda podle Van Wilgena et Richardsona (Slanina, 2018).

Jednotlivé druhy byly seřazeny v závislosti na výsledných hodnotách tak, že jsem druhům postupně přiřadil umístění od nejvyšších hodnot po ty nejnižší. Seřazení jsem provedl ve všech třech metodách. Hodnoty pořadí jednotlivých metod jsem sečetl dohromady a vydělil počtem metod. Každá metoda měla stejnou míru důležitosti.

Některé druhy, které byly hodnoceny pouze metodou podle Van Wilgen et Richardson, nebyly započítány do celkového pořadí, protože nejsou pro tyto druhy výsledky z metod RAM a AS-ISK. Přehled hodnot jednotlivých metod zobrazuje Tab. 4.

Tab. 4 Přehled umístění druhů v hodnocených metodách.

* - Metoda podle Van Wilgen et Richardson.

druh	RAM	AS-ISK	V.W. et R.*	průměr umístění	pořadí
Varanidae					
<i>Varanus acanthurus</i>	12	8	7	9	13
<i>Varanus beccarii</i>	12	4	7	7,66	10
<i>Varanus boehmei</i>	12	6	7	8,33	11
<i>Varanus exanthematicus</i>	13	6	7	8,66	12
<i>Varanus jobiensis</i>	12	6	7	8,33	11
<i>Varanus macraei</i>	-	-	7	-	-
<i>Varanus melinus</i>	-	-	7	-	-
<i>Varanus prasinus</i>	12	4	7	7,66	10
<i>Varanus rudicolis</i>	-	-	8	-	-
<i>Varanus salvator</i>	13	1	6	6,66	8
<i>Varanus timorensis</i>	12	7	7	8,66	12
<i>Varanus yuwonoi</i>	-	-	7	-	-
Lacertidae					
<i>Acanthodactylus longipes</i>	2	4	1	2,33	1
<i>Adolfus jacksoni</i>	4	5	2	3,66	3
<i>Heliobolus spekii</i>	3	10	1	4,66	4
<i>Holaspis guentheri</i>	7	10	2	6,33	7
<i>Latastia longicaudata</i>	1	5	2	2,66	2
<i>Takydromus sexlineatus</i>	7	9	2	6	6
Teeidae					
<i>Ameiva ameiva</i>	-	-	2	-	-
<i>Aspidoscelis deppei</i>	6	10	3	6,33	7
<i>Cnemidophorus lemniscatus</i>	-	-	2	-	-
<i>Holcosus undulatus</i>	5	1	2	2,66	2
<i>Salvator marianae</i>	10	3	5	6	6
<i>Slavator rufescens</i>	11	2	4	5,66	5
Cordylidae					
<i>Cordylus beraducci</i>	9	11	6	8,66	12
<i>Cordylus tropidosternum</i>	9	10	6	8,33	11
<i>Platysaurus guttatus</i>	-	-	3	-	-
<i>Platysaurus intermedius</i>	8	10	3	7	9
<i>Platysaurus torquatus</i>	9	11	3	7,66	10

Z výsledků vyplývá, že největší riziko představuje druh *Acanthodactylus longipes*. Tomuto druhu je blízce příbuzný zástupce stejného rodu, konkrétně paještěrka červenavá *Acanthodactylus erythurus* (Schinz, 1833). Tento druh se vyskytuje i na Pyrenejském poloostrově (Lacerta.de, 2020).

Celkově zástupci čeledi Lacertidae mají nejvyšší invazní potenciál, jelikož šest hodnocených druhů se umístilo mezi prvními sedmi podle celkového pořadí. Také zástupce

čeledi Teiidae dosáhli velmi vysokých hodnot v celkovém pořadí, takže i tyto druhy představují určité invazní riziko.

Naopak druhy z čeledi Varanidae a Cordylidae obsadily druhou polovinu žebříčku. Ze zástupců těchto čeledí se nejlépe umístil varan skvrnitý *V. salvator*, který skončil na 8. pozici. Velkou zásluhu na tomto výsledku má však umístění z metody AS-ISK, kde tento druh dosáhl nejvyšších hodnot.

6.4 Mezinárodní obchod se zvířaty

6.4.1 Mezinárodní obchod se zvířaty a jeho regulace potenciálně invazních druhů

Velmi významnou roli v šíření nepůvodních druhů má právě obchod s těmito druhy. Některé hodnocené druhy spadají do CITES (Úmluva o mezinárodním obchodu s ohroženými druhy volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin) a jejich obchod, je tak více monitorován. Není tomu ale tak např. v případě hodnocených druhů z čeledi Lacertidae, které dosáhly nejvyšších výsledných hodnot (CITES, 2020).

Nad druhy, které nejsou uvedené v CITES, je horší kontrola, jelikož je možnost s nimi volně obchodovat bez nějakého omezení. Naopak druhy, které jsou uvedené v CITES, jsou hlídané a obchod s nimi je kontrolován. Druhy uvedené v CITES, jsou lehce dohledatelné v tom, kolik se jich importovalo do České republiky, do celé Evropské unie a Velké Británie (CITES 2020).

Problémem dnešní doby, který velmi pomáhá šíření nepůvodních druhů, je samozřejmě kvalita dopravní sítě. Dnes není žádný problém objednat si jakékoli zvíře z Německa, Velké Británie nebo obecně z Asie či Ameriky. Vyzkoušel jsem si, jak těžké je sehnat druhy s nejvyšším výsledkem (*Acanthodactylus longipes* a *Heliobolus spekki*) a dají se tyto druhy sehnat celkem bez problémů, i když jsou v nabídce spíše jen na dotázání a většinou ze zahraničí. Stránky, na kterých jsem hodnocené druhy hledal ke koupi, nechci jmenovat. Stejně tak nechci uvádět cenu, za kterou se tyto druhy nabízejí.

V tomto bodě si myslím, že by se měla potenciálně invazním druhům věnovat velká pozornost. Když už se podobné studie jako tato zaměří na běžně dostupné druhy a ty následně vyjdou jako potenciálně invazní, měl by být takový výsledek dostatečně prezentován, aby se dostal do povědomí větší skupiny lidí. Touto skupinou mám na mysli odborníky, kteří se zabývají invazními druhy a kteří jsou schopni vytvářet různé aktualizované seznamy nejrizikovějších druhů (Netwig et al., 2017).

Domnívám se, že dobrým opatřením by bylo vytvoření mezinárodní organizace, která by byla zaměřená na potenciálně invazní druhy. Tato organizace by sbírala informace z různých studií, které by byly zaměřené na nepůvodní druhy, a tyto informace by poté zpracovávala. Na podobném principu takto pracuje IUCN Invasive Species Specialist Group. Je možné si zde vyhledat druh a v případě, že se vyskytuje mimo svůj původní areál rozšíření, dozvíte se informace o samotném druhu. Místo kde se usadil, jakým způsobem zde škodí, jaké životní prostředí mu vyhovuje, informace o reprodukci atd. (IUCN ISSG, 2020).

Podle toho, jak moc může být určitý druh nebezpečný pro nové území, se druhy zařazují do seznamů. Existuje white list, grey list a black list. Na white list jsou zapsány druhy s nízkým rizikem dopadu, nebo dokonce i druhy prospěšné. Na grey listu jsou druhy, u kterých není jisté, zda budou mít negativní dopad nebo nízký dopad na nové prostředí. Na black listu jsou zařazené druhy, u nichž je možné změřit dopad jejich škod a které jsou velkým nebezpečím pro nativní faunu a jejichž introdukce je zakázána (Lusk et al., 2011; Blackburn et al., 2014).

6.4.2 Dovoz hodnocených CITES druhů do ČR

Z hodnocených druhů patří do CITES všechny druhy varanů, druhy teju pruhovaný *Salvator marianae* a teju červený *Salvator rufescens*, a také druhy kruhochvost nížinný - *Cordylus tropidosternum* a *Cordylus beraducci*. Počty dovezených jedinců ukazuje Tab. 5.

Tab. 5 Počet dovezených jedinců hodnocených druhů varanů od roku 2007 do roku 2019. Zdroj národní zprávy 2007 - 2019 MŽP.

Druh	Rok												
	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
<i>Varanus acanthurus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Varanus beccarii</i>	0	0	0	4	42	29	24	29	7	11	10	5	59
<i>Varanus boehmei</i>	0	0	0	0	0	0	4	4	0	0	0	0	0
<i>Varanus exanthematicus</i>	255	305	270	338	510	960	535	385	800	1050	334	522	477
<i>Varanus jobiensis</i>	0	0	5	10	4	5	10	6	10	24	27	21	34
<i>Varanus macraei</i>	4	4	26	17	40	23	23	23	30	28	18	18	0
<i>Varanus melinus</i>	0	0	0	0	17	29	2	13	10	34	52	34	23
<i>Varanus prasinus</i>	24	25	11	15	36	67	31	29	43	55	39	54	74
<i>Varanus rudicolis</i>	20	0	0	4	15	0	10	25	30	34	23	9	18
<i>Varanus salvator</i>	34	24	0	103	92	52	24	70	52	127	180	62	77
<i>Varanus timorensis</i>	0	6	38	30	110	14	14	13	18	19	40	0	0
<i>Varanus yuwonoi</i>	0	0	0	0	0	0	6	5	3	0	0	2	0
<i>Cordylus tropidosternum</i>	100	0	15	50	40	0	0	0	50	0	0	0	10
<i>Salvator marianae</i>	20	0	0	0	0	0	0	11	18	0	0	0	3

Informace o dovozu přesného počtu jsou převzaty z národních zpráv MŽP za uplynulé roky 2007–2019. Z tabulky je jasně vidět, že některé druhy se dováží minimálně. Vůbec se nedováží varan ostnoocasý *Varanus acanthurus*, který se vyskytuje přirozeně v severním

teritoriu v Austrálii (Eidenmuller, 2007). Z Austrálie se však druhy mohou vyvážet jen velice složitě, takže i když se objevuje poměrně často v inzercích, tak se jedná o jedince, kteří byli odchováni v lidské péči.

Naopak nejvíce se dováží varan stepní *Varanus exanthematicus*, a to poměrně ve vysokých počtech. Z tabulky lze vyčíst, že nejvíce jedinců tohoto druhu se přivezlo v roce 2016. Největším exportérem tohoto druhu varana je Ghana. Z této africké země se dovezla naprostá většina jedinců uvedených v tabulce. Jedná se o nejčastěji nabízeného varana v inzercích, a vysoké dostupnosti odpovídá i cena, která je v porovnání s ostatními varany jednoznačně nejnižší (iFAUNA, 2020; MŽP, 2007 – 2019).

Myslím si, že odchov mláďat v lidské péči by měl být klíčovým faktorem v mezinárodním obchodu s plazy. Poměr nabízených zvířat pocházejících z odchovu by dle mého názoru měl několikanásobně převyšovat poměr zvířat dovážených z volné přírody. V dnešní době máme už poměrně hodně informací o odchovech dříve problematických druhů, např. i hodnocené druhy varan smaragdový *Varanus prasinus*, varan modrý *Varanus macraei* a varan antracitový *Varanus beccari*. Tyto exotické druhy původem z Nové Guiney a přilehlých ostrovů se daří odchovávat jak v zoologických zahradách, tak i soukromým chovatelům (Eidenmuller, 2007). Odchov těchto druhů přitom před několika lety byl poměrně raritní záležitostí. Myslím si, že by nebylo potřeba dovážet tyto i další ohrožené druhy z přírody. Primárně bychom se měli snažit nabídku pokrýt jedinci z odchovů. Když se totiž podíváme na počty dovážených varanů (Tab. 5) je vidět, že krom druhů *Varanus exanthematicus* a *Varanus salvator* se jedná o počty, které se pohybují řádově v desítkách jedinců (MŽP, 2007 – 2019).

Uvědomuju si, že aplikace tohoto obchodního postoje by ve větším měřítku byla jen složitě aplikována. Nicméně se domnívám, že by to byla správná cesta. Myslím si, že za určité úpravy legislativy nebo finanční podpory od státu by chovatelé mohli mít zvýšený zájem o to, aby tyto druhy úspěšně odchovávali ve své péči.

V tabulce nejsou uvedeny žádné hodnoty pro *Salvator rufescens*. Obecně zástupci rodu *Salvator* v ČR nejsou moc často chováni mezi teraristy. Ve výrazně větší oblibě jsou tyto druhy v USA, odkud byli také dováženi do ČR. Druh *Salvator rufescens* nebyl ve sledovaném období do ČR dovezen, ale také je příležitostně nabízen v inzercích v rámci ČR. Jinak u obou druhů platí, že dostupné jsou hlavně z ciziny (MŽP, 2007 – 2019).

V porovnání s ostatními státy EU a Velkou Británií, patří Česká republika mezi státy, do kterých se dováží nejvíce druhů plazů registrovaných v CITES. Za poslední sledované období 2013 – 2017 bylo nejvíce plazů do ČR dovezeno v roce 2015. Počet dovezených plazů přesáhl deset tisíc. Od té doby nastal úpadek a v roce 2017 už to byla zhruba polovina, tedy pět tisíc plazů. Nejvíce se v rámci EU dováží plazi do Itálie. Rekordní rok byl 2014, kdy import do Itálie přesáhl padesát tisíc plazů. Poté nastal úpadek, ale i přesto v roce 2017 byl import přes čtyřicet tisíc. Za Itálií se umístila Velká Británie a Německo. V obou těchto státech import plazů dosáhl nejvyšších hodnot v roce 2015. V tomto roce bylo dopraveno přes třicet tisíc plazů. Dalším velkým odběratelem druhů plazů v CITES je Španělsko. Nejvíce bylo dopraveno v roce 2014 a to cca dvacet dva a půl tisíce plazů. Poté nastal pokles a v roce 2017 to bylo necelých patnáct tisíc. Do Francie bylo nejvíce plazů importováno v roce 2016, kdy import dosáhl cca třináct a půl tisíce jedinců. Podobných hodnot jako ČR dosahuje Nizozemsko. Rekordním rokem byl rok 2014, kdy do Nizozemska bylo dovezeno cca třináct a půl tisíce plazů. Ve většině států EU nastal v posledních letech pokles poptávky po plazech zařazených v CITES. Výjimku

představuje Portugalsko, kde nastal prudký nárůst dovozu CITES plazů od roku 2014 (CITES, 2020).

6.5 Aplikace výsledků

Pro úspěšné hodnocení invazního potenciálu je třeba znát biologii a ekologii druhů. Když budeme mít přehled o těchto informacích, bude snazší proti těmto druhům bojovat, například při rozmnožování. Budeme-li vědět, v jakou roční dobu se daný druh rozmnožuje a kdy klade vejce, můžeme tímto způsobem jeho četnost regulovat (Smith et al., 2016).

Tvorba seznamů s potenciálně nebezpečnými druhy má určitě svůj význam a je dobré, když se takové seznamy tvoří. Musíme však myslet na to, že ne všechny druhy, které se dováží, mohou být invazní (viz pravidlo deseti), a že jen velmi málo druhů je schopných se usadit (Wittenberg et Cock, 2001).

Pro EU byl vypracován tzv. unijní seznam (viz kapitola 3.6 Kontrola invazních druhů), na kterém jsou uvedeny druhy, které byly identifikovány jako invazní. Posouzení bylo provedeno na základě předepsaných kritérií (Genovesi et al., 2014). Druhy musí projít hodnocením rizika, následně mohou být projednány členskými státy EU a postupně doplněny na seznam (Roy et al., 2015). Unijní seznam by měl být založen na systému, který je flexibilní, citlivý k problematice a snadno jej bude možné aktualizovat podle potřeby (Carboneras et al., 2013; Tollington et al., 2016).

Carboneras et al. (2017) sestavili seznam, na kterém doporučují druhy, u kterých by se mělo provést vyhodnocení rizika. Konkrétně navrhuje 59 druhů, které se měli vyhodnotit do roku 2018 a dalších 148 druhů do roku 2020. K datu 1. 6. 2021 by měla EU provést první revizi rizik o IAS (Invasive Alien Species). U dalších 336 druhů by mělo dojít do roku 2025 k posouzení rizik. Posouzení rizik pro méně nálehavé druhy (nízký dopad na biodiverzitu) by mělo být vypracováno do roku 2030. Jedná se o dalších 357 druhů.

Aby bylo možné předcházet možným invazím je zapotřebí, aby hlavně lidé, kteří pracují na pozicích, kde se mohou s dováženými druhy setkat, věděli, o jaký druh se jedná a jaké představuje nebezpečí. K tomu, aby tito zaměstnanci měli o těchto druzích přehled, mohou sloužit různá školení. Jedná se zejména o školení celníků a zaměstnanců na rizikových místech jako jsou letiště a přístavy. Tato školení by se měla opakovat a aktualizovat, aby předávané informace byly stále platné. V případě, že dojde k zákazu nebo omezení dovozu některého z druhů, měl by tento proškolený personál tyto druhy poznat a zajistit (Wittenberg et Cock, 2001).

Důležitou součástí ochrany proti invazním druhům jsou tzv. pohotovostní plány. V těchto plánech je předepsán postup jak postupovat při nálezů nepůvodního druhu. Jednotlivé kroky jsou v plánu objasněny, aby bylo jasné, jak postupovat, ještě před tím, než se nepůvodní druh stane invazním. Zjistit, že se v novém prostředí vyskytuje nepůvodní druh, je nutné co nejdříve. Čím dříve je takový druh odhalen, tím se nabízí více možností, co s ním. Vyskytuje-li se pouze malý počet jedinců nepůvodního druhu, může stačit odstranění těchto jedinců. Horší situace nastává v případě, že se v novém prostředí vyskytují exempláře, které se úspěšně rozmnožují (Wittenberg et Cock, 2001). Tento pohotovostní plán by měl být sestaven do tří let od zařazení druhu na unijní seznam (Scalera, 2015).

Státy, ve kterých je největší klimatická podobnost (hodnoceno programem Climatch), najdeme převážně na jihu Evropy. Jedná se hlavně o Španělsko, Portugalsko a Itálii. V menší míře pak Francie, Řecko, ale také Velká Británie. Důvodem je podobné klima s oblastmi z Afriky, kde se vyskytují některé hodnocené druhy z čeledi Lacertidae.

Vorel (2016) uvádí, že čtyři státy, které mají nejvíce nepůvodních druhů plazů a obojživelníků se stabilní populací jsou právě Španělsko, Itálie, Velká Británie a Francie. Můžeme tedy vidět, že seznam nejvíce ohrožených států se víceméně shoduje.

U těchto ohrožených států navíc musíme myslet i na ostrovy, které jim náleží. Ať už se jedná o Baleáry a Kanárské ostrovy (Španělsko), Korsika (Francie), Sardinie a Sicílie (Itálie), nebo o samostatnou Maltu, tak i zde se mohou hodnocené druhy z Afriky usadit. Na tyto ostrovy musíme myslet, jelikož na ostrovech je míra úspěšnosti vytváření stabilních populací téměř třikrát větší než na kontinentu (35 % ostrovy vs. 12 % kontinent). Při srovnávání ostrovů podle velikosti je můžeme rozdělit na malé (<6000 km²) a velké (>8000 km²). Míra úspěšnosti na malém ostrově je dvakrát vyšší než na velkém, a čtyřikrát vyšší než na kontinentu. Obecně můžeme tedy tvrdit, že ostrovy jsou mnohem náchylnější k utváření stabilních populací nepůvodních druhů (Kraus, 2009).

U porovnání světadílů nám vyjde, že Evropa má nejvyšší počet introdukcí nepůvodních druhů herpetofauny (přes 2000 introdukcí). Na druhou stranu EU a Velká Británie mají nejnižší počet naturalizovaných druhů. Úspěšnost dlouhodobého usazení na území EU a Velké Británie je jen okolo 5 % (Kraus, 2009).

7 Závěr

Jako nejdůležitější v boji proti invazím bych viděl preventivní opatření. Rozhodně by stále měl být aktivní podobný projekt jako DAISIE, který by monitoroval situaci v Evropě. Dalším preventivním opatřením by se měl stát jednotný systém, který by vyhodnocoval rizika invazních druhů a podle výsledků by ukázal, proti kterým druhům by se mělo zakročit přednostně. Důležitá je mezinárodní komunikace mezi jednotlivými státy EU.

V návaznosti na tuto studii a jiné podobné, které se věnovaly invaznímu potenciálu, by určitě měly přijít změny legislativy. Případné změny by vedly k tomu, aby byl složitější vstup pro nepůvodní druhy na území států, kde by se mohly tyto druhy usadit.

Velice důležitou činností v rámci preventivních opatření by měla být osvěta veřejnosti o tom, jaké důsledky mohou nepůvodní druhy napáchat.

Domnívám se také, že jedním z kroků, které by vedly ke snížení biologických invazí, by byl odchov mláďat v lidské péči. Kdyby se neustále nedováželi noví jedinci, mělo by to pozitivní efekt ve dvou krocích. Zaprvé nával jedinců z transportu by nebyl tak velký. To by znamenalo snazší kontrolu. Zadruhé tím, že bychom nedováželi neustále nové jedince z přírody, bychom podpořili tyto druhy v tom, aby se jejich populace ve volné přírodě mohla vzpamatovat a následně narůstat.

Tato studie ukázala největší invazní potenciál u zástupců čeledi Lacertidae. V návaznosti na tyto výsledky bych doporučil zaměřit se legislativou právě na druhy z této čeledi. Důvodem jejich vysokého invazního potenciálu je vysoká příbuznost druhům, které se přirozeně v EU a Velké Británii vyskytují. Dalším faktorem je relativně brzká dospělost a také schopnost častěji snášet vejce během jednoho roku. V neposlední řadě velkou roli také hraje i klimatická podobnost z oblastmi z Afriky, kde se tyto druhy vyskytují.

8 Literatura

- Akademie věd ČR [online]. 2008 [cit. 2020-02-27]. Dostupné z : <<http://www.veda.cz/article.do?articleId=37463>>.
- Alexander, G., Marais, J. 2007. A guide to the reptiles of Southern Africa. Cape Town: Striuk Publishers. p. 408. ISBN: 9781770073869.
- Altherr, S. 2014. Stolen Wildlife-Why the EU needs to tackle smuggling of nationally protected species [online]. Pro Wildlife. 2014 [cit. 2020-02-08]. Dostupné z <https://www.prowildlife.de/wp-content/uploads/2016/02/2014_Stolen-Wildlife-Report.pdf>.
- Altmayer, A. Invasive alien species - List of species of Union concern [online]. European Parliamentary Research Service. 2015 [cit. 2020-02-19]. Dostupné z : <[https://www.europarl.europa.eu/RegData/etudes/BRIE/2015/573889/EPRS_BRI\(2015\)573889_EN.pdf](https://www.europarl.europa.eu/RegData/etudes/BRIE/2015/573889/EPRS_BRI(2015)573889_EN.pdf)>.
- Alves da Rosa, C ., Zenni, R ., Ziller, S . R ., Curi, N . de A ., Passamani, M . 2018. Assessing the risk of invasion of species in the pet trade in Brazil. Perspectives in Ecology and Conservation. 16 (1). 38-42.
- Arena, P. C., Steedman, C., Warwick, C. 2012. Amphibian and reptile pet markets in the EU: an investigation and assessment [online]. Animal Protection Agency. 2012 [cit. 2020-02-22]. Dostupné z : <<https://www.apa.org.uk/pdfs/AmphibianAndReptilePetMarketsReport.pdf>>.
- Bennett, D. (1998): Monitor lizards. Natural history, biology & husbandry. Edition Chimaira, Frankfurt am Main. p. 352.
- Blackburn, T. M., Pyšek, P., Bacher, S., Carlton, J. T., Duncan, R. P., Jarošík, V., Wilson, J. R. U., Richardson, D. M. 2011. A proposed unified framework for biological invasions. Trends in Ecology & Evolution. 26 (7). 333-339.
- Blackburn, T. M., Essl, F., Evans, T., Hulme, P. E., Jeschke, J. M., et al. (2014) A Unified Classification of Alien Species Based on the Magnitude of their Environmental Impacts. PLoS Biol 12(5): e1001850. DOI :10.1371/ journal.pbio.1001850.
- Bomford, M., 2003. In: Bomford, M. 2008. Risk assessment models for establishment of exotic vertebrates in Australia and New Zealand. Invasive Animals Cooperative Research Centre. p. 191. ISBN: 9780980499988.

Bomford, M., Kraus, F., Braysher, M., Walter, L., Brown, L. 2005. Risk assessment model for the import and keeping of exotic reptiles and amphibians. Canberra. The Bureau of Rural Sciences. p. 110.

Bomford, M. 2008. Risk assessment models for establishment of exotic vertebrates in Australia and New Zealand. Invasive Animals Cooperative Research Centre. Canberra. p. 192. ISBN: 9780980499971.

Buchadas, A., Vaz, A. S., Honrado, J. P., Alagador, D., Bastos, R., Cabral, J. A., Santoz, M., Vicente, J. R. 2017. Dynamic models in research and management of biological invasions. *Journal of Environmental Management*. 196. 594-606.

Carboneras, C., Walton, P., Vilà, M. (2013). Capping progress on invasive species? *Science*, 342, 930–931.

Carboneras, C., Genovesi, P., Vilà, M., Blackburn, T. M., Carrete, M., Clavero, M., ... Wynde, R (2017). Data from: A prioritised list of invasive alien species to assist the effective implementation of EU legislation.

Catford, J. A., Baumgartner, J. B., Veski, P. A., White, M., Buckley, Y. M., McCarthy, M. A. 2016. Disentangling the four demographic dimensions of species invasiveness. *Journal of Ecology*. 104 (6). 1745-1758.

CITES Trade Data Dashboards. 2020. Dostupné z <http://dashboards.cites.org/national?id=CZ>.

Čadková, Z., Langrová, I., Vrabec, V., et al. 2019. *Základy zoologie*. Praha: Česká zemědělská univerzita v Praze. p. 227. ISBN: 9788021329720.

Čihař, J. 1989. *Teraristika*. Práce. Praha. p. 244. ISBN: 2408089.

Davis, M. A. 2009. *Invasion Biology*. Oxford University Press, Oxford. p. 288. ISBN: 9780199218769.

European Environment Agency. 2012. *The impacts of invasive alien species in Europe*. European Environment Agency. Copenhagen. p. 118. ISBN: 9789292133450.

Eidenmüller, B. 2007. *Varanoid lizards: natural history, captive care, breeding*. Frankfurt am Main: Edition Chimaira. p. 176. ISBN 9783899734713.

Frýdlová, P. Magisterská práce – Růst a pohlavní dimorfismus u varana mangrovového (*Varanus indicus*) [online], 2009 [cit. 2020-03-03]. Univerzita Karlova v Praze,]. Dostupné z <<https://is.cuni.cz/webapps/zzp/detail/52676/>>.

Gamble, T., Aherns, J. L., Card, V. 2006. Tyrosinase Activity in the Skin of Three Strains of Albino Gecko (*Eublepharis macularius*). *Gekko*. 5. 39-44.

Genovesi, P., Carboneras, C., Vilà, M., & Walton, P. (2014). EU adopts innovative legislation on invasive species: A step towards a global response to biological invasions? *Biological Invasions*, 17, 1307–1311.

Gurevitch, J., Padilla, D. K. 2004. Are invasive species a major cause of extinctions?. *Trends in Ecology and Evolution*. 19 (9). 470-474.

Hegner D., 2004. Encyklopedický slovník teraristiky a herpetologie. Třebestovice. Ratio. p. 227.

Hellman, J. J., Byers, J. E., Bierwagen, B. G., Dukes, J. S. 2008. Five Potential Consequences of Climate Change for Invasive Species. *Conservation Biology*. 22 (3). 534-543.

Horn, H. G., Visser, G. J. 1991. Basic data on the biology of monitors. *Mertensiella*, 2, 176-187.

Hulme, P. E., Bacher, S., Kenis, M., Klotz, S., Kühn, I., Minchin, D., Nentwig, W., Olenin, S., Panov, V., Pergl, J., Pyšek, P., Roques, A., Sol, D., Solarz, W., Vilà, M. 2008. Grasping at the routes of biological invasions: a framework for integrating pathways into policy. *Journal of Applied Ecology*. 45. 403-414.

Hulme, P. E., Pyšek, P., Nentwig, W., at Vilà, M. 2009. Will Threat of Biological Invasions Unite the European Union?. *SCIENCE*. 324. 40-41.

Chaffin, B. C., Garmestani, A. S., Angeler, D. G., Herrmann, D. L., Stow, C. A., Nyström, M., Sendzimir, J., Hopton, M. E., Kolasa, J., Allen, C. R. 2016. Biological invasions, ecological resilience and adaptive governance. *Journal of Environmental Management*. 183 (2). 399-407.

Chen, L.Y., Xu, H.G. 2001. Australian management strategy for invasive alien species and references available to China. *Biodiversity Science*. 9 (4). 466-471.

Chytrý, M., Pyšek, P. 2009. Kam se šíří zavlečené rostliny?: 1 . Rozdíly v invadovanosti velkých území. *Živa*. 1 . 11-14.

iFAUNA. 2020. Dostupné z < <https://www.ifauna.cz/>>.

IUCN Invasive Species Specialist Group. 2020. Dostupné z < <http://www.iucngisd.org/gisd/>>.

Jeschke, J. M., Strayer, D. L., Carpenter, S. R. 2005. Invasion Success of Vertebrates in Europe and North America. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 120 (20). 7198-7202.

Jeschke, J. M., Strayer, D. L. 2005. Invasion success of vertebrates in Europe and North America. *PNAS*. 102 (20). 7198-7202.

Jeschke, J. M., Strayer, D. L. 2006. Determinants of vertebrate invasion success in Europe and North America. *Global Change Biology*. 12. 1608–1619.

Jones, H., White, A., Lurz, P., Shuttleworth, C. 2017. Mathematical models for invasive species management: Grey squirrel control on Anglesey. *Ecological Modelling*. 359. 276-284.

Kabisch, K., Klapperstück, J. 1990. Wörterbuch der Herpetologie. Jena: VEB Gustav Fischer Verlag. p. 478. In: Kopecká, M. Bakalářská práce – Přehled a biologie chovaných scinků [online], 2015 [cit. 2020-03-08]. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Dostupné z <http://theses.cz/>.

Keller, R. P., Geist, J., Jeschke, J. M., Kühn, I. 2011. Invasive species in Europe: ecology, status, and policy. *Environmental Sciences Europe*. 23 (23). 1 -17.

Kolar, C. S., Lodge, D. M. 2001. Progress in invasion biology: predicting invaders. *Trends in Ecology and Evolution*. 16 (4). 199-204.

Kopecká, M. Bakalářská práce – Přehled a biologie chovaných scinků [online], 2015 [cit. 202003-08]. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Dostupné z < <http://theses.cz/>>.

Kraus, R., Kocián, M. 1998. Chameleoni a gekoni. *Polaris*. Brno. p. 223. ISBN: 8085911388.

Kraus, F. 2003. In: Bomford, M. 2008. Risk assessment model for establishment of exotic vertebrates in Australia and New Zealand. *Invasive Animals Cooperative Research Centre*. Canberra. p. 191. ISBN: 9780980499971.

- Kraus, F. 2009. Alien Reptiles and Amphibians. A Scientific Compendium and Analysis – databáze. Springer. Netherlands. p. 563. ISBN: 9781402089466.
- Křivánek, M. 2006. Biologické invaze a možnosti jejich předpovědi. Výzkumný ústav Silva Taroucy pro krajinu a okrasné zahradnictví. Průhonice. p. 73. ISBN: 8085116464.
- Kumschick, S., Richardson, D. M. 2013. Species-based risk assessments for biological invasions: advances and challenges. *Diversity and Distributions*. 19. 1095-1105.
- Lacerta.de. 2020. Dostupné z <<https://lacerta.de/AS/Taxon.php?Genus=49&Species=240>>.
- Lenk, P., Eidenmuller, B., Stauder, H., Wicker, R., Wink, M. 2005. A parthogenetic *Varanus*. *Amphibia-Reptilia* 26 (2005): 507-514.
- Lockwood, J. L., Hoopes, M. F., Marchetti, M. P. 2013. *Invasion ecology*. 2nd ed. p. 444. ISBN: 9781444333640.
- Lusk, S., Lusková, V., Hanel, L. 2011. Černý seznam nepůvodních invazivních druhů ryb České republiky. Black List alien invasive fish species in the Czech Republic. *Biodiverzita ichtyofauny ČR (VIII)*: 79–97 (2011).
- Mack, R. N., Simberloff, D., Lonsdale, W. M., Evans, H., Clout, M., Bazzaz, F. A. 2000. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences and control. *Ecological Applications*. 10 (3). 689-710.
- Machar, I., Drobilová, L., 2012. *Ochrana přírody a krajiny v České republice: vybrané aktuální problémy a možnosti jejich řešení II. díl*. Univerzita Palackého v Olomouci. Olomouc. p. 421853. ISBN: 9788024430416.
- Midtgard, R. *Repfocus – A survey of the Reptiles of the World* [online], [cit. 2020-02-10]. Dostupné z <<http://www.repfocus.dk/>>.
- Ministerstvo životního prostředí. 2007 – 2019. *CITES – národní zprávy*. Dostupné z <https://www.mzp.cz/cz/cites_narodni_zpravy>.
- Ministerstvo životního prostředí. 2016. *Ode dneška platí zákaz dovozu a vývozu vybraných invazivních druhů rostlin a živočichů* [online]. [cit. 2020-02-10]. Dostupné z <https://www.mzp.cz/cz/news_160803_invazni_druhy_narizeni_EU>.

Ministerstvo životního prostředí. 2017. Unijní seznam invazních nepůvodních druhů se rozšířil. Přibylo 12 nových druhů [online]. [cit. 2020-02-10]. Dostupné z <https://www.mzp.cz/cz/news_170802_invazni_druhy>.

Ministerstvo životního prostředí. 2019. Nepůvodní a invazivní druhy [online]. [cit. 2020-02-10]. Dostupné z <https://www.mzp.cz/cz/nepuvodni_a_invazni_druhy>.

Mitchell Ch. E., Power A. G. 2003. Release of invasive plants from fungal and viral pathogens. *Nature*. 421. 625–627.

Mlíkovský, J., Stýblo, P. 2006. Nepůvodní druhy fauny a flóry České republiky. ČSOP. Praha. p. 496. ISBN: 8086770176.

Nentwig, W. 2014. Nevítaní vetřelci. Invazní rostliny a živočichové v Evropě. Academia. Praha.

Netwig, W., Bacher, S., Kumschick, S., Pyšek, P., Vila, M. 2017. More than “100 worst” alien species in Europe. *Biol Invasions* (2018) 20:1611–1621. Published online: 18 December 2017 Dostupné z <<https://doi.org/10.1007/s10530-017-1651-6>>.

Novak, S. J. 2007. The role of evolution in the invasio process. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 104 (10). 3671-3672.

O’Loughlin, L. S., Green, P. T. 2017. Secondary invasion: When invasion success is contingent on other invaders altering the properties of recipient ecosystems. *Ecology and Evolution*. ?. 110.

Pergl, J., Sádlo, J., Petroušek, A., Laštůvka, Z., Musil, J., Perglová, I., Šanda, R., Šefrová, H., Šíma, J., Vohralík, V., Pyšek, P. 2016. Black, Grey and Watch Lists of alien species in the Czech Republic based on environmental impacts and management strategy. *NeoBiota*. 28. 1 - 37.

Pianka, R. E., King, R. D., King, R. A. 2004. *Varanoid lizards of the world: natural history, biology*. Bloomington: Indiana University Press. p. 588. ISBN 0253343666.

Pimentel, D. 2002. *Biological invasions: economic and environmental costs of alien plant, animal, and microbe species*. CRC Press. Boca Raton. p. 369. ISBN 0849308364.

Pola, L. Bakalářská práce – Přehled druhů rodu *Goniosaurus* a poznámky k jejich chovu [online], 2018 [cit. 2020-02-27]. Česká zemědělská univerzita v Praze, Dostupné z <is.czu.cz>.

Pyšek, P., Tichý, L. 2001. Rostlinné invaze. Rezekvítek. Brno. p. 40. ISBN: 8090295444.

Pyšek, P., Richardson, D. M. 2006. The biogeography of naturalization in alien plants. *Journal of Biogeography*. 33. 2040-2050.

Pyšek, P., Danihelka, J., Sádlo, J., Chrtěk, J. Jr., Chytrý, M., Jarošík, V., Kaplan, Z., Krahulec, F., Moravcová, L., Pergl, J., Štajerová, K., Tichý, L. (2012): Catalogue of alien plants of the Czech Republic (2nd edition): checklist update, taxonomic diversity and invasion patterns. – *Preslia* 84: 155–255.

Rejmánek, M., Richardson, D. M., Pyšek, P. 2005. Plant invasions and invasibility of plant communities. In: Van der Maarel, E., Franklin, J. (eds.). 2013. *Vegetation ecology*. Blackwell Science. Oxford. p. 332–355. ISBN: 9781444338881.

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 . 93–107.

Roy, H. E., Adriaens, T., Aldridge, D. C., Bacher, S., Bishop, J. D. D., Blackburn, T. M., Branquart, E., Brodie, J., Carboneras, C., Cook, E. J., Copp, G. H., Dean, H. J., Eilenberg, J., Essl, F., Gallardo, B., Garcia, M., García-Berthou, E., Genovesi, P., Hulme, P. E., Kenis, M., Kerckhof, F., Kettunen, M., Minchin, D., Nentwig, W., Nieto, A., Pergl, J., Pescott, O., Peyton, J., Preda, C., Rabitsch, W., Roques, A., Rorke, S., Scalera, R., Schindler, S., Schönrogge, K., Sewell, J., Solarz, W., Stewart, A., Tricarico, E., Vanderhoeven, S., van der Velde, G., Vilà, M., Wood, C. A., Zenetos, A. (2015) *Invasive Alien Species - Prioritising prevention efforts through horizon scanning ENV.B.2/ETU/2014/0016*. European Commission.

Sax, D. F., Stachowicz, J. J., Gaines, S. D. (eds.). *Species invasions: insights into ecology, evolution, and biogeography*. Sinauer Associates, Inc. Sunderland. p. 340. ISBN: 0878938214.

Scalera, R. 2015. *Guidance for Governments Concerning Invasive Alien Species Pathways Action Plans*. Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats. Standing Committee. 35th meeting, Strasbourg, 1-4 December 2015. T-PVS/Inf (2015) 24.

Seebens, H., Essl, F. 2017. No saturation in the accumulation of alien species worldwide. *Nature Communications*. 8 . p. 1 -9.

Shine, C., Williams, N., Gündling, L. 2000. A Guide to Designing Legal and Institutional Frameworks on Alien Invasive Species. IUCN - Environmental Policy and Law Papers No. 40. Bonn, Germany. p. 138. ISBN: 2831705487.

Simberloff, D., Souza, L., Nuñez, M. A., Barrios-Garcia, M. N., Bunn, W. 2012. The natives are restless, but not often and mostly when disturbed. *Ecology*. 93 (3). 598-607.

Slanina, O. Bakalářská práce - Hodnocení invazního rizika u chovaných druhů čeledi varanovití pro území Evropské unie [online], 2018 [cit. 2020-06-14]. Česká zemědělská univerzita v Praze, Dostupné z <is.czu.cz>.

Smith, K. K. 1986. Morphology and function of the tongue and hyoid apparatus in *Varanus* (Varanidae, Lacertilia). *Journal of Morphology*, 187, 261-287.

Smith, D., Vinci, J., Anderson, Ch. V., Eckles, J. K., Ridgley F., Mazzotti, F. J. 2016. Observations on Nesting and Clutch Size in *Furcifer oustaleti* (Oustalet's Chameleon) in South Florida. *Southeastern Naturalist*. 15 (8). 75-88.

Stejskal, J. 2008. Živočišné invaze. *Ekolist. Měsíčník o životním prostředí*. 08-09/08. 7 -9.

Storch, D., Mihulka, S. 2000. Úvod do současné ekologie. Portál. Praha. p. 160. ISBN: 8071784621.

Šíma, J. 2014. Přístup k invazním druhům v rámci EU. *Veronica*. 2 . 38-39.

Tollington, S., Turbé, A., Rabitsch, W., Groombridge, J. J., Scalera, R., Essl, F., & Shwartz, A. (2016). Making the EU legislation on invasive species a conservation success. *Conservation Letters*, 10, 112–120. Dostupné z <<https://doi.org/10.1111/conl.12214>>.

Vergner, J., Vergnerová, O. 1986. Chov terarijních zvířat. Státní zemědělské nakladatelství. Praha. p. 325. ISBN: 0700186.

Vilà, M., Basnou, C., Pyšek, P., Josefsson, M., Genovesi, P., Gollasch, S., Nentwig, W., Olenin, S., Roques, A., Roy, D., Hulme, P. E. 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 (3). 135-144.

Vilà, M., Hulme, P. E. 2017. *Invading Nature - Springer Series in Invasion Ecology*. ISBN 978-3-319-45119-0. ISBN 978-3-319-45121-3 (eBook). DOI 10.1007/978-3-319-45121-3.

Vorel, M. Magisterská práce – Exotické druhy herpetofauny v Evropě a jejich dopady na původní druhy [online], 2016 [cit. 2020-03-02]. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Dostupné z <http://theses.cz/>.

Van Wilgen, N. J., Richardson, D. M. 2012. The roles of climate, phylogenetic relatedness, introduction effort, and reproductive traits in the establishment of non-native reptiles and amphibians. *Conserv Biol* 26:267–277.

Watts, P. C., Buley, K. R., Sanderson, S., Boardman, W., Ciofi, C., Gibson, R. 2006. Parthenogenesis in Komodo dragons. *Nature*, 444, 1021-1022.

Williamson, M. 1996. *Biological Invasions*. Springer. Netherlands. p. 244. ISBN: 9780412311703.

Williamson, M., Fitter, A. 1996. The varying success of invaders. *Ecology*. 77 (6). 1661-1666.

Wilson, J. R. U., García-Díaz, P., Cassey, P., Richardson, D. M., Pyšek, P., Blackburn, T. M. 2016. Biological invasions and natural colonisations are different – the need for invasion science. *NeoBiota*. 31. 87-98.

Witt, J. L., Caldwell, P. J. 2014. *Herpetology: an introduction biology of amphibians and reptiles*. Fourth edition. Amsterdam: Elsevier Academic Press. p. 757. ISBN: 9780123869197.

Wittenberg, R., Cock, M. J. W. (eds.). 2001. *Invasive alien species: a toolkit of best prevention and management practices*. CABI. New York. p. 228. ISBN 0851995691.

9 Přílohy

9.1 Tabulka výsledných hodnot podle Van Wilgen at Richardson 2012

Tabulka zobrazuje riziko invaze. V závislosti na výsledné hodnotě je pro různé taxony jiná míra rizika. Nejvyšší riziko představují ještěři a žáby, kteří mají vysokou šanci invaze od nízkých výsledných hodnot ($3 < \text{score} < 4$). Naopak nejhůře jsou na tom mloci.

For route 2 $1 < \text{score} < 2$ $2 < \text{score} < 3$ $3 < \text{score} < 4$ $4 < \text{score} < 5$ $5 < \text{score} < 6$

Crocodile	EXTREMELY LOW	EXTREMELY LOW	EXTREMELY LOW	HIGH	HIGH
Lizard	EXTREMELY LOW	MODERATE	HIGH	HIGH	EXTREMELY HIGH
Snake	EXTREMELY LOW	EXTREMELY LOW	MODERATE	HIGH	HIGH
Turtle	EXTREMELY LOW	EXTREMELY LOW	MODERATE	HIGH	HIGH
Salamander	EXTREMELY LOW	EXTREMELY LOW	LOW	MODERATE	HIGH
Frog	EXTREMELY LOW	MODERATE	HIGH	EXTREMELY HIGH	EXTREMELY HIGH

$9 < \text{score} \leq$

$6 < \text{score} < 7$ $7 < \text{score} < 8$ $8 < \text{score} < 9$ 10

Crocodile	HIGH	HIGH	HIGH	HIGH
Lizard	EXTREMELY HIGH	EXTREMELY HIGH	EXTREMELY HIGH	EXTREMELY HIGH
Snake	HIGH	VERY HIGH	EXTREMELY HIGH	EXTREMELY HIGH
Turtle	EXTREMELY HIGH	EXTREMELY HIGH	EXTREMELY HIGH	EXTREMELY HIGH
Salamander	VERY HIGH	EXTREMELY HIGH	EXTREMELY HIGH	EXTREMELY HIGH
Frog	EXTREMELY HIGH	EXTREMELY HIGH	EXTREMELY HIGH	EXTREMELY HIGH

9.2 Slovník pojmů

Abiotický: Neživý, týkající se neživé přírody (Čadková et al., 2019).

Arboreální druhy: Druh, který tráví většinu času v korunách stromů (Hegnér, 2004).

Autotomie: Schopnost odvrhnout část těla, k odvedení pozornosti predátora. Nejčastěji se jedná o ocas. Ocas ještěřů je tzv. lámavý. Po ulomení dorůstá ocas v regenerát, ten ale nedorůstá do plné délky a obvykle postrádá obratlovou kostru (Čihař, 1989).

Biotický: Vztahuje se k živým organismům (Čadková et al., 2019).

Celková délka: Délka od čenichu až po konec ocasu (Pola, 2018).

Dorzální: Opak k ventrálnímu směru. Určuje směr dozadu. V morfologii směřuje k páteři, ke hřbetu (Čadková et al., 2019).

Herbivor: Živočich živící se převážně rostlinami (Čadková et al., 2019).

Hybridizace: Proces, který nastává v případě, jsou-li dva druhy blízce příbuzné. V některých případech se tyto druhy kříží a dokáží vyprodukovat plodné potomstvo. K tomuto procesu dochází jen velmi zřídka, přesto není vyloučený (Nentwig, 2014).

Osteoderm: Zpravidla se jedná o kostěný útvar, vyskytující se v dermální části pokožky některých plazů (Kabisch et Klapperstück, 1990).

Parthenogeneze: Vznik nového individua z neoplozeného vajíčka (Čadková et al., 2019).

Pleurodontní chrup: Primitivní typ zubů bez kořenů, zuby nasedají na vnitřní povrch čelisti (Kraus et Kocián, 1998).

SVL délka: Snout to vent length – délka od čenichu ke kořeni ocasu (Pola, 2018).

Vejcorodý: tento termín označuje způsob, jak se druh rozmnožuje. Při vejcorodosti samice po rozmnožování klade vejce, ve kterých se vyvíjí zárodky (Hegner, 2004).

Vejcoživorodý: Podobně jako vejcorodý i tento termín označuje způsob rozmnožování. Vývoj embrya probíhá v těle matky ve vaječném obalu až do doby líhnutí (Čadková et al., 2019).

Ventrální: Tento termín určuje, polohu kde se nachází např. orgán, části těla a aj. Významem znamená přední. V morfologii určuje směr k břichu (Čadková et al., 2019).

