

**Česká zemědělská univerzita v Praze**

**Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů**

**Katedra zoologie a rybářství**



**Hodnocení invazního rizika u chovaných druhů čeledi  
krajtovití v EU**

**Bakalářská práce**

**Dominika Kňazovická  
Speciální chovy**

**Mgr. Oldřich Kopecký, Ph.D.**

© 2019 ČZU v Praze

### **Čestné prohlášení**

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

V Praze dne

---

## **Poděkování**

Ráda bych poděkovala Mgr. Oldřichovi Kopeckému, Ph.D. za vstřícnost a ochotu pomoci při vedení této bakalářské práce. Také bych ráda poděkovala své rodině a přátelům, kteří při mně stáli a věřili mi i v těch nejtemnějších hodinách.

Rovněž bych chtěla poděkovat firmě Nestlé za její vysoce kvalitní kávové produkty, které pomáhaly udržet moji mysl aktivní, a díky kterým byla tato práce dokončena, aniž by autorce vznikla jakákoli větší fyzická, nebo psychická újma.

# Hodnocení invazního rizika u chovaných druhů čeledi krajtovití v EU

## Abstrakt

Biologickým invazím se v posledních letech věnuje značné množství vědecké, politické i ekonomické pozornosti. Existuje více cest, za pomoci kterých se nepůvodní druhy dostávají do nových oblastí. Spontánní únik obojživelníků a plazů ze zajetí a záměrné vypouštění těchto chovanců do přírody pak významným způsobem napomáhají vzniku biologických invazí. Množství těchto incidentů se zvyšuje zejména v posledních letech. S narůstající dostupností exotických druhů na trhu, roste i potřeba věnovat se negativním dopadům způsobeným právě těmito druhy. Předmětem této studie je vyhodnocení šancí na uchycení a potenciální negativní dopad 23 vybraných druhů plazů na území Evropské unie. Pro vyhodnocení pravděpodobností uchycení byl využit model RAM, pro stanovení negativních dopadů pak software AS-ISK. Nejvyšší šance na uchycení mají podle naší studie druhy, jejichž oblast přirozeného výskytu se nejvíce podobá evropské přírodě. Podle vypočítaných hodnot má tuto šanci druh krajta kobercová (*Morelia spilota* Lacépède, 1804). Za druhy se střední pravděpodobností byly dle výsledků označeny anakonda žlutá (*Eunectes notaeus* Cope, 1862) a hroznýš královský (*Boa constrictor* Linnaeus, 1758). V softwaru AS-ISK bylo následně vyhodnoceno, že tyto vysoce rizikové druhy, mohou mít v případě introdukce do prostředí Evropské unie, velmi negativní dopad na zdejší biodiverzitu i ekonomiku. Pro uvedené druhy by bylo vhodné vytvořit odpovídající preventivní opatření, která jsou z ekonomického hlediska nejvýhodnější obranou proti biologickým invazím.

**Klíčová slova:** introdukce, biologická invaze, klimatická shoda, risk-assessment, herpetofauna

# **Risk assessment of captive species from Pythonidae family in EU**

## **Abstract**

Considerable amount of scientific, political and economical attention was dedicated to biological invasions over the last years. Non-indigenous species can reach new areas through multiple possible pathways. Amphibians and reptiles that escape or are released have the highest probability of becoming invasive in the future. Furthermore, the number of these incidents is constantly growing. With growing requirements of exotic species on market it is also important to focus on negative impacts caused by these species. The main target of this thesis is the evaluation of establishment potential for 23 reptile species and determination of subsequent negative impacts in European union. We used RAM model to determine chances of establishment and we used software AS-ISK to calculate detrimental effects. Based on the hypothesis that the species with a strong climate match to their native range have the highest likelihood of establishment, we calculated the highest chances for the carpet python (*Morelia spilota* Lacépède, 1804). Moderate chances were evaluated for the yellow anaconda (*Eunectes notaeus* Cope, 1862) and the red-tailed boa (*Boa constrictor* Linnaeus, 1758). Subsequently we found out that in case of successful establishment these species can have negative impacts on biodiversity and economy of European union. It is essential to take appropriate precautionary steps, that are also the most economical way of preventing the biological invasions.

**Keywords:** introduction, biological invasion, climatic match, risk-assessment, herpetofauna

# Obsah

<b>1 Úvod</b> .....	<b>1</b>
<b>2 Cíl práce</b> .....	<b>3</b>
<b>3 Literární přehled</b> .....	<b>4</b>
3.1 Definice a příklady invazí.....	4
3.2 Druhy, příčiny a způsoby introdukce .....	6
3.3 Negativní dopady .....	8
3.4 Legislativa .....	10
3.5 Preventivní opatření.....	11
<b>4 Materiály a metody</b> .....	<b>12</b>
4.1 Výběr potenciálně invazních druhů .....	12
4.2 Risk assessment model (RAM) .....	12
4.2.1 Program CLIMATCH a Climate Match Score .....	13
4.2.2 Prop. species value .....	15
4.2.3 Family Random Effect .....	16
4.2.4 Establishment Risk Score .....	16
4.3 AS-ISK .....	18
<b>5 Výsledky</b> .....	<b>20</b>
5.1 Vybrané druhy.....	20
5.2 RAM výsledky .....	21
5.3 Výsledky AS-ISK .....	22
<b>6 Diskuze</b> .....	<b>24</b>
6.1 Problematické druhy.....	24
6.1.1 <i>Eunectes notaeus</i> .....	24
6.1.2 <i>Boa constrictor</i> .....	25
6.1.3 <i>Morelia spilota</i> .....	27
6.2 Faktory uchycení .....	28
6.3 Reprodukce .....	29
6.4 Limitující faktory.....	30
<b>7 Závěr</b> .....	<b>31</b>
<b>8 Použitá literatura</b> .....	<b>32</b>
<b>9 Přílohy</b> .....	<b>37</b>

## Seznam tabulek

TAB 1. Výsledný seznam sledovaných druhů .....	20
TAB 2. Vyhodnocené RAM skóre .....	21
TAB 3. Přehled skóre v jednotlivých okruzích otázek v softwaru AS-ISK .....	22
TAB 4. Přehled výsledného BRA + CCA skóre se slovním ohodnocením.....	23
TAB 5. Porovnání výsledků obou modelů u druhů s nejvyšším skóre .....	23

## Seznam obrázků

OBR 1. Oblast přirozeného výskytu krajty kobercové <i>Morelia spilota</i> .....	13
OBR 2. Software Climatch s vybranými klimatickými stanicemi.....	14
OBR 3. Klimatická podobnost krajty kobercové <i>Morelia spilota</i> v rizikové oblasti .....	15
OBR 4. Kladogram fylogenetické příbuznosti podle Kluge .....	37
OBR 5. Kladogram fylogenetické příbuznosti podle Reynolds et al. ....	37

# 1 Úvod

Moderní společnost získává díky globalizaci volný přístup k nejrůznějšímu zboží, včetně zvířecích druhů z celého světa (Shine et al. 2000). Evropu lze z dlouhodobého hlediska považovat za centrum obchodu a s nákupem a prodejem zvířat souvisí také neustále se navyšující počet introdukcí a rozšiřování nepůvodních druhů. Množství zmiňovaných incidentů je na globalizačním procesu přímo závislé a během posledního století se výrazně zvýšilo (Simberloff et al. 2013). Westphal et al. (2007) ve své studii uvádí, že čím víc je konkrétní stát zapojen do mezinárodního obchodu, tím více nepůvodních druhů se v jeho ekosystému nachází. Podle Keller et al. (2011) se v přírodě nachází nejméně několik tisíc introdukovaných druhů, taxonomicky řazených mezi viry, bakterie, houby, rostliny a živočichy.

Nelze popřít, že naše životy se díky přísunu nových živočišných a rostlinných druhů obohatily. Nově zavlečených druhů se využívá například v oblasti zemědělství, lesnictví nebo rybářství, využít je lze také pro své okrasné a rekreační účely (Shine et al. 2000). Nesmíme však zapomínat na to, že introdukce nových druhů s sebou přináší riziko v podobě možného vzniku biologických invazí (Shine et al. 2000). Wilcove et al. (1998) uvádí, že invaze patří společně se ztrátou habitatu a klimatickými změnami mezi hlavní příčiny vymírání druhů. Kromě toho mohou druhy, které dorůstají do značných velikostí, ohrožovat nejen lidské zdraví, ale také sociální, ekologickou i ekonomickou prosperitu státu (Shine et al. 2000).

Introdukce cizorodých druhů je globální problém, se kterým se potýká téměř každá země (Shine et al. 2000). Základním kamenem v boji proti nežádoucím živočišným i rostlinným introdukcím je dobře vypracované mezinárodně platné legislativní nařízení, kterým se budou řídit všechny státy, kterých se tyto introdukce týkají (Shine et al. 2000). Pro vytvoření takovýchto nařízení je potřeba identifikovat problémové druhy a poté zaměřit pozornost na pochopení principů jejich pronikání a šíření v rizikové oblasti. Tyto body jsou pro úspěšnou ochranu životního prostředí klíčové a je potřeba věnovat jim značnou pozornost (Keller et al. 2011; Simberloff et al. 2013).

Podle Bomford (2008) je zájem o studium důsledků biologických invazí obojživelníků a plazů všeobecně nedostatečný. Lidé nejsou dostatečně informováni, jaké problémy s sebou nežádoucí introdukce obojživelníků a plazů přináší. V porovnání s velkými predátory, nebo



zemědělskými škůdci se jim věnuje mnohem méně pozornost. Ačkoli je většina lidí nehodnotí jako ekologickou hrozbu, mohou v přírodě napáchat nevratné škody (Bomford 2008).

V této práci jsou uvedeny základní informace vztahující se k invaznímu potenciálu pro často dovážené druhy plazů. Čím více zvířat a zejména plazů se do Evropské unie dostává, tím roste také šance, že tyto druhy budou vypuštěny do přírody (Westphal et al. 2007; Kraus 2009). Pokud je oblast přirozeného výskytu živočicha klimaticky shodná s oblastí, do které se organismus dostává, zvyšuje se tím šance na jeho úspěšné rozmnožení (Bomford 2008). Dle studie Bomford et al. (2005) je až jedna třetina introdukovaných plazů schopna se v novém ekosystému uchytit a napáchat tak značné ekonomické i ekologické škody.

## **2 Cíl práce**

Cílem této studie je stanovení invazního potenciálu pro vybrané druhy často nabízených šupinatých plazů a určit tak, které druhy mají v případě introdukce do přírody Evropské unie nejvyšší šance na rozmnožení a následné ohrožení ekosystémů této oblasti.

## 3 Literární přehled

### 3.1 Definice a příklady invazí

Podle IUCN (2000) je druh považován za invazní, pokud se nachází mimo oblast přirozeného výskytu, úspěšně se zde rozmnožuje, má na zdejší ekosystém negativní dopad nebo přímo ohrožuje biologickou diverzitu. Neexistuje univerzální pravidlo, které by stanovilo minimální velikost populace, rychlost šíření nebo množství napáchaných škod, aby mohl být daný druh vyhodnocen jako invazní. I velmi malé množství jedinců dokáže v přírodě napáchat velké škody. Z tohoto důvodu je potřeba každý cizorodý druh považovat za potenciálně škodlivý, s výjimkou těch, u kterých lze s jistotou určit, že své okolí nemohou nijak negativně ovlivňovat (Shine et al. 2000).

Biologické invaze lze chápat jako komplex interakcí mezi druhem, který se začleňuje, a fyzikálně-biologickými vlastnostmi prostředí, které ho přijímá (Noble 1989). Tento proces se skládá ze 4 fází, a to: transport resp. introdukce do nového prostředí, únik nebo vypuštění do přírody, založení úspěšné generace a rozšíření s následným negativním dopadem na okolní prostředí (Kolar & Lodge 2001). Fáze transportu a introdukce trvají velmi krátce a zřídka kdy o nich existují vědecké záznamy. Celý proces je ovlivněn mnoha faktory, které nelze jednotně uplatnit pro všechny druhy (Kolar & Lodge 2001; García-Berthou 2007).

Evropský kontinent je po mnoho staletí centrem mezinárodního obchodu a stejně jako v ostatních částech světa se zde potýkáme s pronikáním a šířením cizorodých druhů. V současné době se nejméně několik tisíc cizorodých druhů v Evropě úspěšně rozmnožuje, z toho 73 druhů patří do třídy plazů (DAISIE 2018).

Jedním z nejvíce zarážejících případů invaze z oblasti okolo Středozemního moře a snad i celého světa je situace na Baleárských ostrovech (ostrov Mallorca, Menorca, Ibiza a Formentera), kde se nachází více cizorodých druhů plazů (19) než těch domácích (2). Mnoho introdukovaných druhů, například želva nádherná (*Trachemys scripta elegans* Wied-Neuwied, 1839), ještěrka perlová (*Timon lepidus* Daudin, 1802) a další 4 druhy hadů, sem přitom bylo zaneseno během posledních deseti let, pravděpodobně v důsledku turismu a obchodu se zvířaty. Tyto invazní druhy se na Baleárských ostrovech živí mimo jiné endemickými druhy, jejichž status v přírodě je kriticky ohrožený (Pinya & Carretero 2011).

Dalším příkladem úspěšně se rozmnožujícího exotického druhu v Evropě je poddruh korálovky sedlaté (*Lampropeltis getula californiae* Blainville, 1835) na Kanárských ostrovech. Cabrera-Pérez et al. (2012) ve své studii uvádí, že prvotními jedinci byly buďto uniklé exempláře, nebo zvířata svými chovateli záměrně vypuštěna. Na Kanárských ostrovech žije mnoho druhů endemicky se vyskytujících plazů, které tyto užovkovití hadi mohou využívat jako potravu. Predace ohrožují nejen početnost endemických druhů, ale také skladbu celého zdejšího ekosystému. Bezsporně se jedná o významný negativní dopad (Monzón-Argüello et al. 2015).

Reed & Rodda (2010) uvádí rozsáhlou studii, ve které se zaměřují na stanovení biologického profilu devíti velkých škrtičů, kteří byli nalezeni v oblasti národního parku Everglades ve státě Florida. Z těchto devíti druhů jsou některé již považované za invazní, ostatní by se jimi v blízké budoucnosti stát mohly. V této publikaci je uvedena široká škála ekologických, ekonomických i sociálních hrozeb, které tyto škrtiči pro Floridu představují.

Veškeré exempláře byly nalezeny v národním parku a u třech druhů bylo potvrzeno také rozmnožování (krajta tmavá *Python molurus bivittatus* Kuhl, 1820; krajta písmenková *Python sebae* Gmelin, 1789; hroznýš královský). Klimatická shoda Floridy s oblastí jejich přirozeného výskytu naznačuje, že zde mají ideální podmínky pro rozmnožování. Podle této studie pochází většina nalezených jedinců ze soukromých chovů, případně obchodu se zvířaty. Tyto druhy dorůstají do enormních velikostí a je pro ně charakteristická vysoká fekundita. Kromě toho tyto hadi přežívají bez problémů i v modifikovaných oblastech a jsou schopni rozšířit se do vzdálených míst. Z těchto (a také dalších) důvodů představují tyto „obří škrtiči“, v porovnání s jinými introdukovanými druhy, obzvláště velkou hrozbu (Reed & Rodda 2010).

Čtyři z druhů zahrnutých ve výše uvedené studii byly rovněž předmětem našich výpočtů. Konkrétně se jedná o druhy: krajta mřížkovaná (*Python reticulatus* Schneider, 1801) krajta písmenková, hroznýš královský a anakonda žlutá. Je zřejmé, že tyto druhy mají v případě introdukce na vhodné území vysoký potenciál na úspěšné uchycení se a rozšíření do dalších oblastí.

### 3.2 Druhy, příčiny a způsoby introdukce

Podle Kraus (2009) se počet introdukcí cizorodých druhů plazů zvýšil od roku 1850 dokonce několikanásobně. Čím více zvířat se dostává na nové území, tím roste také šance, že se konkrétní živočišný druh na novém území úspěšně rozmnoží. S každým novým usazením vzniká tedy hrozba v podobě biologické invaze (Kraus 2009).

Moderní technologie umožňují komunikaci mezi vzdálenějšími částmi světa, přestože v minulosti mezi nimi neexistovaly žádné vazby. S rozvojem obchodu, transportu a komunikace souvisí také přemísťování druhů (Goodenough 2010). Podle Shine et al. (2000) je právě globalizace hlavní příčinou narůstajícího množství nově zavlečených zvířat. Moderní společnost má vysoké nároky na obchod, cestování i turismus. Tyto lidské činnosti či aktivity tak vytváří prostor pro vznik nových, rychlejších a bezpečnějších způsobů pro přenos zvířat, rostlin i jiného biologického materiálu daleko za hranice původního rozšíření. Studie Shine et al. (2000) uvádí čtyři hlavní důvody, kvůli kterým ke zmiňované introdukci dochází. Za ty nejdůležitější důvody jsou považovány:

- a. záměrná introdukce pro účely biologické produkce (sektory zemědělství, rybníkářství, lesnictví), pro rekreační a okrasné účely (zahradní jezírka)
- b. záměrná introdukce pro účely chovu v zajetí (zoo, akvária, obchod se zvířaty)
- c. záměrná introdukce pro účely biologické kontroly škůdců
- d. nezáměrná introdukce druhů skrze transportní kanály (cestování, turismus, doprava).

V současné době se do Evropy dováží cizokrajné živočišné druhy zejména za účelem chovu a rozmnožování pro vědecké, okrasné a rekreační účely (Shine et al. 2000). Lidské aktivity, jako zemědělství, akvakultura, zábava a transport zboží, tak zvyšují šance na záměrnou či nezáměrnou introdukci rostlinných i živočišných druhů. Za normálních podmínek jsou tyto druhy omezené na oblast původního výskytu a přirozené bariéry jim brání v rozšiřování na další území (Kolar & Lodge 2001).

Existuje několik cest či způsobů, za pomoci kterých se sem tato zvířata mohou dostat (Carlton et al. 2003). Pro různé taxonomické skupiny jsou přitom charakteristické odlišné způsoby transportu. Jakmile se cizorodý druh dostane na nové území, nulová šance na jeho únik do přírody prakticky neexistuje (Shine et al. 2000).

Kark et al. (2009) uvádí, že většina terestrických obratlovců, kteří se v Evropě nebo kdekoli jinde na světě uchytily, byla na toto území původně záměrně introdukovaná v podobě komodit na trhu se zvířaty. Některým potenciálním cestám introdukce se podařilo zabránit, mnoho jich však zůstává velmi aktivních. Obchod se zvířaty je tedy považován za dominantní cestu pro introdukci nových invazních druhů obratlovců do Evropy (Kark et al. 2009). Druhy, se kterými se obchoduje ve velkém množství, představují z hlediska invazního potenciálu větší riziko, než druhy, které se dováží v minoritním počtu (Van Wilgen & Richardson 2012).

Začínající teraristé, herpetologové a méně zkušené chovatelé mají podle Reed (2005) v oblibě zejména druhy, jejichž nákupní cena nedosahuje vysokých hodnot. Pokud se dá zvíře pořídit za nízkou nákupní cenu a tento druh je na trhu běžně dostupný, roste tím počet chovatelů, kteří jsou v daném chovu nezkušení a nevzdělaní. Tyto druhy se pak často chovají v podmínkách, ve kterých dochází velmi snadno k úniku (Fujisaki et al. 2009). Někdy se jich majitel dokonce sám zbavuje, a to například v případě, že se zvíře stane příliš velkým nebo agresivním (Wilson & Porras 1983).

### 3.3 Negativní dopady

Introdukce geograficky nepůvodních druhů je považována za hlavní mechanismus, který způsobuje ztrátu biodiverzity v chráněných oblastech (Brancatelli & Zalba 2018). Prevence vzniku biologických invazí je nejeefektivnějším opatřením, který tomuto dokáže zabránit (Shine et al. 2000; Lodge et al. 2006; Brancatelli & Zalba 2018). Z praktického hlediska se však veškeré snahy soustředí na eradikaci již existujících populací (Myers et al. 2000; Shine et al. 2000).

Introdukovaný organismus může na své prostředí působit přímo, nebo nepřímo (Goodenough 2010). Jako přímý vliv lze uvést například nově vzniklý vztah predátor – kořist, nepřímý vliv pak představují nejrůznější modifikace habitatu a změny v již zaběhnutých ekologických řetězcích.

Exotické druhy plazů (i další nepůvodní druhy), které se na novém území úspěšně rozmnoží, mohou způsobovat značné environmentální a ekonomické škody. Tyto introdukované druhy mají potenciál omezovat oblast výskytu a snižovat hustotu osídlení domácích druhů, v nejhorším případě mohou zapříčinit vyhynutí ohroženého druhu. Negativní vlivy se mohou objevovat v podobě predace a změn v potravních řetězcích, rovněž mohou vznikat nežádoucí kompetitivní interakce nebo hybridizace (Goodenough 2010). Tyto náhlé změny mohou vést k vyhynutí vzácnějších živočišných i rostlinných poddruhů a to znamená nevratné ztráty genetického materiálu (Shine et al. 2000; Goodenough 2010). Lokální narušení prostředí tudíž znamená narušení dynamiky celého ekosystému (Bomford et al. 2005). Pokud je do nového prostředí vysazen druh, který vyžaduje velké množství potravy, může jeho predanční strategie způsobit pokles počtu druhů nižších trofických stupňů (Bomford 2008). V neposlední řadě představují invazní druhy riziko v podobě přenosu patogenů a parazitů. Ty mohou domácí faunu výrazně oslabit, a pokud se nepodniknou potřebná opatření, mohou mít na ekosystém devastující účinky (Shine et al. 2000).

Kromě negativních vlivů na funkčnost ekosystému mohou invazní druhy představovat i přímé riziko pro člověka. Útoky na člověka jsou sice vzácné, nicméně ne nemožné (Chiszar et al. 1993). De Lang (2010) uvádí, že v Indonézii a Sarawaku (malajský stát) bylo za posledních 150 let nejméně dvacet lidí napadeno a posléze pozřeno krajtou mřížkovanou. Spousta případů však nebyla nikdy publikována ani nikým zaznamenána, můžeme proto předpokládat, že počet všech incidentů je ve skutečnosti vyšší (De Lang 2010).

Agresivní chování, ostré zuby, drápy, hřebeny a další přívěsky na těle mohou pro člověka představovat velké nebezpečí. Některé druhy plazů mají jedové žlázy a po vstříknutí jedu do těla způsobují vážná zranění, v některých případech až smrt. Obzvláště velké nebezpečí představují také samice chránící svá vajíčka. Tyto vlastnosti považujeme za významné aspekty ohrožující socioekonomickou bezpečnost (Shine et al. 2000).



### 3.4 Legislativa

Mezinárodní spolupráce, podpořená správně cílenou legislativou, je základním kamenem v boji proti nežádoucím živočišným i rostlinným introdukcím. Tyto dílčí kroky dokáží v určité míře minimalizovat šance na vznik nechtěných introdukcí (Shine et al. 2000).

V Evropské unii je to například Úmluva o biologické rozmanitosti (Convention on Biological Diversity 93/626/EEC), která vyžaduje, aby členské státy preventivně bránily introdukci a šíření invazních druhů. Tato úmluva má však pouze charakter doporučení a za její nedodržování nehrozí žádné sankce (Keller et al. 2011).

Kromě toho bylo v roce 2014 přijato nařízení Evropského parlamentu a Rady Evropské unie č. 1143/2014 o prevenci a regulaci zavlékání či vysazování a šíření invazních nepůvodních druhů. V roce 2016 bylo navíc schváleno Prováděcí nařízení EU 2016/1141, ve kterém byly stanoveny druhy zvířat pro Evropskou unii zakázané. Součástí tohoto nařízení je seznam 36 zvířat, která se území žádného evropských států nesmí chovat, rozmnožovat ani dovážet.

Mimo tato nařízení existuje také Washingtonská úmluva (Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora), též známá pod názvem CITES, která se týká regulace mezinárodního obchodu s ohroženými druhy živočichů i rostlin. Washingtonská úmluva rozděluje druhy do tří kategorií. V příloze I jsou uvedeny druhy, které jsou bezprostředně ohrožené vyhubením. Mezinárodní obchod s těmito druhy je zakázán. Příloha II zahrnuje druhy, které by mohly být ohroženy, pokud by jejich obchodování nebylo regulováno a příloha III obsahuje druhy, které jsou ohroženy mezinárodním obchodem pouze v určitých zemích (CITES 2018).

### 3.5 Preventivní opatření

Eradikace invazních druhů je finančně, mechanicky i časově náročný proces. Vhodnějším postupem je problémové druhy předem identifikovat a následně přijmout vhodná preventivní opatření (Colunga-Garcia et al. 2010).

Za klíčové prvky prevence lze považovat zlepšení informovanosti populace (Shine et al. 2000), zvýšení pokut za záměrné vypouštění zvířat z chovu a omezení chovu rizikových druhů (Reed 2005). Důležitým preventivním opatřením je kontrola zvířat určených k transportu. V rámci různých zemí se tyto kontroly velmi liší. Kupříkladu na Novém Zélandu je před dovozem zvířete do země potřeba vypracovat protokol stanovující šance na uchycení tohoto druhu. Na základě těchto protokolů se uděluje povolení k importu pro méně rizikové druhy, zatímco vysoce rizikové druhy tato povolení nezískají (Jackson et al. 2000; Kraus 2009). Tímto jednoduchým mechanismem se tak zabraňuje pronikání potenciálně škodlivých druhů (Keller et al. 2007).

Rovněž australská vláda vypracovala seznam nařízení stanovujících podmínky importu, chovu a převozu rizikových druhů. Součástí těchto nařízení je například zákaz chovu a importu rizikových druhů (potenciálně invazních), které se nevztahují pouze na chovatelé s platnou licencí (DPIPWE 2011).

## 4 Materiály a metody

### 4.1 Výběr potenciálně invazních druhů

V této studii jsme se zaměřili na druhy, které se do Evropské unie dováží za účelem prodeje a zájmového chovu a které lze koupit na teraristických a jiných prodejních burzách na území České republiky i ostatních států Evropské unie. Kromě toho bylo pro výběr druhů využito také informací získaných od 5 velkoobchodníků, kteří jsou na území České republiky považováni za nejvýznamnější dovozce okrasných zvířat (Kopecký et al. 2016). V kombinaci se statistickými údaji z databáze DAISIE (2018) bylo vybráno 23 druhů plazů, patřících do čeledí slepýšovité (*Anguillidae*), krokodýlovité (*Crocodylidae*), aligátorovité (*Alligatoridae*), hroznýšovité (*Boidae*) a krajtovití (*Pythonidae*) (ITIS 2018). Tento vědecký projekt je součástí skupinové práce, kde se každý student zaměřil na jinou čeleď, nebo skupinu čeledí v rámci třídy plazů.

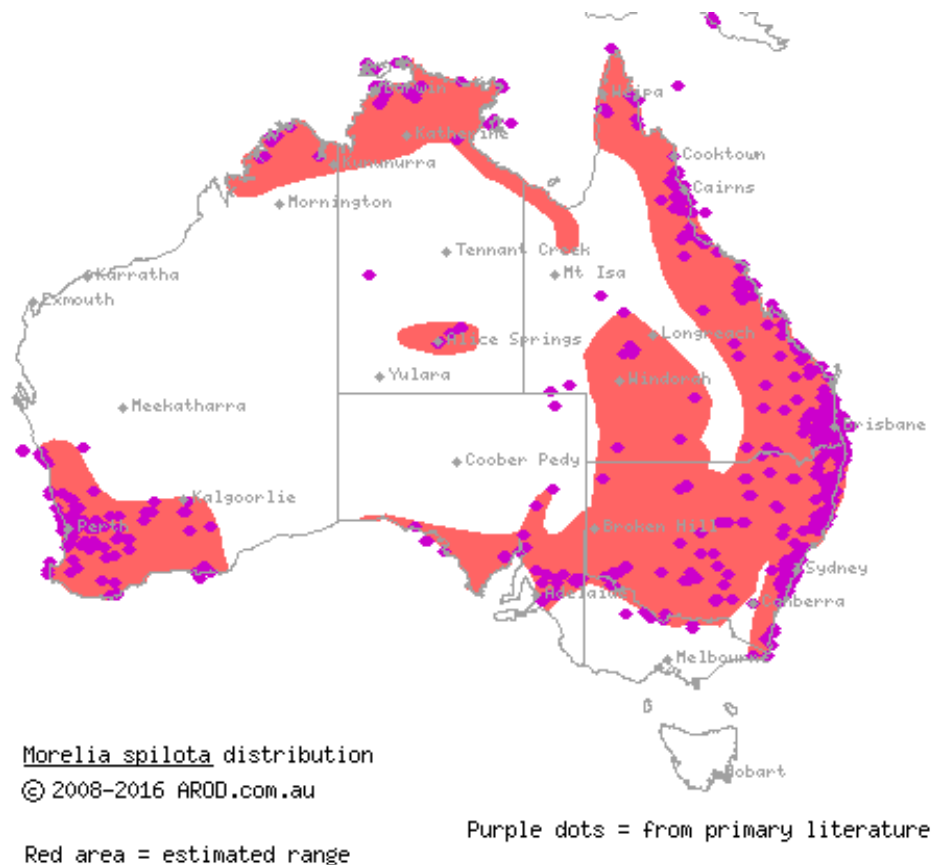
### 4.2 Risk assessment model (RAM)

RAM model je založen na analýze klimatické podobnosti místa původního výskytu s prostředím novým, rovněž na vyhodnocení předchozích úspěšných a neúspěšných introdukcí (Bomford et al. 2005; Bomford 2008; Bomford et al. 2009). Podle této metody byly vyhodnoceny 4 ukazatele:

- A. **Climate Match Score**, tedy klimatická shoda oblasti přirozeného výskytu s oblastí Evropské unie
- B. **Prop. species value**, tedy číselně vyjádřená schopnost druhu založit novou populaci
- C. **Family random effect**, tedy hodnota vyjadřující úspěšnost založení nové generace v rámci čeledi
- D. **Establishment risk score**, tedy celková hodnota udávající šance na uchycení vyjádřená v procentech.

#### 4.2.1 Program CLIMATCH a Climate Match Score

Pro vyhodnocení pravděpodobnosti úspěšného výsledku introdukce zvolených potenciálně invazních druhů bylo nejdříve vyhodnoceno, zda se oblast jejich přirozeného výskytu klimaticky shoduje nebo minimálně podobá oblasti rizikové, v tomto případě území Evropské unie. Pro určení co nejpřesnější lokality přirozeného výskytu zvolených druhů bylo využito elektronických zdrojů [www.reptile-database.org](http://www.reptile-database.org), [www.iucn.org](http://www.iucn.org), [www.animaldiversity.org](http://www.animaldiversity.org) (OBR 1.). Druhy, pro které nebyly nalezeny dostatečné informace, byly z dalšího zpracování odstraněny.

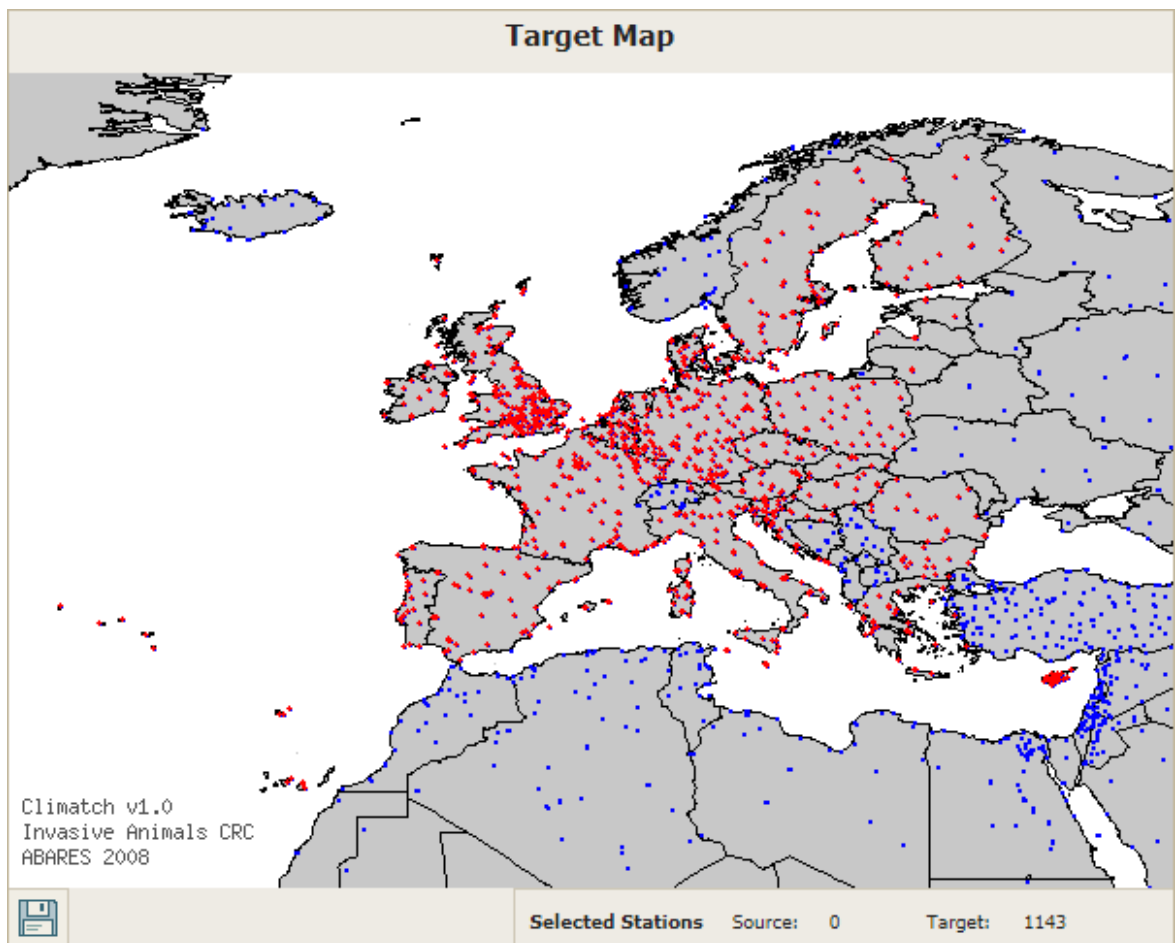


OBR 1. Oblast přirozeného výskytu krajty kobercové *Morelia spilota* (převzato z <http://www.rod.com.au/rod/reptilia/Squamata/Pythonidae/Morelia/spilota>)

Po vyhledání všech distribučních map, byly tyto informace zpracovány v programu CLIMATCH (dostupný na <http://data.daff.gov.au:8080/Climatch/climatch.jsp>). Tento software byl vytvořen úřadem pro zemědělské studie v Austrálii a je zcela bezplatný. Využívá se k vymezení oblastí, do kterých by se nově introdukovaný druh mohl v případě zavlečení rozšířit (Bureau of Rural Sciences 2008).

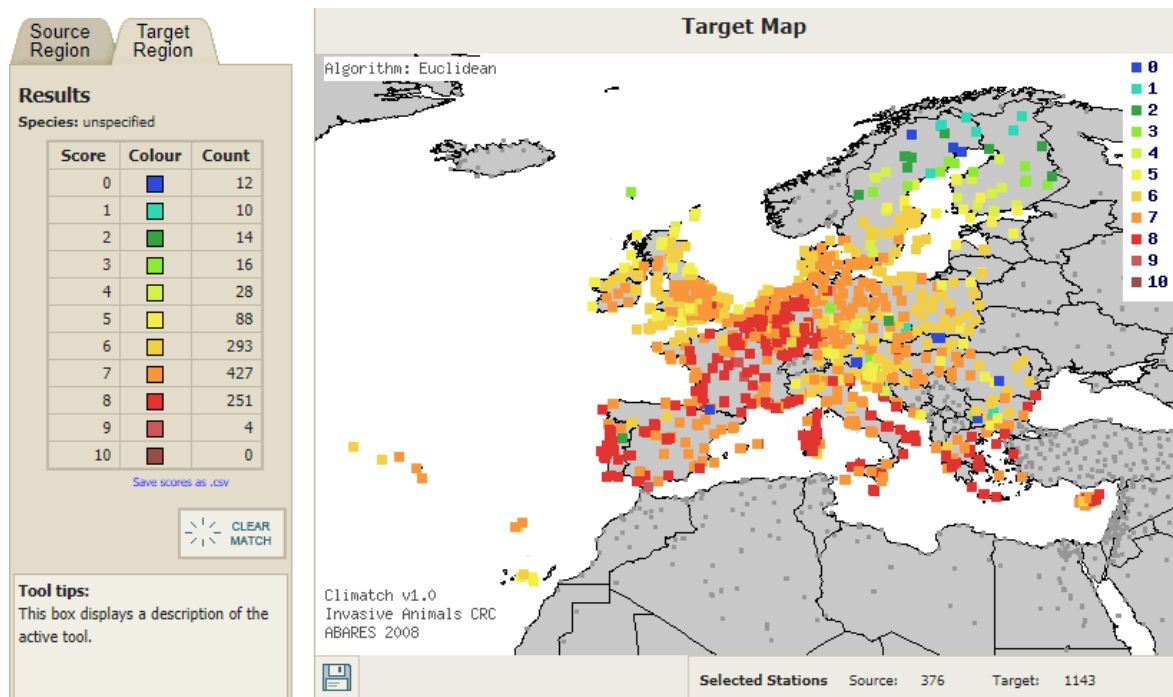
Za cílovou oblast (target region) byly v programu označeny všechny klimatické stanice nacházející se v Evropské unii, společně s autonomními oblastmi ležícími v severní části Atlantského oceánu, konkrétně ostrovy Azores, Madeira a Kanárské ostrovy (OBR 2; Arnold 2003; Kopecký et al. 2016). Celkový počet klimatických stanic v cílové oblasti byl 1143.

Za zdrojovou oblast (source region) byly vždy manuálně navoleny ty klimatické stanice, které se nacházely v oblasti přirozeného výskytu jednotlivých druhů, přičemž se vycházelo z distribučních map.



OBR 2. Software Climatch s vybranými klimatickými stanicemi (červeně) v cílové oblasti (target region)

Po spuštění funkce RUN MATCH program porovnal dva různé regiony a klimatickou podobnost vyhodnotil do přehledné tabulky. Za úspěšnou shodu byly považovány pouze klimatické stanice se shodou 6 a více (OBR 3.).



OBR 3. Tabulka klimatické podobnosti krajty kobercové *Morelia spilota* v rizikové oblasti

Výsledný počet stanic se shodou 6 a více byl poté použit pro výpočet ukazatele klimatické shody (Climate Match Score) dle vzorce:

$$\text{Climate Match Score} = 4.25 * (\text{počet klimatických stanic se shodou 6 a více} / \text{celkový počet klimatických stanic v EU}) - 1.88$$

Klimatická shoda (Climate Match Score) je číselně vyjádřená podobnost místa původního výskytu s místem, do něhož je daný živočišný druh nově introdukovaný. Tato podobnost vychází z klimatických údajů jako množství srážek a dlouhodobá průměrná denní teplota (Bomford et al. 2005; Bomford 2008; Bomford et al. 2009).

#### 4.2.2 Prop. species value

Hodnoty **prop. species** byly získány z databáze herpetologických introdukcí (Kraus 2009). Jedná se o poměr počtu všech historicky úspěšných introdukcí ke všem známým světovým introdukcím pozorovaného druhu. Tato data vychází z předpokladu, že druhy, u kterých lze v minulosti nalézt případy úspěšného osídlení a rozmnožení na novém území, mají šance na kolonizace vyšší, než druhy, u kterých se tyto případy nevyskytují (Bomford et al. 2005; Bomford 2008; Bomford et al. 2009).

Pokud byla vstupní data pro sledovaný druh nedostatečná (méně než tři případy vysazení), byla použita data dvou, případně tří nejvíce příbuzných druhů pocházejících ze stejného rodu (prop. genus value). Pokud byly i tyto informace nedostačující, tato hodnota počítána nebyla (Henderson et al. 2011), místo toho bylo použito dat fylogeneticky nejvíce příbuzných druhů z dané čeledi (prop. family value; Kopecký et al. 2016). Pro stanovení nejvíce příbuzných druhů bylo využito kladogramů z herpetologických publikací Kluge (1993) a Reynolds et al. (2014).

#### **4.2.3 Family Random Effect**

Hodnoty **family random effect** byly převzaty z Bomford (2008). Tyto hodnoty jsou dostupné pouze pro čeledi, které byly introdukované ve Velké Británii, Kalifornii a na Floridě. Pro čeleď aligátorovití byla tato hodnota 0,43; pro čeleď hroznýšovití -0,09 a pro čeleď krajtovití -0,08. Pro čeledi slepýšovití a krokodýlovití nebyla hodnota family random effect v tabulce nalezena, pravděpodobnost uchení byla tudíž počítána ve dvou extrémech. V prvním případě se počítalo s minimální hodnotou -1,3 a ve druhém případě s maximální hodnotou 1,69.

#### **4.2.4 Establishment Risk Score**

Hodnota celkového skóre (Establishment Risk Score) pravděpodobnosti uchycení živočicha v nově introdukovaném prostředí pak byla stanovena následující rovnicí:

**Establishment Risk Score = 1/ [1 + exp \* (0.80 – 2.90 (Prop.species) – (Climate Match Score) – Family Random Effect)].**

Výsledné RAM skóre se pohybovalo mezi čísly 0 až 1 a bylo slovně vyhodnoceno podle následujícího klíče pravděpodobnosti uchycení, převzatého z Mary Bomford (2008):

pravděpodobnost uchycení nízka (low): <0,16  
střední (moderate): 0,17-0,39  
vysoká (serious): 0,39-0,85  
extrémně vysoká (extreme): >0,85

Příklad výpočtu RAM Skóre pro druh hroznýš královský, čeleď hroznýšovité (*Boidae*):

Počet klimatických stanic se shodou 6 a více = 203

Prop.species value = 0,15

Family random effect = -0,09

Climate match score =  $4.25 * (203 / 1143) - 1.88 = -1,125$

Establishment Risk Score =  $1 / (1 + \exp * (0.80 - 2.90 (0,15) - (-1,125) - (-0,09))$

=  $1 / (1 + \exp * 1,58)$

=  $1 / (1 + 4,86)$

= 0,170768846 → 17.08 % střední pravděpodobnost



### 4.3 AS-ISK

Kromě výpočtu pravděpodobnosti uchycení v novém prostředí byla rovněž stanovena míra hrozby, jakou může v případě úspěšné introdukce představovat živočich pro okolní prostředí. Pro vyhodnocení těchto vlivů bylo využito programu AS-ISK (dostupný na <http://www.cefas.defra.gov.uk/our-science/ecosystems-and-biodiversity/non-native-species/decision-support-tools/amphisk.aspx>).

Tento software se skládá z celkem 55 otázek, které jsou pro přehlednost rozděleny do tří tematických okruhů. V prvním okruhu otázek (sektor A) hodnotitel odpovídá na otázky vztahující se k biogeografické podobnosti dvou porovnávaných lokalit a historickým souvislostem sledovaného druhu (invazivita, domestikace, kultivace, introdukce).

Ve druhém okruhu (sektor B) se nacházejí otázky týkající se biologie (pohlavní dospívání, rozmnožování, hybridizace, získávání potravy), ekologických vztahů, mechanismů šíření (záměrné, nezáměrné), potenciálních socio-ekonomických vlivů a schopnosti přizpůsobovat se novým podmínkám.

Poslední okruh (sektor C) tvoří 6 otázek (50-55), které jsou věnovány problematice klimatických změn. Těmito otázkami se vyhodnocuje, zda mohou nadcházející globální změny klimatu zvýšit či snížit šance druhu na introdukci, založení populace a šíření do dalších oblastí.

Ke každé otázce byla přidána odpověď (ano, ne, nevztahuje se), míra jistoty, s jakou je na každou otázku odpovídáno (velmi nízká, střední, vysoká, velmi vysoká jistota), a odůvodnění odpovědi (bibliografický zdroj, související informace).

Po zodpovězení všech otázek vypočítal software skóre **Basic Risk Score (BRA)** a **Climate Change Assessment (CCA)** pro každý ze sledovaných druhů

**BRA Score** je založeno na odpovědích zadaných u 49 základních otázek ze sektoru A a B. Minimální dosažitelná hodnota je -20 a maximální 68. **CCA Score** je hodnota vypočtená z odpovědí na posledních 6 otázek ze sektoru C.

**BRA + CCA Score** je hodnota vycházející z odpovědí na 49 pokládaných základních otázek a 6 přídatných otázek. Při vyhodnocování potenciálu modelem AS-ISK nemusí hodnotitel na

posledních 6 otázek odpovídat. Podle charakteru rizikové oblasti (RA) se rozhodne, zda se otázky týkající se klimatických změn k této oblasti vztahují, či nikoli. V našem případě to do celkového výsledku zahrnuto bylo.

Výsledné skóre bylo získáno sečtením hodnot BRA a CCA. Tyto výsledky umožnily rozřazení druhů do dvou kategorií, v tabulce označených jako nízké nebo vysoce rizikové. Minimální dosažitelné skóre je -32 a maximální hodnota, která se dá získat, je 80 bodů (Copp et al., 2016). Druhy, které dosáhly skóre v rozmezí -32 až 24, byly zařazeny do kategorie nízká šance (v tabulce LOW RISK), a ty se skórem v rozmezí 24 až 80, byly zařazeny do kategorie vyšší riziko (v tabulce HIGHER RISK).

## 5 Výsledky

### 5.1 Vybrané druhy

V níže přiložené tabulce jsou uvedeny druhy, které byly ve svých čeledích na základě obdržení statistických údajů vyhodnoceny jako nejvíce importované (TAB 1.).

TAB 1. Výsledný seznam sledovaných druhů se zařazením do příslušných čeledí

čeleď	český název	latinský název
slepýšoví	aligátorec žlábkovitý	<i>Barisia imbricata</i> , Wiegmann, 1828
krokodýloví	krokodýl čelnatý	<i>Osteolaemus tetraspis</i> , Cope, 1861
aligátoroví	kajman trpasličí	<i>Paleosuchus palpebrosus</i> , Cuvier, 1807
hroznýšoví	hroznýš královský	<i>Boa constrictor</i> , Linnaeus, 1758
	psohlavec orinocký	<i>Corallus hortulanus</i> , Linnaeus, 1758
	psohlavec zelený	<i>Corallus caninus</i> , Linnaeus, 1758
	anakonda žlutá	<i>Eunectes notaeus</i> , Cope, 1862
	hroznýš Dumérilův	<i>Acrantophis dumerili</i> , Jan in Jan and Sordelli, 1860
krajtovití	kalabárie hrabavá	<i>Calabaria reinhardtii</i> , Schlegel, 1848
	krajta písmenková	<i>Python sebae</i> , Gmelin, 1788
	krajta královská	<i>Python regius</i> , Shaw, 1802
	krajta malajská	<i>Python brongersmai</i> , Stull, 1935
	krajta bornejská	<i>Python breitensteini</i> , Steindachner, 1880
	krajta zelená	<i>Morelia viridis</i> , Schlegel, 1872
	krajta kobercová	<i>Morelia spilota</i> , Lacépède, 1804
	krajta novoguinejská	<i>Morelia boeleni</i> , Brongersma, 1953
	krajta ametystová	<i>Morelia amethystina</i> , Schneider, 1801
	krajta vodní	<i>Liasis mackloti</i> , Duméril and Bibron, 1844
	krajta Albertisova	<i>Leiopython albertisii</i> , Peters and Doria, 1878
	krajta timorská	<i>Python timoriensis</i> , Peters, 1876
	krajta mřížkovaná	<i>Python reticulatus</i> , Schneider, 1801
	krajta zakrslá	<i>Bothrochilus boa</i> , Schlegel, 1837
krajta hnědohlavá	<i>Aspidites ramsayi</i> , Macleay, 1882	

## 5.2 RAM výsledky

Pro všech 23 druhů byla vypočítána hodnota establishment risk score, ke které bylo rovněž přidáno odpovídající slovní ohodnocení (TAB 2.).

TAB 2. Slovně ohodnocené výsledné RAM skóre

DRUH	SKÓRE RAM	SLOVNĚ
<i>Aspidites ramsayi</i>	0,132	Nízká
<i>Bothrochilus boa</i>	0,060	Nízká
<i>Python reticulatus</i>	0,060	Nízká
<i>Python timoriensis</i>	0,060	Nízká
<i>Leiopython albertisii</i>	0,060	Nízká
<i>Liasis mackloti</i>	0,078	Nízká
<i>Morelia amethystina</i>	0,078	Nízká
<i>Morelia boeleni</i>	0,078	Nízká
<i>Morelia spilota</i>	0,706	Vysoká
<i>Morelia viridis</i>	0,072	Nízká
<i>Python breitensteini</i>	0,071	Nízká
<i>Python brongersmai</i>	0,071	Nízká
<i>Python regius</i>	0,060	Nízká
<i>Python sebae</i>	0,132	Nízká
<i>Calabaria reinhardtii</i>	0,084	Nízká
<i>Acrantophis dumerili</i>	0,084	Nízká
<i>Eunectes notaeus</i>	0,206	Střední
<i>Corallus caninus</i>	0,059	Nízká
<i>Corallus hortulanus</i>	0,103	Nízká
<i>Boa constrictor</i>	0,171	Střední
<i>Osteolaemus tetraspis</i>	0,018-0,271	Nízká až střední
<i>Paleosuchus palpebrosus</i>	0,121	Nízká
<i>Barisia imbricata</i>	0,090-0,663	Nízká až vysoká

Z výsledků je patrné, že u většiny zvolených druhů (20 z 23) jsou šance na úspěšnou introdukci nízké. Jejich skóre nedosahuje vysokých hodnot zejména proto, že počet klimatických stanic vyhodnocených programem Climatch nebyl tak signifikantní.

U druhu hroznýš královský je výsledná šance na introdukci vyhodnocena jako střední a u druhu krajta kobercová existuje dokonce vysoké riziko na úspěšnou introdukci do oblasti Evropské unie. U tohoto druhu lze předpokládat, že by při záměrné či nezáměrné introdukci došlo k založení nové generace. Její skóre lze vysvětlit vysokým počtem klimatických stanic, které byly zadané do vzorce. Žádný ze sledovaných druhů nebyl vyhodnocen jako extrémně rizikový.

### 5.3 Výsledky AS-ISK

Prvních 49 otázek v AS-ISKU je rozděleno do dvou skupin (sektor A a B). Kromě těchto otázek bylo do výsledného skóre započítáno i skóre získané v posledních šesti otázkách (sektor C) (TAB 3.). Předpokladem pro posledních šest otázek jsou globálně probíhající změny klimatu, které se vztahují i na území EU.

TAB 3. Přehled skóre získaného v jednotlivých okruzích otázek v softwaru AS-ISK

Druh	A. Biogeography/ Historical	B. Biology/ Ecology	C. Climate change
<i>Aspidites ramsayi</i>	-4	3	8
<i>Bothrochilus boa</i>	-2	8	6
<i>Python reticulatus</i>	1	16	12
<i>Python timoriensis</i>	0	2	8
<i>Leiopython albertisii</i>	-2	2	8
<i>Liasis mackloti</i>	-2	9	8
<i>Morelia amethystina</i>	0	9	10
<i>Morelia boeleni</i>	0	2	0
<i>Morelia spilota</i>	2	13	10
<i>Morelia viridis</i>	4,5	5	6
<i>Python breitensteini</i>	0	10	10
<i>Python brongersmai</i>	2	8	10
<i>Python regius</i>	3,5	9	6
<i>Python sebae</i>	21	16	12
<i>Calabaria reinhardtii</i>	-2	10	6
<i>Acrantophis dumerili</i>	-2	9	10
<i>Eunectes notaeus</i>	4	14	8
<i>Corallus caninus</i>	0	6	8
<i>Corallus hortulanus</i>	-2	14	10
<i>Boa constrictor</i>	19	13	10
<i>Osteolaemus tetraspis</i>	-2	15	10
<i>Paleosuchus palpebrosus</i>	-4	12	12
<i>Barisia imbricata</i>	-4	2	-4

Po sečtení výsledného BRA (sektor otázek A + B) a CCA skóre (sektor otázek C) byly všechny hodnocené druhy zařazeny do kategorie vyšší, nebo nižší riziko. Vyšší hranice dosahuje pouze 5 druhů. U zbylých 18 druhů se naopak předpokládá invazní potenciál nízký (TAB 4.).

TAB 4. Přehled výsledného BRA + CCA skóre se slovním ohodnocením z programu AS-ISK

DRUH	BRA+CCA	SLOVNĚ
<i>Aspidites ramsayi</i>	7	LOWER RISK
<i>Bothrochilus boa</i>	12	LOWER RISK
<i>Python reticulatus</i>	29	HIGHER RISK
<i>Python timoriensis</i>	10	LOWER RISK
<i>Leiopython albertisii</i>	8	LOWER RISK
<i>Liasis mackloti</i>	15	LOWER RISK
<i>Morelia amethistina</i>	19	LOWER RISK
<i>Morelia boeleni</i>	2	LOWER RISK
<i>Morelia spilota</i>	25	HIGHER RISK
<i>Morelia viridis</i>	15,5	LOWER RISK
<i>Python breitensteini</i>	20	LOWER RISK
<i>Python brongersmai</i>	20	LOWER RISK
<i>Python regius</i>	18,5	LOWER RISK
<i>Python sebae</i>	49	HIGHER RISK
<i>Calabaria reinhardtii</i>	14	LOWER RISK
<i>Acrantophis dumerili</i>	17	LOWER RISK
<i>Eunectes notaeus</i>	26	HIGHER RISK
<i>Corallus caninus</i>	14	LOWER RISK
<i>Corallus hortulanus</i>	22	LOWER RISK
<i>Boa constrictor</i>	42	HIGHER RISK
<i>Osteolaemus tetraspis</i>	23	LOWER RISK
<i>Paleosuchus palpebrosus</i>	20	LOWER RISK
<i>Barisia imbricata</i>	-6	LOWER RISK

Při porovnání výsledků z obou modelů lze vyzorovat, že druhy, u kterých byly šance na introdukci vyhodnocené modelem Mary Bomford označené jako střední nebo vysoké, byly modelem AS-ISK označeny za vysoce rizikové pro oblast Evropské Unie (TAB 5.).

TAB 5. porovnání výsledků z modelu RAM a AS-ISK u druhů s nejvyšším skóre

DRUH	šance na uchycení dle RAM	riziko při uchycení dle AS-ISK
<i>Eunectes notaeus</i>	Střední	vyšší
<i>Boa constrictor</i>	Střední	vyšší
<i>Morelia spilota</i>	Vysoká	vyšší

## 6 Diskuze

Zatímco modelem RAM bylo vyhodnoceno, které druhy mají vysoké šance na uchycení, metoda AS-ISK navíc umožnila rozeznat ty druhy, které mohou představovat významné riziko pro přírodu, ekonomiku i společnost Evropské unie. Po porovnání výsledků z obou modelů se jako nejvíce rizikové jeví anakonda žlutá (*Eunectes notaeus*), hroznýš královský (*Boa constrictor*) a krajta kobercová (*Morelia spilota*).

Za faktory, které zvyšovaly RAM skóre, lze zařadit vysoký počet klimatických stanic v rizikové oblasti nebo množství historicky známých úspěšných introdukcí.

Mezi faktory, které zvyšovaly celkovou hodnotu výsledného AS-ISK skóre, můžeme zařadit vysokou klimatickou shodu, kromě toho také schopnost tolerance různých environmentálních podmínek, schopnost přijímat širokou škálu různé potravy, vysokou fekunditu, malou velikost v dospělosti nebo invazní potenciál na jiných místech planety. Žádná rodičovská péče, žádné zmínky o hybridizaci nebo přenosu parazitů či jiných patogenů naopak výsledné skóre snižovaly (Filiz et al. 2017).

### 6.1 Problematické druhy

#### 6.1.1 *Eunectes notaeus*

Šance na uchycení byly u druhu anakonda žlutá vyhodnoceny modelem RAM jako střední. V softwaru AS-ISK bylo posléze vyhodnoceno, že tento druh představuje pro přírodu Evropské unie v případě invazního rozšíření vyšší hrozbu.

Anakonda žlutá obývá tropické lesy Jižní Ameriky. Vyskytuje se zejména v oblasti Paraguaye, jižní Brazílie a severovýchodní Argentiny (Santos et al. 2013). V dospělosti může dorůst až do délky čtyř metrů (Waller et al. 2007). Ve své domovské oblasti se živí rybami, želvami, kajmany, ptáky, hlodavci a dokonce i vejci (Strüssmann & Sazima 1991).

Tento druh sice nepatří mezi nejčastěji chované druhy, i malý počet jedinců držených v soukromých chovech však představuje značné riziko. Její způsob života vyžaduje přítomnost velké vodní plochy, ve které může být přes den plně ponořená. Obstarání potřebného vybavení

a udržování dobré kvality vody může být finančně náročné, proto by se tento druh neměl dostat do rukou nezkušených chovatelů. V případě zanedbání čistoty vodní nádrže bývají jedinci náchylní k plísňovým a bakteriálním infekcím (Reed & Rodda 2010). Anakondy jsou v porovnání s krajtami a hroznýši mnohem více agresivní a kousavé a tyto vlastnosti si zachovávají i při dodržení všech zásad správného chovu (Rivas et al. 2001; Reed & Rodda 2010). Agresivní povaha, náchylnost k onemocněním a náročnost udržení chovu lze považovat za faktory, které zvyšují šance na vyloučení jedince z chovu. Vodní způsob života navíc znemožňuje použití eradikačních nástrojů, aniž by došlo k ohrožení ostatní druhů vodních organismů (Reed & Rodda 2010).

Tento odolný druh dokáže v přírodě přežít krátkodobé mrazivé počasí tím, že setrvává ponořený v hluboké vodě. Šance na přežití a rozmnožení zvyšuje také skutečnost, že anakondy jsou živorodé a samičky inkubují během embryonálního vývoje vajíčka uvnitř těla. Díky mechanismu udržování relativně stálé tělesné teploty se anakonda dokáže rozmnožit i v místech, kde nízká teplota vylučuje rozmnožení jiných vejcorodých druhů (Reed & Rodda 2010).

Reed & Rodda (2010) uvádí negativní dopady, které hrozí v případě introdukce anakondy žluté do nového prostředí. Tento škrtil se spokojí se širokou škálou různé potravy, čímž snižuje dostupnost potravních zdrojů pro domácí druhy. Kromě toho může svojí predací přímo ohrožovat volně žijící vodní a suchozemské ptáky, savce, plazy, želvy, krokodýly, hady i ryby. Pokud bude útočit na hospodářská zvířata, zejména jeřáky, mohou vznikat i finanční škody v oblasti zemědělství (Dirksen 2002). Další škody mohou vznikat například chovatelům okrasných i komerčně chovaných ryb, vodního ptactva, želv a dalších chovaných druhů (Reed & Rodda 2010).

### **6.1.2 *Boa constrictor***

Hroznýš královský se svými výsledky velmi podobá předchozímu druhu. Na základě výsledků vypočtených modelem RAM jsou jeho šance na uchycení v EU střední, přičemž software AS-ISK vyhodnotil vysoké nebezpečí v případě invazního rozšíření tohoto druhu.

Tento had je ve své domovské oblasti rozšířen od oblasti severního Mexika až po území severní Argentiny. Obývá také mnoho ostrovů v Karibském moři a u pobřeží Tichého oceánu



(O'Shea 2007). Na území Floridy (Snow et al. 2007) a na ostrově Aruba (Martinez-Morales & Cuarón 1999) je dokonce považován za invazní a volně se pohybující jedinci jsou často hlášeni napříč celým územím Spojených států (Reed & Rodda 2010). Je důležité zmínit, že do nových oblastí se tento had dostává mimo jiné s pomocí lodní dopravy. Dorůstá délky až 2,8 metru a největší podíl v jeho potravě tvoří ptáci, poté ještěři a savci (Quick et al. 2005).

Hroznýš královský patří mezi nejčastěji chované druhy plazů. V dnešní době existuje velká škála barevných mutací těchto hadů. Zvláště v posledních letech dochází k rychlému šíření značných počtů jedinců hybridních forem a barevných morf z chovů hlavně v USA do Evropy. S tím souvisí také problematika šíření retrovirových infekcí do chovných zařízení po celém světě. Zvláště u hroznýšovitých hraje významnou roli retrovirová infekce označovaná jako Inclusion Body Disease (IBD). Díky mezinárodnímu obchodu se tato infekce rozšířila během posledních dvou desetiletích do různých zemí po celém světě. V České republice byl rovněž zaznamenán nárůst případů nákazy těmito viry (Hnízdo et al. 2008).

Protože je tento had mezi chovateli velmi oblíbený, je potřeba si uvědomit, že tím rostou také jeho šance na vypuštění do volné přírody (Reed & Rodda 2010). Mnoho začínajících chovatelů si pořídí mládě, přičemž si dostatečně neuvědomí, že i mládě časem doroste do značné velikosti. Několikametrový had vyžaduje dostatečně prostorné chovné zařízení, potravu velikosti králíka, navíc se s ním obtížně manipuluje (De Vosjoli 2004). Tyto faktory zvyšují pravděpodobnost vypuštění chovaného jedince do přírody. Pokud se jedinec v přírodě uchytí, jsou šance na jeho eradikaci, zejména díky vysoké fekunditě a schopnosti adaptovat se na malé množství potravy, velmi nízké (Reed & Rodda 2010). O tom svědčí také fakt, že pokusy o eradikaci tohoto druhu z ostrova Aruba, kam se hroznýš invazně rozšířil, skončily zcela neúspěšně (Quick et al. 2005).

Reed & Rodda (2010) uvádí řadu environmentálních, ekonomických a sociálních dopadů, které byly zaznamenány v souvislosti s introdukcí tohoto druhu na Floridě. Uvést můžeme například predace ohrožených nebo endemických druhů, útoky na hospodářská zvířata, případně přenos parazitů a patogenů (IBD). Další škody mohou vznikat v oblasti zemědělství a lesnictví. Ačkoli je tento druh spojován s klidnějším temperamentem, útoky na lidi nelze zcela vyloučit. Kromě negativních dopadů uvedených výše dokáže tento had díky

arboreálnímu způsobu života způsobovat rovněž výpadky elektrického proudu (Martínez-Morales & Cuarón 1999; Reed & Rodda 2010).

### **6.1.3 *Morelia spilota***

Z výsledků obou modelů je patrné, že za nejvíce rizikový druh byla označena krajta kobercová. Model RAM vyhodnotil, že na území států Evropské unie má *Morelia spilota* vysoké šance na uchycení. Program AS-ISK poté vyhodnotil, že v případě usazení existuje vysoké riziko na ohrožování zdejších ekosystémů.

Tento had se přirozeně vyskytuje v Austrálii a Papui-Nové Guineji, přičemž prospívá v nejrůznějších klimatických podmínkách od tropických lesů až po pouště. Dorůstá do délky 1,8 až 2 metry (Cogger 2000). Živí se primárně hlodavci, nicméně do svého jídelníčku zařazuje rovněž ptáky, plazy, kaloně nebo psy. Příležitostně pozře také ptačí vejčička (Shine & Fitzgerald 1996). Tato krajta je známá tím, že výborně prospívá i v člověkem modifikovaných oblastech. V Austrálii ji lze v hojném počtu nalézt v příměstských oblastech a na zemědělských půdách. Vyhledává zejména podkroví, garáže, stodoly a další stavby, kde loví myši, potkany a příležitostně i domácí a hospodářská zvířata (Shine & Fitzgerald 1996).

V případě invazního rozšíření do oblasti EU můžeme předpokládat, že tento druh bude svou přítomností narušovat nejen lidská obydlí, ale i zemědělské půdy. Navíc je tato krajta schopna vydržet až 45 minut pod vodou. Skrze vodní prostředí se tak může jednoduše rozšířit do nových oblastí (Ehmann 1992). Další rizikem je přenos parazitů a původců onemocnění. Krajta kobercová je známým přenašečem bakterií rodu *Salmonella* a viru způsobujícího IBD. (DPIPWE 2012). Přenos dalších vnějších i vnitřních parazitů je také velmi pravděpodobný (Shine & Fitzgerald 1996). Mezi další negativní dopady spojené s introdukcí tohoto druhu můžeme zařadit například změny v potravních řetězcích, které vznikají v důsledku predace či kompetice s původní faunou (Fujisaki et al. 2009).

## 6.2 Faktory uchycení

Kraus (2003) ve své studii uvádí přehled exotických druhů zvířat, které byly přeneseny na nové území s cílem sledovat, zda se zde tyto druhy dokáží uchytit či nikoli. Bylo zjištěno, že žáby (76%) a ještěři (66%) jsou z globálního hlediska nejúspěšnějšími skupinami. Mezi další úspěšné skupiny byly zařazeny želvy (56%) a hadi (44%). Z této studie je patrné, že nejčastěji introdukované skupiny obratlovců mají také nejvyšší introdukční úspěch.

Klimatická shoda je považována za klíčový faktor při stanovení míry úspěšnosti uchycení a rozmnožení v nově vysazeném prostředí (Bomford et al. 2008). Nicméně samostatná klimatická podobnost s oblastí přirozeného výskytu není jediným ukazatelem pro předpověď, zda zde exotický plaz bude schopen přežít a rozmnožit se (Bomford et al. 2009). Další biotické faktory, jako například přítomnost vhodné potravy, místa k hnízdění, úkrytů, nemocí a zároveň soužití s kompetitory a predátory, mohou zvířeti uchycení znemožnit a to i případně vhodného klimatu (Bomford et al. 2005; 2008; Fujisaki et al. 2009).

Bomford et al. (2008) ve své studii uvádí, že příslušnost k rodu a čeledi je významným ukazatelem pro stanovení, zda bude introdukovaný jedinec na novém území úspěšný a založí novou generaci. Fujisaki et al. (2009) pak uvádí, že za podobný ukazatel lze považovat i taxonomickou příslušnost k řádu. Jinými slovy rod, případně řád introdukovaného nebo uniklého zvířete předpovídá šance na jeho úspěšné uchycení ve volné přírodě.

Historické pozadí je dalším ukazatelem, který naznačí, zda bude mít introdukce úspěšný výsledek, či nikoli (Bomford 1991). Exotické druhy ještěřů a obojživelníků, které mají již z minulosti známé případy osídlení nových oblastí, mají míru úspěšnosti vyšší než druhy, které podobnou zkušenost nemají. Nicméně ne pro všechny druhy bylo toto historické pozadí vyhodnoceno. Mnoho druhů ve studii zahrnuto nebylo, takže u nich nebylo možno sledovat, jak se budou v novém prostředí chovat a zda mají introdukční potenciál vysoký, nebo naopak nízký (Bomford et al. 2005; 2008).

Van Wilgen & Richardson (2011) ve své studii zdůrazňují, že fylogenetická příbuznost introdukovaných a domácích druhů je významným ukazatelem pro stanovení kolonizační úspěšnosti. Introdukované druhy, které jsou od domácích druhů více fylogeneticky vzdálené, mají větší šance na uchycení, než druhy s domácí faunou příbuznější.

Souhrnně řečeno: kombinace faktorů biotických (příslušnost k rodu, řádu), abiotických (klimatická shoda) a faktorů lidského chování mohou být silným ukazatelem pravděpodobnosti uchycení konkrétního druhu v oblasti Evropské unie i ostatních oblastech světa.

Řada autorů uvádí další okolnosti, které mohou různou mírou ovlivnit kolonizační úspěch. Tyto faktory je buď technicky obtížné, nebo finančně náročné kvantitativně změřit a do našich výpočtů zahrnutý nebyly. Patří sem například množství introdukovaných jedinců, velká oblast přirozeného výskytu, tolerance široké škály environmentálních podmínek, schopnost žít v modifikovaných oblastech blízko lidských obydlí, přítomnost potravních a dalších zdrojů, odolnost vůči patogenům a parazitům, soužití s predátory a kompetitory, potravní generalismus, specialismus, vysoká fekundita a s ní související rychlost pohlavního dospívání, frekvence reprodukce, gestační doba, partenogeneze, oportunistické rozmnožování, disperzní mechanismy a další (Shine et al. 2000; Bomford 2003; 2008; Meshaka et al. 2004; Simberloff 2009; Van Wilgen & Richardson 2012).

### 6.3 Reprodukce

Pro mnoho hadích druhů je charakteristická vysoká fekundita a řada vejcorodých druhů krajt je navíc schopna zahřívát svá vajíčka pomocí svalového třesu (Noble 1935; Hutchison et al. 1966; Brashears & De Nardo 2013). Inkubování vajíček matkou zvyšuje šance na invazi v oblastech, kde by za normálních podmínek okolní teplota zabránila dalšímu embryonálnímu vývoji (Reed 2005). Ačkoli schopnost uchovávat sperma nebyla u krajtovitých a hroznýšovitých druhů doposud řádně zkoumána, ukazuje se, že samice jiných druhů hadů dokáží uchovávat sperma i po několik let (Schuett 1992). Samice tak naklade oplodněná vajíčka, aniž by se v nedávné době pářila se samečkem. Groot et al. (2003) navíc potvrzují schopnost partenogeneze u druhu krajta tmavá (*Python molurus bivittatus*, Kuhl 1820). Samice se tudíž dokáže úspěšně rozmnožit, aniž by u ní někdy proběhla kopulace.

Výše zmiňované mechanismy dokáží různou měrou zvýšit reprodukční úspěšnost jednotlivých druhů. Pokud se had v nové oblasti úspěšně rozmnožuje, může nastat situace, kdy počet nově vylíhnutých jedinců převyší množství predátorů, kteří se jimi živí. Ve výsledku může dojít k tomu, že enormní množství hadů úspěšně přežívá dokonce i v příměstských oblastech (Shine & Fitzgerald 1996).

## 6.4 Limitující faktory

Nedostatečná vstupní data vytváří v této studii prostor pro vznik nepřesných výsledků. S tímto problémem jsme se potýkali při získávání map rozšíření jednotlivých druhů. U některých druhů neexistují spolehlivé záznamy o jejich přesném areálu výskytu. Oblast výskytu zpracovaná v grafické podobě je dostupná pouze pro některé druhy, pro stanovení detailního zoogeografického profilu proto bylo zapotřebí zkombinovat tyto mapy s informacemi z literárních zdrojů. Tímto způsobem mohlo být vyloučeno či přidáno několik klimatických stanic nacházejících se v blízkosti skutečného areálu rozšíření.

Další nepřesnosti se mohly objevovat při práci se softwarem Climatch, který získává informace z klimatických stanic z celého světa. V Evropské unii sice existuje kvalitní síť klimatologických stanic, jiná situace však nastává v méně osídlených částech planety, zejména na oceánských ostrovech. Pokud oblast přirozeného výskytu pokrývá oblast, kde je nedostatek klimatických stanic, snadno tak může dojít ke vzniku zkresleného výsledku.

Hodnota prop. species value se od reálných hodnot může také v různé míře lišit. Data získána z Krausovy globální databáze cizorodých herpetologických introdukcí (2009) nebyla pro všechny zvolené druhy dostupná, protože některé ze sledovaných druhů nebyly podle této studie vysazeny do nového prostředí. V této fázi mohly vznikat početní odchylky, protože nelze předpokládat, že příslušníci stejného rodu nebo dvou různých rodů, budou v případě introdukce na nové území stejně úspěšní.

U dvou sledovaných druhů nebyla nalezena hodnota Family random effect ve zdrojové tabulce Mary Bomford (2008). Zde bylo stanoveno pouze rozpětí, v jakém se hodnota může pohybovat. Podle vypočtených hodnot má druh krokodýl čelnatý šance na uchycení nízké až střední, v případě aligátorce žlábkovitého se hodnoty pohybují v rozmezí nízké až vysoké šance na možnou kolonizaci.

V případě výpočtu koeficientu potenciálních hrozeb v softwaru AS-ISK byla potřebná data získávána z herpetologických publikací. Informace uvedené v těchto publikacích však vznikají na základě pozorování jedinců, kteří se chovají v zajetí, mají pravidelný přísun potravy a jsou drženi v optimálních podmínkách. Takoví jedinci se nemusí projevovat stejně jako jedinci žijící ve volné přírodě. Odlišnosti mohou vznikat zejména v oblasti reprodukce (Reed 2005).

## 7 Závěr

Narůstající globální trh se zvířaty dává exotickým druhům prostor rozšířit se daleko za hranice původního areálu. S pomocí modelu RAM bylo zjištěno, že druh krajta kobercová má v případě zavlečení do Evropské unie vysoké šance na uchycení. Další druhy, jako anakonda žlutá, hroznýš královský, případně krokodýl čelnatý, mají tyto šance o něco menší, nicméně je možno je považovat rovněž za potenciálně úspěšné druhy. Z našich výsledků lze soudit, že obchod a dovážení těchto druhů je potřeba regulovat, a tím snižovat šance na jejich kolonizaci v evropské přírodě. Ostatní hodnocené druhy mají šance na uchycení nízké, v této studii jim tudíž nevěnujeme speciální pozornost.

V programu AS-ISK bylo zjištěno, že druhy krajta mřížkovaná, krajta kobercová, krajta písmenkovaná, anakonda žlutá a hroznýš královský představují pro přírodu Evropské unie značné riziko. Zbýlé hodnocené druhy nepředstavují z hlediska ekologického, sociálního a ekonomického významnější hrozby, nelze je však automaticky vyhodnotit jako zcela bezpečné.

Doporučujeme rozšířit tuto studii na veškeré taxony, které jsou importované do evropských zemí. Další monitoring a výzkum tak mohou napomoci k vytvoření kompletního přehledu pro méně známé exotické druhy. Rovněž zdůrazňujeme potřebu věnovat značnou část výzkumu k odhalení všech cest, skze které k introdukcím dochází.

## 8 Použitá literatura

- Arnold, E. N. 2003. Reptiles and amphibians of Europe. Princeton University Press. Princeton.
- Bomford, M. 1991. Importing and keeping exotic vertebrates in Australia: criteria for the assessment of risk. The Australian Government Publishing Service. Canberra.
- Bomford, M. 2003. Risk Assessment for the Import and Keeping of Exotic Vertebrates in Australia. Bureau of Rural Sciences. Canberra.
- Bomford, M. 2008. Risk assessment models for establishment of exotic vertebrates in Australia and New Zealand. Invasive Animals Cooperative Research Centre. Canberra.
- Bomford, M., Kraus, F., Barry S. C., Lawrence, E. 2009. Predicting establishment success for alien reptiles and amphibians: a role for climate matching. *Biological Invasions*. **11**: 713–724.
- Bomford, M., Kraus, F., Braysher, M., Walter, L., Brown, L. 2005. Risk assessment model for the import and keeping of exotic reptiles and amphibians. A report produced by the Bureau of Rural Sciences for The Department of Environment and Heritage. Bureau of Rural Sciences. Canberra.
- Brancatelli, G. I. E., Zalba, S. M. 2018. Vector analysis: a tool for preventing the introduction of invasive alien species into protected areas. *Nature Conservation*. **24**: 43–63.
- Brashears, J. A., De Nardo, D. F. 2013. Revisiting Python Thermogenesis: Brooding Burmese Pythons (*Python bivittatus*) Cue on Body, not Clutch, Temperature. *Journal of Herpetology*. **47** (3): 440–444
- Bureau of Rural Sciences. 2008. Climatch v1.0 software. Canberra. Department of Agriculture, Fisheries and Forestry. [cit. 2019-02-01]. Dostupné z <<http://data.daff.gov.au:8080/Climatch/climatch.jsp>>.
- Cabrera-Pérez, M. Á., Gallo-Barneto, R., Esteve, I., Patiño-Martínez, C., López-Jurado, L. F. 2012. The management and control of the California kingsnake in Gran Canaria (Canary Islands): Project LIFE + Lampropeltis. *Aliens: The Invasive Species Bulletin Newsletter of the IUCN/SSC Invasive Species Specialist Group*. **32**: 20–28.
- Carlton, J., Ruiz, G., Mack, R. (eds.). 2003. Invasive spevies: vectors and management strategies. Island Press. Washington.
- Chiszar, D., Smith, H. M., Petkus, A., Dougherty, J. 1993. A fatal attack on a teenage boy by a captive Burmese Python (*Python molurus bivittatus*). *Bulletin of the Chicago Herpetological Society*. **28** (12): 261–262.
- CITES. Convention of International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora [online]. 2018 [cit. 2019-03-01]. Dostupné z: <<http://cites.org/>>.

- Colunga-Garcia, M., Magarey, R. A., Haack, R. A., Gage, S. H., Qi, J. 2010. Enhancing early detection of exotic pests in agricultural and forest ecosystems using an urban-gradient framework. *Ecological Applications*. **20 (2)**: 303–310.
- Copp, G. H., Vilizzi, L., Tilbury, H., Stebbing, P., Tarkan, A. S., Miossec, L., Gouilletquer, P. 2016. Development of a generic decision-support tool for identifying potentially invasive aquatic taxa: AS-ISK. *Management of Biological Invasions*. **7 (4)**: 343–350.
- DAISIE. European Invasive Alien Species Gateway [online]. 2018. Version 2018-5. [cit. 2018-05-05]. Dostupné z <<http://www.europe-aliens.org/>>.
- DAISIE: Handbook of alien species in Europe. 2009. Springer. Dordrecht.
- De Lang, R. 2010. The reticulated python (*Broghammerus reticularus*) and man (*Homo sapiens*) eat each other: Animals, enjoy your meal! *Litteratura Serpentium*. **30 (4)**: 254–269
- De Vosjoli, P. 2004. *Boa Constrictor Manual*. Companion House Books. Irvie. California.
- Dirksen, L. 2002. *Anakondas: Monographische Revision der Gattung Eunectes Wagler, 1830 (Serpentes, Boidae)*. Natur und Tier-Verlag. Münster.
- DPIPWE. 2011. *Policy and Procedures for the Import, Movement and Keeping of Vertebrate Wildlife in Tasmania*. Department of Primary Industries, Parks, Water and Environment. Hobart.
- Ehmann, G. 1992. Family Boidae. *Fauna of Australia* [online]. [cit. 2019-18-3]. Dostupné z:<<http://www.environment.gov.au/system/files/pages/dc11235d-8b3b-43f7-b991-8429f477a1d4/files/33-fauna-2a-squamata-boidae.pdf>>
- Cogger, H. G. 2000. *Reptiles and Amphibians of Australia*. New Holland Publishing. Sydney.
- Filiz, H., Tarkan, A. S., Bilge, G., Yapıcı, S. 2017. Assessment of invasiveness potential of Pterois miles by the Aquatic Species Invasiveness Screening Kit. *Journal of the Black Sea/ Mediterranean Environment*. **23 (1)**: 17-37.
- Fujisaki, I., Hart, K. M., Mazzotti, F. J., Rice, K. G., Snow, S., Rochford, M. 2009. Risk assessment of potential invasiveness of exotic reptiles imported to south Florida. *Biological Invasions*. **12 (8)**: 2585-2596.
- García-Berthou, E. 2007. The characteristics of invasive fishes: what has been learned so far?. *Journal of Fish Biology*. **71 (D)**: 33-35.
- Goodenough, A. E. 2010. Are the ecological impacts of alien species misrepresented? A review of the native good, alien bad philosophy. *Community Ecology*. **11 (1)**: 13–21.
- Groot, T. V. M., Bruins, E., Breeuwer, J. A. J. 2003. Molecular genetic evidence for parthenogenesis in the Burmese python, *Python molurus bivittatus*. *Heredity*. **90**: 130–135.
- Henderson, W., Bomford, M., Cassey, P. 2011. Managing the risk of exotic vertebrates incursions in Australia. *Wildlife Research*. **38 (6)**: 501–508.

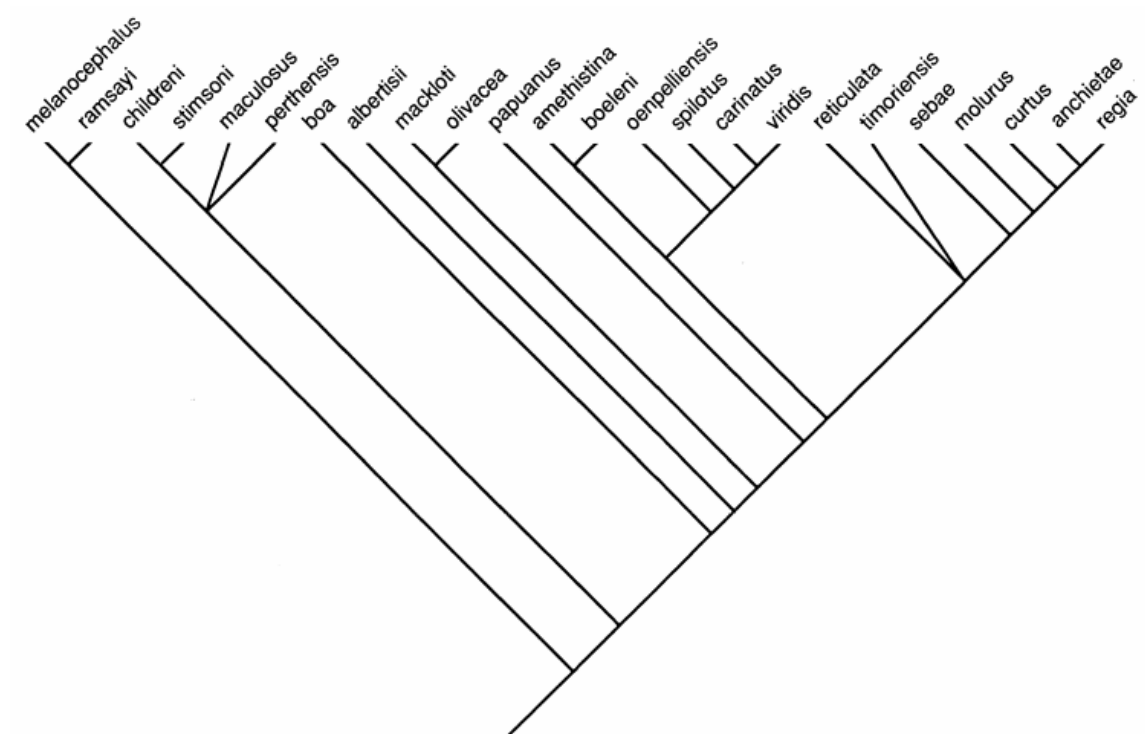


- Hnízdo, J., Hes, O., Chylíková, L., Nágl, I., Šmíd, B. 2005. Lymfoproliferativní onemocnění u dvou hrozných královských spojené s retrovirovou infekcí. *Veterinární klinika*. **5**: 192 - 197
- Hutchison, V. H., Dowling, H. G., Vinegar, A. 1966. Thermoregulation in a Brooding Female Indian Python, *Python molurus bivittatus*. *Science*. **151 (3711)**: 694-695
- ITIS. International taxonomic information systém [online]. 2018. Version 2018-5. [cit. 2018-05-05]. Dostupné z <<https://itis.gov>>.
- IUCN. The World Conservation Union. Guidelines for the prevention of biodiversity loss due to biological invasion [online]. 2000. Approved by the IUCN Council, February 2000. [cit. 2018-05-05]. Dostupné z <<https://www.iucn.org/theme/species/our-work/invasive-species>>.
- Jackson, R., Morris, R. S., Boardman, W. 2000. Development of a method for evaluating the risk to New Zealand's indigenous fauna from the introduction of exotic diseases and pests - including a case study on native parrots. *Science for Conservation*. **138**: 1-93.
- Kark, S., Solarz, W., Chiron, F., Clergeau, P., Shirley, S. 2009. Alien birds, amphibians and reptiles of Europe. In: *DAISIE Handbook of Alien Species in Europe*. Springer. Dordrecht. 105-118.
- 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.
- Keller, R. P., Lodge, D. M., Finnoff, D. C. 2007. Risk assessment for invasive species produces net bioeconomic benefits. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. **104 (1)**: 203-207.
- Kluge, A. G. 1993. *Aspidites and the phylogeny of pythonine snakes*. *Records of the Australian Museum*. **19**: 1-77.
- Kolar, C. S., Lodge, D. M. 2001. Progress in invasion biology: predicting invaders. *Trends Ecology & Evolution*. **16 (4)**: 199-204.
- Kopecký, O., Patoka, J., Kalous, L. 2016. Establishment risk and potential invasiveness of the selected exotic amphibians from pet trade in the European Union. *Journal for Nature Conservation*. **31**: 22-28.
- Kraus, F. 2009. *Alien reptiles and amphibians: a scientific compendium and analysis*. Springer. Dordrecht.
- Lodge, D. M., Williams, S., MacIsaac, H., Hayes, K., Leung, B., Loope, L., Reichard, S., Mack, R. N., Moyle, P. B., Smith, M., Andow, D. A., Carlton, J. T., McMichael, A. 2006. Biological invasions: recommendations for policy and management. *Ecological Applications*. **16**: 2035-2054.
- Martínez-Morales, M. A., Cuarón, A. D. 1999. Boa constrictor, an introduced predator threatening the endemic fauna on Cozumel Island, Mexico. *Biodiversity and Conservation*. **8 (7)**: 957-963.

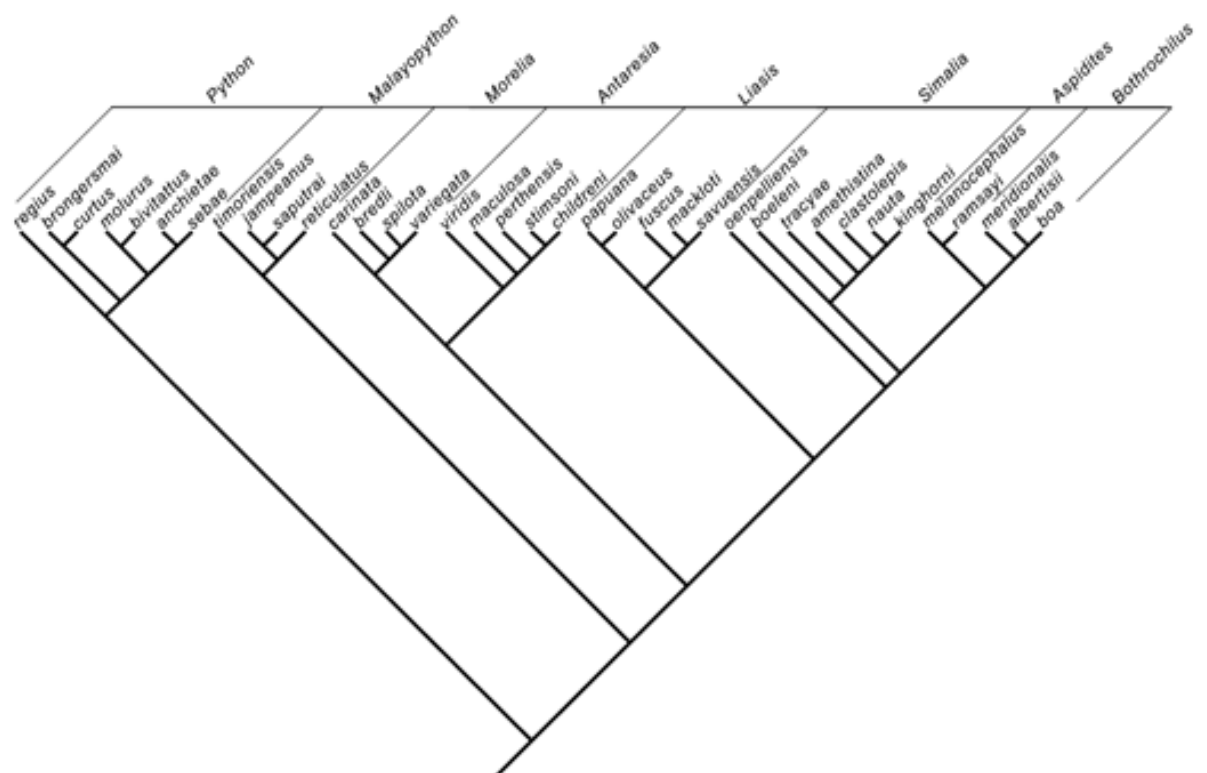
- Meshaka, W. E. J., Butterfield, B. P., Hauge, J. B. 2004. The exotic amphibians and reptiles of Florida. Krieger Publishing Company. Malabar.
- Monzón-Argüello, C., Patiño-Martínez, C., Christiansen, F., Gallo-Barneto, R., Cabrera-Pérez, M. Á., Peña-Estévez, M. Á., López-Jurado, L. F., Lee, P. L. M. 2015. Snakes on an island: independent introductions have different potentials for invasion. *Conservation Genetics*. **16 (5)**: 1225-1241.
- Myers, J. H., Simberloff, D., Kuris, A. M., Carey, R. 2000. Eradication revisited: dealing with exotic species. *Trends in Ecology & Evolution*. **15 (8)**: 316-320
- Noble, G. 1935. The Brooding Habit of the Blood Python and of Other Snakes. *Copeia*. **1**: 1-3.
- Noble, I. 1989. Attributes of invaders and the invading process: terrestrial and vascular plants. In: Drake, J. A., Mooney, H., di Castri, F., Groves, R., Kruger, F., Rejmánek, M., Williamson, M. (eds.). *Biological invasions: A global perspective*. John Wiley & Sons. Chichester. 301-314.
- Pinya, S., Carretero, M. A. 2011. The Balearic herpetofauna: A species update and a review on the evidence. *Acta Herpetologica*. **6 (1)**: 59–80.
- Quick, J. S., Reinert, H. K., de Cuba, E. R. Odum, R. A. 2005. Recent occurrence and dietary habits of *Boa constrictor* on Aruba, Dutch West Indies. *Journal of Herpetology*. **39 (2)**: 304-307
- Reed, R. N. 2005. An ecological risk assessment of nonnative boas and pythons as potentially invasive species in the United States. *Risk Analysis*. **25 (3)**: 753–766.
- Reynolds, R. G., Niemiller, M. L., Revell, L. J. 2014. Toward a tree-of-life for the boas and pythons: multilocus species-level phylogeny with unprecedented taxon sampling. *Molecular Phylogenetics and Evolution*. **71**: 201–213.
- Rivas, J., Owens, R., Calle, P. P. 2001. *Eunectes murinus* (Green Anaconda): Juvenile predation. *Herpetological Review*. **32**: 107-108.
- Santos, G. S., de Lema, T., Winck, G. R., Cechin, S. Z., Boelter, R. A. 2013. Distribution extension of the yellow anaconda *Eunectes notaeus* Cope, 1862 (Squamata: Boidae) in the state of Rio Grande do Sul, Brazil. *Check List*. **9 (3)**: 660–662.
- Schuett, G. W. 1992. Is long-term sperm storage an important component of the reproductive biology of temperate pitvipers?. In: Campbell, A., Brodie, E. D., Jr. (eds.). *Biology of the Pitvipers*. Selva Publishing. Tyler. 169–184.
- Shine, R., Fitzgerald, M. 1996. Large snakes in a mosaic rural landscape: The ecology of carpet pythons *Morelia spilota* (Serpentes: Pythonidae) in coastal eastern Australia. *Biological Conservation*. **76 (2)**: 113–122.
- Shine, C., Williams, N., Gundling, L. 2000. A guide to designing legal institutional frameworks on alien invasive species. IUCN. Gland.
- Simberloff, D. 2009. The role of propagule pressure in biological invasions. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics*. **40 (1)**: 81-102.

- Simberloff, D., Martin, J. L., Genovesi, P., Maris, V., Wardle, D. A., Aronson, J., Courchamp, F., Galil, B., García-Berthou, E., Pascal, M., Pyšek, P., Sousa, R., Tabacchi, E., Vila, M. 2013. Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends in Ecology & Evolution*. **28 (1)**: 58-66.
- Snow, R. W., Krysko, K. L., Enge, K. M., Oberhofer, L., Warren-Bradley, A., Wilkins, L. 2007. Introduced populations of *Boa constrictor* (Boidae) and *Python molurus bivittatus* (Pythonidae) in southern Florida. In: Henderson, R. W., Powell, R. (eds.). *The Biology of Boas and Pythons*. Eagle Mountain Publishing. Eagle Mountain. 416–438.
- Strüssmann, C., Sazima, I. 1991. Predation on avian eggs by the boid snake, *Eunectes notaeus*. *Herpetology Review*. **22**: 118–120.
- Van Wilgen, N. J., Richardson, D. M. 2011. Is phylogenetic relatedness to native species important for the establishment of reptiles introduced to California and Florida?. *Diversity and Distributions*. **17 (1)**: 172-181.
- 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. *Conservation Biology*. **26 (2)**: 267–277.
- Waller, T., Micucci, P. A., Alvarenga, E. 2007. Conservation biology of the yellow anaconda (*Eunectes notaeus*) in northeastern Argentina. In: Henderson, R. W., Powell, E. (ed.). *Biology of the Boas and Pythons*. Eagle Mountain Publishing. Utah. 140-162.
- Westphal, M. I., Browne, M., MacKinnon, K., Noble, I. 2007. The link between international trade and the global distribution of invasive alien species. *Biological Invasions*. **10 (4)**: 391-398
- Wilcove, D. S., Rothstein, D., Dubow, J., Phillips, A., Losos, E. 1998. Quantifying threats to imperiled species in the United States. *BioScience*. **48 (8)**: 607-615.
- Wilson, L. D., Porras, L. 1983. *The ecological impact of man on the south Florida herpetofauna*. Natural History Museum, University of Kansas. Kansas.

## 9 Přílohy



OBR 4. Kladogram fylogenetické příbuznosti podle Kluge, 1993



OBR 5. Kladogram fylogenetické příbuznosti podle Reynolds et al. (2014)