

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra zoologie a rybářství



**Česká zemědělská
univerzita v Praze**

**Scinkovití – hodnocení rizika invaze zájmově chovaných
druhů na území Evropské unie a Velké Británie**

Bakalářská práce

Autor práce: Sára Arazimová

Obor studia: Speciální chovy

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

© 2022 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou bakalářskou práci „Scinkovítí – hodnocení rizika invaze zájmově chovaných druhů na území Evropské unie a Velké Británie“ 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 neporušil autorská práva třetích osob.

V Praze dne 22. 4. 2022

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala panu Mgr. Oldřichu Kopeckému, Ph.D. za vedení práce a svému příteli za nekonečnou podporu.

Scinkovití – hodnocení rizika invaze zájmově chovaných druhů na území Evropské unie a Velké Británie

Souhrn

Introdukce nových, potencionálně invazních druhů je celosvětovým problémem. Invazní druhy mají negativní dopad na prostředí v místě jejich introdukce. Způsoby jejich transportu do nových oblastí jsou různé. Mezinárodní obchod a globální cestování vede k neúmyslnému přesunu velkého množství druhů. Významným je také obchod se zvířaty. Jedinci mohou uniknout nebo být záměrně vypuštěni. Počet introdukcí plazů a obojživelníků roste. Důvodem je zejména zájmový chov. Invazivní druhy mohou ovlivnit nejen biodiverzitu, ale také ekonomiku, a další odvětví.

Tato práce byla zaměřena na hodnocení rizika invaze vybraných druhů z čeledi scinkovití a ještěrkovcovití v Evropské unii a Velké Británii. K hodnocení druhů byla využita metoda dle Van Wilgen & Richardson z roku 2012. Z několika faktorů bylo vyhodnoceno potenciální riziko nepůvodních druhů, které by mohlo pomoci předvídaní invazí.

Celkem bylo hodnoceno 18 druhů čeledi scinkovití a 10 druhů čeledi ještěrkovcovití. Pro 9 druhů nebylo možné vyhodnotit výsledné skóre, protože nebyly dostupné informace o rozmnožování v přirozeném prostředí. Pro většinu hodnocených druhů vyšla nízká klimatická shoda. V budoucnu vlivem změny klimatu však může dojít k vytvoření vhodných podmínek pro usazení invazních druhů.

Nejvyšší riziko vyšlo u následujících druhů: tilikva australská (*Tiliqua scincoides*), scink smaragdový (*Lamprolepis smaragdina*), mabuja východní (*Eutropis multifasciata*) a scink obecný (*Scincus scincus*).

Výsledky této práce by mohly být využity k regulaci obchodu s konkrétními druhy a úpravě legislativy týkající se invazivních druhů. Jedním z nejlepších řešení problému invazivních druhů je prevence introdukce.

Klíčová slova: scink, invaze, model, EU, nepůvodní druh

Scinidae - assessment of invasion risk of captive species in the European Union and Great Britain

Summary

The introduction of new, potentially invasive species is a global problem. Invasive species have a negative impact on the environment where they are introduced. Methods of transport to new areas vary. International trade and global travel lead to the unintentional movement of large numbers of species. The pet-trade is also significant. Individuals may escape or be deliberately released. The number of reptile and amphibian introductions is increasing. This is mainly due to hobby breeding. Invasive species can affect not only biodiversity, but also the economy, and other sectors.

This work focused on assessing the risk of invasion of selected species from family Scincidae and family Gerrhosauridae in the European Union and the UK. The 2012 Van Wilgen & Richardson method was used to assess the species. Several factors were evaluated to assess the potential risk of non-native species to help predict invasions.

A total of 18 species of the family Scincidae and 10 species of the family Gerrhosauridae were evaluated. For 9 species it was not possible to evaluate the final score because information on reproduction in the natural environment was not available. For most of the species assessed, climatic compatibility was low. However, future climate change may create suitable conditions for invasive species to become established.

The highest risk was found for the following species: common blue-tongued skink (*Tiliqua scincoides*), emerald tree skink (*Lamprolepis smaragdina*), many-lined sun skink (*Eutropis multifasciata*) and common sandfish (*Scincus scincus*).

The results of this work could be used to regulate trade in specific species and modify legislation on invasive species. One of the best solutions to the problem of invasive species is to prevent introductions.

Keywords: skink, invasion, model, EU, non-native species

Obsah

1 Úvod	8
1.1 Invazní biologie.....	8
1.1.1 Invaze a její průběh.....	8
1.1.2 Dopady nepůvodních druhů.....	9
1.1.3 Invazní herpetofauna.....	10
1.1.4 Invazní plazi.....	10
1.2 Scincidae.....	11
1.3 Gerrhosauridae	13
1.4 Legislativa	13
2 Cíl práce.....	15
3 Metodika	16
3.1 Model Wilgen-Richardson (route 2).....	16
3.1.1 Klimatická shoda	16
3.1.2 Taxonomie	18
3.1.3 Předpokládané introdukce.....	19
3.1.4 Pohlavní dospělost	19
3.1.5 Počet snůšek.....	19
4 Výsledky.....	20
5 Diskuze.....	22
5.1 Výsledky a srovnání	23
5.2 Rizikové druhy	25
5.2.1 Tiliqua australská (<i>Tiliqua scincoides</i>).....	25
5.2.2 Scink smaragdový (<i>Lamprolepis smaragdina</i>).....	25
5.2.3 Mabuja východní (<i>Eutropis multifasciata</i>).....	26
5.2.4 Scink obecný (<i>Scincus scincus</i>)	26
6 Závěr	27
7 Literatura.....	28

1 Úvod

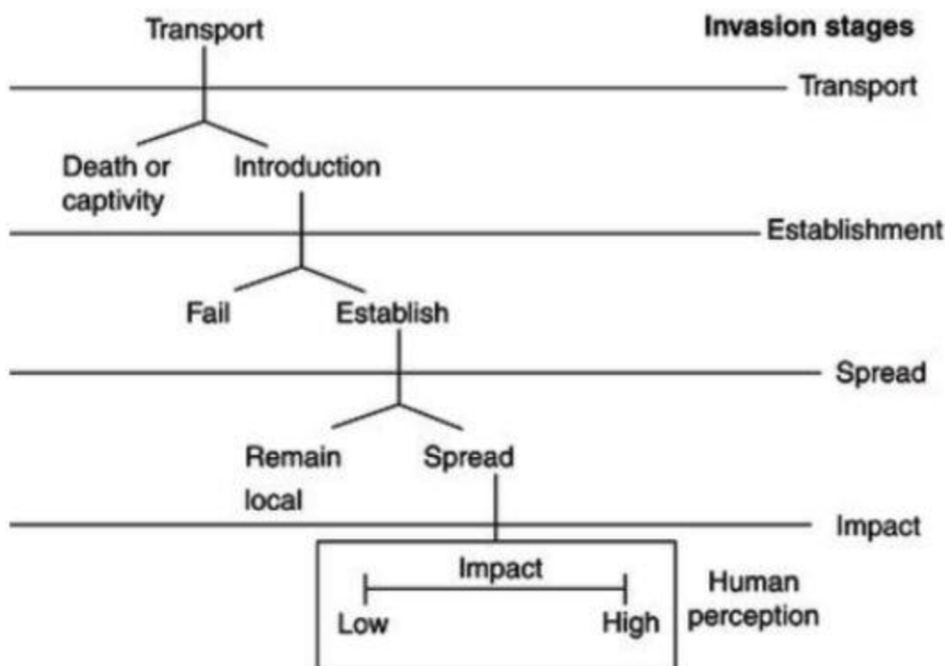
1.1 Invazní biologie

Lidská schopnost celosvětového převozu zboží i osob způsobuje také přesun druhů, ať již zamýšlený či nikoli (Iannone et al., 2021). Proto v posledních dekáдах dochází k velice rychlému rozvoji invazní biologie jako samostatného vědního oboru snažícího se popsat, vysvětlit a předvídat vliv invazivních druhů na biologickou rozmanitost a životní prostředí (Sagoff, 2018).

1.1.1 Invaze a její průběh

Dle IUCN (2000) je druh považován za invazní, pokud se nachází mimo areál svého přirozeného výskytu, dochází k jeho úspěšnému rozmnožování, má negativní dopad na ekosystém nebo ohrožuje biodiverzitu.

Jak se však druh stane invazním? Proces invaze lze rozložit do několika po sobě jdoucích fází (Lockwood et al., 2013). Zjednodušené schéma invazního procesu můžeme vidět na obrázku 1.



Obr. 1: Schéma invazního procesu (Lockwood et al., 2013).

Nejprve se druh nachází ve svém přirozeném prostředí. Dochází k jeho transportu a introdukcí do prostředí nového (Lockwood et al., 2013). Doba transportu se s vývojem dopravy zkracuje. Cesta, která by dříve trvala týdny, se dnes dá zvládnout během několika hodin. Zvyšuje se i četnost transportů. Tím se zvyšuje počet možných introdukovaných jedinců a tedy i jejich šance na osídlení vhodného nového prostředí (Nentwig, 2014).

Introdukci můžeme rozdělit na dva typy – úmyslnou a neúmyslnou. Při neúmyslné introdukci je druh do nového prostředí omylem zavlečen. Jedná se například o škůdce nebo nemoci importované v květinách a jejich zemině, o druhy importované pomocí vodních dopravních prostředků na trupech lodí nebo v balastní vodě, a další příklady spojené nejčastěji se zemědělstvím a dopravou. O úmyslnou introdukci se jedná v případě, že druh byl cíleně přivezen, často za účelem obchodu. Příkladem jsou jak obchody za účelem jídla, tak pet-trade (Essl et al., 2015, National Invasive Species Information Center, 2020). Dovezené druhy mohou následně uniknout z chovu nebo místa pěstování a i bez lidské pomoci vytvořit soběstačné populace (Colunga-Garcia et al. 2010). V práci Colunga-Garcia et al. (2010) byl zjištěn vyšší počet výskytů exotických škůdců v okolí měst a autoři poukazují na důležitost, kterou lidé hrají při zavlékání druhů a také jejich pravděpodobném šíření. Fáze transportu a introdukce jsou zpravidla velmi rychlé a zřídka dostatečně popsány (Puth, 2005).

V novém prostředí následně proběhne usazení druhu, tedy úspěšné rozmnožování. Nárůst populace způsobí šíření. Nadbytek jedinců nepůvodního druhu vede k dopadu, často negativnímu, na druhy původní. Pravdou ale zůstává, že většina druhů v invazním procesu selže (Lockwood et al., 2013).

Nepůvodní druh může být v oblasti přítomen po dlouhou dobu beze změn. Poté se jeho početnost náhle zvýší a stane se invazním bez většího varování. Tento jev se označuje jako lag perioda a je běžný jak u rostlin, tak u živočichů. Kromě dlouhé doby do pohlavní dospělosti je o faktorech přispívajících k tomuto jevu známo jen málo. Proto je obtížné předvídat, které druhy se stanou či nestanou invazními. Tato výzva je jedním z důvodů, proč je vhodné pravidelné přehodnocování druhů (Iannone et al. 2021).

1.1.2 Dopady nepůvodních druhů

Ačkoli je vyšší pravděpodobnost, že introdukovaný druh nepřežije, některé druhy se úspěšně rozšiřují a mají negativní dopad na své okolí (Nentwig 2014).

Samozřejmě existují i pozitivní dopady některých druhů. Nepůvodní druhy mohou mít pozitivní vliv na určitá odvětví lidské činnosti. Z pohledu prospěšnosti pro člověka jsou nepůvodní druhy, využívané například v zemědělství, dřevařské produkci, lékařství nebo pro obchod, veskrze pozitivní. Přinášejí ekonomický růst. V některých případech mohou mít pozitivní vliv i na životní prostředí. Například když představují základní zdroj potravy pro původní druhy nebo když nahrazují některé druhy vegetace, která byla zničena (Scalera et al. 2012).

Nicméně pravděpodobnost, že nový druh bude mít pozitivní dopady, je extrémně malá, a záměrná introdukce nového druhu měla být pečlivě zvážena. Ve většině případů může i pozitivní efekt působit z dlouhodobého hlediska poškození původnímu ekosystému (Scalera et al. 2012). Nový introdukovaný druh zpravidla nepředstavuje obohacení druhové rozmanitosti. Z přímých důvodů jako je kompetice nebo predace i nepřímých důvodů jako jsou změny v biologické rozmanitosti, fungování ekosystémů nebo koloběh živin v případě invazivních rostlin (Weidenhamer & Callaway, 2010; Linders et al. 2019).

Téměř při každém transportu rostlin a živočichů jsou spolu s nimi zavlečeny i jejich choroby, škůdci a paraziti, kteří mohou také způsobit úbytek druhů původních (Nentwig

2014). Celkově mohou invazní druhy způsobit narušení biodiverzity a přírodních zdrojů pro budoucí generace (Scalera et al. 2012). Zejména pak ostrovní ekosystémy jsou zranitelné. Na ostrovech mají původní druhy často relativně málo jedinců a neexistující predáční tlak. (Lowe et al., 2000).

Kromě vlivu na prostředí, mohou mít nepůvodní druhy negativní vliv i na člověka a jeho činnost. Bradshaw et al. (2016) uvádí, že vezmeme-li v úvahu všechny nahlášené odhady zboží a služeb, invazivní hmyz stojí globálně přibližně 70 miliard dolarů, přibližně 65 miliard euro. Odhadnuté ceny spojené se zdravotními náklady vycházejí globálně na 6,9 miliardy dolarů, tedy 6,4 miliard euro. Zářným příkladem invazních druhů s přímým negativním vlivem na zdraví člověka jsou komáři *Aedes albopictus* a *Aedes aegypti* přenášející nemoci jako je žlutá zimnice, horečka dengue nebo Zika virus (Iannone et al. 2021).

Avšak i negativní vlivy se od sebe značně liší. Mníšek šedý (*Myiopsitta monachus*), invazivní druh vyskytující se i na území Evropské unie, působí ve Spojených státech značné hospodářské škody na plodinách. Oproti tomu pampeliška smetánka (*Taraxacum officinale*), další invazivní druh Spojených států, je jen o málo víc než nežádoucí plevel na jinak dokonalém trávníku. Ačkoli oba druhy mají samovolně se udržující populace jejich dopad a to, jak jsou vnímány, se značně liší (Iannone et al., 2021).

Celkově invazní druhy mohou mít negativní vliv jak na původní druhy a prostředí, tak na ekonomiku a lidské zdraví (Iannone et al. 2021).

1.1.3 Invazní herpetofauna

Počet introdukcí plazů a obojživelníků od poloviny 19. století neustále narůstá. V roce 1995 bylo 51,5 % případů introdukce cizích plazů a obojživelníků úspěšných (Bomford et al. 2009). V práci Kraus (2003) uvádí, že při sledování pravděpodobnosti usazení byly žáby a ještěři celosvětově nejúspěšnějšími skupinami.

Dva hlavní způsoby introdukce, neúmyslný transport lodí a obchod se zájmovými zvířaty, tvoří 63 % veškerých introdukcí. V minulosti byla hlavním vektorem introdukce herpetofauny lodní doprava. Během posledního století však došlo k překonání lodní dopravy obchodem se zájmovými zvířaty (Kraus 2003).

Mezi dopady introdukované herpetofauny patří například vymírání nebo úbytek původních druhů kořisti, otrava původních predátorů, nebo přenos nemocí (Bomford et al. 2009).

1.1.4 Invazní plazi

Mezi druhy nejsnáze dostupné na trhu patří sladkovodní želvy (Masin et al. 2014). Z laického pohledu je nejspíš želva viděna jako méně pracná alternativa jiných mazlíčků, navíc za nižší pořizovací cenu. Avšak během několika let želva vyroste a stane se náročnější na prostor, potravu i údržbu. Pro běžného člověka je nejsnazším řešením želvu vypustit (Nentwig 2014). Takto se po světě rozšířila i želva nádherná (*Trachemys scripta*). Z důvodu jejího rozšiřujícího se území a negativního dopadu na původní druhy byl nařízením Evropské komise zakázán její dovoz (Kopecký et al. 2013). Tato želva patří podle dat GISD mezi sto nejhorších invazivních druhů planety (Lowe et al, 2000).

Invazivním druhem, který byl introdukován skrze pet-trade na Floridu, je i krajta tmavá (*Python bivittatus*). Ironií je, že druh je dle IUCN označen za zranitelný (vulnerable), protože ve své domovině, jihovýchodní Asii, je loven kvůli kůži a obchodu se zvířaty (Iannone et al. 2021).

Dalším příkladem invaze může být bojga hnědá (*Boiga irregularis*). Když byla boiga v polovině minulého století omylem introdukována na Guam, nadbytek možné kořisti a nedostatek jejích predátorů vedl k populační explozi druhu. Do let sedmdesátých už byla boiga rozšířená po celém ostrově. Přítomnost druhu vedla k rozsáhlým ekonomickým i ekologickým škodám. Had způsoboval výpadky proudu a občas kousl člověka. Avšak pravděpodobně největší škody způsobil původním populacím ptáků a ještěrek. Mnoho původních druhů bylo naprosto vyhubeno. Úbytek přirozených opylovačů následně vedl k poklesu množství druhů rostlin. Boiga hnědá se umí skrýt na nákladních lodích a letadlech a byla tímto způsobem nechtěně převezena na značné vzdálenosti (Lowe et al, 2000).

Jedním z případů závažné invaze je také situace na Baleárských ostrovech, kde se nachází více cizorodých druhů plazů než původních. Masivní počet introdukovaných druhů, hlavně hadů, je v přímém rozporu s přežitím tamních kriticky ohrožených endemitů (Piniya & Carretero, 2011). Mnoho introdukovaných druhů sem přitom bylo zaneseno během posledních desítek let hlavně v důsledku turismu, obchodu se zvířaty a obchodu s okrasnými rostlinami (Silva-Rocha et al., 2018).

Identifikace potenciálního nebezpečí, které představují cizí druhy, a následné zabránění novým introdukcím je v současnosti považováno za neúčinnější přístup k řízení (Kopecký 2013).

1.2 Scincidae

Tabulka 1: Zařazení čeledi scinkovití do systému

Říše	Animalia	Živočichové
Kmen	Chordata	Strunatci
Podkmen	Vertebrata	Obratlovci
Třída	Reptilia	Plazi
Podtřída	Lepidosauria	
Řád	Squamata	Šupinatí
Podřád	Sauria	Ještěři
Čeď	Scincidae	Scinkovití

(Animal Diversity web, 2020)

Scinkovití mají kosmopolitní rozšíření. Lze je nalézt na všech kontinentech s výjimkou Antarktidy. V tabulce 1 je vidět taxonomie scinkovitých. Čeď se dále dělí na 7 podčeďí, z nichž nejpočetnější je Sphenomorphinae. Celkem patří mezi scinkovité přes 1500 druhů. Ačkoli se vyskytují hlavně v tropech a subtropích, existují i zástupci žijící v mírném pásmu (Cerha et Kocián, 1999).

Většina druhů je terestrická. Vyskytují se mezi nimi však i druhy arborikolní, například scink šalamounský (*Corucia zebrata*), který má dokonce chápavý ocas. Scinkovití mohou mít jak denní, tak soumráčnou a noční aktivitu. (Bruins, 2001; Cerha et Kocián, 1999).

Typičtí scinkové jsou malí, čtyřnozí, pětiprstí ještěři s tvrdými lesklými překrývajícími se šupinami. Tělesné šupiny všech scinků mají podkladové osteodermu, díky nimž je kůže tvrdá a relativně neprostupná. Mnoho druhů má hladké lesklé šupiny, ale u některých se vyvinuly kýly nebo ostny. Charakteristické velké a symetrické šupiny na hlavě jsou důležitým nástrojem při určování scinků; v rámci druhu jsou obvykle shodné (Robertson & Coventry 2019).

Délka jejich těla je různá. Od drobných druhů rodu *Menetia*, které mají přibližně 25 mm, až po v porovnání s nimi obří rod *Tiliqua*, jehož druhy mohou měřit 320 mm (Robertson & Coventry 2019). Klínovitá hlava většinou plynule přechází v tělo válcovitého tvaru, bez znatelného krku (Cerha et Kocián, 1999). Konfigurace končetin se značně liší. Od dobře vyvinutých pentadaktylních končetin stromových a většiny terestrických druhů až po některé druhy s protáhlejším tělem žijící na podestýlce nebo hrabající se v zemi, které mohou mít redukovaný počet prstů na končetinách, zcela postrádat přední končetiny, mít zadní končetiny zachované jako pouhé pupeny nebo být zcela bez končetin (Robertson & Coventry 2019).

U některých druhů došlo k redukci končetin z důvodu adaptace na život v písku, kde se pohybují „plaváním“ (Vitt et Caldwell, 2014). Další adaptací jsou uzavíratelné nozdry a průsvitná oční víčka, která zamezují vniknutí písku (Cerha et Kocián, 1999). Jedná se například o druh *Eremiascincus richardsonii* vyskytující se v Austrálii nebo *Scincus scincus*, který se vyskytuje od Saharské pouště po Arabský poloostrov. Jde o konvergentní vývoj. (Vitt et Caldwell, 2014).

Ocas je dlouhý až středně dlouhý (Vitt et Caldwell, 2014). Většina scinků má schopnost autonomie ocasu. Předpokládá se, že jasně zbarvený ocas mláďat některých druhů a chování jako mávání ocasem jiných druhů odvádí pozornost predátorů od zranitelného těla. (Robertson & Coventry 2019).

Zornice jsou i u soumráčných a nočních druhů kulovitého tvaru. (Cerha et Kocián, 1999). Spodní víčko scinků je variabilní. Některé druhy mají pohyblivé šupinaté víčko, zatímco jiné mají spodní víčko přeměněné v pevný průhledný průzor, podobně jako hadi, gekoni a beznozí ještěři. Jiní si zachovali pohyblivé víčko, ale ve víčku mají vyvinuté průhledné okénko, díky němuž scinkové vidí i při zavřeném oku. Předpokládá se, že u malých druhů scinků je obnažený povrch oka významným zdrojem ztráty vody. Evoluce okénka nebo pevného průzoru mohla být důležitá pro snížení této ztráty v suchých biotopech (Robertson & Coventry 2019).

Reprodukční cyklus není u většiny druhů podrobně prozkoumán a popsán. Existují rody živorodé, vejcorodé i vejcoživorodé (Cerha et Kocián, 1999). Několik druhů má dokonce poměrně složitou placentu, která umožňuje určitý přenos živin z matky na vyvíjející se embrya. Pouze jeden druh (*Lerista bougainvillii*) klade vejce nebo rodí živá mláďata v různých částech své oblasti rozšíření. (Robertson & Coventry 2019).

1.3 Gerrhosauridae

Tabulka 2: Zařazení čeledi ještěrkovcovití do systému

Říše	Animalia	Živočichové
Kmen	Chordata	Strunatci
Podkmen	Vertebrata	Obratlovci
Třída	Reptilia	Plazi
Podtřída	Lepidosauria	
Řád	Squamata	Šupinatí
Podřád	Sauria	Ještěři
Čeď	Gerrhosauridae	Ještěrkovcovití

(Animal Diversity Web, 2020)

Ještěrkovcovití obývají sub-saharskou Afriku a Madagaskar. Jejich výskyt jak na africké pevnině, tak na Madagaskaru naznačuje, že se vyvinuli ještě před jejich oddělením, před 80 až 100 miliony let. (Spawls et al. 2018)

V tabulce 2 lze vidět jejich zařazení do systému. Patří sem rody *Broadleysaurus*, *Cordylosaurus*, *Gerrhosaurus*, *Matobosaurus*, *Tetradactylus*, *Tracheloptychus* a *Zonosaurus*. Ačkoli jsou převážně obyvateli semiaridních a aridních stanovišť, některé madagarské taxony jsou obyvateli lesů. Všechny druhy vykazují denní aktivitu. (Vitt et Caldwell, 2014).

Vzhledově jsou podobní scinkům (Cerha et Kocián, 1999). Většina druhů má dlouhé ocase, na hlavě velké symetrické šupiny s osteodermý. Tělesné šupiny jsou tvrdé a obdélníkové, rovněž s osteodermý, překrývají se, někdy jsou kýlnaté. Podél boků je zvláštní boční záhyb měkké, zrnité šupinaté kůže. Mají dobře vyvinuté oči a zřetelné ušní otvory. (Spawls et al. 2018).

Obecně se jedná o omnivory. Ačkoli jejich hlavní kořistí je hmyz a další členovci, běžně se živí i rostlinnou potravou. Větší druhy nepohrdnou drobnými obratlovci (Vitt et Caldwell, 2014).

Všichni ještěrkovci jsou vejcorodí. Mají malé snůšky o 2-6 vejcích. Zdá se, že velikost snůšky nesouvisí s velikostí těla. I největší druh *Gerrhosaurus validus* má v průměru pouze čtyři vejce na snůšku (Vitt et Caldwell, 2014).

Rod *Gerrhosaurus* obsahuje statnější ještěrky obývající převážně skály. *G. skoogi* „plave“ v písku. Madagaskarské rody *Tracheloptychus* a *Zonosaurus* jsou méně obrnění a vypadají skoro jako by měli kůži. Žijí v biotopech od písčných dun po suché lesy (Vitt et Caldwell 2014). Většina je terestrická, jen jasně zelený *Z. boegetegerii* je arborikolní, zatímco *Z. maximus* je semiakvatický, potápí se a dlouho se skrývá pod vodou (Pianka & Vitt 2003).

1.4 Legislativa

Na úrovni Evropské unie je legislativním opatřením týkajícím se invazních druhů regulace (EU) 114/2014. Cílem je, aby byl problém invazivních druhů řešen koordinovaně ve všech členských státech. Hlavním nástrojem pro uplatnění nařízení je unijní seznam invazních druhů. Druhy ze seznamu jsou zatíženy restrikcemi a opatřeními. Tyto druhy se nesmějí

záměrně přivážet, držet, přepravovat chovat, uvádět na trh, nechat rozmnožovat či uvádět do životního prostředí. Členské státy musí přijmout opatření pro zajištění vektorů neúmyslné introdukce a pro zajištění včasné detekce a eradikace. Členské státy musí také spravovat druhy, které se již vyskytují na území státu a omezit jejich další šíření. Prioritou je prevence, protože správa již usazených populací může být nákladná a vymýcení obtížné nebo nemožné. Seznam je pravidelně aktualizován. Nové druhy na seznam mohou být navrženy Evropskou komisí i členskými státy. Návrh je podložen zhodnocením rizikovosti. Kdykoli členský stát předloží žádost o zařazení druhu na unijní seznam, odpovídá za provedení posouzení rizikovosti. Při vypracovávání posouzení rizikovosti může být členskému státu v nezbytných případech nápomocna Komise, pokud jde o jeho evropský rozměr. Posouzení rizikovosti je nejprve zhodnoceno vědeckým fórem. To má za úkol poskytovat poradenství ohledně vědeckých aspektů souvisejících s uplatňováním tohoto nařízení, zejména pokud jde o sestavování a aktualizaci unijního seznamu, posuzování rizik, mimořádná opatření a opatření pro rychlou eradikaci. Názor vědeckého fóra pokračuje ke komisi IAS. Ta vyhodnotí soulad navrhovaných druhů s kritérii pro zařazení na seznam. Následuje odborné posouzení důkazů a konzultace s řadou zúčastněných stran a s členskými státy. Poté je návrh schválen a přijat Komisí. (European Commission 2014).

Regulací na úrovni České republiky je zákon č.114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny. Účelem tohoto zákona je přispět k udržení a obnově přírodní rovnováhy v krajině, k ochraně rozmanitosti forem života, přírodních hodnot a krás a k šetrnému hospodaření s přírodními zdroji. Ve druhé části v sekci Obecná ochrana rostlin a živočichů je část týkající se nepůvodních druhů. Dle zákona č. 114/1992 Sb. je záměrné rozšíření geograficky nepůvodního druhu rostliny či živočicha do krajiny možné jen s povolením orgánu ochrany přírody. Jako geograficky nepůvodní druh rostliny nebo živočicha se bere druh, který není součástí přirozených společenstev určitého regionu.

2 Cíl práce

Introdukované invazní druhy mohou mít negativní vliv na ekosystém a biologickou diverzitu. Zbavit se již usazeného invazního druhu je často finančně, mechanicky i časově náročné. Prevence ve formě včasného určení potenciálně invazivních druhů a zamezení invaze je jednou z možností řešení tohoto problému. Cílem práce proto je zhodnocení potenciálního rizika invaze na území Evropské unie a Velké Británie u vybraných druhů z čeledi scinkovití a ještěrcovití, které jsou běžně dováženy na území České republiky za účelem zájmového chovu.

3 Metodika

Seznam potenciálně invazivních druhů byl převzat z práce Kopecky et al. (2019). Seznam byl vytvořen na základě údajů Celní správy a byl doplněn o druhy nabízené na českém trhu. Také byly provedeny rozhovory s velkoobchodníky a producenty těchto druhů k doplnění informací týkajících se obchodu s plazy a jejich dostupnosti na trhu. Průzkum byl proveden v průběhu roku 2016 (Kopecký et al. 2019). Ze seznamu byly následně vyjmuty druhy, které se na území EU vyskytují přirozeně. Výsledný seznam obsahoval osmnáct druhů z čeledi scinkovití a deset druhů z čeledi ještěrcovití. Tato práce je součástí skupiny prací, kde každý student dostal za úkol zaměřit se na jinou čeleď nebo skupinu čeledí z třídy plazů.

3.1 Model Wilgen-Richardson (route 2)

Pro zjištění rizika potenciální invaznosti byl využit model Wilgen-Richardson (route 2). Model obsahuje šest otázek, které jsou vyplněny pro každý druh samostatně. Druhá až šestá otázka se týká klimatické shody, taxonomie, předpokládaných introdukcí, doby dosažení pohlavní dospělosti a počtu snůšek/vrhů za rok. Odpovědi na tyto otázky je vždy číselná hodnota. První otázka je využita pro správnou interpretaci výsledného skóre v tabulce podle zařazení druhu do jedné z možných kategorií: Krokodýl, ještěr, had, želva, mlok nebo žába. Výsledkem je pravděpodobnost usazení druhu na zkoumaném území.

3.1.1 Klimatická shoda

K vyhodnocení pravděpodobnosti usazení druhu bylo potřeba zjistit podobnost klimatických podmínek přirozené oblasti rozšíření a zkoumané oblasti, v tomto případě území Evropské unie a Velké Británie. Distribuční mapy druhů byly nalezeny za využití převážně elektronických zdrojů, především <https://www.iucnredlist.org>. Na obrázku 2 lze vidět příklad oblasti rozšíření pro druh *Trachylepis elegans*. Druhy, pro které nebyly nalezeny dostatečné informace, byly vyřazeny z dalšího zpracování.

K porovnání klimatu byl využit program CLIMATCH (dostupný na <https://climatch.cp1.agriculture.gov.au/>). Program porovnává data uživatelem vybraných meteorologických stanic.

Cílová oblast (target region) byla označena pomocí dokumentu ve formátu clm, který obsahoval označené stanice Evropské unie a Velké Británie. Celkový počet stanic cílové oblasti byl 1143.

Zdrojová oblast (source region) byla manuálně navolena podle nalezených map přirozeného rozšíření.

Po spuštění funkce RUN MATCH program přiřadil jednotlivým stanicím cílové oblasti skóre 0-10 podle jejich klimatické shody se stanicemi zdrojové oblasti. Na obrázku 3 lze vidět příklad výsledku programu CLIMATCH pro druh *Trachylepis elegans*. Za úspěšnou shodu byly považovány stanice dosahující minimálně skóre 6. Ke každému skóre úspěšné shody byl přiřazen násobitel, kterým byl vynásoben počet stanic dosahující tohoto skóre. Počet stanic se skóre 6 byl vynásoben jedničkou, počet stanic se skóre 7 byl vynásoben dvojkou a tak dále až

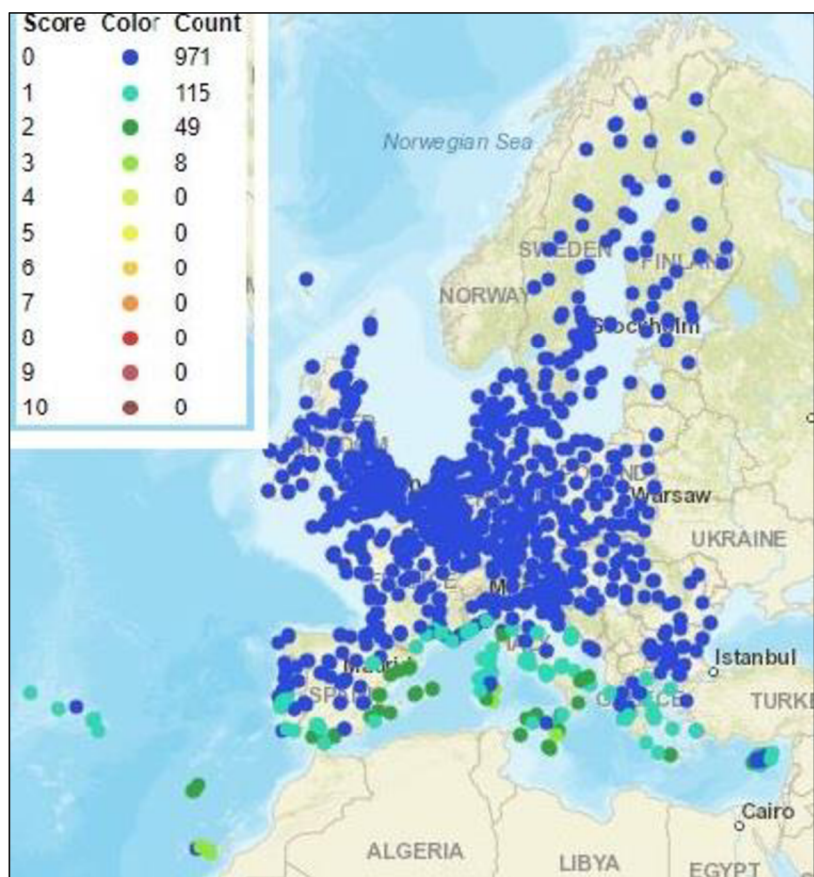
po skóre 10, u kterého byl počet stanic vynásoben pěti. Vynásobené počty stanic byly sečteny a tento součet byl následně vydělen celkovým počtem stanic v cílove oblasti, tedy 1143. Výsledné číslo nacházející se v otevřeném intervalu (0;1) bylo použito pro výpočet modelem Wilgen-Richardson (route 2).

Obr. 2: Mapa výskytu pro druh *Trachylepis elegans*



(The IUCN Red List of Threatened Species)

Obr. 3: Výsledek programu Climatch pro druh *Trachylepis elegans*



(Climatch v.1.0)

3.1.2 Taxonomie

Pro zkoumané druhy byly vyhledány druhy co nejbližší příbuzné s přirozeným výskytem na území Evropské unie nebo Velké Británie. Na základě taxonomické blízkosti byla každému zkoumanému druhu přiřazena hodnota 1-9 následovně:

rod (genus)	1
podčeď (subfamily)	2
čeď (family)	3
nadčeď (superfamily)	4
infrařád (infraorder)	5
podřád (suborder)	6
řád (order)	7
podtřída (subclass)	8
třída (class)	9

Tato hodnota byla použita pro výpočet modelem Wilgen-Richardson (route2).

3.1.3 Předpokládané introdukce

Další otázkou byl předpokládaný počet introdukcí v následujících pěti letech. Pro vyhodnocení bylo vycházeno z počtu introdukcí, které proběhly v minulosti, podle databáze Kraus 2009. Databáze obsahuje jednotlivé druhy a počty jejich introdukcí uváděné zvlášť pro každý stát. Například scink smaragdový (*Lamprolepis smaragdina*) byl introdukován jednou na Guam. Pro tento druh byla tedy pro výpočet modelem Wilgen-Richardson (route 2) použita hodnota jedna. Maximální možná hodnota je sedm.

3.1.4 Pohlavní dospělost

Pohlavní dospělost je stav, kdy je daný jedinec schopen se rozmnožovat. Doba dosažení pohlavní dospělosti u některých druhů nebyla známa nebo nalezena. U těchto druhů byla použita data co nejpříbuznějšího druhu v rámci stejného rodu. Pro výpočet byly použity vždy průměrné hodnoty. Doba dosažená pohlavní dospělosti se zadávala v měsících.

3.1.5 Počet snůšek

Poslední otázkou bylo množství snůšek, nebo u živorodých počet vrhů mláďat, za rok. Byla hledána data o volně žijících jedincích v jejich přirozeném prostředí. U některých druhů nebyl počet snůšek za rok znám nebo nalezen. Opět bylo využito dat co nejpříbuznějšího druhu v rámci stejného rodu.

4 Výsledky

Celkem bylo hodnoceno 18 druhů z čeledi scinkovití a 10 druhů z čeledi ještěrkovcovití. Dva scinkové byli ze seznamu odebráni, protože se vyskytují na území Evropské unie nebo Velké Británie.

Výsledky potenciální rizikovosti invaze na území Evropské unie a Velké Británie vyhodnocené pomocí modelu Wilgen-Richardson (route 2) jsou uvedeny v tabulce 3 a v tabulce 4.

Tabulka 3: Výsledky hodnocení pomocí modelu Wilgen-Richardson (route 2) pro čeleď scinkovití

Latinský název	Český název	Skóre	Kategorie
<i>Acontias percivalii</i>	sleposcink Percivalův	-	-
<i>Bellatorias frerei</i>	scink	2,04	Moderate
<i>Eutropis multifasciata</i>	mabuja východní	3,22	High
<i>Grandidierina rubrocaudata</i>	scink	-	-
<i>Lamprolepis smaragdina</i>	scink smaragdový	3,4	High
<i>Mochlus fernandi</i>	scink ohnivý	2,04	Moderate
<i>Mochlus sundevallii</i>	scink	2,58	Moderate
<i>Scincus scincus</i>	scink obecný	3,12	High
<i>Tiliqua gigas</i>	tilikva obrovská	2,4	Moderate
<i>Tiliqua scincoides</i>	tilikva australská	3,94	High
<i>Trachylepis affinis</i>	mabuja	2,4	Moderate
<i>Trachylepis elegans</i>	mabuja nádherná	2,4	Moderate
<i>Trachylepis margaritifera</i>	mabuja perleťová	2,4	Moderate
<i>Trachylepis perrotetii</i>	mabuja	2,4	Moderate
<i>Trachylepis quinquetaeniata</i>	mabuja pětipruhá	2,8	Moderate
<i>Tribolonotus gracilis</i>	scink přilbový	2,22	Moderate
<i>Tribolonotus novaeguineae</i>	scink novoguinejský	2,22	Moderate
<i>Tropidophorus baconi</i>	scink	2,4	Moderate

Tabulka 4: Výsledky hodnocení pomocí modelu Wilgen-Richardson (route 2) pro čeled' ještěrkovcovití

Latinský název	Český název	Skóre	Kategorie
<i>Gerrhosaurus flavigularis</i>	ještěrkovec žlutohrdlý	1,68	Extremely low
<i>Gerrhosaurus major</i>	ještěrkovec velký	1,32	Extremely low
<i>Gerrhosaurus nigrolineatus</i>	ještěrkovec	1,32	Extremely low
<i>Tracheloptychus petersi</i>	ještěrkovec	-	-
<i>Zonosaurus karsteni</i>	ještěrkovec Karstenův	-	-
<i>Zonosaurus laticaudatus</i>	ještěrkovec scinkovitý	-	-
<i>Zonosaurus madagascariensis</i>	ještěrkovec madagaskarský	-	-
<i>Zonosaurus maximus</i>	ještěrkovec	-	-
<i>Zonosaurus ornatus</i>	ještěrkovec	-	-
<i>Zonosaurus quadrilineatus</i>	ještěrkovec čtyřpásý	-	-

5 Diskuze

Pro všechny druhy byla zjištěna klimatická shoda mezi oblastí původního rozšíření a územím Evropské unie a Velké Británie. Údaje o původní oblasti rozšíření lze využít k lokalizaci oblastí, kde je pravděpodobnost usazení nejvyšší. Klimatická podobnost původní a nové oblasti je základním kamenem úspěšné invaze (Ficetola et al 2007). Bomford et al. (2009) ve své práci uvádí, že druhy s větší klimatickou shodou vykazují vyšší úspěch v usazení na novém území. Zároveň ale dodává, že se nejedná o jediný ukazatel. Mnoho dalších proměnných má vliv na pravděpodobnost usazení a následnou invazi druhu (Ficetola et al 2007). Na schopnost usídlení druhu mají vliv také biotické faktory. I v ideálních klimatických podmínkách se introdukovaný druh nemusí usadit. V nové oblasti může být vysoký predační tlak, nedostatek potravy nebo hnízdišť a úkrytů a dalších faktorů. U žádného z biotických faktorů však nebyl prokázán konzistentní vliv na všechny taxony (Bomford et al 2009).

U většiny zkoumaných druhů vyšla velmi nízká klimatická shoda. Většina scinkovitých i ještěrkovcovitých se vyskytuje v tropech a subtropích (Cerha et Kocián, 1999). Vlivem změn klimatu však mohou v budoucnosti vzniknout nové příležitosti pro usazení a následné rozšíření invazních druhů (Scalera et al. 2012). Změna klimatu vede k rozsáhlým dopadům na organismy. Může ovlivnit samotnou fyziologii, vývoj nebo chování organismů, jak ve prospěch tak neprospěch invazního potenciálu (Dissanayake et al. 2021). Yuan et al. (2018) například uvádí, že scinkové žijící ve střední Africe v hraničních pásmech mezi společenstvy mohou prosperovat při zvýšení teploty. Oproti tomu lesní scinkové budou pravděpodobně ovlivněny negativně. To ukazuje, že klimatické změny ovlivňují každý druh jinak. Z důvodu nedostatku dat o mnohých druzích, lze jen spekulovat o výsledcích těchto změn.

Dalším zkoumaným faktorem byla fylogenetická vzdálenost zkoumaných druhů od druhů původních. Jedním z významných ukazatelů pravděpodobnosti usazení introdukovaného druhu je i příslušnost k rodu a čeledi (Bomford 2009). Van Wilgen & Richardson (2011) ve své studii uvádějí, že šance na usazení introdukovaného druhu je tím menší, čím menší je jeho fylogenetická vzdálenost od původního druhu žijícího na daném území. Autoři pokračují odůvodněním, že blízké příbuzné druhy si zpravidla z důvodu podobné ekologické funkce výrazně konkurují. Naopak fylogeneticky vzdálenější druhy vykazují vyšší úspěšnost usazení (Wilgen & Richardson 2011). Na druhou stranu v případě fylogeneticky velmi blízkých druhů může dojít k jejich křížení. Pokud je výsledná hybridizovaná populace geneticky bližší invaznímu druhu, původní druh tím zaniká (Nentwig 2014).

Na území Evropské unie a Velké Británie se vyskytuje pouze několik druhů čeledi scinkovití a žádný druh čeledi ještěrkovcovití. Z čeledi scinkovití se na zkoumaném území vyskytují rody *Ablepharus*, *Chalcides*, *Ophiomorus* a *Eumeces*. Většina hodnocených scinků dosáhla fylogenetické vzdálenosti na úrovni čeledi a získala skóre 3. Druhy ještěrkovcovitých dostaly skóre 4. Hodnocené a původní druhy si nejsou přespříliš blízké. Proto je předpokládána nižší konkurence a vyšší šance na usazení zkoumaných druhů.

Důležitým faktorem byl počet introdukcí druhu. Počet introdukcí, které již druh absolvoval, zvyšuje jeho šanci na budoucí usazení (Bomford 2009). Avšak zásadním nedostatkem je absence ideálních dat. Započteny byly všechny introdukce dle Kraus (2009).

Databáze, ač obsáhlá, nemusí obsahovat vše. Také nezáviselo na úspěšnosti introdukce, a informace zda vůbec byla introdukce úspěšná či nikoli ani není u všech případů k dispozici. Na druhou stranu i záznamy neúspěšných introdukcí jsou hodnotné. Vysoká hodnota byť neúspěšných introdukcí značí, že druh je úspěšně transportován. Čím více jedinců je převáženo, tím spíše nakonec alespoň zlomek z nich dorazí do oblasti s vhodnými podmínkami k usazení. Většina hodnocených druhů neměla záznam o introdukci.

Dalším zkoumaným faktorem byla reprodukce. Reprodukční schopnost a věk dosažení pohlavní dospělosti jsou klíčovými parametry růstu nepůvodních populací a mohou silně ovlivňovat jejich invazivitu (Masin et al. 2014). Kratší doba do dosažení pohlavní dospělosti znamená, že se jedinec může dříve pářit. Kratší generační doba v kombinaci s vyšším počtem snůšek výrazně zvyšuje šanci, že se druh stane invazním. Vyšší počet mláďat vede k větší kompetici o zdroje. Následně jsou původní druhy samotným počtem konkurentů vytlačeny.

Existují značné odlišnosti jak ve způsobu, tak četnosti rozmnožování (Dyke 2015). U většiny druhů plazů se střídá období páření s obdobím klidu. Scinkovití a ještěřkovcovití nejsou výjimkou. Samice tvoří zpravidla jednu snůšku ročně, u druhů tropických oblastí může samice tvořit vícero snůšek během celého roku (Callard & Kleis 1987). Rody scinkovitých jsou vejcorodé vejcoživorodé i živorodé a některé dokonce mají poměrně složitou placentu (Cerha et Kocián, 1999; Robertson & Coventry 2019). Druh s nejvyšší pravděpodobností k usazení, tilikva australská (*Tiliqua sconcooides*), je živorodý. Živorodost je interpretována jako adaptace na chladné podnebí. Protože teplota samice je vyšší než teplota možného hnízda, vede to k urychlení embryonálního vývoje a mláďata se tak narodí s dostatečným předstihem před příchodem chladnějšího počasí (Shine 1983). Z čeledi ještěřkovcovití jsou všechny druhy vejcorodé s malou snůškou o 2-6 vejcích (Vitt et Caldwell, 2014). Souhrnně otázka rozmnožování se ukázala být jako nejnáročnější. Obecně jsou druhy nedostatečně popsány a konkrétní informace k jednotlivým druhům, často i rodům, chybí.

5.1 Výsledky a srovnání

Výsledky zhodnocení rizikovosti odhalily druhy s největší pravděpodobností k invaznosti. Tedy druhy, které mohou způsobit ekologické, ekonomické a jiné škody (Masin et al. 2014).

Celkem bylo hodnoceno 18 vybraných druhů z čeledi scinkovití a 10 druhů vybraných z čeledi ještěřkovcovití. Nebylo možné vyhodnotit riziko invaze u všech druhů. U celkem 9 druhů nebyly nalezeny dostatečné informace o jejich rozmnožování ve volné přírodě a tyto informace nebylo možno nahradit. U druhu *Tropidophorus baconi* (Hikida, Riyanto & Ota, 2003), který je endemitem ostrova Sulawesi neboli Celebes, chyběla v přesném areálu rozšíření klimatická stanice. K vyhodnocení klimatické shody byla využita nejbližší klimatická stanice na témže ostrově, která se nacházela do 80 km od okraje areálu rozšíření.

Mezi nedostatky hodnocení patří problematika dostupnosti informací. U některých druhů nejsou dostupné veškeré informace potřebné k hodnocení. Chybí hlavně informace o rozmnožování v přirozeném prostředí. Chybějící data byla nahrazena informacemi o příbuzném druhu. Jednalo se o co nejpříbuznějšího druhu, vždy ve stejném rodu. Systematika scinkovitých není dořešena, i proto mohla substituce způsobit zkreslení výsledků.

Nejvyšší kategorie High, značící šanci 31-50 % na úspěšné usazení, dosáhly čtyři druhy. Jedná se o druhy:

- tilikva australská (*Tiliqua scincoides*) 3,94
- scink smaragdový (*Lamprolepis smaragdina*) 3,4
- mabuja východní (*Eutropis multifasciata*) 3,22
- scink obecný (*Scincus scincus*) 3,12

V práci Jany Slaměnikové (2018), která měla za cíl vyhodnotit riziko usazení a invazní potenciál dovážených druhů z čeledi Scincidae a Gerrhosauridae pomocí Risk Assessment Model (Bomford, 2008) a nástroje AS-ISK, vyšly jako nejrizikovější následující druhy:

- tilikva australská (*Tiliqua scincoides*) RAM i AS-ISK
- scink ohnivý (*Mochlus fernandi*) RAM
- *Mochlus sundevalli* RAM
- mabuja východní (*Eutropis multifasciata*) AS-ISK
- tilikva obrovská (*Tiliqua gigas*) AS-ISK
- *Egernia depressa* AS-ISK
- scink alžírský (*Eumeces algeriensis*) AS-ISK
- scink šestipruhý (*Chalcides sexlineatus*) AS-ISK

Také v práci Slaměnikové (2018) dosahovala nejvyšších hodnot, tedy i nejvyššího rizika invaznosti, tilikva australská (*Tiliqua scincoides*). Tento druh opakovaně v různých modelech a způsobech zpracování převyšuje svými hodnotami ostatní druhy scinkovitých.

Dalším shodným druhem je mabuja východní (*Eutropis multifasciata*). Tento výsledek však musíme brát s mírnou rezervou. Sama Slaměniková (2018) uvedla, že výsledky nástroje AS-ISK jsou zatíženy subjektivním názorem vypracovatele. To vede k různým výsledkům od různých autorů a nižší váze těchto výsledků.

Druhy *Mochlus fernandi* a *Mochlus sundevalli* při zpracování metodou Wilgen-Richardson (route 2) dosáhly kategorie Moderate. Mezi zkoumanými druhy čeledi scinkovité dosahují průměrných hodnot. Důvodem toho, že druhy nevykazují vyšší hodnoty, je téměř nulová klimatická shoda a hlavně pak žádné zaznamenané případy introdukce v Kraus Herp Database 2009.

Scink smaragdový (*Lamprolepis smaragdina*) a scink obecný (*Scincus scincus*) dle výsledků práce Slaměniková (2018) dosahují průměrných hodnot. Ačkoli je nutno podotknout, že scink obecný (*Scincus scincus*) je v RAM ve vyšších hodnotách moderate risku a blíží se hranici serious.

Další druhy s vyššími hodnotami nebyly do mého původního seznamu druhů zařazeny, není tak k dispozici přesné srovnání. Alespoň srovnání rodů je možné, nelze z něj však vyvozovat ucelené a definitivní závěry. Proto se těmito druhy nebudu dále zabývat.

Ještěrkovcovité dosahovali ve všech modelech a způsobech hodnocení nízkých hodnot. Jejich usídlení je málo pravděpodobné a riziko invaze velmi nízké. Ještěrkovci rodu *Gerrhosaurus spp.* mají dlouhé juvenilní období, kladou málo vajec a jak počet introdukcí, tak klimatická shoda, byla u nich prakticky nulová. Mírně vyšších hodnot dosáhl ještěrkovec žlutohrdlý (*Gerrhosaurus flavigularis*), díky lepší klimatické shodě. Ještěrkovci rodu

Zonosaurus spp. by pravděpodobně měli podobná čísla. Bohužel nebyly nalezeny informace o rozmnožování v přirozeném prostředí

5.2 Rizikové druhy

5.2.1 Tilikva australská (*Tiliqua scincoides*)

Tilikva australská, jak její jméno napovídá, pochází z Austrálie. Dorůstá se až 60 cm (Koenig et al. 2002). Díky tomu, že je převážně druhem teplého mírného pásma, měla tilikva relativně vysokou klimatickou shodu (0,74). Obzvláště v porovnání s tilikvou obrovskou (*Tiliqua gigas*), která se vyskytuje na Papui-Nové Guinei (0). Tilikva australská je denní terestrický druh. Využívá otevřenější stanoviště, často s nízkým pokryvem půdy, v ekosystémech jako jsou například suché sklerofylní lesy, pastviny, pobřežní křoviny nebo vřesoviště. Jedná se o omnivorní druh, který byt' se živí zejména různými plody a houbami, nepohrdne ani příležitostnou mršinou. V období zimy nebo neaktivity se obvykle ukrývá pod vrstvou vegetace nebo zbytků země, někdy využívá králíčích nor. (Robertson & Coventry 2019). Budoucí změny klimatu by mohly vést k ještě větší klimatické shodě. Společně se schopností přečkat období chladu, by se tak z tilikvy australské mohl stát druh úspěšně se rozmnožující na území Evropské unie a Velké Británie.

Tilikva měla 2 introdukce. To také vedlo k jejímu vyššímu výslednému skóre. Pro většinu zkoumaných druhů byl počet introdukcí v následujících pěti letech 0. Toto číslo je však také nejtěžší předpověď.

Tento druh je živorodý. Nejspíš rekordem je případ, kdy samice porodila až 21 živých mláďat. Avšak menší zvířata pravděpodobně mívají mláďat méně. Většina samic se rozmnožuje každoročně (Robertson & Coventry 2019). Živorodost zaručuje potomstvu stálou teplotu pro vývoj. Na druhou stranu se matka zpravidla nemůže rozmnožovat tak často jako je tomu u vejcorodých druhů (Cerha et Kocián, 1999).

Mláďata jsou náchylná na predaci ze strany domácích zvířat a lišek. Ta, která přežijí, během 2-3 let dospívají. V přírodě byla zaznamenána tilikva australská, která se dožila 10 let. Pravděpodobně se může dožít až 20 let (Robertson & Coventry 2019). Jedná se o druhý nejvyšší věk dosažení pohlavní dospělosti ze zkoumaných druhů, a o nejvyšší věk dosažení pohlavní dospělosti z čeledi scinkovití.

5.2.2 Scink smaragdový (*Lamprolepis smaragdina*)

Scink smaragdový žije v západním Pacifiku na tichomořských ostrovech. Samice jsou o něco větší než samci. Jedná se o arborikolní druh s denní aktivitou. Potravně široce zaměřený: listy, plody, nektar, bezobratlí, hmyz, členovci i ektotermní obratlovci. Aktivně loví kolem elektrických světél (Rodda 2020). Běžně se vyskytuje na kmenech stromů ve výšce jednoho až dvou metrů nad zemí na dvorech, zahradách a jiných člověkem narušených stanovištích (Zug 2013). Klimatická shoda pro tento druh byla nulová. Vlivem klimatických změn by mohl druh v budoucnu dosahovat vyšší klimatické shody.

Faktor nejvíce ovlivňující výsledky tohoto druhu je pravděpodobně počet introdukcí. V Tichomoří byl několikrát introdukovan. Odhad počtu introdukcí se však značně liší (Rodda 2020). Samice snášejí dvě vajíčka (Zug 2013). Mláďata se z vajec mohou explozivně vylíhnout v reakci na vyrušení (Rodda 2020). Důkazy z východní populace Papuy-Nové Guineje i Filipín naznačují celoroční reprodukci (Zug 2013). Dle Rodda (2020) kladou vejce jednou až dvakrát ročně. Počet mláďat za rok je tedy poměrně nízký. Rodda (2020) spekuluje o nízké úmrtnosti mladých jedinců, která by vysvělovala jejich přežití. Dožívají se 5 let.

Pravděpodobně jsou teritoriální, a to hlavně samci (Pianka & Vitt 2003). Teritorium nejspíš zahrnuje jeden až dva stromy, především kmeny. Při nízké hustotě může být obrana území těžko zjištělná (Rodda 2020).

5.2.3 Mabuja východní (*Eutropis multifasciata*)

Vyskytuje se v jihovýchodní Asii a Indonésii. Obývá širokou škálu stanovišť od suchých i vlhkých lesů až po člověkem narušená území jako jsou zemědělské oblasti a zahrady domů. Jde o převážně hmyzožravý druh s denní aktivitou (Shea et al. 2018).

Klimatická shoda druhu byla nulová. Má nízkou odolnost vůči nízkým teplotám (Lin et al. 2019). Vlivem klimatických změn by mohl druh v budoucnu dosahovat vyšší klimatické shody.

Druh měl nejvyšší počet introdukcí ze všech. Avšak jedná se stále o poměrně malé číslo, 4. Dle Meshaka et al. (2022) byla introdukována do Spojených států amerických skrze pet-trade a došlo k jejímu usazení na Floridě. Tam žije syntopicky s původním druhem gekona *Sphaerodactylus notatus*.

Mabuja pohlavně dospívá přibližně v 18 měsících (Cerha & Kocian 1999). Jedná se o živorodý druh rodící až 10 mláďat. V původní oblasti rozšíření se rozmnožuje až dvakrát ročně (Shea et al. 2018). Tento reprodukční výkon z ní z pohledu možné invaze činí nebezpečnější druh než je většina ostatních zkoumaných druhů.

5.2.4 Scink obecný (*Scincus scincus*)

Scink obecný žije v pouštích severní Afriky a Arabského poloostrova. Při svém pohybu „plave“ v písku, ve kterém se skrývá jak před predátory, tak při lovu vlastní kořisti. V létě má jeho strava větší podíl rostlinné složky. V suchém písku umí zmizet za 0,41 s. Odhaduje se, že plocha jeho domovského okrsku velmi velká, ale nebyla nikdy vyčíslena. Druh je v oblasti rozšíření často sbírán z důvodu obchodu se zvířaty (Rodda 2020).

Klimatická shoda byla středně velká. Vzhledem k absenci písečných pouští v Evropě je však pravděpodobnost jeho usazení spíše nízká.

Jeho fylogenetická vzdálenost od původních druhů je na úrovni podčeledi. To snižuje pravděpodobnost jeho usazení. Druh také nebyl dle Kraus (2009) ani jednou introdukovan.

Dožívá se přibližně 10 let. Rozmnožuje se pouze jednou ročně a počet mláďat je pravděpodobně také nízký (Rodda 2020).

6 Závěr

- Z výsledků jsou patrné druhy, u kterých hrozí největší potenciální riziko invazivnosti pro území Evropské unie a Velké Británie. Mnoho z nich dosahuje nízké klimatické shody. Změny klimatu by v budoucnosti mohly vést k vhodným podmínkám i pro tyto druhy.
- Introdukce herpetofauny vzniká především důsledkem pet-trade. Jakmile se druh usadí, je náročné a nákladné se ho zbavit. Prevence je jedním z nejlepších způsobů řešení invazí.
- Vyhodnocení potenciálního rizika invaze běžně dostupných druhů může pomoci předcházet introdukci těchto druhů. Mezi preventivní opatření patří například regulace dovozu, zákaz chovu nebo alespoň povinné chovné knihy jako jsou u živočichů spadajících do CITES.

7 Literatura

ADW. 2020. Animal Diversity Web [online]. [cit. 2020-09-21]. Dostupné z <<https://animaldiversity.org/>>

Bomford M, Kraus F, Barry SC, Lawrence E. 2009. Predicting establishment success for alien reptiles and amphibians: a role for climate matching. *Biological Invasions*, **11(3)**:713-724.

Bradshaw CJ, Leroy B, Bellard C, Roiz D, Albert C, Fournier A, Barbet-Massin M, Salles JM, Simard F., Courchamp F. 2016. Massive yet grossly underestimated global costs of invasive insects. *Nature communications*. **7(1)**:1-8.

Bruins, E. 2001. Encyklopedie teraristiky. Dobřejovice. Rebo production. 317 s. ISBN: 8072341685.

Callard IP, Kleis SM. 1987. Reproduction in reptiles. In *Fundamentals of Comparative Vertebrate Endocrinology* (pp. 187-205). Springer, Boston, MA

Cerha V, Kocián M. 1999. Příručka pro teraristy - scinkové, varani a ještěrky. Polaris. Frenštát pod Radhoštěm. 268 s. ISBN: 8085911450.

Colunga-Garcia M, Magarey RA, Haack RA, Gage SH, 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.

Dissanayake DS, Holleley CE, Georges A. 2021. Effects of natural nest temperatures on sex reversal and sex ratios in an Australian alpine skink. *Scientific reports*, **11(1)**:1-11.

European Commission. 2014. Regulation (EU) 1143/2014. List of Invasive Alien Species of Union concern. Brussel

Ficetola GF, Thuiller W, Miaud C. 2007. Prediction and validation of the potential global distribution of a problematic alien invasive species—the American bullfrog. *Diversity and distributions*. **13(4)**:476-485.

Iannone BV, Carnevale S, Main MB, Hill JE, McConnell JB, Johnson SA, Enloe SF, Andreu M, Bell EC, Cuda JP, Baker SM. 2021. Invasive species terminology: Standardizing for stakeholder education. *The Journal of Extension*. **58(3)**:27.

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. 2022-02-05].

Lin TE, Chen TY, Wei HL, Richard R, Huang SP. 2019. Low cold tolerance of the invasive lizard *Eutropis multifasciata* constrains its potential elevation distribution in Taiwan. *Journal of thermal biology*, **82**:115-122.

Lowe S, Browne M, Boudjelas S, De Poorter M. 2000. 100 of the World's Worst Invasive Alien Species A selection from the Global Invasive Species Database. Published by The Invasive Species Specialist Group (ISSG) a specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN), 12pp. First published as special lift-out in *Aliens* 12, December 2000. Updated and reprinted version: November 2004.

Lockwood, J. L., Hoopes, M. F., Marchetti, M. P. 2013. *Invasion ecology*. 2nd ed. p. 444. ISBN: 9781444333640.

Pinya S, Carretero MA. 2011. The Balearic herpetofauna: A species update and a review on the evidence. *Acta Herpetologica*. **6(1)**: 59–80.

Silva-Rocha I, Montes E, Salvi D, Sillero N, Mateo JA, Ayllón E, Pleguezuelos JM, Carretero MA. 2018. Herpetological history of the Balearic Islands: when aliens conquered these islands and what to do next. In *Histories of Bioinvasions in the Mediterranean* vol. 8. Springer, Cham. pp. 105-131. ISBN: 978-3-319-74986-0

Shea G, Allison A, Tallowin O, McGuire J, Iskandar D, Cai B, Wang Y, Yang J, Shang G. 2018. *Eutropis multifasciata*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2018 [online] [cit. 2022-04-19]

Shine R. 1983. Reptilian viviparity in cold climates: testing the assumptions of an evolutionary hypothesis. *Oecologia*, **57(3)**:397-405.

Nentwig W. 2014. *Nevítaní vetřelci Invazivní rostliny a živočichové v Evropě*. Academia

Masin S, Bonardi A, Padoa-Schioppa E, Bottoni L, Ficetola GF. 2014. Risk of invasion by frequently traded freshwater turtles. *Biological Invasions*. 16: 217–231.

Meshaka WE, Collins SL, Bury RB, McCallum ML. 2022. *Exotic Amphibians and Reptiles of the United States*. Gainesville: University Press of Florida.

Essl F, Bacher S, Blackburn TM, Booy O, Brundu G, Brunel S, Cardoso AC, Eschen R, Gallardo B, Galil B, García-Berthou E. 2015. Crossing frontiers in tackling pathways of biological invasions. *BioScience*. **65(8)**:769-82.

National Invasive Species Information Center. Pathways. 2020. US. DEPARTMENT OF AGRICULTURE. [online]. Dostupné z:

<<https://www.invasivespeciesinfo.gov/subject/pathways>> Pathways | National Invasive Species Information Center. [cit. 2022-03-12].

Kraus F. 2003. Invasion Pathways for Terrestrial Vertebrates. Pages 68-92

Koenig J, Shine R, Shea G. 2002. The dangers of life in the city: patterns of activity, injury and mortality in suburban lizards (*Tiliqua scincoides*). *Journal of Herpetology*. **36(1)**:62-68.

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

Kopecký O, Kalous L, Patoka J. 2013. Establishment risk from pet-trade freshwater turtles in the European Union. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*. DOI:10.1051/kmae/2013057.

Kraus F. 2009. Alien reptiles and Amphibians a scientific compendium and analysis. Springer, Dordrecht.

Linders TEW, Schaffner U, Eschen R, Abebe A, Choge SK, Nigatu L, Mbaabu PR, Shiferaw H, Allan E. 2019. Direct and indirect effects of invasive species: Biodiversity loss is a major mechanism by which an invasive tree affects ecosystem functioning. *Journal of Ecology*. 107(6):2660-2672.

Pianka ER, Vitt LJ. *Lizards : Windows to the Evolution of Diversity*. Berkeley: University of California Press; 2003.

Puth LM, Post DM. 2005. Studying invasion: have we missed the boat? *Etology Letters* **8**: 715-721.

Robertson P, Coventry AJ. 2019. *Reptiles of Victoria: A guide to identification and ecology*. CSIRO Publishing. ISBN:9780643093935

Rodda GH. *Lizards of the World : Natural History and Taxon Accounts*. Baltimore: Johns Hopkins University Press; 2020.

Sagoff M. 2018. What Is Invasion Biology?. *Ecological Economics*. **154**:22-30

Scalera R, Genovesi P, Essl F, Ranitsch W. 2012. The impacts of invasive alien species in Europe. EEA Technical report. **16**:1-55

Slaměňíková J. 2018. Hodnocení invazivního rizika u chovaných druhů nadčeledi Gekkota pro území Evropské unie [BSc. Thesis]. Česká zemědělská univerzita, Praha

Spawls S et al. 2018. Field Guide to East African Reptiles. Bloomsbury Publishing Plc. p 624. ISBN: 1472935616

The IUCN Red List of Threatened Species. [online] Dostupné z: <<https://www.iucnredlist.org/>>

Van Dyke JU. 2015. Cues for reproduction in squamate reptiles. Reproductive Biology and Phylogeny of Lizards and Tuatara. JL Rheubert, DS Siegel, and SE Trauth (eds.). CRC Press, Boca Raton, Florida. **2015**:109-43

Vitt, L. J., Caldwell, J. P. 2014. Herpetology: An Introductory Biology of Amphibians and Reptiles. 4th ed. Academic Press. London. p. 776. ISBN: 9780123869197.

Van Wilgen NJ, Richardson DM. 2011. Is phylogenetic relatedness to native species important for the establishment of reptiles introduced to California and Florida?. Diversity and Distributions. **17(1)**:172-81.

Van Wilgen NJ, Richardson DM. 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.

Weidenhamer JD, Callaway RM. 2010. Direct and indirect effects of invasive plants on soil chemistry and ecosystem function. Journal of chemical ecology. **36(1)**:59-69.

Yuan FL, Freedman AH, Chirio L, LeBreton M, Bonebrake TC. 2018. Ecophysiological variation across a forest-ecotone gradient produces divergent climate change vulnerability within species. Ecography. **41(10)**:1627-1637.

Zug, George R.. Reptiles and Amphibians of the Pacific Islands : A Comprehensive Guide. 2013. University of California Press. p. 124. ISBN:0990631133

