

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra zoologie a rybářství



**Invazní potenciál krabů rodů *Geosesarma* a *Parathelphusa*,
se kterými se obchoduje v akvaristice**

Diplomová práce

Autor práce: Bc. Anežka Krausová

Obor studia: Zájmové chovy zvířat

Vedoucí práce: Ing. Jiří Patoka, Ph.D., DiS.

© 2018 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci "Invazní potenciál krabů rodů *Geosesarma* a *Parathelphusa*, se kterými se obchoduje v akvaristice" jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího diplomové práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autorka uvedené diplomové práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušila autorská práva třetích osob.

V Praze dne 15. března 2018

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala zejména Ing. Jiřímu Patokovi, Ph.D., DiS. za cenné rady, trpělivost a čas věnovaný této práci a také všem ostatním, kdo mě při psaní podporovali.

Invazní potenciál krabů rodů *Geosesarma* a *Parathelphusa*, se kterými se obchoduje v akvaristice

Souhrn

Biologické invaze jsou aktuálním celosvětovým problémem. Živočichové se mohou šířit například skrze mezinárodní obchod. V poslední době stále narůstá obliba chovu akvarijských živočichů a mezi nimi i okrasných krabů. Cílem této práce bylo zhodnotit invazní potenciál krabů rodů *Geosesarma* a *Parathelphusa* v celosvětovém kontextu. Práce se snaží potvrdit, nebo vyvrátit hypotézu, že krabi rodů *Geosesarma* a *Parathelphusa*, se kterými se obchoduje v akvaristice, nejsou schopni invadovat a osídlit prostředí mimo svůj přirozený areál rozšíření.

Biologické invaze způsobují snižování biodiverzity, narušení ekosystémů i ekonomické ztráty. Původní fauna je v současnosti skrze obchod s akvarijskými živočichy vystavena introdukcím nepůvodních druhů i jejich nemocí. Znáмым invazním druhem kraba, který navíc přenáší infekční račí mor, je krab říční, *Eriocheir sinensis*. Sladkovodní ekosystémy v tropických oblastech obývají endemické druhy krabů, mezi ně patří i krabi rodů *Geosesarma* a *Parathelphusa* z jihovýchodní Asie. Literární rešerše shrnuje základní informace o biologických invazích obecně a dále se zaměřuje na vybrané druhy výše zmíněných krabů.

Invazní potenciál krabů byl hodnocen pomocí aplikace Climatch v.1.0, která porovnává klimatické podmínky ve zdrojové oblasti (přirozené lokality rodů *Geosesarma* a *Parathelphusa*) a ve vybraných cílových oblastech (jednotlivé světadíly).

Nejvyšší klimatická shoda vyšla v Jižní a Střední Americe, Africe a v severní části Austrálie. Nejnižší shoda byla v Evropě a Severní Americe. Nejvyšší pravděpodobnost etablovat se v cílových oblastech mají populace z Tchaj-wanu, východního Thajska a centrální Jávy. Jedná se o druhy *Geosesarma hednon*, *G. krathing*, *G. dennerle*, *G. hagen* a *G. rouxi*. Hodnocené druhy rodu *Parathelphusa* (*P. ferruginea* a *P. pantherina*) pocházejí pouze ze Sulawesi a potenciálně by se proto etablovali na menším území než rod *Geosesarma*.

Jako oblasti, kam by mohli být skrze akvarijský obchod tyto krabi introdukováni a kde by se pravděpodobně byli schopni etablovat, byly vyhodnoceny Jižní Amerika, Florida a Indonésie (mimo původní areál výskytu).

Klíčová slova: biologické invaze; nepůvodní druhy; akvaristika; klimatická shoda; hodnocení rizik

Invasive potential of pet-traded crabs from genera *Geosesarma* and *Parathelphusa*

Summary

Currently, biological invasions are a globally highlighted problem. Animals can spread, among others, via the international trade. The popularity of aquarium animals, including ornamental crabs, has grown within the recent years. The aim of this study was to evaluate the invasive potential of crabs from genera *Geosesarma* and *Parathelphusa* in a global context. The thesis confirms or disproves the hypothesis that the *Geosesarma* and *Parathelphusa* crabs, which are traded as ornamentals, are unable to invade and establish in the environment out of their native range.

Biological invasions cause biodiversity decline, ecosystem disruption and economic losses. Native fauna is threatened by introductions of non-native species and their diseases also regarding the aquarium trade. The Chinese mitten crab (*Eriocheir sinensis*) is one of the known invasive crab species, which is also a vector of the infectious crayfish plague. Freshwater ecosystems in tropical areas are inhabited by numerous endemic crab species, including *Geosesarma* and *Parathelphusa* crabs from South-eastern Asia. The literary review summarizes information on biological invasions in general and focuses on selected aforementioned crab species in details.

The invasive potential of aforementioned crabs was evaluated using the Climatch v.1.0 tool, which compares the climatic conditions in the source region (*Geosesarma* and *Parathelphusa* native range) and selected target regions (continents).

The highest climatic similarity was assessed in South and Central America, Africa and the northern Australia. The lowest match was evaluated in Europe and North America. Crabs from Taiwan, eastern Thailand and central Java have the highest probability to establish new populations in the target areas. These include species *Geosesarma hednon*, *G. krathing*, *G. dennerle*, *G. hagen* and *G. rouxi*. The evaluated species of the genus *Parathelphusa* (*P. ferruginea* and *P. pantherina*) are native only in Sulawesi, so they would potentially establish populations on a more restricted area than species from the genus *Geosesarma*.

South America, Florida and Indonesia (out of the native range of evaluated crabs) were identified as the areas where these crabs could be introduced and where they potentially could establish new populations.

Keywords: biological invasions; alien species; ornamental aquaculture; climate matching; risk assessment

Obsah

1	Úvod.....	1
2	Cíl práce	2
3	Literární rešerše	3
3.1	Desetinozí koryši (Decapoda)	3
3.2	Krabi.....	3
3.2.1	Infrařád: Brachyura	3
3.2.2	Sladkovodní krabi	5
3.3	Využití krabů lidmi	6
3.3.1	Akvakultura	6
3.3.2	Akvaristika.....	8
3.4	Biologické invaze	9
3.4.1	Legislativa týkající se invazních druhů	14
3.4.2	Krabi jako invazní živočichové	15
3.4.2.1	Rozdělení invazivních krabů podle fylogeneze.....	15
3.4.2.2	Způsoby šíření krabů	15
3.4.2.3	Dopad na původní druhy	16
3.4.2.4	Šíření a introdukce.....	17
3.4.2.5	Abundance v různých regionech	18
3.5	Vybrané druhy	18
3.5.1	Rod <i>Geosesarma</i>	18
3.5.2	Rod <i>Parathelphusa</i>	24
4	Materiál a metody	28
5	Výsledky	31
5.1	Seznam prodáváných druhů	31
5.2	<i>Geosesarma</i>.....	32
5.3	<i>Parathelphusa</i>.....	39
6	Diskuze	46
7	Závěr.....	50
8	Seznam literatury	51
9	Samostatné přílohy	69

1 Úvod

Biologické invaze jsou celosvětově aktuálním tématem mezi vědeckými pracovníky, ochránci přírody i laickou veřejností. Invazní nepůvodní druhy rostlin i živočichů jsou v současnosti vnímány jako jedna z hlavních hrozeb pro biodiverzitu, funkce a stabilitu ekosystémů. Biologické invaze bývají také příčinou ekonomických a environmentálních problémů, jako jsou klimatické změny, fragmentace habitatů a vymírání původních druhů.

Mnohé ekonomicky a ekologicky významné druhy krabů a jiných korýšů jsou transportovány mezi kontinenty a při nechtěných i úmyslných introdukcích mohou zakládat nové populace. Mezinárodní obchod s akvariijními živočichy je v poslední době významným zdrojem introdukcí nepůvodních druhů jak do mořských, tak do sladkovodních ekosystémů. V rámci desetinohých korýšů je obchod s akvariijními živočichy častým zdrojem introdukcí nových druhů raků. Některé z nich jsou schopné přežít ve volné přírodě a mají tak potenciál stát se invazními. Je proto třeba provádět monitoring a regulaci akvaristiky a obchodu s těmito druhy. Například v Irsku a ve Skotsku platí úplný zákaz obchodu s akvariijními raky a je nezákonné držet jakýkoli druh. V Anglii a Walesu je povolen chov pouze jednoho druhu – raka červenoklepetého *Cherax quadricarinatus* (von Martens, 1868). V Česku je oproti tomu situace podstatně jiná – běžně se obchoduje s mnoha druhy raků, podobně jako v Německu, kde je nabízeno přes dvacet druhů z čeledi Cambaridae.

Známým problémem doprovázejícím introdukce nepůvodních druhů raků je račí mor. Bylo zjištěno, že račím morem mohou být infikovány i dva druhy krabů – krab říční, *Eriocheir sinensis* H. Milne Edwards, 1853 a krab potoční, *Potamon potamios* (Olivier, 1804). Vnímavost dalších druhů vůči tomuto onemocnění není dosud prověřena.

Tato práce se zabývá kraby z rodů *Geosesarma* a *Parathelphusa*, se kterými se obchoduje v akvaristice. Popularita těchto atraktivně zbarvených okrasných krabů stále narůstá, proto je vhodné zhodnotit jejich invazní potenciál, kterým se zatím žádné studie nezabývaly.

2 Cíl práce

Pomocí aplikace Climatch v.1.0 zhodnotit invazní potenciál krabů rodu *Geosesarma* a *Parathelphusa* v celosvětovém kontextu.

Dílčím cílem je sestavení seznamu druhů zmíněných rodů, které jsou odchyťvány v přírodě a vyváženy pro okrasné chovy.

H0: Krabi rodů *Geosesarma* a *Parathelphusa*, se kterými se obchoduje v akvaristice, nejsou schopní invadovat a osídlit prostředí mimo svůj přirozený areál rozšíření.

H1: Krabi rodu *Geosesarma*, se kterými se obchoduje v akvaristice, jsou schopní invadovat a osídlit prostředí mimo svůj původní areál rozšíření.

H2: Krabi rodu *Parathelphusa*, se kterými se obchoduje v akvaristice, jsou schopní invadovat a osídlit prostředí mimo svůj původní areál rozšíření.

3 Literární rešerše

3.1 Desetinozí koryši (Decapoda)

Řád: desetinožci, Decapoda Latreille, 1802

Desetinožci jsou známou a dobře rozpoznatelnou skupinou koryšů. Řád Decapoda se dělí na dva podřády: Dendrobranchiata (větvožábří) a Pleocyemata (vejconosní). Pleocyemata jsou rozděleni do jedenácti infrařádů: Achelata (bezklepetní), Anomura (měkkochvostí), Astacidea (rakotvární), Axiidea (axiotvární), Brachyura (krabi), Caridea (krevety, syn. = garnáti), Gebiidea (garnély), Glypheidea (glyfeotvární), Polychelida (mnohoklepetní), Procarididea a Stenopodidea (stenogarnáti) (Castellani et Edwards, 2017; Patoka et al., 2017). Decapoda jsou nejrozmanitějším a na druhy nejbohatším řádem koryšů, kteří jsou jednou z největších skupin (kladů) živočichů – vedle měkkýšů a klepítkačů. Mezi nejznámější desetinožce patří krabi (Brachyura), měkkochvostí (Anomura, dříve zvaní poustevníčci), krevety a garnáti (Dendrobranchiata, Caridea a Stenopodidea) raci a humři (Astacidea). Řád Decapoda v současnosti obsahuje přibližně 15 000 druhů. Některé z nich jsou celosvětově využívány v obchodu s mořskými plody a přispívají tak miliardami dolarů ke světové ekonomice (Martin et al., 2016).

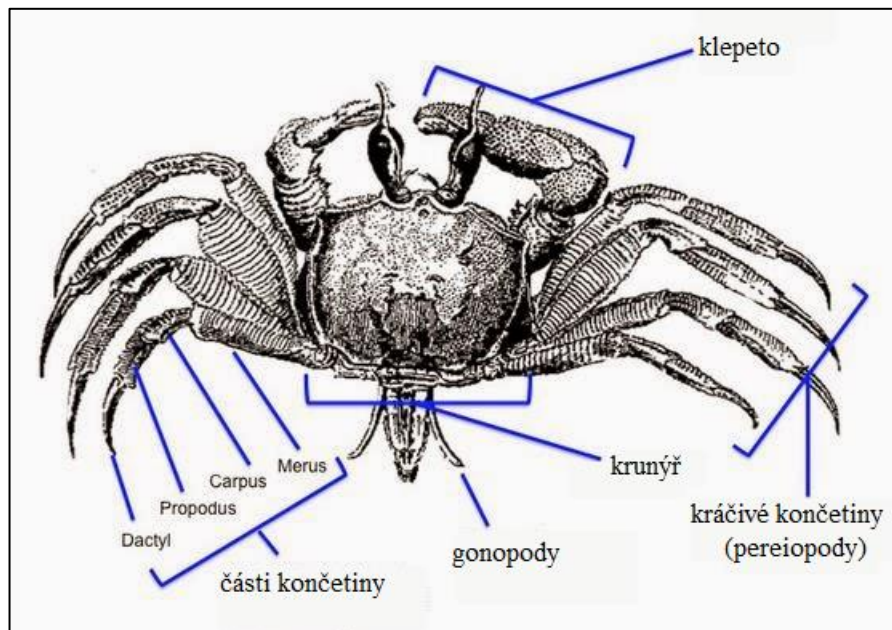
Decapoda jsou jedním z nejvíce diferencovaných řádů koryšů, pokud jde o stavbu těla. Mezi společné znaky patří srůst hlavy a hrudi do jednoho útvaru zvaného hlavohrud' (cephalothorax), krunýř (karapax) kryjící tělo, modifikace prvních tří párů hrudních končetin (thorakopodů) na maxilipedy (čelistní nožky či nohočelisti) aj. Název řádu je odvozen od pěti párů pereiopodů (kráčivých končetin), přičemž jeden až dva páry jsou u některých druhů redukovány. Zadeček (pleon či abdomen) se skládá ze šesti článků. Často se vyskytuje ocasní ploutvička složená z dobře vyvinutého telsonu a uropodů (Schram, 2016).

3.2 Krabi

3.2.1 Infrařád: Brachyura

Praví krabi infrařádu Brachyura mají základní tělesný plán sestávající z rozšířeného krunýře (je tvořen spojením hlavy a hrudních článků, což je hlavohrud', typická pro řád Decapoda) a silně redukováného zadečku, který je těsně přimknutý ke spodní straně hlavohrudi. První pár pereiopodů krabů je opatřen klepety a kráčivé končetiny jsou umístěny po stranách těla (Ng et al., 2008). Hlavohrud' je rozšířená a zploštělá (McLaughlin et Lemaitre, 1997).

Většina druhů krabů neumí plavat, dospělci žijí bentickým způsobem života, tedy u dna (Juračka et Petrušek, 2009). Tato adaptace se nazývá karcinizace.



Obrázek 1: Anatomie kraba (zdroj: http://4.bp.blogspot.com/-5AxHe_O7tL8/VA2BQjcWbaI/AAAAAAAAAh1s/92LRdDddit0/s1600/Island%2B%2B%2B57.jpg; upraveno).

Praví krabi jsou často zaměňováni s poustevníčky a „porcelánovými kraby“ z infrařádu Anomura. Většina těchto nepravých krabů má však jen čtyři dobře viditelné páry kráčivých končetin, zatímco poslední pár bývá velmi malý či zcela chybí. Ovšem i někteří praví krabi mají poslední pár nohou značně redukováný nebo dokonce chybí, a naopak u některých nepravých krabů došlo k redukci zadečku a jeho ohnutí pod tělo, takže se rozpoznávají od krabů hlavně podle telsonu s uropody (Ng et al., 2008).

Úspěšnost krabů dokládá například fakt, že kolonizovali téměř všechny typy mořských, sladkovodních i suchozemských habitatů (Eprilurahman et al., 2015). Byli nalezeni jak v hlubokém abysálu oceánů v hloubce šesti kilometrů, tak v horách v nadmořských výškách až do 2 000 m n. m. (Ng et al., 2008). Mnohé druhy jsou dominantní v ústích řek, kde denně může docházet k výrazné fluktuaci teploty vody i salinity (Spivak et al., 1994). U jiných druhů se rozvinul semi-terestrický až terestrický způsob života, takže jim stačí jen omezený přístup k vodě, případně ji vyhledávají pouze v období reprodukce (Farias et al., 2017). Mnoho druhů přešlo na sladkovodní způsob života, a některé z nich se dokonce přizpůsobily přežití u přechodných vodních zdrojů, jako jsou malé fytotelmy (periodické vodní nádržky v dutinách

stromů či v úžlabí listů rostlin a rosou naplněné prázdné ulity plžů (Ng et al., 2008). Příkladem kraba využívajícího vodu v úžlabí listů bromélií je *Metopaulias depressus* Rathbun, 1896 z čeledi Sesamidae (Schubart et al., 1998). Dokonce i v pouštích byli nalezeni krabi, kteří přežívají díky estivaci v norách zazátkovaných jílem, kde čekají na déšť až šest let (Ng et al., 2008). Mezi kraby aridních oblastí patří například rod *Holthuisana* Bott, 1969 vyskytující se v Austrálii (MacMillen et Greenaway, 1978).

Většina z 6 800 známých druhů krabů (Ng et al., 2008) žije v mořích a oceánech, ale překvapivě téměř jedna pětina je striktně sladkovodní, to znamená, že jsou během svého životního cyklu zcela nezávislí na mořské vodě. Na celém světě je jich více než 1 280 druhů náležejících do čtyř nadčeledí – Gecarcinucoidea, Potamoidea, Pseudothelphusoidea a Trichodactyloidea (Cumberlidge et al., 2009).

3.2.2 Sladkovodní krabi

Sladkovodní ekosystémy v tropech jsou obývány rozmanitou endemickou faunou včetně krabů. Zhoršování habitatů a případně jejich úplná likvidace spojená s aktivitou člověka však znamená pro mnoho druhů bezprostřední ohrožení. Sladkovodní krabi jsou považováni za ekologicky i ekonomicky významnou skupinu pro svou roli v koloběhu živin, monitoringu kvality vod a lokálním lovu (Cumberlidge et al., 2009). Pro člověka mohou být i nebezpeční, protože bývají mezihostiteli motolice plicní, *Paragonimus westermani* Kerbert, 1878 v Asii, Africe a neotropické oblasti (Rodríguez et Magalhães, 2005). Tímto mezihostitelem bývá například i druh *Parathelphusa maculata* de Man, 1879, který se jako okrasný živočich dováží do Evropy a USA (Miyazaki et al., 1968). Zmíněná motolice je původcem onemocnění zvaného paragonimóza, což je alimentárně (potravou) přenosná zoonóza. Konzumace sladkovodních krabů lidmi je běžná a celosvětově je některým z 15 druhů takto přenášených motolic rodu *Paragonimus* nakaženo přes 20 milionů lidí (Blair et al., 2008; Cumberlidge et al., 2009). Sladkovodní krabi jsou také hostiteli vyvíjejících se larev muchniček (*Simulium* spp.), které jsou vektorem parazitické hlístice *Onchocerca volvulus* Leuckart, 1893, jež ročně způsobuje stovky tisíc případů říční slepoty (onchocerkózy) v Africe (Crosskey, 1990).

Sladkovodní krabi jsou jednou z ekologicky nejdůležitějších skupin vyšších bezobratlých v tropických vnitrozemských vodách (Cumberlidge et al., 2009). Vyskytují se téměř ve všech sladkých vodách v tropech – od vlhkých nížinných lesů (Cumberlidge et Sachs, 1991) po horský terén (Wood et Daniels, 2016). Krabi žijí v řekách, potocích, vodopádech, mokřadech i krasových oblastech a mnoho z nich je polosuchozemských (semi-terestrických). Skoro

všichni vyžadují k přežití čistou a člověkem nedotčenou vodu, proto jsou vynikajícími indikátory kvality vod (Yeo et al., 2008). Jsou to omnivoři, někdy se sklonem k herbivorii či naopak karnivorii. Zahrnují druhy živící se čerstvými či shnilými spadnými listy, řasami a skořápkovými plody, i druhy, jejichž potravou je vodní hmyz, kroužkovci, plži a mlži, ryby, obojživelníci, či dokonce želvy a hadi (Kasai et Naruse, 2003). Mezi kraby se vyskytují i detritovoři, kteří jsou jednou z důležitých biotických složek akvatických ekosystémů (Eprilurahman et al., 2015). Význam krabů v ekosystému a potravních sítích je patrný na příkladu z Afriky, kde severoameričtí raci červení, *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) vytlačili původní kraby, například druh *Potamonautes loveni* (Colosi, 1924) (Foster et Harper, 2006). Úbytek sladkovodních krabů měl za následek i pokles populací jejich predátora, vydry africké, *Aonyx capensis* (Schinz, 1821) (Foster et Harper, 2007).

Pro sladkovodní kraby je charakteristická nízká plodnost, velká vajíčka, přímý vývoj bez stadia planktonní larvy a malá pohyblivost (malá míra migrace). V kombinaci s fragmentací prostředí sladkovodních habitatů dochází k časté izolaci, nekontrolovatelné alopatrické speciaci a vysoké míře endemismu. Specializace na rozdílné niky naopak přispívá k diverzitě pomocí sympatrické speciace (Cumberlidge et al., 2009).

3.3 Využití krabů lidmi

3.3.1 Akvakultura

Zvýšená poptávka po krabím mase vedla v minulosti k poklesu populací krabů ve volné přírodě, což vedlo k rozvoji jejich akvakulturních chovů (Marichamy et Rajapackiam, 2001). Krab říční, *E. sinensis* (jinak také krab čínský či vlnoklepetý) je považován čínskými spotřebiteli za nejvýživnějšího a velmi chutného koryše a má tak v Číně velkou ekonomickou hodnotu (Cheng et al., 2008). Zatím je běžně produkován pouze v Číně a méně také v Korejské republice (FAO, 2018). Do 80. let 20. století se akvakultura kraba říčního spoléhala na zajištění bentických larev (megalop) odlovem z přírody. Přírodní zdroje krabů však byly na konci 80. let vyčerpány z důvodu nadměrného lovu a výstavby přehrad a zavlažovacích systémů. Dramatický pokles dostupnosti volně žijících megalop značně stimuloval vývoj řízené produkce krabů do zásobních rybníků (Sui et al., 2011). Významného zlepšení v technikách líhnutí krabů bylo dosaženo na počátku 80. let. K velkému rozvoji akvakultury kraba říčního došlo v 90. letech, zejména kvůli decimaci čínské akvakultury garnátů z čeledi Penaeidae infekčními virózy (Sui et al., 2011). Celková produkce se od roku 2001 zdvojnásobila z 3,2

miliardy megalop (227 milionů tun) na 9 miliard megalop (638 milionů tun) v roce 2005 (China Fisheries Yearbook, 2007). Roční výnos dospělých krabů říčních stále roste, v roce 1993 činil 17 500 milionů tun, dále Cheng et al. (2008) uvádějí produkci 570 000 milionů tun v roce 2005, podle FAO (2018) je to však pouze 378 373 t; v roce 2014 pak 796 621 t.

Chov krabů probíhá většinou v rybnících či nádržích. Lepší výnosy jsou při menší hustotě chovaných živočichů, případně v přítomnosti mangrovových porostů u druhů, které je vyžadují. V mělkých mangrovových farmách existují dvě formy akvakultury: 1) intenzivní, s vyšší hustotou chovaných krabů a doplňkovým krmením a 2) extenzivní, ve velkých nádržích s porosty mangrovů, nízkou hustotou krabů a bez krmení. Rychlost růstu je v obou systémech srovnatelná a produkce krabů do konzumní velikosti trvá asi 3 až 4 měsíce (Keenan, 1999). Vlastnosti druhů potenciálně vhodných pro akvakulturu jsou mimo jiné rychlý růst, vysoká plodnost a relativně krátké larvální stadium (Andrés et al., 2010). Tyto vlastnosti má například komerčně významný *Portunus pelagicus* (L., 1758), známý také jako „blue swimmer crab“ nebo „sand crab“, pocházející z tropů západního Pacifiku a východního Indického oceánu (Xiao et Kumar, 2004).

Při chovu kraba říčního v komerčních líhních jsou vybraní samci a samice drženi odděleně, ve sladké vodě. Před pářením je třeba zvýšit salinitu vody (Zhang and Li, 2002). Optimálními podmínkami k rozmnožování kraba říčního jsou salinita 13–17 a teplota 9–13 °C. Poměr samic ku samcům je 2:1 až 3:1. Páření probíhá ke konci podzimu nebo na začátku jara, kdy je teplota vody dostatečně nízká. Jedna snůška obsahuje asi jeden milion vajíček. U larev je známá vysoká úmrtnost, přežívá průměrně 10–15 % megalop, maximálně 30–50 % (Sui et al., 2011).

Důležitým faktorem kvality produkce při intenzivním chovu krabů v akvakulturách je voda. Kvalita vody přímo ovlivňuje růst živočichů a kvalitu produktu. Jakmile se kvalita vody zhorší, snadno dochází k vypuknutí některých nemocí, k poklesu kvality masa a úhynu velkého počtu krabů v krátkém čase, což působí velké hospodářské ztráty (Liu et al., 2013). Problémem při akvakultuře krabů bývá také agresivita a kanibalismus. Příkladem je krab *Scylla serrata* (Forskål, 1775), který je komerčně významnou komoditou v mnoha tropických zemích (Laranja et al., 2010). Jednou z možných strategií ke snížení ztrát z kanibalismu je držení krabů v individuálních klecích. Je však nutné určit optimální velikost klecí, protože příliš malý životní prostor může mít za následek snížený růst nebo zvýšenou mortalitu (Swiney et al., 2013).

Budoucí výzkum by měl směřovat k rozvoji vysoce kvalitních krmiv pro zlepšení reprodukčních schopností a kvality larev, snížení hygienického rizika způsobeného použitím živé a mražené potravy, genetické selekci na lepší růst, přizpůsobivosti extrémním podmínkám

a odolnosti vůči chorobám. Je potřeba, aby produkce v akvakultuře byla bezpečná a dlouhodobě udržitelná (Sui et al., 2011). Úspěšná kultivace je také nezbytná pro rozvoj programů obnovy populace ohrožených druhů, jako je například středomořský krab pavoučí *Maja squinado* (Herbst, 1788) (Guerao et Rotllant, 2010).

3.3.2 Akvaristika

Chov akvarijských živočichů je populárním koníčkem na celém světě (Duggan, 2010; Turkmen et Karadal, 2012). Obchod s akvarijskými desetinožkými korýši má, například oproti akvarijským rybám, relativně krátkou historii, ale stává se stále více oblíbeným (Patoka et al., 2015). Hojně se obchoduje s exotickými sladkovodními korýši (Lipták et Vitázková, 2015). V posledních letech se v Evropě, východní Asii i Americe rozrůstá obchod s barevnými kraby, tzv. vampire crabs z čeledi Sesamidae (Ng et al., 2015). Rozšiřuje se sortiment nabízených druhů a zvyšuje se i dostupnost pro širokou veřejnost, například díky nakupování přes internet (Lipták et Vitázková, 2015). Přestože neexistují přesné údaje, hodnota akvarijských ryb a bezobratlých importovaných do zemí po celém světě byla podle FAO (1996–2005) v letech 1994–2003 průměrně 278 milionů dolarů ročně. Jiné průzkumy v zájmových chovech odhadují hodnotu akvarijského průmyslu přes 1 mld. dolarů (Livengood et Chapman, 2007).

Celosvětový obchod s akvarijskými živočichy je významným zdrojem introdukcí nepůvodních druhů do vodního prostředí, což představuje rizikový faktor pro ochranu přírody (Calado et Chapman, 2006). Sladkovodní prostředí je pravděpodobně ohroženo introdukcemi akvarijských živočichů více než prostředí mořské (Wabnitz et al., 2003). Riziko roste se stále se rozšiřujícím sortimentem exotických zvířat a kvůli nedostatečné kontrole a regulaci tohoto obchodu. Nejrizikovější jsou oblasti s vysokou hustotou lidské populace, s vysokým hrubým domácím produktem a rostoucím socio-ekonomickým statusem (Chucholl, 2014). Běžné akvarijské druhy není náročné chovat, vyhovují jim standardní akvarijské podmínky, jsou přizpůsobivé, a proto mohou v případě úniku potenciálně zakládat etablované populace v novém prostředí (Lipták et Vitázková, 2015).

Evropská fauna je v současné době skrze obchod s akvarijskými zvířaty vystavena introdukcím nových druhů živočichů i jejich nemocí. Obchod s okrasnými druhy neboli „pet trade“ představuje hlavní cestu introdukce nových druhů například i pro korýše (Patoka et al., 2014; Lipták et Vitázková, 2015). Majitelé exotických akvarijských druhů by si měli uvědomit, že představují potenciální cestu pro nežádoucí introdukce živočichů. Mělo by být zabráněno především vypouštění těchto druhů do volné přírody. Na Slovensku se například obchoduje s druhy *Geosesarma notophorum* Ng et Tan, 1995 (mandarin crab) a *G. bogorensis* Bott, 1970

(vamp crab), ani u jednoho však zatím nejsou známé introdukce do přírody (Lipták et Vitázková, 2015).

3.4 Biologické invaze

Různé lidské činnosti, jako je zemědělství, akvakultura, rekreace a doprava, podporují záměrné i náhodné šíření rostlinných i živočišných druhů přes přirozené bariéry (Kolar et Lodge, 2001). Tisíce druhů rostlin, živočichů, hub i mikroorganismů jsou neustále transportovány člověkem na nová místa po celém světě. Toto geografické přeskupování fauny a flóry je jednou z velkých právě probíhajících globálních změn (Simberloff et Rejmánek, 2011). Invazní nepůvodní druhy jsou v současnosti vnímány jako jedna z hlavních globálních hrozeb pro přirozenou biodiverzitu a funkce ekosystému (Roy et al., 2014). Organismy se samovolně šířily už dávno předtím, než jim v tom začal pomáhat člověk, ale na mnohem menší vzdálenosti a rozhodně ne tak často. Pomocí letecké dopravy může být překonána jakákoli vzdálenost na Zemi, takže i drobné semínko, spora nebo hmyz se může dostat během jednoho dne na jiný světadíl (Simberloff et Rejmánek, 2011).

Mnohé zavlečené neboli introdukované druhy nedokážou na novém stanovišti založit etablovanou populaci nebo zůstávají omezeny na blízké okolí místa, kam byly transportovány. Jiné však zakládají soběstačné populace, osídlují nové habitaty a rychle se šíří, často i velmi daleko od původního místa introdukce. Vznikají tak složité vztahy mezi těmito invazními a původními druhy i jinými introdukovanými populacemi (Simberloff et Rejmánek, 2011). Jaké procento introdukovaných druhů založí soběstačnou populaci a stane se druhem invazním? Statistiky jsou zde velmi nepřesné a zkreslené, odhady se pohybují mezi 10 až 35 %. Z těchto druhů, schopných založit etablovanou populaci, má přibližně 2 až 40 % větší vliv na ekosystém (Lodge, 1993). Takzvané pravidlo deseti říká, že ze všech zavlečených druhů jen asi 10 % je vypuštěno nebo unikne do volné přírody, z nich asi 10 % je schopno založit soběstačnou populaci v přírodě a z nich opět 10 % druhů se stane invazním druhem či škůdcem (Jeschke et al., 2012). Přestože většina organismů zahyne během přepravy nebo brzy po zavlečení, ty, které přežijí, mohou mít velký dopad na původní biotu, lidské zdraví a devastující vliv na ekonomiku (Kolar et Lodge, 2001). Ekonomické ztráty jsou zaznamenávány v zemědělství, lesnictví, akvakultuře a dalších hospodářských odvětvích (Simberloff et Rejmánek, 2011). Nejčastěji zmiňovanými mechanismy působení introdukovaných organismů na původní druhy jsou predace, změny habitatu (Lodge, 1993), kompetice (Howe et al., 2015; Rondoni et al.,

2017), hybridizace (Simberloff et Rejmánek, 2011) a přenos nepůvodních nemocí (Gherardi, 2006).

Šíření invazních druhů je neoddelitelně spjato s globálními environmentálními a ekonomickými problémy – klimatickými změnami, fragmentací habitatů, klesající biodiverzitou a introdukcí geneticky modifikovaných organismů (Lodge, 1993). Podle Stachowicze et al. (2002) globální změny klimatu mohou usnadnit posun k dominanci nepůvodních druhů a urychlit tak homogenizaci celosvětové bioty. Destrukce habitatu může invazi podpořit i jí zabránit. Záleží na interakci destrukce habitatu a kompetice mezi druhy (Liu et al., 2012). Příkladem homogenizace bioty byla stavba Suezského průplavu v roce 1869, který propojil Rudé a Středozemní moře. Východní Středozemní moře se vyznačuje mimořádně rychlými a intenzivními změnami způsobenými biologickými invazemi. Suezský průplav umožnil přemísťování stovek taxonů, mezi nimi i 84 druhů ryb (Golani, 2010), jejichž frekvence invaze do Středozemního moře se v poslední době zvýšila (Edelist et al., 2013). Podle Golaniho et al. (2002) 55 z těchto invazních druhů (65,5 %) vytvořilo stálé populace ve Středomoří, což je v celosvětovém měřítku považováno za obrovskou invazi. Ale mnoho změn probíhá postupně také v menším měřítku. Počet zaznamenaných introdukcí pro většinu zemí se pohybuje od 100 do 10 000 druhů. Jedná se však jen o odhad a velké množství druhů se přemísťuje nezpůsobeno (Lodge, 1993). Work et al. (2005) monitorovali hmyz škodící v zemědělství, který je neúmyslně dovážen do USA. V určitých přístavech byl nový druh hmyzu zachycen při každé 54. inspekci. Odhadují, že skrze zkoumané čtyři přístavy a hraniční přechody bylo mezi lety 1997 a 2001 introdukováno až 42 druhů hmyzu.

Ekonomické ztráty jen v USA a odhadované náklady na potlačování biologických invazí přesahují 100 miliard dolarů ročně (Simberloff et Rejmánek, 2011). Pimentel et al. (2001) odhadli světové náklady na potlačování biologických invazí v zemědělství mezi 50 a 250 miliardami dolarů ročně. Scalera (2010) uvedl, že za posledních 15 let přispěla Komise EU k financování téměř 300 projektů zabývajících se invazními nepůvodními druhy celkem 132 milionů euro.

Snaha pochopit, odhadnout a zmírňovat škody způsobené invazními organizmy je jedním z důvodů rapidního rozvoje výzkumu biologických invazí. Invaze jsou v určitém smyslu neplánovanými experimenty v rámci ekologie populací, společenstev a ekosystémů. Příkladem je situace, kdy proběhne invaze na jednom z ostrovů v souostroví. Většina takových invazí by nebyla proveditelná jako plánovaný experiment z etických, legálních i logistických důvodů. Proto není divu, že vědci využívají každé příležitosti tyto přirozeně se vyskytující invaze zkoumat (Simberloff et Rejmánek, 2011). Charakteristiky a ekologický vliv exotických druhů

by mohly poskytnout vodítka k řešení dlouhotrvajících problémů ve studiu společenstev (např. význam kompetice a predace, komplexnosti a stability, význam klíčových druhů a vývoj struktury společenstva (Lodge, 1993; Agrawal et al., 2007).

Zpočátku byl výzkum ekologů zaměřen na otázku, jaký vliv má zcela nový druh na původní společenstvo a ekosystém, a také, v jakém rozsahu mohou podobné původní druhy bránit v invazi nově introdukovanému druhu (Simberloff et Rejmánek, 2011). V poslední době se evoluční biologové i ekologové začali zajímat o evoluční důsledky invazí, jak pro invazní, tak pro původní druhy (Hoffmeister et al., 2005; Suarez et Tsutsui, 2008; Stuart et al., 2014). Předmětem výzkumu je, jakým způsobem a jak rychle se vyvíjejí adaptace invazních druhů, jak se původní populace vyrovnávají s invazí, a jak ovlivňuje malý počet invazních jedinců genetiku jejich následně expandující populace (Prentis et al., 2008; Simberloff et Rejmánek, 2011; Tepolt et Somero, 2014).

Biologické invaze mají často nepředvídatelné následky. Příkladem byla situace u jezera Flathead v Montaně v USA, do nějž byl nejprve v roce 1916 introdukován losos nerka, *Oncorhynchus nerka* (Walbaum, 1792) a později, mezi lety 1968 a 1975 i korýš vidlonožec *Mysis diluviana* Audzijonyte & Väinölä, 2005, který měl sloužit jako potrava pro lososy. Nejen že se korýši ve dne aktivním lososům vyhýbali, ale také se stali jejich potravními konkurenty, takže způsobili následné zhroucení jejich populace. V letech 1979 až 1985 migrovalo ke tření do přítoku jezera (McDonaldova potoka) od 26 do 118 tisíc lososů. Po přemnožení introdukovaných korýšů došlo k velice významné redukci populace lososů – v roce 1987 migrovalo do McDonaldova potoka ke tření jen 330 jedinců a 1989 pouhých 50. Úbytek lososů byl následován dramatickým poklesem v lokálních populacích medvěda grizzly, *Ursus arctos horribilis* Ord, 1815 a orla bělohlavého, *Haliaeetus leucocephalus* (L., 1766), kteří byli na lososech závislí jako na svém potravním zdroji. Přestože lososi nerka nebyli v jezeře Flathead a McDonaldově potoce původním druhem, migrující orli využívali tento hojný zdroj potravy po více než 50 let, během kterých vymizelo mnoho druhů, které byly jejich původní potravou (Spencer et al., 1991).

Příkladem negativního vlivu nepůvodní choroby je virus myxomatózy, záměrně zavlečený do Velké Británie pro řízení nepůvodní populace králíků. Tato neuvážená introdukce vedla k dramatickému poklesu populace králíků a následně výrazným změnám fauny a flóry. V roce 1979 byl prohlášen za vyhynulého modrásek černoskvřný, *Maculinea arion* (L., 1758) kvůli poklesu populací mravenců rodu *Myrmica*, na kterých jsou modrásci ekologicky závislí (Sumption et Flowerdew, 1985). Rozmanitost a variabilita invazních efektů je výzvou pro biology, kteří se snaží předpovědět obecná pravidla a zákony a vysvětlit, proč některé

introdukce nemají žádný významný dopad na původní biotu, zatímco jiné vedou k masivním a katastrofálním invazím (Simberloff et Rejmánek, 2011; Gallardo et Aldridge, 2013).

Pokrok ve výzkumu biologických invazí závisí na poznání následujících trendů: rozsah výskytu druhů je přirozeně dynamický; kolonizující druhy a cílová společenstva nemohou být studována nezávisle na sobě, protože vztahy mezi nimi určují úspěšnost invaze; je potřeba stále více kvantitativních testů, které ukáží, jaký je vztah druhů a podmínek habitatu k invazivitě druhu a jeho dopadu na prostředí (Lodge, 1993).

Důležité je zjistit, jestli existují charakteristiky, které by předurčovaly některé druhy k tomu, stát se invazními. Kolar et Lodge (2001) porovnávali 16 studií, které se zabývaly charakteristikami vypouštění nepůvodních druhů do nového prostředí. Ze studií vyplývá, že introdukované druhy jsou úspěšnější, když jsou vypouštěny často nebo ve velkém množství. Pravděpodobnost druhu vytvořit soběstačnou populaci mimo své původní území roste s vyšším introdukčním úsilím – to zahrnuje počet vypuštěných jedinců i počet pokusů o introdukci. Pravděpodobnost uchycení záměrně introdukovaných druhů je větší než u neúmyslně zavlečených, protože jsou vybírány druhy schopné se v novém prostředí adaptovat (Smith et al., 1999) a mohou být introdukovány opakovaně (Enserink, 1999). Hospodářsky významné druhy jsou většinou záměrně dováženy v mnohem větším množství, než se transportují druhy zavlékané neúmyslně. Například v akvakultuře jsou hojně využívány nepůvodní druhy (Lin et al., 2013). Jedním z přístupů k řízení biologických invazí je záměrná introdukce přirozených nepřátel škodících invazních druhů do oblastí, kde je potřeba biologická kontrola (Hajek et al., 2016). Vlastnost druhu, která mu umožňuje úspěšně dokončit jednu z fází procesu invaze (transport, vypuštění, založení populace, šíření), může za jistých okolností bránit dokončení jiné invazní fáze. Například adaptace ryb ke krmení ve tmě může pomoci přežít rybám v balastních nádržích lodí (nádrže sloužící ke zvýšení stability lodi), avšak může také ztěžovat založení populace, pokud je v novém ekosystému voda čirá nebo pokud je habitat již osídlen velkým počtem ryb s noční aktivitou (Kolar et Lodge, 2001). V některých studiích hrály roli vlastnosti jako například stěhovavost ptáků, která měla negativní vliv na úspěšnost zakládání populací a na druhou stranu byla předpokladem pro vznik invazního druhu (O'Connor, 1986). U ptáků byly invazní fáze ovlivněny také tělesnou hmotností (Veltman et al., 1996), ale pro malý počet studií nebylo možné tyto závěry generalizovat. Pro invazní rostliny je typické vegetativní rozmnožování, nízká proměnlivost velikosti úrody semen, semena bývají malá a juvenilní perioda rostlin je krátká (Rejmánek et Richardson, 1996). Invazivnost rostlin se liší podle oblasti, odkud rostlina pochází (Williamson et Fitter, 1996). Jedním z faktorů úspěšnosti invaze je i charakteristika a stav ekosystému, kde probíhá. Ptáci obvykle úspěšně zakládali

populace a stávali se invazními v ekosystémech s podobnou teplotou nebo habitatem, jako byly v jejich přirozeném prostředí (Kolar et Lodge, 2001).

Vlastnosti časté u nepůvodních druhů v evropských mořích jsou vysoká schopnost šíření a vysoká míra reprodukce (Cardeccia et al., 2018). Teoreticky by měly druhy s vysokou populační hustotou snadno rozšiřovat areál svého výskytu, protože okrajové populace se přizpůsobují lokálním podmínkám. Na základě metaanalýz však byl nalezen negativní vztah mezi hustotou populace a invazivitou. Například krab *Petrolisthes armatus* (Gibbes, 1850) je invazním druhem s malou schopností disperze (Hiller et Lessios, 2017). Truhlar et Aldridge (2015) porovnávali vlastnosti a chování dvou blešivců – blešivce ježatého, *Dikerogammarus villosus* (Sowinsky, 1894) a blešivce obecného, *Gammarus pulex* (L., 1758). *Dikerogammarus villosus* je invazivní v západní Evropě, kde vytlačil mnoho druhů bezobratlých včetně původního *G. pulex*. Ten je invazivní v Severním Irsku a na ostrově Man. U *D. villosus* byla pozorována nízká aktivita, nízká explorace a vysoká sociabilita, pravděpodobně se tedy šíří hlavně pasivně, tedy je unášen proudem nebo transportován na lodích (Nesemann et al., 1995). *Gammarus pulex* naopak vykazoval relativně vysokou aktivitu, vysokou exploraci a nízkou sociabilitu, což jsou znaky typické pro invazní druh závislý na aktivním šíření. Z toho vyplývá, že druhy s rozdílnými vlastnostmi mohou být úspěšné při invazích v odlišných prostředích. Nižší aktivita může blešivci ježatému poskytovat výhodu oproti blešivci obecnému v prostředí s vysokým predacním tlakem (Truhlar et Aldridge, 2015). Nízká míra explorace má, podobně jako nízká aktivita, výhodu sníženého rizika mortality (Boon et al. 2008), ale nevýhodou je snížená schopnost najít potravu v novém prostředí (van Overveld et Matthysen, 2010).

Biologické invaze v mořských ekosystémech byly dříve nesmírně podceňovány. Jedním důvodem je, že v prvních 400 až 500 letech celosvětové lodní dopravy se v mnoha případech druhy šířily nezpozorovány, často tak pravděpodobně zkreslily naše teorie o evoluci a historii mnoha pobřežních společenství. Také jsou málokdy včas zaznamenány invaze velmi malých živočichů či obtížně zařaditelných taxonů (Carlton, 2011). Mořské a vodní ekosystémy obecně jsou pro člověka obtížně dostupné a špatně se kontrolují. Mořské invaze jsou často indukovány změnami podmínek prostředí způsobenými znečištěním (Perrings, 2002).

Z dlouhodobého hlediska je zřejmé, že v celosvětovém měřítku ke změnám rozšíření druhů dochází neustále a jedná se o důležitou sílu měnící přírodní společenstva (Hengeveld, 1989; Vermeij, 1991; Lodge, 1993). Biologické invaze mají v přírodě své místo a neměly by být obecně nahlíženy jako abnormalita. Na druhou stranu, při rychlosti, kterou se organizmy v současné době šíří s pomocí člověka, mají tyto invaze různorodé, komplexní a často nevratné následky (Lodge, 1993; Crooks, 2002; Simberloff et al., 2013).

3.4.1 Legislativa týkající se invazních druhů

Problematika invazních organismů je řešena v mezinárodní i lokální legislativě. Na evropské úrovni platí od ledna 2015 Nařízení Evropské unie (EU) č. 1143/2014 o prevenci a regulaci zavlékání či vysazování a šíření invazních nepůvodních druhů, které bude následně implementováno do národních legislativ členských států. Nařízení se týká druhů uvedených v Prováděcím nařízení Komise (EU) 2016/1141 – tzv. „unijním seznamu“, což je seznam invazních nepůvodních druhů s významným dopadem na EU. Obsahuje 37 druhů rostlin a živočichů, včetně např. kraba říčního. Bojem proti invazním druhům se zabývá také Nařízení Rady č. 708/2007 o používání cizích a místně se nevyskytujících druhů v akvakultuře (AOPK ČR, 2017).

Česká legislativa zatím žádné konkrétní invazní druhy nezahrnuje, ale některé zákony se jejich regulace a kontroly alespoň částečně dotýkají. Zákon č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny v platném znění, v § 5, odst. 4 říká, že „Záměrné rozšíření geograficky nepůvodního druhu rostliny či živočicha do krajiny je možné jen s povolením orgánu ochrany přírody; to neplatí pro nepůvodní druhy rostlin, pokud se hospodáří podle schváleného lesního hospodářského plánu nebo vlastníkem lesa převzaté lesní hospodářské osnovy. Geograficky nepůvodní druh rostliny nebo živočicha je druh, který není součástí přirozených společenstev určitého regionu.“ (Česko, 1992). Zákon č. 326/2004 Sb., o rostlinolékařské péči v platném znění a navazující Vyhláška č. 215/2008 Sb., o opatřeních proti zavlékání a rozšiřování škodlivých organismů rostlin a rostlinných produktů definuje pojem škodlivý organismus. Pro účely tohoto zákona se rozumí „škodlivými organismy jakékoliv druhy, kmeny nebo biotypy rostlin, živočichů nebo původců chorob (například virů, bakterií, hub) škodící rostlinám nebo rostlinným produktům“ (Česko, 2004b).

Zákon 99/2004 Sb., o rybníkářství, výkonu rybářského práva, rybářské strážní, ochraně mořských rybolovných zdrojů a o změně některých zákonů (zákon o rybářství), definuje v § 2 nepůvodní druh takto: „Pro účely tohoto zákona se rozumí nepůvodní rybou a nepůvodním vodním organismem geograficky nepůvodní nebo geneticky nevhodná anebo neprověřená populace ryb a vodních organismů, vyskytující se na území jednotlivého rybářského revíru v České republice méně než 3 po sobě následující generační populace.“ (Česko, 2004a). Tato definice je zcela nevhodná, protože z ní vyplývá, že po několika letech (3 generacích) by se většina introdukovaných druhů stala původními, což je v přímém rozporu s ostatními zmíněnými zákony.

3.4.2 Krabi jako invazní živočichové

Krabi jsou jedni z nejznámějších zástupců koryšů z řádu Decapoda. Mezi desetinohými koryši jsou známé invazní druhy například raků (Tricarico et al., 2010). Také mnoho krabů s ekonomickým a ekologickým významem je převáženo lidmi přes celou planetu a při uniknutí do přírody rychle zakládají nové populace (Garside et al., 2014; Marculis et Lui, 2016). Protože jsou relativně velcí a často mívají nezanedbatelný vliv na své okolí, patří krabi mezi poměrně dobře prozkoumané a popsané introdukované vodní bezobratlé. O většině introdukcí není známo mnoho informací, existuje však malá skupina introdukcí dobře prostudovaných. Z tohoto omezeného počtu studií pochází současné znalosti o způsobech šíření krabů a ekologických i ekonomických následcích těchto introdukcí (Simberloff et Rejmánek, 2011).

3.4.2.1 Rozdělení invazivních krabů podle fylogeneze

V rámci infrařádu Brachyura se introdukované druhy krabů vyskytují v 18 z celkových 74 čeledí. Do některých čeledí, např. Leucosiidae, Majidae, Pilumnidae, Panopeidae, Portunidae, Varunidae a Xanthidae, patří i více introdukovaných druhů. Nejvíce jich obsahuje čeleď tzv. plovacích krabů Portunidae, a to 13 druhů v 6 rodech, ze všech 47 známých druhů introdukovaných krabů (Simberloff et Rejmánek, 2011).

3.4.2.2 Způsoby šíření krabů

Za šíření krabů do nových regionů a na nové lokality je pravděpodobně zodpovědná především lodní doprava a mezinárodní obchod. V balastních nádržích lodí byla nalezena larvální stadia krabů (zoea, megalopa). Dospělí krabi byli nalezeni především v sedimentech dna balastních a dalších nádrží v lodích a také na trupech lodí (Simberloff et Rejmánek, 2011). Balastní voda je podle Katsanevakise et al. (2012) hlavním vektorem při introdukci kraba modrého *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896. Příkladem kraba introdukovaného pomocí lodní dopravy je i *Charybdis hellerii* (A. Milne-Edwards, 1867) zavlečený ze západního Pacifiku například na Malé Antily (Ferry et al., 2017). Jakmile jsou krabi introdukováni k okraji nové pevniny, často se rychle šíří roznesením planktonních larválních stadií pomocí oceánských proudů (Darling et al., 2014). S oceánskými proudy mohou larvy podél pobřeží urazit velké vzdálenosti (Simberloff et Rejmánek, 2011).

Dalšími vektory, zodpovědnými za sekundární šíření krabů, jsou obchod s mořskými živočichy jako potravinou a akvakultura (např. transport *Rhithropanopeus harrisi* Gould, 1841

z východu USA na západ) nebo samovolné rozšiřování (krab pobřežní na západním pobřeží USA a mezi Austrálií a Tasmánií) (Rodríguez et Suárez, 2001; Darling et al., 2008; Tepolt et al., 2009). Krab říční, jehož přirozeným prostředím jsou pobřežní řeky a jejich ústí do moře ve střední Asii, byl během minulého století introdukovan do většiny zemí západní, střední a severní Evropy. Vyvolal vlnu znepokojení, protože juvenilní krabi synchronizovaně migrují do sladké vody a vyhrabávají si hluboké a často propojené nory, které způsobují erozi břehů (Rudnick et al., 2003). Byl rozšířen i do Severní Ameriky (Ruiz et al., 2006) a zaznamenán byl i v Íránu, v blízkosti Kaspického moře (Robbins et al., 2006).

Několik invazí bylo pravděpodobně původně zamýšleno jako záměrná introdukce vybraných druhů kvůli vytvoření nových možností lovu na maso. Do této skupiny patří krab *Chionoecetes opilio* (O. Fabricius, 1788) v Barentsově moři (Hansen, 2016).

3.4.2.3 Dopad na původní druhy

Podle Simberloffa et Rejmánka (2011) krabi představují jeden z nejlepších příkladů introdukovaných druhů moří a pobřežních vod, kde mají významný dopad na pobřežní biotu, habitaty a způsobují ekologické a ekonomické škody. Asi nejlépe prostudovaným druhem je krab pobřežní, pro nějž byly ekologické a ekonomické důsledky demonstrovány na několika pobřežích. Krab pobřežní jako predátor významně přispěl k zániku komerčního lovu rozchlipky písečné, *Mya arenaria* L., 1758 na severovýchodě USA ve 40. a 50. letech minulého století a od té doby dochází k cyklickým poklesům jejich populací (Whitlow, 2010). Během rané fáze jejich introdukce na západ Spojených států v 90. letech způsobili tito krabi také významný úbytek jiných mlžů. Jakožto predátoři původních druhů malých korýšů a mlžů zapříčinili dlouhodobé změny v bentických společenstvech v zálivech a estuáriích v centrální Kalifornii (Grosholz et al., 2000). V Nové Anglii dlouhodobě ovlivňují tvar a morfologii ulity býložravých plžů. Po invazi kraba pobřežního se morfologie schránek druhu plážovka tupá, *Littorina obtusata* (L., 1758) během 15 až 80 let změnila ze zranitelné tenkostěnné na lépe chráněnou tlustostěnnou formu. Tato změna je obecně přijímána jako důkaz rychlého přírodního výběru vyvolaného predací krabem pobřežním (Seeley, 1986).

U kraba *Hemigrapsus sanguineus* (De Haan, 1853) byl prokázán značný negativní vliv jak na původní, tak na některé introdukované druhy na severovýchodě USA. Omezuje distribuci i abundanci kraba pobřežního tam, kde se překrývají jejich místa výskytu. Kromě toho významně ovlivňuje populace původní slávky jedlé, *Mytilus edulis* L., 1758 (Simberloff et Rejmánek, 2011).

Invazivní krab říční, původem z Číny, je přenašečem račího moru (původcem je oomyceta *Aphanomyces astaci* Schikora) a má tak negativní dopad na druhy evropských raků, kteří jsou k tomuto onemocnění vysoce vnímaví (Schrimpf et al., 2014).

3.4.2.4 Šíření a introdukce

Mezi faktory, které zkreslují interpretaci toho, který druh je, nebo není původní, patří schopnost některých druhů adaptovat se na prostředí s výrazně odlišnými podmínkami od jejich původního areálu. To platí i pro kraby, protože mnozí z nich procházejí dlouhým larválním vývojem, během něhož může být vyvíjející se planktonní larva přenesena oceánskými proudy mnoho set kilometrů daleko (See et Feist, 2010). Tento model platí typicky pro plovací kraby rodu *Callinectes*, mezi něž patří komerčně využívaný krab modrý, *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896. Na východním pobřeží USA žijí tři původní druhy tohoto rodu, ale také několik druhů subtropických, původně známých například z Karibiku. Bývají často odchyťováni v zálivech a v ústí řek na jihovýchodě USA, kde zakládají dočasné populace. Poslední dobou expandují stále více na sever, až do zálivu Maine, což může být způsobeno oteplováním severozápadního Atlantiku (Johnson, 2015).

Jak již bylo zmíněno výše, mořští krabi introdukovaní do nové oblasti se obvykle rychle šíří podél pobřeží. Mezi introdukovanými živočichy patří jejich expanze k těm nejrychlejším. Příkladem je krab pobřežní, který se rozšiřuje kolem západního pobřeží USA rychlostí až 200 km za rok. Také krab říční se v Evropě na počátku 20. století rychlým tempem šířil nejen podél pobřeží, ale i mnoha říčními systémy (Simberloff et Rejmánek, 2011). Například ve Švédsku jsou krabi říční zavlékáni do vnitrozemí pomocí lodí. Poukazují na to údaje o švédské lodní dopravě v letech 2004–2006, kdy 30–42 % lodí připlouvajících do jezera Vänern a 24–43 % do jezera Mälaren přijíždělo z německých, britských a nizozemských přístavů, ve kterých jsou zdokumentovány soběstačné populace krabů říčních (Drotz et al., 2010).

V Severní Americe byla v roce 1992 objevena populace nepůvodního kraba říčního v Sanfranciském zálivu. Rychle se rozšířil v okolí zálivu na ploše několika tisíc čtverečních kilometrů. Rudnick et al. (2003), kteří tento druh v Americe studovali, udávají, že mezi lety 1995 a 1999 se zvýšila hustota krabích nor v přílivových zónách přítoků v zálivu ze šesti na více než 30 nor/m². Tento druh velmi rychle zakládá nové populace a šíří se, je tolerantní k široké škále biotických i abiotických podmínek a je pro něj typická cyklická populační dynamika, proto je podle autorů potřeba jeho výskyt monitorovat a regulovat.

Oproti tomu Simberloff et Rejmánek (2011) píší, že ne pro všechny kraby je rychlé šíření typické a jako příklad uvádějí právě kraba říčního u pobřeží Kalifornie, spolu s dalším nepůvodním krabem *Rhithropanopeus harrisi*, kteří údajně od počátku introdukce rozsah kolonizovaného území nezvětšili.

3.4.2.5 Abundance v různých regionech

Množství introdukcí je ovlivněno řadou faktorů. Nejvíce prokázaných introdukovaných druhů mají teplé regiony v mírném pásmu a regiony subtropické, jako jsou Středomoří nebo Havaj (Simberloff et Rejmánek, 2011). Ve Středozezemním moři je známo celkem 986 nepůvodních druhů, z nichž většina (775 druhů) byla introdukována do východní části (Zenetos et al., 2012). V rámci Evropy například v Pobaltí zůstávají populační hustoty např. kraba říčního relativně nízké, pravděpodobně kvůli nízké salinitě a/nebo nízké teplotě Baltského moře (Rudnick et al., 2003). Mezi oblastmi fungujícími jako zdroj potenciálně introdukovatelných krabů vyniká zejména oblast indo-pacifického regionu. Drtivá většina krabů jsou druhy z intertidální zóny a mělkých vod zálivů a ústí řek. Introdukcí krabů z chladných a hlubokých vod bylo zatím zdokumentováno jen málo (Simberloff et Rejmánek, 2011).

3.5 Vybrané druhy

3.5.1 Rod *Geosesarma*

Sladkovodní ekosystémy jihovýchodní Asie jsou obývány velmi rozmanitou faunou desetinoých korýšů, mezi nimi i kraby (Yeo et al., 2008). Běžně se zde kolem jezer, potoků a říček vyskytují primárně sladkovodní druhy krabů z čeledi Gecarcinucidae a Potamidae. Břehy řek nebo vlhká půda v jejich blízkosti může být obydlena i kraby z čeledi Sesarmidae Dana, 1851, převážně z rodu *Geosesarma* De Man, 1892 (Schubart et Ng, 2014).



Obrázek 2: Ukázka lokality výskytu krabů rodu *Geosesarma* (zdroj: Ng et al., 2015).

Rod *Geosesarma* v roce 2016 zahrnoval 56 druhů známých z jihovýchodní Asie, a z ostrovů východního Indického oceánu a západního Tichého oceánu (Manuel-Santos et al., 2016). Vyskytují se například na Tchaj-wanu (Ng et al., 2004), ve východním Thajsku (Ng et Naiyanetr, 1992), v Singapuru (Soh, 1969), na ostrově Bintan (Schubart et Ng, 2014), na Borneu (Ng, 2015), Filipínách (Manuel-Santos et al., 2016), na Sumatře (Ng et Tan, 1995), Jávě (Ng et al., 2015) a na Bali (Naruse et Jaafar, 2009).

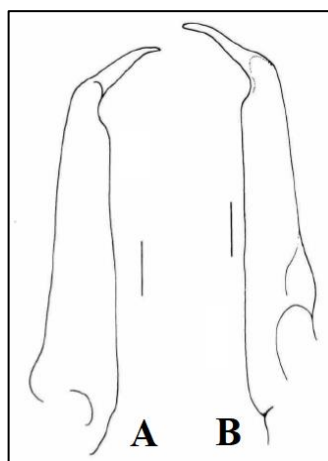
Rod *Geosesarma* naposledy revidovali Serène et Soh (1970), ale je to stále rod heterogenní, vzhledem k několika důležitým znakům.

1) velikost vajíček a vývojový model:

- a) zástupci s velkými vajíčky, kteří procházejí zkráceným vývojem – např. *G. notophorum*,
- b) redukovaný larvální vývoj – *G. peraccae* (Nobili, 1903),
- c) vnitrozemské formy s malými vajíčky, které se pravděpodobně vracejí do moře při líhnutí larev – *G. maculatum* (De Man, 1892)

2) tvar distální chitinózní části prvních gonopodů:

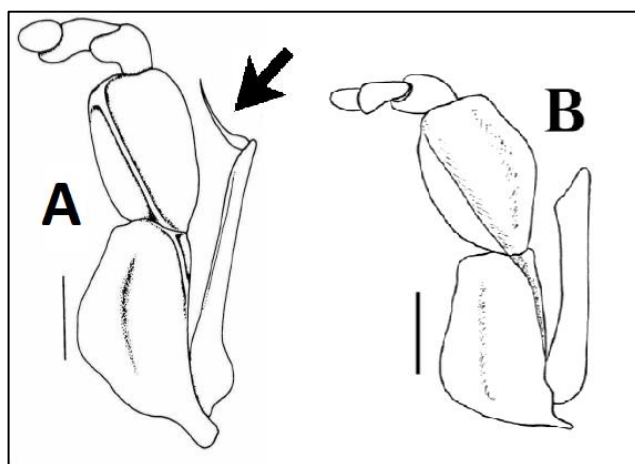
- a) dlouhé a úzké – *G. maculatum*, *G. hednon* Ng, Liu & Schubart, 2004,
- b) dlouhé a zahnuté – *G. krathing* Ng & Naiyanetr, 1992,
- c) krátké, zahnuté a někdy zploštělé – *G. notophorum*



Obrázek 3: První gonopody *Geosesarma krathing*. Levá strana; A, ventrální pohled; B, laterální pohled. Měřítko: 0,5 mm (zdroj: Ng et Naiyanetr, 1992).

3) přítomnost flagella u exopodů třetích maxilliped:

- a) dlouhé flagellum – *G. krathing*
- b) redukované flagellum – *G. hednon*
- c) flagellum chybí – *G. malayanum* Ng & Lim, in Ng, 1986
(Serène et Soh, 1970; Ng et al., 2004; Manuel-Santos et al., 2016)



Obrázek 4: Třetí maxillipedy. A, *Geosesarma krathing* – na flagellum ukazuje šipka; B, *Geosesarma raj* – bez flagella. Měřítko: 1 mm (zdroj: Ng et Nayianetr, 1992; Schubart et Ng, 2014).

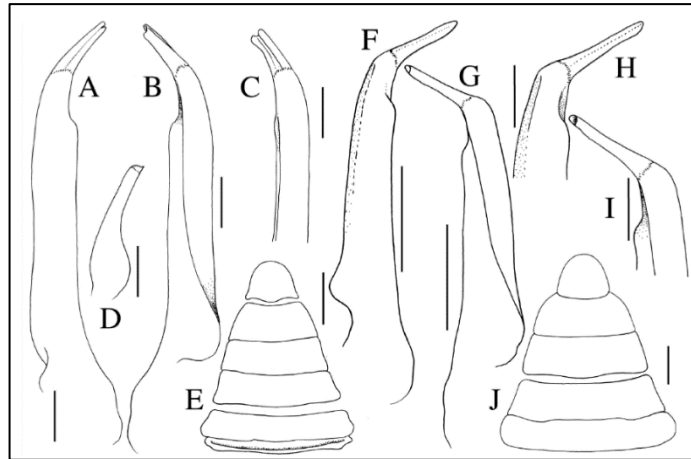
Většina sladkovodních krabů z čeledi Sesarmidae potřebuje pro svůj larvální vývoj i mořskou vodu, proto dospělci musí migrovat zpět do moře, nebo využívají proudů, kterými jsou tam planktonní larvy odneseny. Jedinými známými výjimkami z tohoto způsobu

reprodukce jsou endemické rody *Sesarma* Say, 1817 a *Metopaulias* Rathbun, 1896 z Jamaiky a také rod *Geosesarma* v jihovýchodní Asii (Schubart et Koller, 2005).

Do rodu *Geosesarma* patří relativně malí limnicko-terestriční krabi. Až na výjimky – *G. angustifrons* (A. Milne-Edwards, 1869), *G. hednon* a několik dalších druhů, které mají malá vajíčka a pelagické mořské larvy – nepotřebují přístup k moři pro rozmnožování (Ng, 2004; Schubart et Ng, 2014). Pati et al. (2012) uvádějí, že všechny druhy rodu *Geosesarma* jsou sladkovodní (minimálně v dospělosti). Jeden ze způsobů reprodukce je pomocí velkých vajíček s velkou zásobou žloutku, ze kterých se líhne již poměrně vyvinutá bentická larva megalopa nebo přímo juvenilní jedinci (Schubart et Ng, 2014). Délka vývoje se může lišit podle druhů. *Geosesarma peraccae* má zkrácený vývoj, kdy pokročilá larva má vlastní zásoby potravy a vyvíjí se rychle v norách (Soh, 1969). Naopak *G. notophorum* má přímý vývoj a mladí krabi zůstávají po krátkou dobu přichyceni na krunýři matky (Ng et Tan, 1995). Tento způsob vývoje podporuje udržení potomků v habitatu rodičů a omezuje tak jejich disperzi. Proto může být u rodu *Geosesarma* očekáván a pozorován vysoký stupeň endemismu (Schubart et Ng, 2014). Několik druhů je překvapivě vázáno na masožravé láčkovky rodu *Nepenthes* sp., protože využívají vodu zadrženu v jejich láčkách k dýchání a živí se hmyzem, který je zde chycen (Ng, 2004).

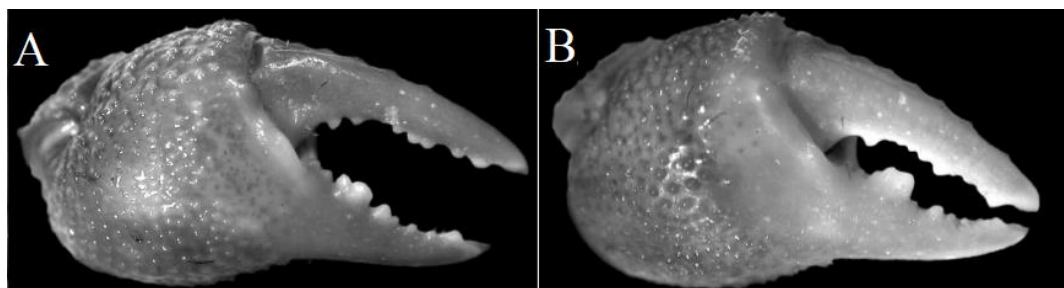
Rod *Geosesarma* není podle některých autorů dobře definován (Ng, 1988), je charakterizován především vazbou na sladkovodní prostředí, zbytnými bazálními segmenty tykadélek (antenul) a velkými vajíčky – cca 1 mm nebo více v průměru. Ale i jiné rody z čeledi Sesarmidae mají zástupce žijící ve sladké vodě, někdy i velmi daleko od moře. Zvětšený antenulární segment je užitečný determináční znak, není však vždy spolehlivý, protože se vyskytuje i u zástupců jiných rodů (např. *Labuanium*). Velikost vajíček některých druhů zatím není známa (Ng et al., 2004).

Rozdíly mezi jednotlivými druhy jsou dány například zbarvením, tvarem krunýře a kráčivých končetin a strukturami zadečku (abdominální články) a prvního páru gonopodů u samců (Ng, 2015) (obr. 5).



Obrázek 5: A–E, *Geosesarma noduliferum* (De Man, 1892); F–J, *G. bicolor* Ng & Davie, 1995. A–C, F–I, levá strana, první gonopody; D, levá strana, druhé gonopody; E, 2.–6. abdominální článek a telson samce; J, 3.–6. abdominální článek a telson samce. Měřítko: 1 mm (zdroj: Ng et al., 2015).

Dorzální okraje daktylů klepet u dospělých samců mnoha druhů jsou obvykle ve většině délky lemovány zřetelnou řadou vyčnívajících hrbolků – např. u druhů skupiny *G. malayanum*, *G. bicolor* Ng & Davie, 1995, *G. dennerle* Ng, Schubart & Lukhaup, 2015 a *G. hagen* (Ng et al., 2015; Manuel-Santos et al., 2016), ale u několika druhů tyto hrbolky chybí. U druhů jako jsou např. *G. maculatum* a *G. hednon*, má proximální část daktylu několik ostrých hrbolků, které však nejsou uspořádány do řady a distálně jsou redukovány nebo zcela mizí (Ng et al., 2004; Manuel-Santos et al., 2016).



Obrázek 6: Daktyly klepet s hrbolky. A, *Geosesarma dennerle*; B, *Geosesarma hagen* (zdroj: Ng et al., 2015).

V posledním desetiletí je na vzestupu mezinárodní obchod s atraktivně zbarvenými terestrickými kraby čeledi Sesarmidae, kteří jsou v Evropě a Asii často nazýváni „Vampire crabs“. Jsou vyváženi do mnoha zemí Evropy, východní Asie a Severní Ameriky. Dvě nejčastější a nejpopulárnější barevné formy jsou dvoubarevná krémovo-fialová a dvoubarevná

tmavě hnědo-oranžová. Kvůli dezinformacím od obchodníků nebyl nejprve znám jejich přesný původ, ale Ng et al. (2015) prokázali, že tyto druhy pocházejí z centrální Jávy (Indonésie) a popsali je jako *Geosesarma dennerle* Ng, Schubart & Lukhaup, 2015 a *G. hagen* Ng, Schubart & Lukhaup, 2015.



Obrázek 7: *Geosesarma dennerle* (zdroj: Ng et al., 2015).



Obrázek 8: *Geosesarma hagen* (zdroj: Ng et al., 2015).

Geosesarma rouxi (Serène, 1968) se vyznačuje několika charakteristickými znaky: laterální okraje krunýře se posteriorně výrazně rozbíhají a u samců jsou první gonopody velmi krátké a silné, s krátkou a zaoblenou distální hřebenitou částí (Ng et al., 2015).

Naruse et Jaafar (2009) popsali nový druh *Geosesarma aedituens* Naruse & Jaafar, 2009, který se vyskytuje na indonéském ostrově Bali. Exempláře byly nalezeny v tropickém horském lese Bedugul, tj. v nadmořské výšce kolem 1500 m n. m.

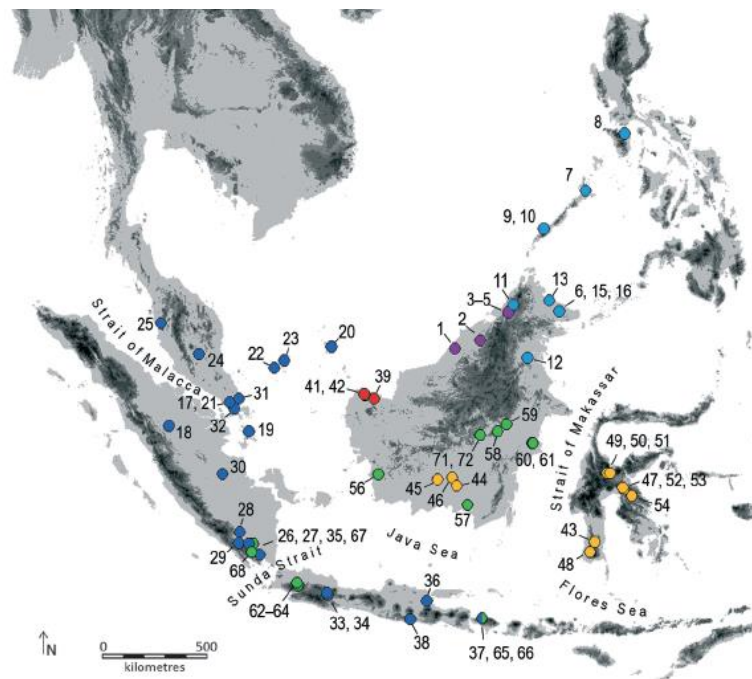
V roce 1992 popsali Ng et Naiyanetr druh *Geosesarma krathing* Ng & Naiyanetr, 1992. Tento terestrický sladkovodní krab byl poprvé nalezen ve východním Thajsku. Krunýř je čtvercový, trochu širší než delší, dorzální povrch je hladký, s mělkými rýhami. Přestože byli tito krabi nalezeni v blízkosti vodopádu, nevyskytují se přímo ve vodě a chovají se spíše jako

suchozemští. Některé exempláře byly odchyceny na větvích nízkého keře. Tyto druhy si zřejmě hloubí nory blízko břehů (Ng et Naiyanetr, 1992).

V současné době jsou objevovány nové druhy krabů čeledi Sesarmidae a taxonomie není zcela ustálená (Ng et al., 2015; Manuel-Santos et al., 2016).

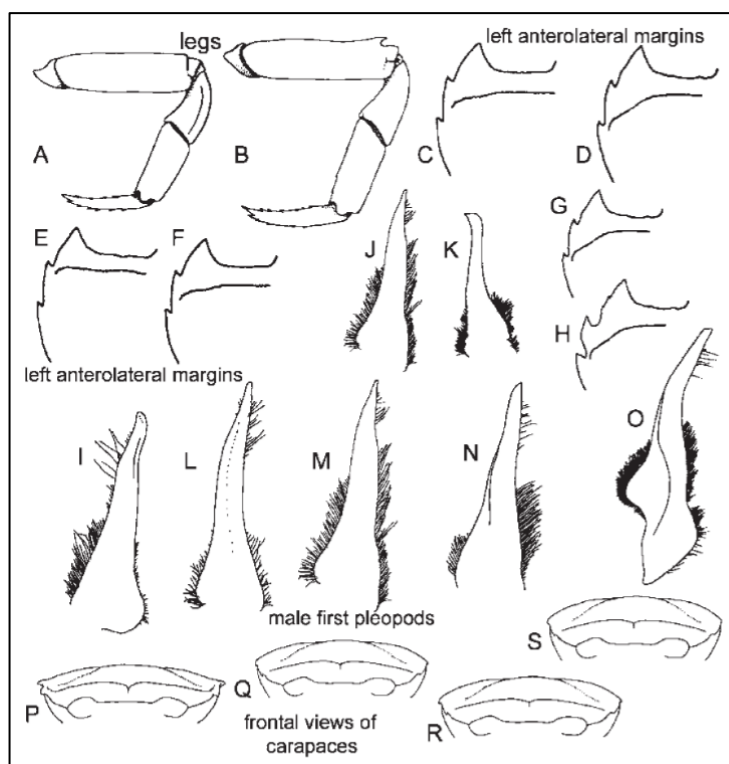
3.5.2 Rod *Parathelphusa*

Čeď Parathelphusidae Alcock, 1910 sdružuje sladkovodní kraby z oblasti jihovýchodní Asie. Krabi rodu *Parathelphusa* Milne-Edwards, 1853 byli nalezeni v Thajsku (Ng, 2004), na ostrově Borneo (Chia et Ng, 1998), Sulawesi (Poettinger et Schubart, 2014), na filipínských ostrovech Palawan, Mindoro a Balabac, na Malajském poloostrově, Sumatře, Jávě a ostrovech Bali a Bawean (Klaus et al., 2013).



Obrázek 9: Rozšíření krabů rodu *Parathelphusa*. Čísla představují jednotlivé druhy a barvy skupiny příbuzných druhů (zdroj: Klaus et al., 2013).

Parathelphusa je jeden z druhově nejbohatších rodů ve své čeledi, Ng et al. (2008) uvádějí 47 známých druhů. Druhová diverzita tohoto rodu není rozprostřena rovnoměrně, většina popsáných druhů se vyskytuje na Sulawesi (13 druhů), Borneu (11 druhů) a filipínském Palawanu (9 druhů) (Klaus et al., 2013). Rod *Parathelphusa* je běžný a ekologicky významný (Ng, 2004).



Obrázek 10: Rod *Parathelphusa*. A, B, kráčivé končetiny; C, H, levá strana krunýře s anterolaterální hranou; I–O, první pleopody samce; P–S, čelní pohled na krunýře (zdroj: Ng, 2004).

Mají přímý vývoj a z hlediska ontogeneze jsou zcela nezávislí na mořském prostředí (Poettinger et Schubart, 2014). Vyskytují se v říčních systémech či u jezer (Freitag et Yeo, 2004) a obývají i potoky, močály, rýžová pole a jeskyně (Schubart et Ng, 2008). Pravděpodobně jsou vázáni na svůj habitat natolik (Daniels, 2003), že to vede k vysoké míře endemismu a tím i k velké druhové diverzitě (Poettinger et Schubart, 2014). Schubart et Ng (2008) píší o endemických krabech rodu *Parathelphusa*: *P. sarasinorum* (Schenkel, 1902) je endemitem jezera Poso na Sulawesi a dva druhy se vyskytují v jezerním systému Malili – *P. pantherina* (Schenkel, 1902) a *P. matannensis* (Schenkel, 1902). Malajští krabi tohoto rodu se vyskytují většinou v nížinách, u relativně pomalu tekoucích vod, nebo jsou semiterestriční. Dva druhy – *P. maindroni* (Rathbun, 1902) a *P. reticulata* Ng, 1990 – jsou ekologicky velmi zajímavé, protože byly nalezeny ve velmi kyselých vodách v močálech a rašeliništích (Ng, 2004). *P. convexa*, žijící na Jávě, je druhem schopným přežít i ve znečištěných vodách (Prinasti et al., 2017).

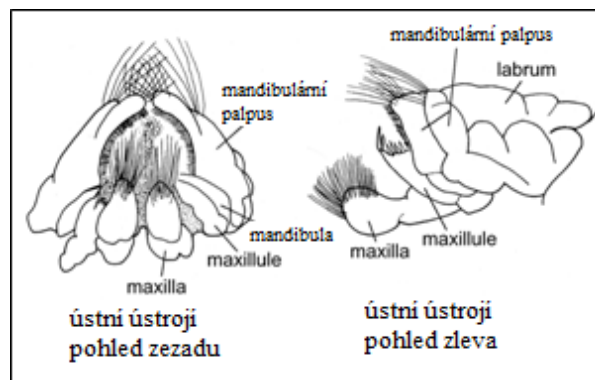
Sladkovodní krabi jihovýchodní Asie mají společný původ, protože žijí na ostrovních habitatech, které byly v minulosti propojeny díky poklesu hladiny moří v dobách ledových

(Poettinger et Schubart, 2014). Klaus et al. (2013) rekonstruovali fylogenetické vztahy a geografický původ krabů rodu *Parathelphusa* a rodů jim příbuzných. Za původní místo výskytu označili ostrov Borneo a odhalili velkou a do té doby nezdokumentovanou biodiverzitu. Zjistili také, že všichni zástupci ze Sulawesi jsou monofyletičtí a jejich rodokmen vede ke společnému předkovi z jihovýchodního Bornea. Navzdory těmto novým poznatkům i dřívějším studiím zůstává fylogeneze, fylogeografická struktura a genetická diverzita těchto krabů ze Sulawesi z většiny neznámá (Poettinger et Schubart, 2014).



Obrázek 11: *Parathelphusa pantherina* (zdroj: <https://www.aqualog.de/wp-content/uploads/lexikon/X79125.jpg>).

Příslušnost k rodu *Parathelphusa* je indikována znaky jako mandibulární palpus se dvěma laloky (obr. 11), zadeček samců ve tvaru písmene T, dobře vyvinuté epibranchiální zuby (dva na každém anterolaterálním okraji krunýře) a relativně jednoduché, nediferencované první pleopody u samců.



Obrázek 12: Mandibulární palpus (makadlo)

(zdroj: https://crustacea.academic.ru/pictures/crustacea/image_crust18.png).

Jednotlivé druhy je možné od sebe rozeznat například podle znaků prvních pleopodů samců a dalších morfologických charakteristik (Freitag et Yeo, 2004). Některé druhy se mezi sebou rozlišují například podle tvaru anterolaterálního okraje krunýře, postorbitálních lišt, frontálního mediálního trojúhelníku a prvních pleopodů u samců (Ng, 1993).

4 Materiál a metody

Nejprve byl sestaven seznam druhů, které jsou běžně prodávány v rámci obchodu s okrasnými kraby. Získané informace pocházejí převážně z internetových stránek tuzemských i zahraničních akvaristických velkoobchodů a od exportérů v Indonésii.

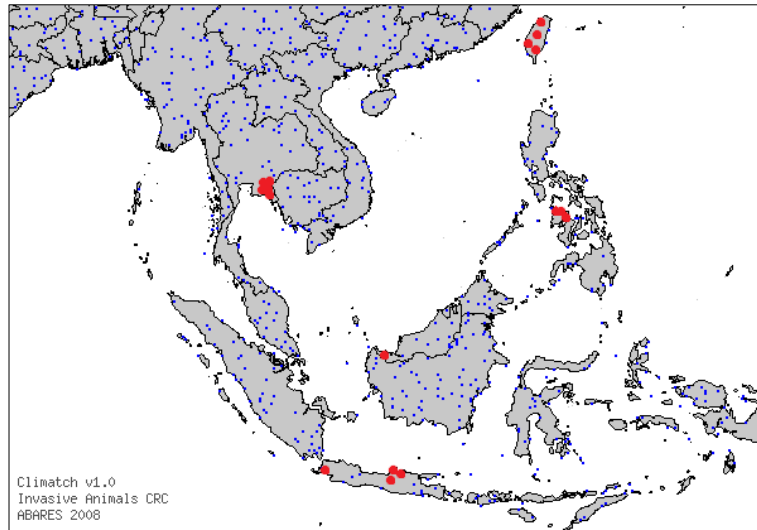
K hodnocení invazního potenciálu krabů rodu *Geosesarma* a *Parathelphusa* byla použita aplikace Climatch v.1.0 (Invasive Animals Cooperative Research Centre, Bureau of Rural Sciences; Dostupné z: <<http://data.daff.gov.au:8080/Climatch/climatch.jsp>>).

Climatch umožňuje porovnávání klimatických charakteristik mezi regiony. Obvykle se používá k předpovědi potenciálního šíření introdukovaných nebo invazních druhů při hodnocení rizik pro dovoz živých organismů.

Většina údajů použitých v této aplikaci pochází z globální databáze klimatu WorldClim (<http://www.worldclim.org/>), která obsahuje informace z meteorologických stanic po celém světě, s prostorovým rozlišením asi 1 km² (Hijmans et al., 2005). Tyto meteostanice jsou na mapě představovány modrým nebo červeným bodem.

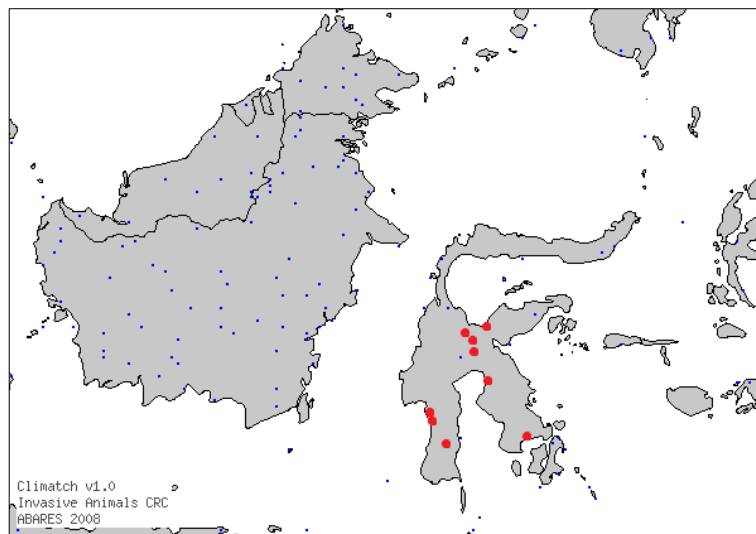
Porovnávány byly teploty vzduchu během nejteplejších a nejchladnějších čtvrtletí roku, tedy klimatická shoda mezi zdrojovou a cílovou oblastí. Oblasti jsou definovány uživatelem pomocí výběru meteorologických stanic na mapě. Zdrojová oblast (source region) je oblastí přirozeného výskytu hodnoceného druhu a cílová oblast (target region) představuje území, kam by potenciálně mohl být druh introdukován.

Nejprve byly definovány zdrojové oblasti. U rodu *Geosesarma* se jednalo o 18 meteorologických stanic na území jihovýchodní Asie – na ostrovech Borneo, Jáva, Tchajwan, Filipíny a ve východním Thajsku (Chanthaburi). Protože na ostrovech Lingga a Tioman se nenacházejí meteorologické stanice, nebylo možné místní populace do analýzy zahrnout (obr. 13).



Obrázek 13: Zdrojové oblasti pro rod *Geosesarma* – 18 meteorologických stanic na území jihovýchodní Asie – na ostrovech Tchaj-wan, Filipíny, Borneo, Jáva a ve východním Thajsku (Chanthaburi).

Pro rod *Parathelphusa* bylo vybráno 9 stanic na ostrově Sulawesi (obr. 14).














Obrázek 14: Zdrojové oblasti pro rod *Parathelphusa* – 9 meteorologických stanic na ostrově Sulawesi.

Jako cílové oblasti byly definovány jednotlivé světadíly – Afrika (3 057 stanic), Asie – kromě meteorologických stanic v místě původního výskytu druhů (6 090 stanic pro *Geosesarma* a 6 101 pro rod *Parathelphusa*), Austrálie – včetně Tasmánie, Nového Zélandu a Nové Guiney (945 stanic), Evropa (1 767 stanic), Jižní Amerika (1 781 stanic) a Severní

Amerika – včetně Střední Ameriky (4 352 stanic). Byly vynechány stanice nacházející se v mořích a oceánech, protože se jedná o druhy krabů přizpůsobené sladkovodnímu prostředí.

Výpočet pomocí programu Climatch porovnal vždy klima zdrojové a cílové oblasti. Program používá Eukleidův algoritmus. Grafické výsledky se zobrazily na mapách pro každou oblast. Meteorologickým stanicím byla přiřazena jedna z 11 barev číselné škály od 0 do 10 (obr. 15). Hodnota větší nebo rovna 7, barevně znázorněna od oranžové po červenou, ukazuje oblasti s největší klimatickou shodou, ve kterých by se hodnocený druh mohl potenciálně etablovat.

Score	Colour
0	
1	
2	
3	
4	
5	
6	
7	
8	
9	
10	

Obrázek 15: Barevná číselná škála výsledných map (zdroj: Climatch, v.1.0; Invasive Animals Cooperative Research Centre, Bureau of Rural Sciences).

5 Výsledky

5.1 Seznam prodávaných druhů

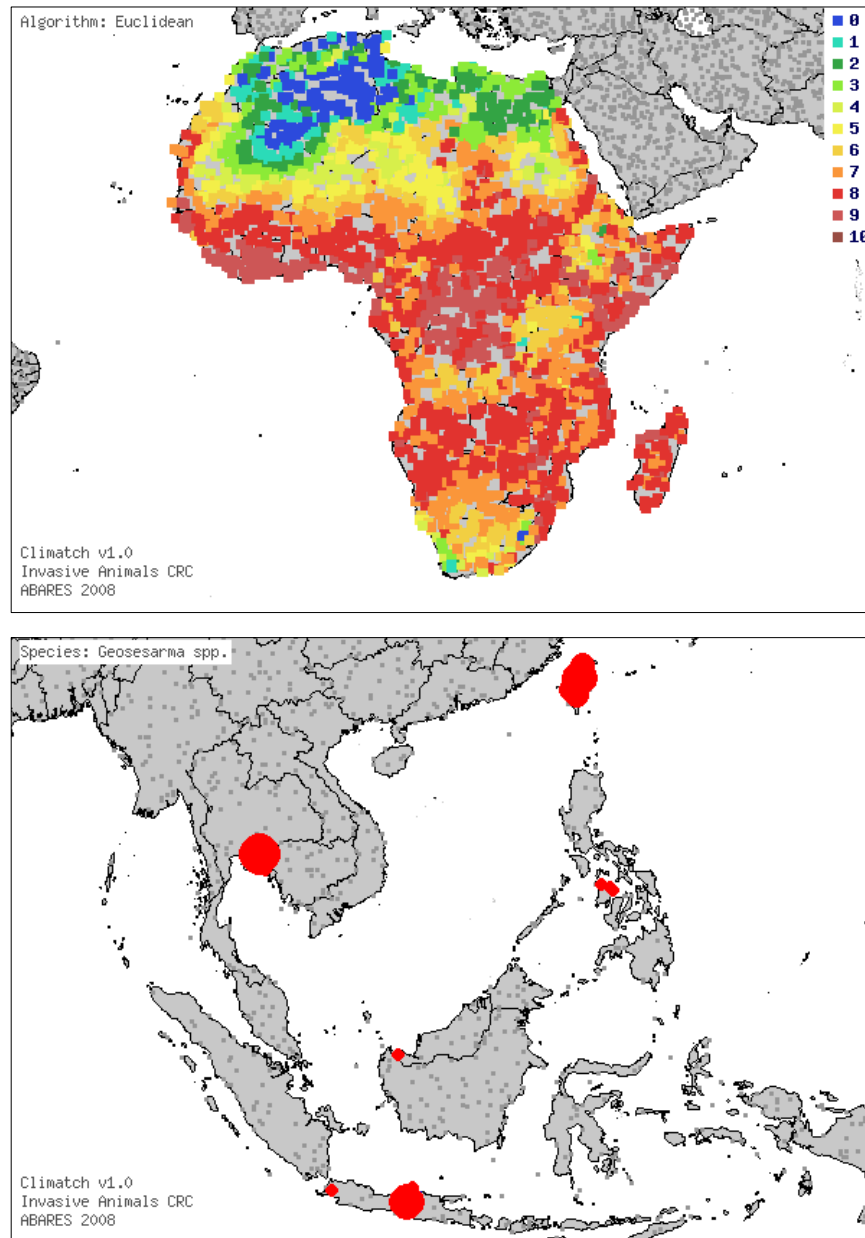
Mezi běžně dostupnými okrasnými kraby bylo zjištěno deset druhů z rodu *Geosesarma* a dva druhy z rodu *Parathelphusa* (tab. 1).

druh	výskyt
<i>Geosesarma bicolor</i>	Jáva
<i>Geosesarma bogorensis</i>	Jáva
<i>Geosesarma dennerle</i>	Jáva
<i>Geosesarma hagen</i>	Jáva
<i>Geosesarma hednon</i>	Filipíny, Tchaj-wan
<i>Geosesarma krathing</i>	Thajsko
<i>Geosesarma notophorum</i>	Lingga
<i>Geosesarma rouxi</i>	Jáva
<i>Geosesarma tiomanicum</i>	Tioman
<i>Geosesarma bau</i>	Borneo
<i>Parathelphusa ferruginea</i>	Sulawesi
<i>Parathelphusa pantherina</i>	Sulawesi

Tabulka 1: Hodnocené prodávané druhy krabů a lokality jejich přirozeného výskytu.

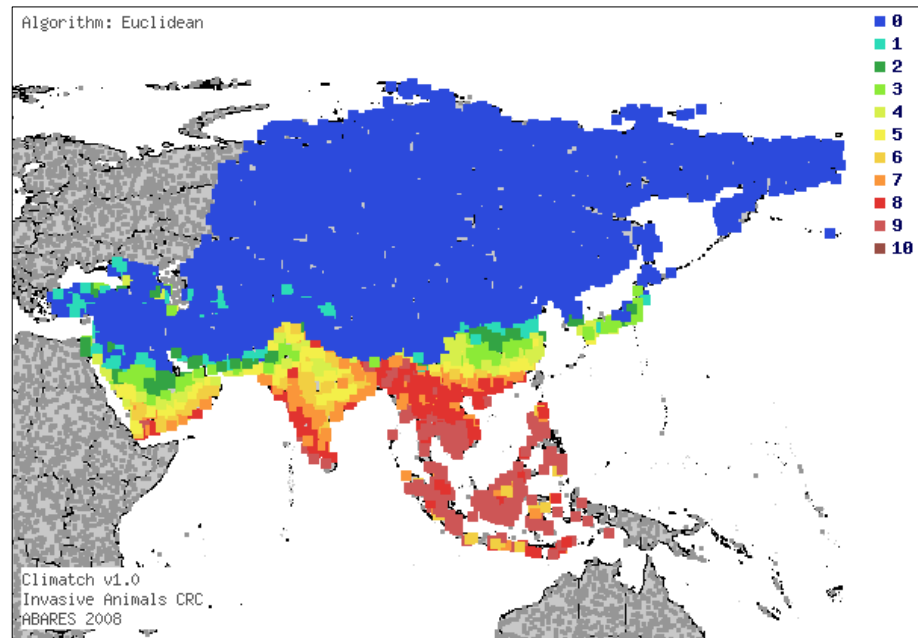
5.2 *Geosesarma*

V Africe bylo hodnoceno celkem 3 057 meteorologických stanic. Klimatická shoda 7 nebo více vyšla celkem pro 1 800 stanic, což představuje 59 % v rámci tohoto světadílu. Nulová shoda byla vypočtena pro 147 stanic (5 %) (obr. 16 nahoře). Největší shodu s cílovou oblastí výskytu vykazovalo východní Thajsko, Tchaj-wan a centrální Jáva (obr. 16 dole).

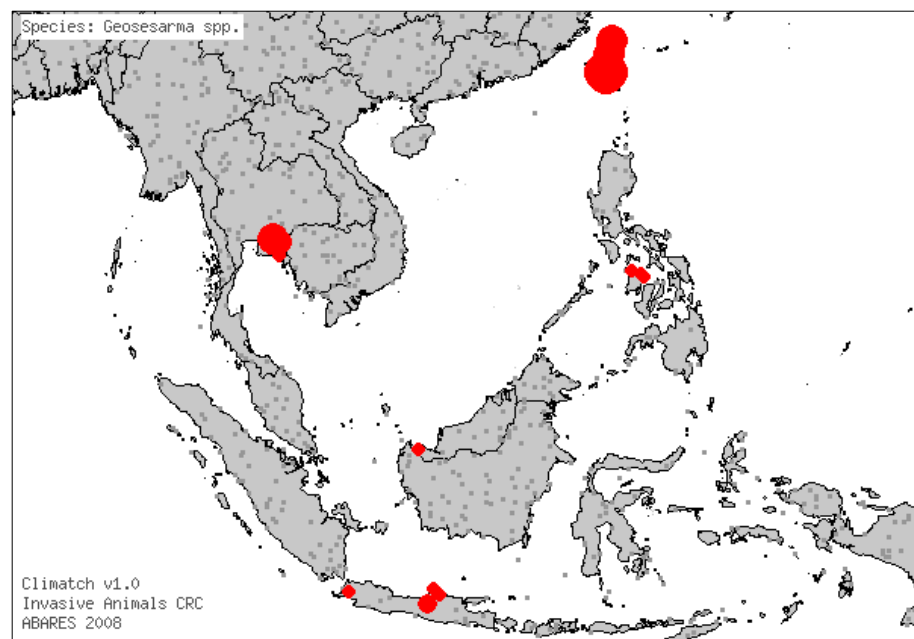


Obrázek 16: Mapa zobrazující klimatickou shodu Afriky a zdrojových oblastí rodu *Geosesarma* (nahore). Pro rod *Geosesarma* největší shodu s cílovými oblastmi v Africe vykazovalo východní Thajsko, Tchaj-wan a centrální Jáva (dole).

Z asijských 6 090 stanic byla hodnota ≥ 7 predikována pouze pro 616 (10 %), a to v jižní části světadílu. Většině stanic v severní polovině Asie byla přiřazena hodnota 0, celkově mělo nulovou shodu 4 637 (76 %) stanic (obr. 18). Shoda zdrojové oblasti vyšla největší pro Tchaj-wan a východní Thajsko (obr. 19).

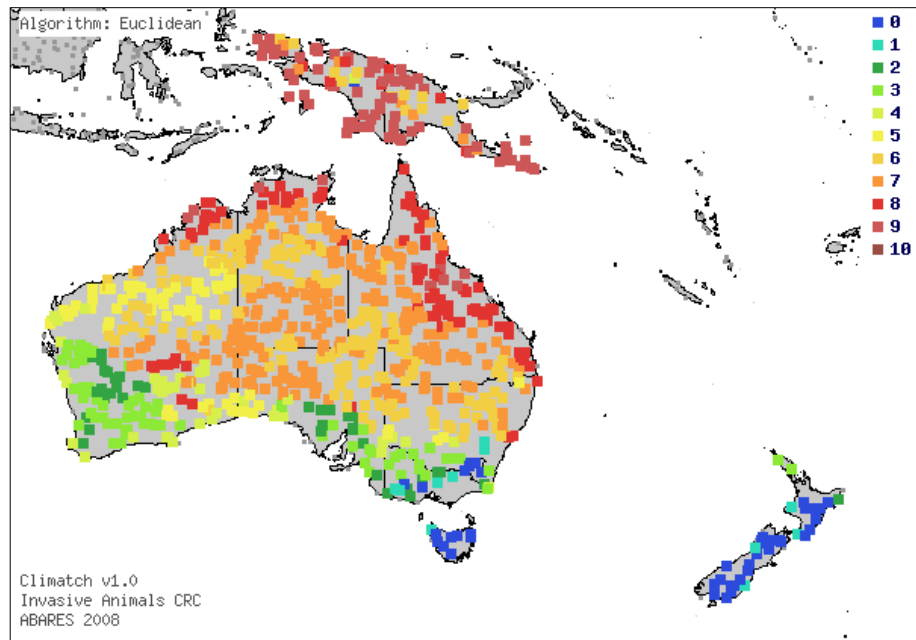


Obrázek 17: Mapa zobrazující klimatickou shodu Asie a zdrojových oblastí rodu *Geosesarma*.

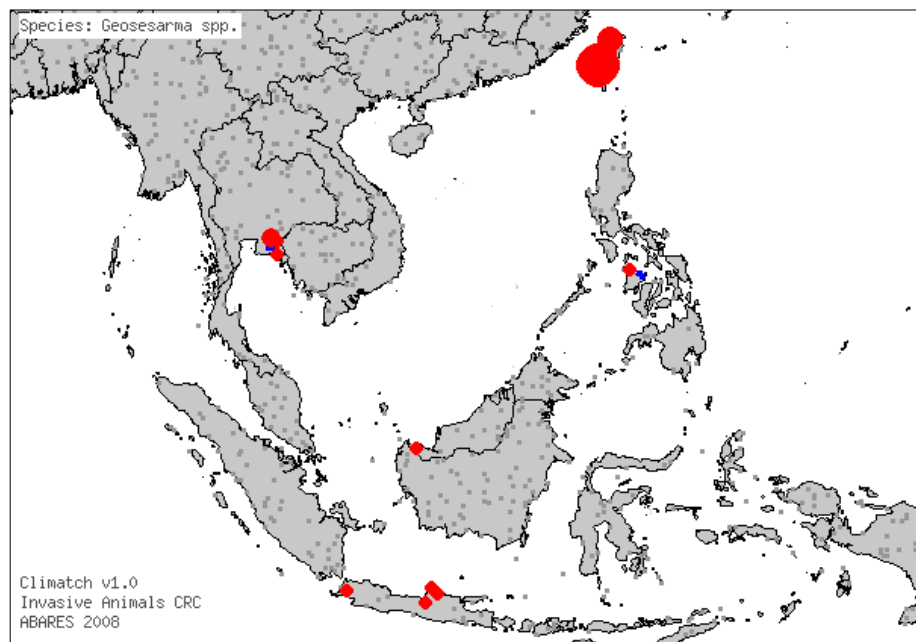


Obrázek 18: Pro rod *Geosesarma* největší shoda s cílovými oblastmi v Asii vyšla na Tchaj-wanu a ve východním Thajsku.

V Austrálii a na přilehlých ostrovech klimatické shody nad hodnotu 6 dosáhlo 459 z celkových 945 meteorologických stanic, tedy 49 %. Hodnotu 0 zde získalo 43 (5 %) stanic (obr. 20). Nejvyšší shoda byla s populací na Tchaj-wanu (obr. 21).

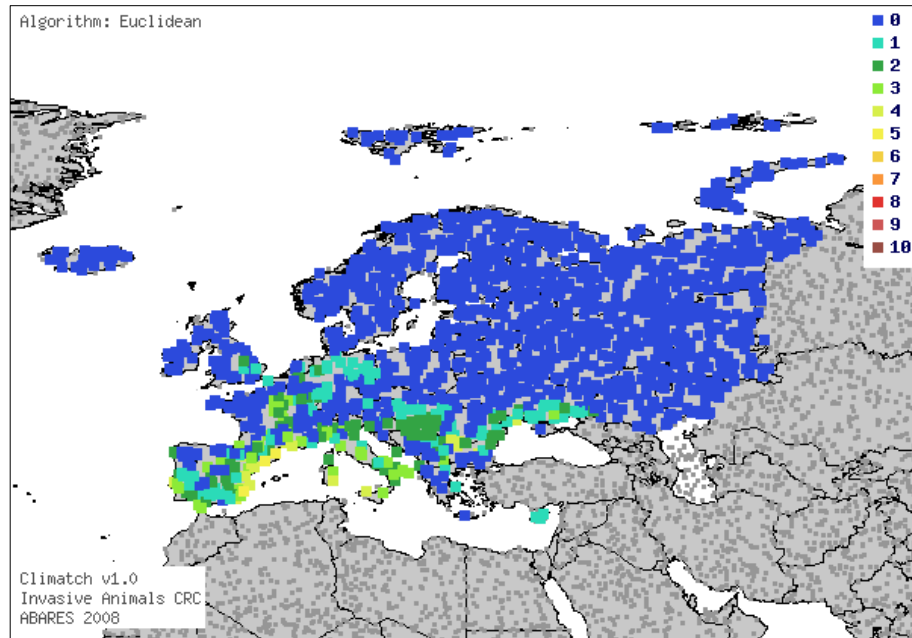


Obrázek 19: Mapa zobrazující klimatickou shodu Austrálie a zdrojových oblastí rodu *Geosesarma*.

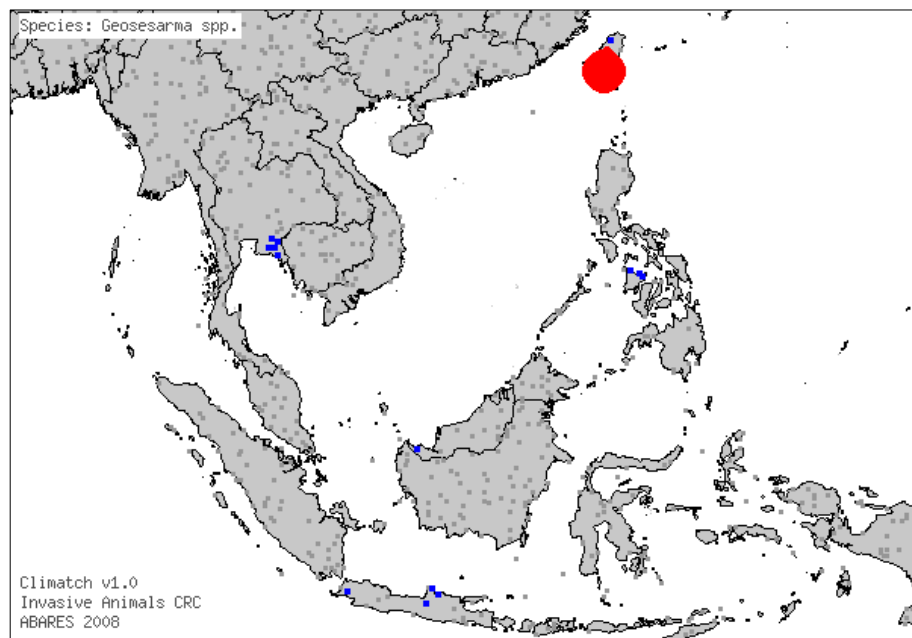


Obrázek 20: Pro rod *Geosesarma* největší shoda s cílovými oblastmi v Austrálii vyšla na Tchaj-wanu.

Pro Evropu vyšla klimatická shoda nejnižší, žádná ze 1 767 stanic hodnoty 7 nedosáhla. Naopak nulová shoda byla předpovězena pro 1 503 stanic, což odpovídá 85 % (obr. 22). Shoda se zdrojovou oblastí byla nalezena pouze na Tchaj-wanu (obr. 23).

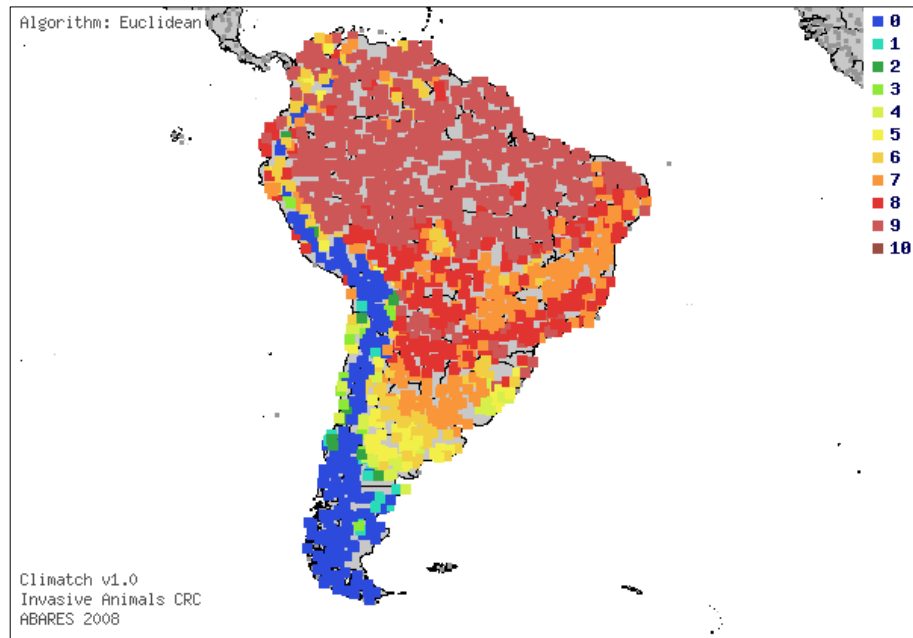


Obrázek 21: Mapa zobrazující klimatickou shodu Evropy a zdrojových oblastí rodu *Geosesarma*.

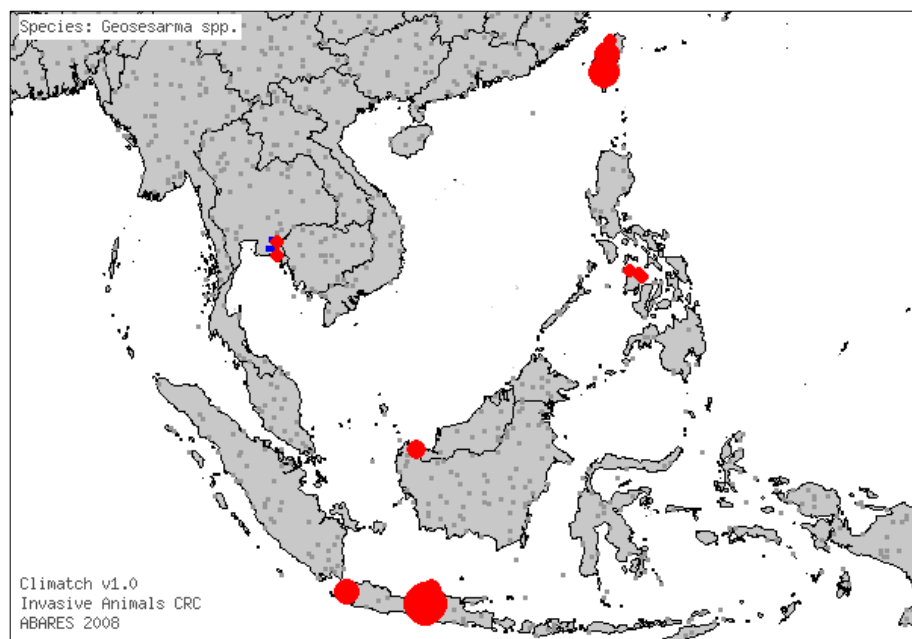


Obrázek 22: Pro rod *Geosesarma* vyšla shoda s cílovými oblastmi v Evropě pouze na Tchaj-wanu.

Na území Jižní Ameriky měly shodu ≥ 7 tři čtvrtiny (75 %) stanic, tedy 1 340 z celkových 1 781. 6 stanic získalo klimatickou shodu hodnoty 10. Nulová shoda byla predikována u 239 (13 %) stanic v jihozápadní části kontinentu (obr. 24). Ze zdrojové oblasti byla shoda největší v centrální části Jávy a na Tchaj-wanu (obr. 25).

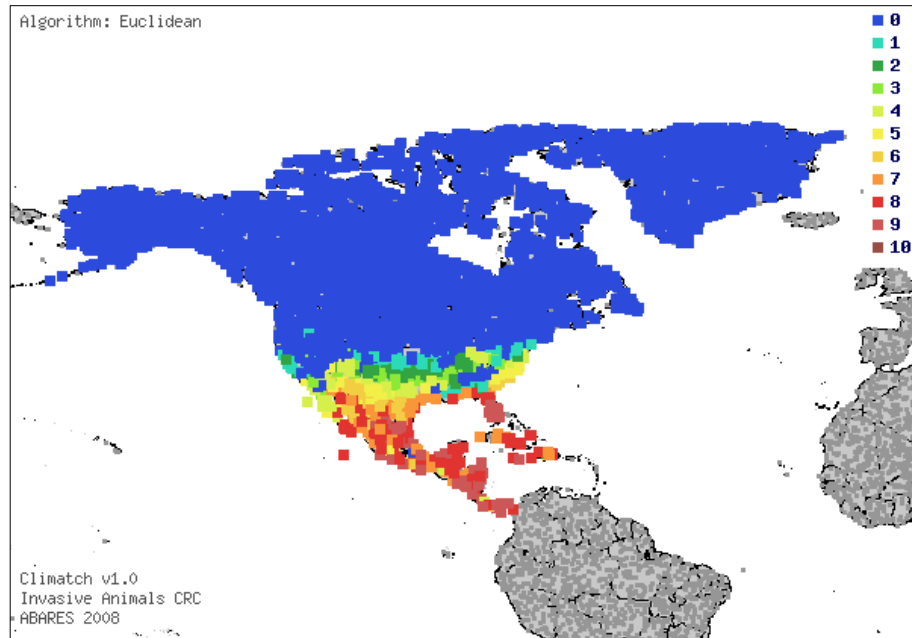


Obrázek 23: Mapa zobrazující klimatickou shodu Jižní Ameriky a zdrojových oblastí rodu *Geosesarma*.

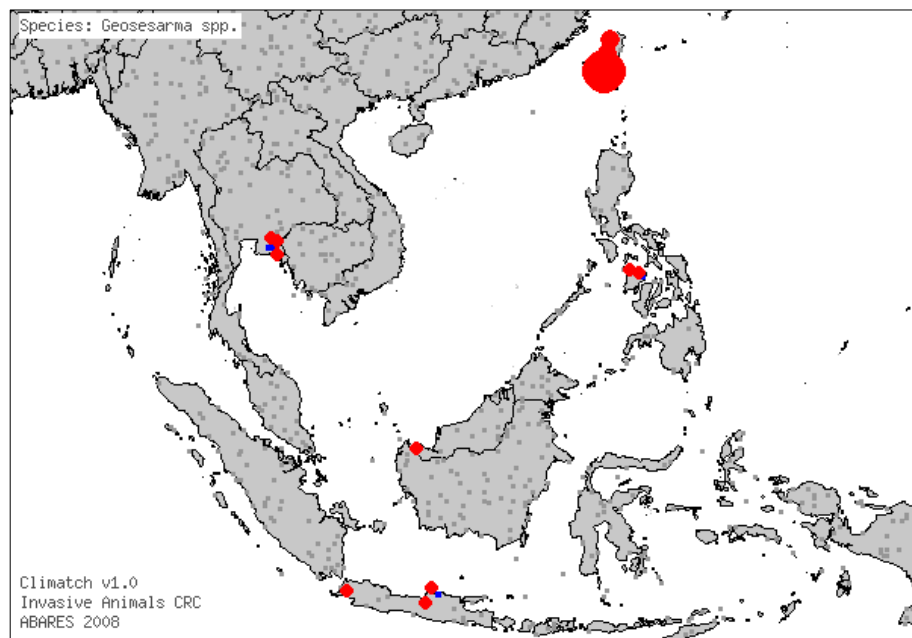


Obrázek 24: Pro rod *Geosesarma* největší shoda s cílovými oblastmi v Jižní Americe vyšla v centrální části Jávy a na Tchaj-wanu.

V Severní Americe hodnoty nad 6 dosáhlo 264 (6 %) stanic z 4 352 hodnocených. Nulová shoda byla predikována pro 3 714 (85 %) stanic, hlavně na území Kanady a severní části USA (obr. 26). Největší shoda byla nalezena opět na Tchaj-wanu (obr. 27).

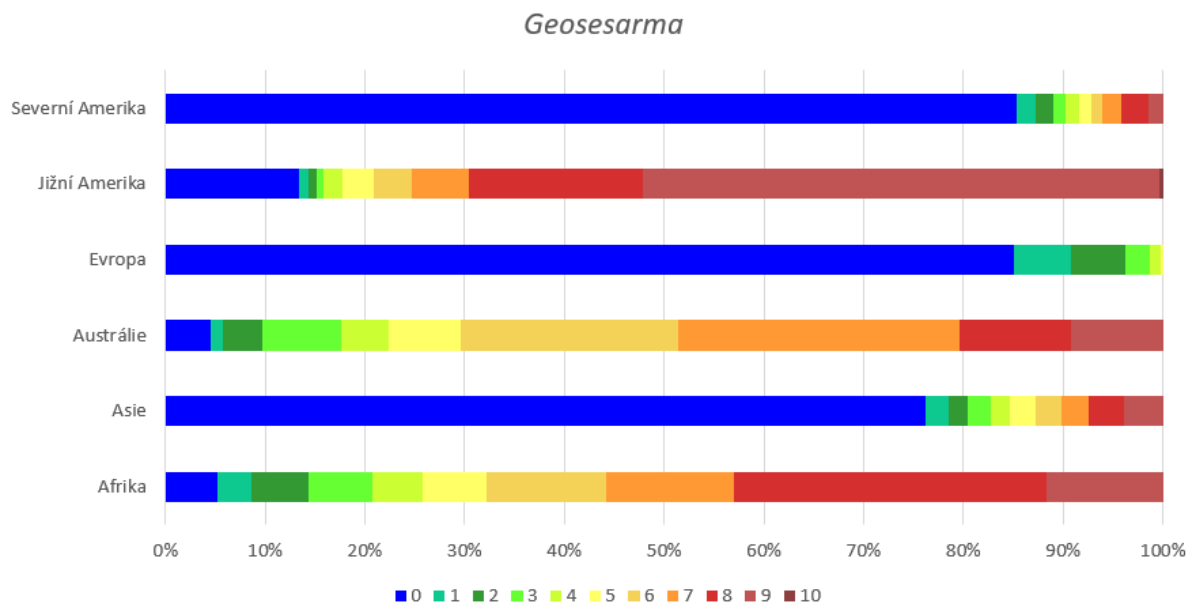


Obrázek 25: Mapa zobrazující klimatickou shodu Severní a Střední Ameriky a zdrojových oblastí rodu *Geosesarma*.



Obrázek 26: Pro rod *Geosesarma* největší shoda s cílovými oblastmi v Severní Americe vyšla opět na Tchaj-wanu.

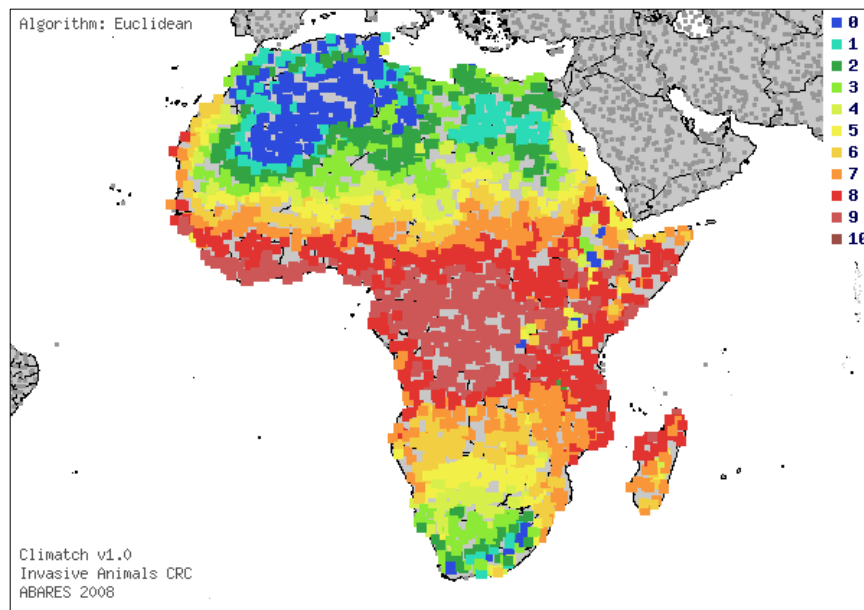
Světadílem s nejvíce stanicemi hodnocenými klimatickou shodou ≥ 7 byla Afrika (1 800 stanic). Nejvyšší procentuální podíl stanic s touto hodnotou měla Jižní Amerika (75 % stanic). Naopak v Evropě hodnoty 7 nedosáhla ani jedna meteorologická stanice. Klimatická shoda 7 a více byla pro rod *Geosesarma* celkem na všech kontinentech vyhodnocena u 4 479 stanic (graf 1).



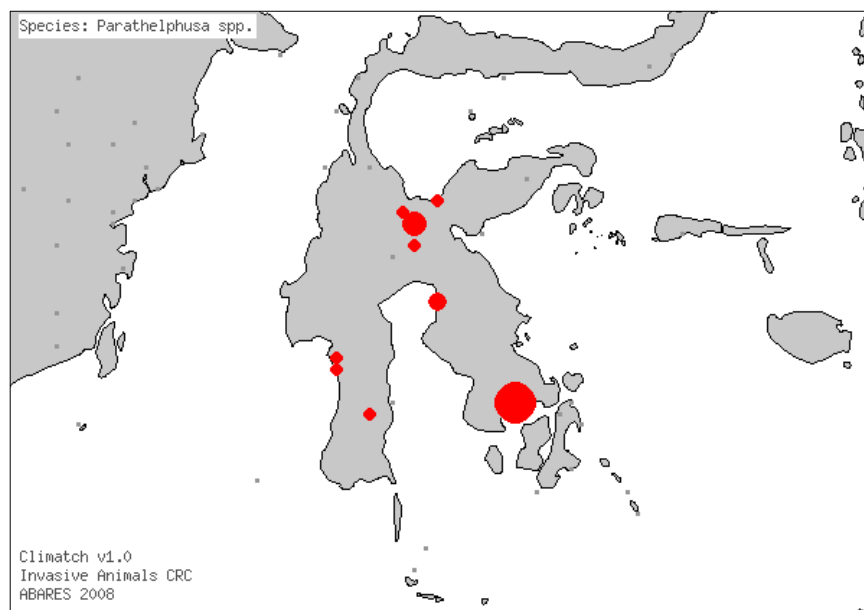
Graf 1: Procentuální zastoupení meteorologických stanic podle vyhodnocené klimatické shody 0-10 u jednotlivých světadílů pro druhy rodu *Geosesarma*.

5.3 *Parathelphusa*

U rodu *Parathelphusa* vyšla v Africe klimatická shoda ≥ 7 pro 1 323 (43 %) meteorologických stanic. Hodnotu 0 vykázalo 256 (8 %) hodnocených stanic, které se nacházely převážně na severozápadě kontinentu (obr. 28). Nejvyšší shoda s cílovou oblastí byla nalezena na jihovýchodě ostrova Sulawesi (obr. 29).

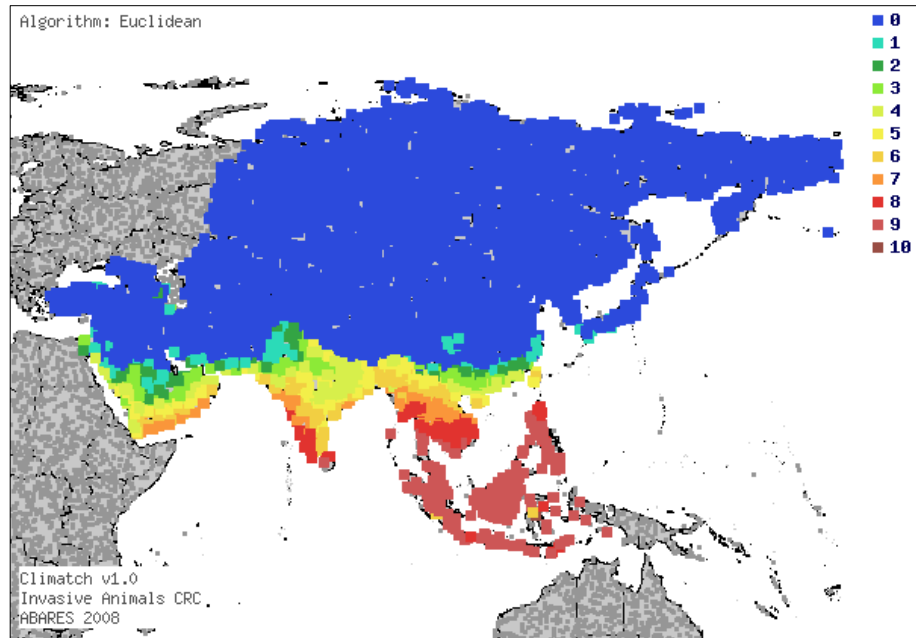


Obrázek 27: Mapa zobrazující klimatickou shodu Afriky a zdrojových oblastí rodu *Parathelphusa*.

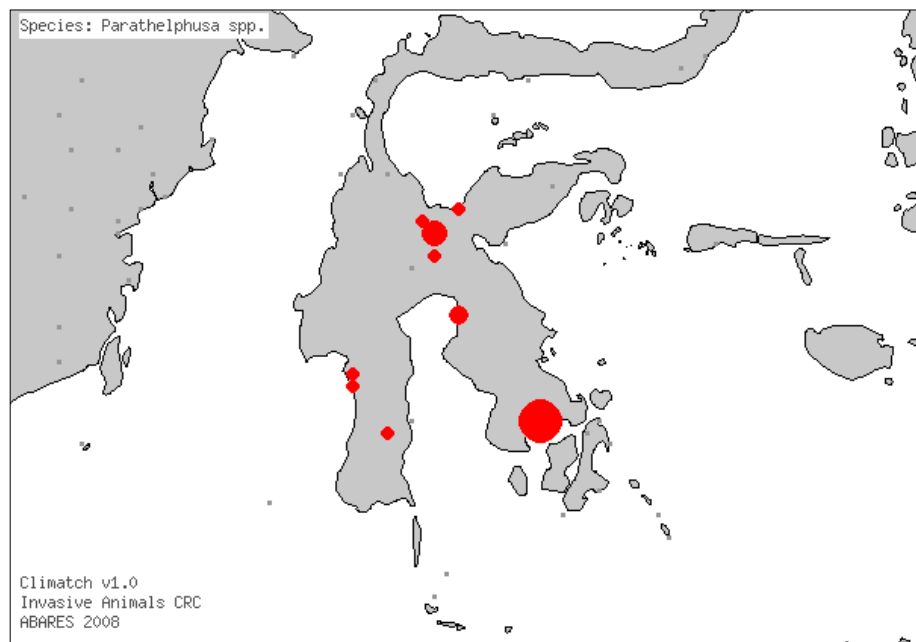


Obrázek 28: Pro rod *Parathelphusa* největší shoda s cílovými oblastmi v Africe vyšla na jihovýchodě ostrova Sulawesi.

V Asii klimatickou shodu ≥ 7 mělo 404 (7 %) z 6 101 hodnocených stanic. Nulová shoda byla predikována pro většinu stanic – 4 923 (81 %) v severní části světadílu (obr. 30). Ze zdrojové oblasti se nejvíce shodovalo klima v jihovýchodní části Sulawesi (obr. 31).

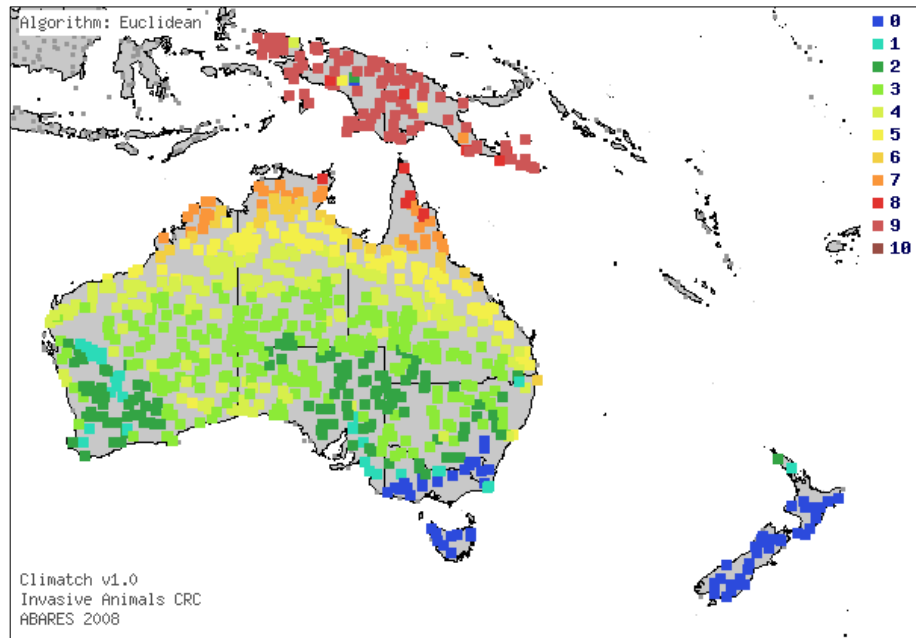


Obrázek 29: Mapa zobrazující klimatickou shodu Asie a zdrojových oblastí rodu *Parathelphusa*.

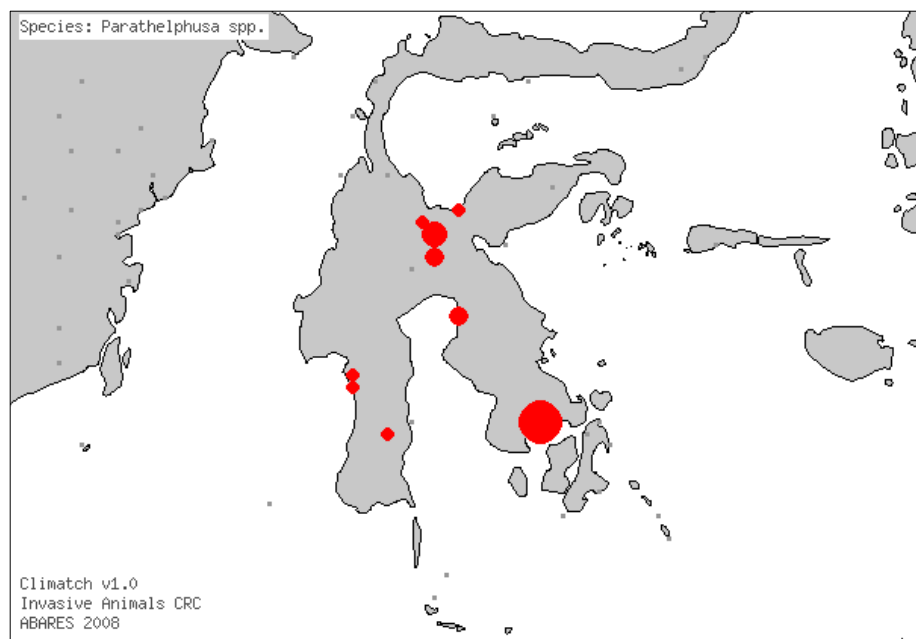


Obrázek 30: Pro rod *Parathelphusa* největší shoda s cílovými oblastmi v Asii vyšla na jihovýchodě ostrova Sulawesi.

Z 945 stanic Austrálie a přilehlých ostrovů získalo hodnotu 7 a více 141 stanic na severu kontinentu a na ostrově Nová Guinea. Hodnota 0 byla přiřazena 61 stanicím (6 %), které se nachází na jihovýchodě Austrálie, v Tasmánii a na Novém Zélandu (obr. 32). Největší shoda byla nalezena opět na jihovýchodě ostrova Sulawesi (obr. 33).

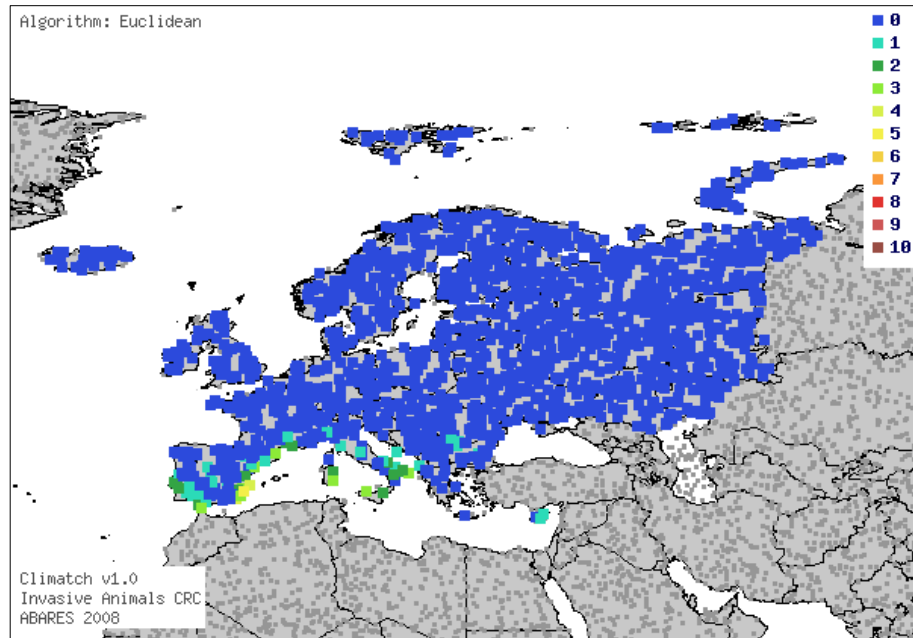


Obrázek 31: Mapa zobrazující klimatickou shodu Austrálie a zdrojových oblastí rodu *Parathelphusa*.

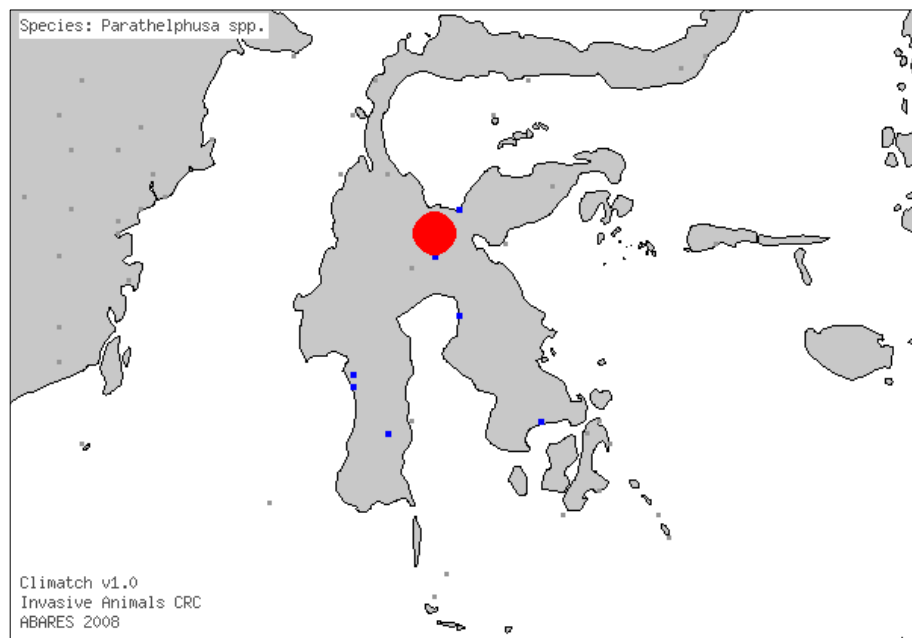


Obrázek 32: Pro rod *Parathelphusa* největší shoda s cílovými oblastmi v Austrálii vyšla na jihovýchodě ostrova Sulawesi.

Z evropských 1 767 stanic nevykazovala shodu ≥ 7 žádná meteorologická stanice. Naopak nulovou hodnotu mělo 97 %, tedy 1 711 stanic (obr. 34). Největší shoda byla předpovězena pro populace z centrální části Sulawesi (obr. 35).

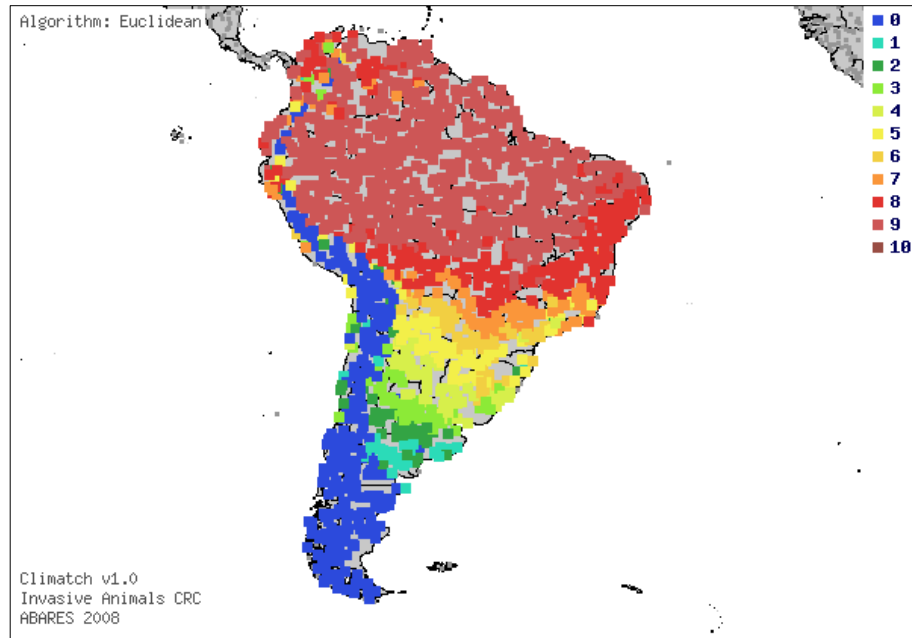


Obrázek 33: Mapa zobrazující klimatickou shodu Evropy a zdrojových oblastí rodu *Parathelphusa*.

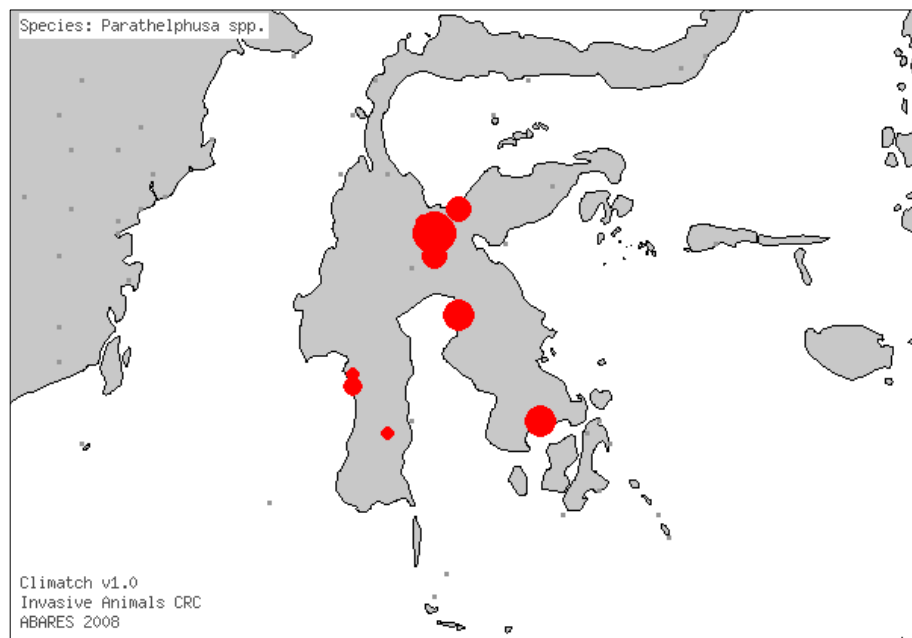


Obrázek 34: Pro rod *Parathelphusa* největší shoda s cílovými oblastmi v Evropě vyšla pro populace z centrální části Sulawesi.

Největší podíl stanic s hodnotou ≥ 7 byl v Jižní Americe – z celkových 1 781 stanic to bylo 63 %, 1 120 stanic. Nulovou shodu mělo 291 (16 %) stanic (obr. 36). Největší shoda byla vypočtena pro více lokalit na Sulawesi (obr. 37).

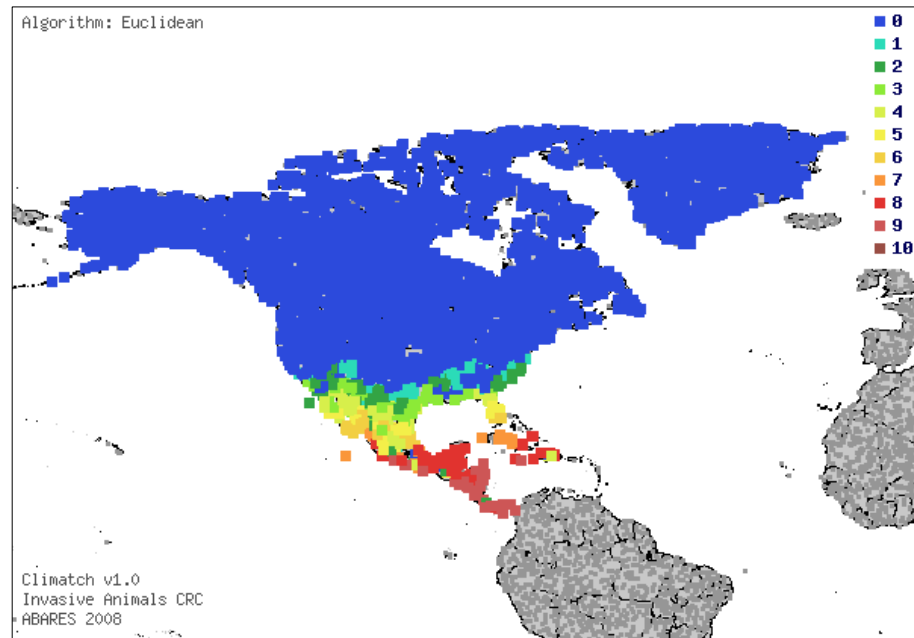


Obrázek 35: Mapa zobrazující klimatickou shodu Jižní Ameriky a zdrojových oblastí rodu *Parathelphusa*.

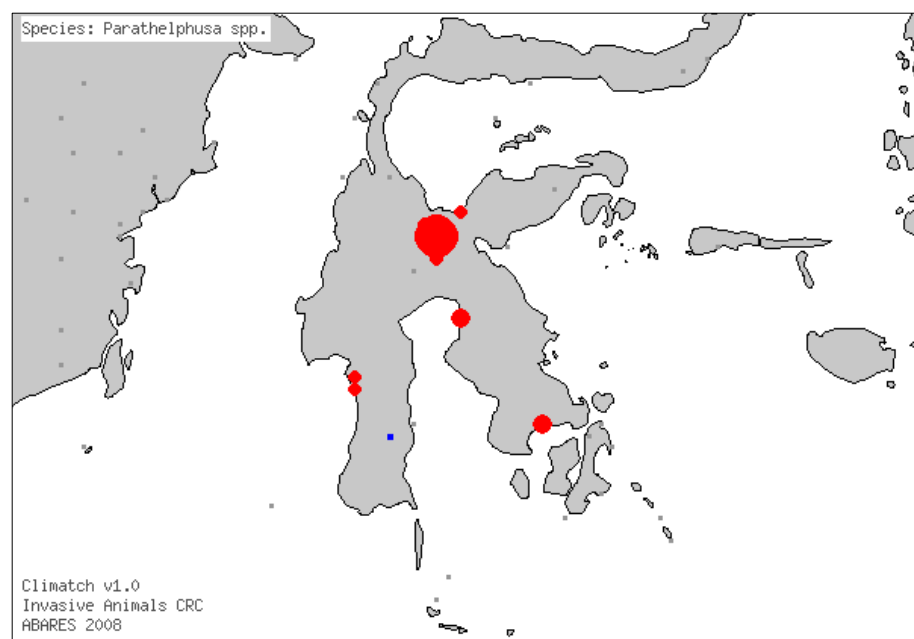


Obrázek 36: Pro rod *Parathelphusa* shoda s cílovými oblastmi v Jižní Americe vyšla pro několik lokalit na Sulawesi.

Na území Severní Ameriky se nacházelo jen 126 (3 %) stanic s hodnotou 7 a více z celkových 4 352 stanic. Tyto stanice se navíc nacházely ve Střední Americe, která je pro účely této práce zahrnuta pod Severní Ameriku. Nulová shoda byla predikována pro 3 904 (90 %) (obr. 38). Klimatická shoda byla nejvyšší pro centrální oblast Sulawesi (obr. 39).

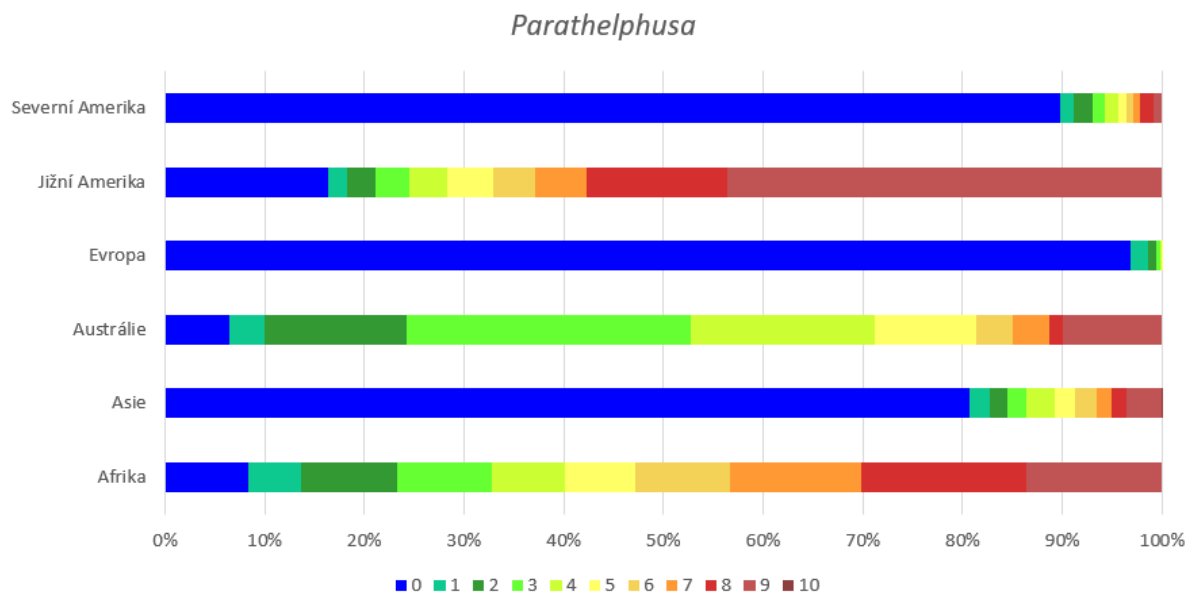


Obrázek 37: Mapa zobrazující klimatickou shodu Severní a Střední Ameriky a zdrojových oblastí rodu *Parathelphusa*.



Obrázek 38: Pro rod *Parathelphusa* největší shoda s cílovými oblastmi v Severní a Střední Americe vyšla pro populace z centrální části Sulawesi.

Nejvíce stanic s hodnotou klimatické shody ≥ 7 bylo stejně jako u rodu *Geosesarma* na území Afriky (1 323 stanic). Nejvyšší procento těchto stanic měla Jižní Amerika (63 % stanic). V Evropě opět hodnoty 7 nedosáhla ani jedna meteorologická stanice. Celosvětově hodnotu ≥ 7 získalo 3 114 meteorologických stanic, což je méně než u rodu *Geosesarma* (graf 2).



Graf 2: Procentuální zastoupení meteorologických stanic podle vyhodnocené klimatické shody 0–10 u jednotlivých světadílů pro druhy rodu *Parathelphusa*.

6 Diskuze

Po sestavení seznamu prodávaných krabů rodu *Geosesarma* a *Parathelphusa* v rámci akvariijního trhu byla provedena analýza klimatické shody mezi přirozeným areálem výskytu těchto druhů a jednotlivými světadíly kromě Antarktidy. Za místa s významnou shodou, kde by se potenciálně mohli introdukovaní krabi uchytit a založit etablovanou populaci, jsou považovány lokality se shodou vyšší nebo rovnou hodnotě 7 (Kalous et al., 2015).

V Africe bylo takových míst pro oba rody nalezeno nejvíce. U rodu *Geosesarma* se jedná téměř o celou kontinentální Afriku, s výjimkou Sahary, severního pobřeží a jižního cípu kontinentu. I Madagaskar má vhodné klimatické podmínky. Úspěšným invazním druhem se už na Madagaskaru stal například rak mramorovaný *Procambarus virginalis* Lyko, 2017 (Jones et al., 2009). Pro rod *Parathelphusa* byla shoda nižší, přesto existuje na velkém území, které je ohraničené na severu pásem Sahelu a na jihu sahá do Angoly a Mosambiku a zahrnuje i většinu Madagaskaru. Přesto, že klimatická shoda vyšla v Africe největší, nelze tyto oblasti pokládat za významně ohrožené nechtěnými introdukcemi krabů, protože právě v tropické Africe není obchod s okrasnými druhy krabů pravděpodobně nijak významně rozšířen. Ng et al. (2015) uvádějí jako přední dovozce okrasných krabů z čeledi Sesamidae země Evropy, východní Asie a Severní Ameriky.

Na území Asie byly klimaticky podobné především oblasti sousedící s původními lokalitami krabů, případně vzdálenější místa ležící v podobné zeměpisné šířce. Jedná se tedy v podstatě o indomalajskou biogeografickou oblast (kromě jejího severního okraje) a jižní okraj Arabského poloostrova. Oblasti severně od tohoto území vykazovaly téměř všude nulovou klimatickou shodu. Do zemí sousedících s původními lokalitami by se krabi teoreticky mohli rozšířit celkem snadno, i bez přispění akvariijního obchodu, cestami přirozeného šíření živočichů. Krabi se mohou šířit například mořskými proudy (Darling et al., 2014) nebo pomocí lodní dopravy, jak uvádějí Simberloff et Rejmánek (2011) a Katsanevakis et al. (2012). Ačkoli v centrální Asii není obchod s okrasnými druhy korýšů nijak významně rozšířen, Uderbayev et al. (2017) doložili nejméně 16 druhů desetinohých korýšů, se kterými se obchoduje v Kazachstánu. Mezi nimi se vyskytl i jeden druh kraba z čeledi Potamidae.

Výsledky z Austrálie a přilehlých ostrovů se u obou rodů lišily. Pro rod *Geosesarma* vyšla shoda na většině území australského kontinentu, je však třeba brát ohled na to, že velkou část Austrálie tvoří pouště, kde by tito krabi žít nemohli. V úvahu tedy připadá jen severní pobřeží. Velká shoda vyšla pro Novou Guineu, která se nachází poměrně blízko ostrovům, ze kterých krabi pocházejí, ovšem až za Wallaceovou linií. Patoka et al. (2016) nedávno prokázali

introdukci okrasného raka červenoklepetého z Nové Guiney na ostrov Jáva, je tedy pravděpodobné, že by mohlo dojít i k introdukci krabů opačným směrem.

V Evropě je obchod s okrasnými kraby velmi rozšířen (Lipták et Vitázková, 2015; Ng et al., 2015), mohla by proto být oblastí potenciálně ohroženou jejich introdukcemi a únikem či záměrným vypuštěním do přírody. V Evropě však vyšla klimatická shoda nejnižší ze všech kontinentů a ani jedna meteorologická stanice hodnoty 7 nedosáhla. Klima zde pro kraby rodu *Geosesarma* a *Parathelphusa* pravděpodobně není vhodné. Největší hodnota klimatické shody byla 5, a to ve Středomoří, na pobřeží Španělska a Francie. V souvislosti s globálním oteplováním by tyto oblasti mohly být v budoucnu označeny jako potenciálně ohrožené.

Světadílem s klimatickou shodou na procentuálně největší části území (75 %) je Jižní Amerika. Pro rod *Geosesarma* jsou vhodné klimatické podmínky na většině území, s výjimkou And a většiny Argentiny. Hranice oblastí vhodných pro rod *Parathelphusa* končí o něco severněji, sahají od Střední Ameriky jen po Brazílii a Bolívii. V Jižní Americe se s okrasnými kraby také obchoduje (Ng et al., 2015), ale s těmito dvěma rody ještě ne (Magalhães, 2017, pers. comm.). Do budoucna je však žádoucí počítat s potenciálně nebezpečnými druhy, protože například v Brazílii je akvaristika velmi populární a mezinárodní obchod s akvarijními druhy by mohl v Jižní Americe přispět k introdukci nepůvodních druhů, jak uvádějí například Assis et al. (2014) nebo Vitule et al. (2014).

Podobně jako u Evropy, ani v Severní Americe nebyly vyhodnoceny téměř žádné lokality vhodné pro etablování hodnocených krabů. Výjimkou je Florida, kde již dříve došlo k zavlečení a etablování různých teplomilných druhů rostlin i živočichů, např. kraba *Charybdis hellerii* (Simberloff et al., 1997) nebo krajty tmavé, *Python molurus bivittatus* (Kuhl, 1820) (Dove et al., 2011). Naopak na celém území Střední Ameriky je klima velice podobné zdrojové oblasti rodu *Geosesarma*. Pro rod *Parathelphusa* vyšla shoda od jižní poloviny Mexika po Panamu i na ostrovech v Karibském moři.

Největší klimatická shoda byla vypočtena pro populace rodu *Geosesarma* pocházející z Tchaj-wanu, východního Thajska a centrální Jávy. Tchaj-wan vyšel jako zdrojová oblast s největší shodou pro všechny kontinenty. Na Tchaj-wanu žije druh *G. hednon* (Ng et al., 2004), který by se mohl tedy teoreticky stát druhem schopným založit etablovanou populaci v cílových oblastech. Ve východním Thajsku, v provincii Chanthaburi, se nachází krab s obchodním názvem „orange crab“, *G. krathing* (Ng et Naiyanetr, 1992). Podle shody klimatu by mohl přežít ve vyhodnocených lokalitách v Africe a Asii. Z centrální části ostrova Jáva pocházejí druhy *G. dennerle*, *G. hagen* („red devil“) a *G. rouxi* (Ng et al., 2015).

U rodu *Parathelphusa* byly hodnoceny pouze druhy z indonéského ostrova Sulawesi, protože s jinými se zatím běžně neobchoduje. Na Sulawesi žijí druhy *P. ferruginea* a *P. pantherina* (Poettinger et Schubart, 2014).

Výsledky mohou být zkresleny skutečností, že v programu Climatch nejsou meteorologické stanice ve všech lokalitách, odkud zkoumaní krabi pocházejí, tudíž nebylo možné je do výpočtu zahrnout. Jednalo se o některé druhy z rodu *Geosesarma*: *G. bicolor* ze západní Jávy – národní park Ujung Kulon (Ng et al., 2015), *G. notophorum* z ostrova Lingga poblíž Sumatry (Ng et Tan, 1995) a *G. tiomanicum* Ng, 1986 z malajského ostrova Tioman (Yeo et Ng, 1999). Také je třeba vzít v úvahu, že klimatická shoda byla hodnocena jen podle teploty vzduchu. Pro přesnější výsledky by bylo vhodné počítat například i s množstvím srážek a vlhkostí vzduchu.

Problémem při hodnocení jednotlivých druhů je, že obchodní názvy prodávaných krabů nelze považovat za spolehlivé při určování druhů. Pod jedním obchodním názvem se může prodávat více druhů krabů, nebo naopak jeden druh má více obchodních pojmenování. Na internetu je například možné objednat si kraba údajně druhu *Geosesarma borneo* (Elite Inverts Store, 2018), tento název ale není vědecky platný. Podobně lze koupit kraba s názvem *Geosesarma aristocratensis* (GIGA EXOTIC, 2018a), jedná se však nejspíš o druhy *G. dennerle* a *G. tiomanicum*. Některé druhy ještě ani nejsou vědecky popsány, ale pro chovatele dostupné už jsou. Druhy *G. dennerle* a *G. hagen* byly popsány teprve nedávno (Ng et al., 2015), i když na trhu byly dostupné už delší dobu. Proto nelze u všech krabů dostupných v akvaristických obchodech zjistit lokalitu jejich přirozeného výskytu, podobně jako tomu bylo např. u některých raků rodu *Cherax* ve studii Patoky et al. (2014).

Obchod s okrasnými druhy může být významným zdrojem introdukcí nových druhů krabů, raků i jiných korýšů (Chucholl et al., 2012; Lipták et Vitázková, 2015; Weiperth et al., 2018). Některé běžně chované akvarijní druhy živočichů mají invazní potenciál například i proto, že jsou přizpůsobivé – tato vlastnost umožňuje jejich snadný chov v lidské péči, na druhou stranu jim může být i výhodou při zakládání etablované populace v novém prostředí (Lipták et Vitázková, 2015).

Krabi rodu *Geosesarma* a *Parathelphusa* díky adaptaci na sladkovodní prostředí nevyžadují pro reprodukci mořské prostředí (Ng, 2004; Poettinger et Schubart, 2014; Schubart et Ng, 2014). Proto se mohou po samovolném uniknutí či záměrném vypuštění do přírody teoreticky uchytit i ve vnitrozemských regionech. O biologii a ekologii těchto krabů zatím není mnoho známo a jejich invazní potenciál nebyl dosud jinými autory vyhodnocován. Z výsledků porovnávání klimatu v této práci vyplývá, že nejvíce podobné klimatické podmínky

se nacházejí ve stejném podnebném pásu, jako byly původní lokality výskytu (tropický pás), a to především v Africe, jihovýchodní Asii, severní části australského kontinentu (včetně Nové Guiney), a v Jižní a Střední Americe. Chucholl (2014) označuje jako nejrizikovější oblasti s vysokou hustotou lidské populace, s vysokým hrubým domácím produktem a rostoucím socio-ekonomickým statusem. Právě v těchto místech mají lidé pravděpodobně větší zájem o akvaristiku, než je tomu v chudších zemích či regionech. Duggan (2010) prokázal vztah mezi četností výskytu prodávaných druhů v obchodech a pravděpodobností zavlečení a etablování populace. Důležitým faktorem ovlivňujícím důsledky introdukce je tzv. propagule pressure, což je počet introdukčních pokusů spolu s počtem vypuštěných jedinců (Blackburn et al., 2009).

Mezi klíčová místa obchodu s exotickými kraby patří Evropská unie – Německo (Uderbayev et al., 2017; Aquaristik-Langer, 2018; Garnelio, 2018; Interaquaristik.de, 2018; Zündorfer Aquaristik, 2018), Česká republika (Uderbayev et al., 2017; GIGA EXOTIC, 2018b; iFauna.cz, 2018), dále USA (Uderbayev et al., 2017; Larkin et Degner, 2001; PetSmart, 2018; That Fish Place, 2017; Weigle et al., 2005) a Japonsko (Ng et al., 2015).

Na Slovensku se například obchoduje s druhy *G. notophorum* a *G. bogorensis*, ani u jednoho však zatím nejsou známé introdukce do přírody (Lipták et Vítázková, 2015). Právě na území Evropy však nejsou vhodné klimatické podmínky pro život krabů rodu *Geosesarma* a *Parathelphusa* ve volné přírodě. Výjimkou by mohly být lokality s termální vodou, jako se to stalo v případě raků červenoklepetých, *Cherax quadricarinatus* ve Slovinsku (Jaklič et Vrezec, 2011) a *Cambarellus patzcuarensis* v Maďarsku (Weiperth et al., 2017). Spojené státy americké jsou jedním z významných hotspotů obchodu s okrasnými akvarijními živočichy (Ng et al., 2015). Významným uzlem je stát Florida (Oliver, 2003), u kterého při testování vyšla vysoká klimatická shoda, mohlo by se tedy jednat o jednu z rizikových oblastí. Mezinárodní obchod s akvarijními druhy je populární také v Jižní Americe (Assis et al., 2014).

Po kombinaci vhodného klimatu a příležitosti šíření pomocí obchodu se zkoumanými druhy krabů se jako potenciálně rizikové oblasti pro introdukci a případnou invazi krabů rodů *Geosesarma* a *Parathelphusa* jeví především Jižní Amerika, Florida a Indonésie (mimo původní areál výskytu).

7 Závěr

Pomocí aplikace Climatch v.1.0 byl zhodnocen invazní potenciál krabů rodu *Geosesarma* a *Parathelphusa*. Podle shody klimatu zdrojových a cílových oblastí byly potvrzeny hypotézy říkající, že krabi rodů *Geosesarma* a *Parathelphusa*, se kterými se obchoduje v akvaristice, jsou schopní invadovat a osídlit prostředí mimo svůj přirozený areál rozšíření.

Z výsledků vyplývá, že vhodné klimatické podmínky pro introdukci a založení etablovaných populací jsou na většině území Afriky, v jihovýchodní Asii, na severu Austrálie a na Nové Guineji, a v Jižní a Střední Americe. Nejméně shodné klima bylo nalezeno v Evropě, většině Severní Ameriky (kromě Floridy) a v severní části Asie. Pro rod *Geosesarma* bylo vyhodnoceno více vhodných lokalit než pro rod *Parathelphusa*. Po vyloučení lokalit, kde není obchod s těmito rody zatím příliš rozšířen, se jako oblasti nejvíce rizikové z hlediska nežádoucích introdukcí do volné přírody jeví Jižní Amerika, Florida a Indonésie (mimo původní areál výskytu).

Jako potenciálně nejvíce rizikové byly z rodu *Geosesarma* vyhodnoceny druhy *G. hednon*, *G. krathing*, *G. dennerle*, *G. hagen* a *G. rouxi*. U rodu *Parathelphusa* se jedná o druhy *P. ferruginea* a *P. pantherina*, žijící na ostrově Sulawesi.

Pro zpřesnění výsledků je potřeba pokračovat ve výzkumu ekologie, taxonomie a výskytu těchto krabů. Kvůli jejich vzrůstající popularitě v mezinárodním akvarijním obchodu by bylo vhodné zjistit, jestli se krabi těchto rodů mohou stát přenašeči račího moru či zda jsou na něj vnímaví.

8 Seznam literatury

Agrawal, A. A., Ackerly, D. D., Adler, F., Arnold, A. E., Cáceres, C., Doak, D. F., Post, E., Hudson, P. J., Maron, J., Mooney K. A., Power, M., Schemske, D., Stachowicz, J., Strauss, S., Turner, M. G., Werner, E. 2007. Filling key gaps in population and community ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 5 (3). 145–152.

Andrés, M., Rotllant, G., Zeng, C. 2010. Survival, development and growth of larvae of the blue swimmer crab, *Portunus pelagicus*, cultured under different photoperiod conditions. *Aquaculture*. 300 (1). 218–222.

Assis, D. A. S., Cavalcante, S. S., Brito, M. F. G. 2014. Aquarium trade as a potential disseminator of non-native invertebrates in Northeastern Brazil. *Neotropical Biology and Conservation*. 9 (2). 115.

Blackburn, T. M., Cassey, P., Lockwood, J. L. 2009. The role of species traits in the establishment success of exotic birds. *Global Change Biology*. 15 (12). 2852–2860.

Blair, D., Agatsuma, T., Wang, W. 2008. Chapter 3, Paragonimiasis. In: Murrell, K. D., Fried, B. (eds.). *Food-borne Parasitic Zoonoses*. Springer. New York. p. 117–150. ISBN: 978-0-387-71357-1.

Boon AK, Reale D, Boutin S. 2008. Personality, habitat use, and their consequences for survival in North American red squirrels *Tamiasciurus hudsonicus*. *Oikos*. 117. 1321–1328.

Calado, R., Chapman, P. M. 2006. Aquarium species: Deadly invaders. *Marine Pollution Bulletin*. 52. 599–601.

Cardeccia, A., Marchini, A., Occhipinti-Ambrogi, A., Galil, B., Gollasch, S., Minchin, D., Narščius, A., Olenin, S., Ojaveer, H. 2018. Assessing biological invasions in European Seas: biological traits of the most widespread non-indigenous species. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 201. 17–28.

Carlton, J. T. 2011. The Global Dispersal of Marine and Estuarine Crustaceans. In: Galil, B. S., Clark, P. F., Carlton, J. T. (eds.). *In the wrong place-alien marine crustaceans:*

distribution, biology and impacts (Vol. 6). Springer Science & Business Media. p. 3–23. ISBN: 9789400705913.

Castellani, C., Edwards, M. (eds.). 2017. *Marine Plankton: A Practical Guide to Ecology, Methodology, and Taxonomy*. Oxford University Press. p. 704. ISBN: 9780199233267.

Crooks, J. A. 2002. Characterizing ecosystem-level consequences of biological invasions: the role of ecosystem engineers. *Oikos*. 97 (2). 153–166.

Crosskey, R. W. 1990. *The Natural History of Blackflies*. John Wiley & Sons. London. p. 711. ISBN: 0471927554.

Cumberlidge, N., Sachs, R. 1991. Ecology, distribution, and growth in *Globonautes macropus* (Rathbun, 1898), a treeliving freshwater crab from the rain forests of Liberia (Gecarcinoidea, Gecarcinucidae). *Crustaceana*. 61 (1). 55–68.

Cumberlidge, N., Ng, P. K. L., Yeo, D. C. J., Magalhaes, C., Campos, M. R., Alvarez, F., Naruse, T., Daniels, S. R., Esser, L. J., Attipoe, F. Y. K., Clotilde-Ba, F. L., Darwall, W., McIvor, A., Baillie, J. E. M., Collen, B., Ram, M. 2009. Freshwater crabs and the biodiversity crisis: Importance, threats, status, and conservation challenges. *Biological Conservation*, 142: 1665–1673.

Daniels, S. R. 2003. Examining the genetic structure among populations of the common Cape river crab *Potamonautes perlatus* from river systems in South Africa reveals hydrographic boundaries. *Journal of Crustacean Biology*. 23. 936–950.

Darling, J. A., Bagley, M. J., Roman, J. O. E., Tepolt, C. K., Geller, J. B. 2008. Genetic patterns across multiple introductions of the globally invasive crab genus *Carcinus*. *Molecular Ecology*. 17 (23). 4992–5007.

Darling, J. A., Tsai, Y. H. E., Blakeslee, A. M., Roman, J. 2014. Are genes faster than crabs? Mitochondrial introgression exceeds larval dispersal during population expansion of the invasive crab *Carcinus maenas*. *Royal Society open science*. 1 (2). 140202.

Dove, C. J., Snow, R. W., Rochford, M. R., Mazzotti, F. J. 2011. Birds consumed by the invasive Burmese python (*Python molurus bivittatus*) in Everglades National Park, Florida, USA. *The Wilson Journal of Ornithology*. 123 (1). 126–131.

Drotz, M. K., Berggren, M., Lundberg, S., Lundin, K., von Proschwitz, T. 2010. Invasion routes, current and historical distribution of the Chinese mitten crab (*Eriocheir sinensis* H. Milne Edwards, 1853) in Sweden. *Aquatic Invasions*. 5 (4). 387–396.

Duggan, I. C. 2010. The freshwater aquarium trade as a vector for incidental invertebrate fauna. *Biological Invasions*. 12 (11). 3757–3770.

Edelist, D., Rilov, G., Golani, D., Carlton, J. T., Spanier, E. 2013. Restructuring the Sea: profound shifts in the world's most invaded marine ecosystem. *Diversity and Distributions*. 19 (1). 69–77.

Enserink, M. 1999. Biological invaders sweep in. *Science*. 285. 1834–1836.

Eprilurahman, R., Baskoro, W. T., Trijoko. 2015. Keanekaragaman Jenis Kepiting (Decapoda: Brachyura) di Sungai Opak, Daerah Istimewa Yogyakarta. *Biogenesis*. 3 (2). 100–108.

FAO, Food and Agriculture Organization of the United Nations. 1996–2005. *FAO Yearbooks 1996 to 2005*. FAO: Rome, Italy. Fishery Statistics. Commodities Volumes 83–97.

Farias, D. L., Lucena, M. N., Garçon, D. P., Mantelatto, F. L., McNamara, J. C., Leone, F. A. 2017. A Kinetic Characterization of the Gill (Na⁺, K⁺)-ATPase from the Semi-terrestrial Mangrove Crab *Cardisoma guanhumi* Latreille, 1825 (Decapoda, Brachyura). *Journal of Membrane Biology*. 250 (5). 517–534.

Ferry, R., Buske, Y., Poupin, J., Smith-Ravin, J. 2017. First record of the invasive swimming crab *Charybdis hellerii* (A. Milne Edwards, 1867) (Crustacea, Portunidae) off Martinique, French Lesser Antilles. *BioInvasions Records*. 6 (3).

Foster, J., Harper, D. 2006. Status of the alien Louisianan red swamp crayfish *Procambarus clarkii* Girard and the native African freshwater crab *Potamonautes loveni* in rivers of the Lake Naivasha catchment, Kenya. *Freshwater Crayfish*. 15. 189–194.

Foster, J., Harper, D. 2007. Status and ecosystem interactions of the invasive Louisianan red swamp crayfish *Procambarus clarkii* in East Africa. In: Gherardi, F. (ed.). *Biological invaders in inland waters: profiles, distribution, and threats*. Springer. p. 91–101. ISBN 978-1-4020-6029-8.

Freitag, H., Yeo, D. C. J. 2004. Two New Species of *Parathelphusa* H Milne Edwards, 1853, from the Philippines (Crustacea: Decapoda: Brachyura: Parathelphusidae). Raffles Bulletin of Zoology. 52 (1). 227-237.

Gallardo, B., Aldridge, D. C. 2013. The ‘dirty dozen’: socio-economic factors amplify the invasion potential of 12 high-risk aquatic invasive species in Great Britain and Ireland. Journal of Applied Ecology. 50 (3). 757–766.

Garside, C. J., Glasby, T. M., Coleman, M. A., Kelaher, B. P., Bishop, M. J. 2014. The frequency of connection of coastal water bodies to the ocean predicts *Carcinus maenas* invasion. Limnology and Oceanography. 59 (4). 1288–1296.

Gherardi, F. 2006. Crayfish invading Europe: the case study of *Procambarus clarkii*. Marine and Freshwater Behaviour and Physiology. 39 (3). 175–191.

Golani, D. 2010. Colonization of the Mediterranean by Red Sea fishes via the Suez Canal – Lessepsian migration. In: Golani, D., Appelbaum-Golani, B. (eds.) Fish Invasions of the Mediterranean Sea – change and renewal. Pensoft, Sofia. p. 145–188. ISBN: 9789546425263.

Grosholz, E. D., Ruiz, G. M., Dean, C. A., Shirley, K. A., Maron, J. L., Connors, P. G. 2000. The impacts of a nonindigenous marine predator in a California bay. Ecology. 81. 1206–1224.

Guerao, G., Rotllant, G. 2010. Development and growth of the early juveniles of the spider crab *Maja squinado* (Brachyura: Majoidea) in an individual culture system. Aquaculture. 307 (1). 105–110.

Hajek, A. E., Hurley, B. P., Kenis, M., Garnas, J. R., Bush, S. J., Wingfield, M. J., Lenteren, J. C., Cock, M. J. W. 2016. Exotic biological control agents: A solution or contribution to arthropod invasions? Biological invasions. 18 (4). 953–969.

Hansen, H. S. B. 2016. Three major challenges in managing non-native sedentary Barents Sea snow crab (*Chionoecetes opilio*). Marine Policy. 71. 38–43.

Hengeveld, R. 1989. Dynamics of Biological Invasions. Chapman & Hall. New York. p. 160. ISBN 978-0-412-31470-4.

Hijmans, R. J., Cameron, S. E., Parra, J. L., Jones, P. G., Jarvis, A. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International journal of climatology*. 25 (15). 1965–1978.

Hiller, A., Lessios, H. A. 2017. Phylogeography of *Petrolisthes armatus*, an invasive species with low dispersal ability. *Scientific Reports*. 7. 3359.

Hoffmeister, T. S., Vet, L. E., Biere, A., Holsinger, K., Filser, J. 2005. Ecological and evolutionary consequences of biological invasion and habitat fragmentation. *Ecosystems*. 8 (6). 657–667.

Howe, A. G., Ransijn, J., Ravn, H. P. 2015. A sublethal effect on native *Anthocoris nemoralis* through competitive interactions with invasive *Harmonia axyridis*. *Ecological Entomology*. 40 (5). 639–649.

Cheng, Y. X., Wu, X. G., Yang, X. Z., Hines, A. 2008. Current trends in hatchery techniques and stock enhancement for Chinese mitten crab *Eriocheir japonica sinensis*. *Reviews in Fisheries Science*. 16 (1–3). 377–386.

Chia, O. K. S., Ng, P. K. L. 1998. On three new species of *Parathelphusa* (Crustacea: Decapoda: Brachyura: Parathelphusidae) from Borneo. *Hydrobiologia*. 377. 123–131.

China Fisheries Yearbook. 2007. Bureau of Fisheries, Ministry of Agriculture of China. China Agriculture Press. Beijing. p. 341.

Chucholl, C. 2014. Predicting the risk of introduction and establishment of an exotic aquarium animal in Europe: insights from one decade of Marmorkrebs (Crustacea, Astacida, Cambaridae) releases. *Management of Biological Invasions*. 5. 309–318.

Chucholl, C., Morawetz, K., Groß, H. 2012. The clones are coming—strong increase in Marmorkrebs [*Procambarus fallax* (Hagen, 1870) f. *virginialis*] records from Europe. *Aquatic Invasions*. 7. 511–519.

Jaklič, M., Vrezec, A. 2011. The first tropical alien crayfish species in European waters: the redclaw *Cherax quadricarinatus* (Von Martens, 1868) (Decapoda, Parastacidae). *Crustaceana*. 84 (5). 651–665.

Jeschke, J., Aparicio, L. G., Haider, S., Heger, T., Lortie, C., Pyšek, P., Strayer, D. 2012. Support for major hypotheses in invasion biology is uneven and declining. *NeoBiota*. 14. 1–20.

Johnson, D. S. 2015. The savory swimmer swims north: a northern range extension of the blue crab *Callinectes sapidus*? *Journal of Crustacean Biology*. 35 (1). 105–110.

Jones, J. P., Rasamy, J. R., Harvey, A., Toon, A., Oidtmann, B., Randrianarison, M. H., Raminosoa, N., Ravoahangimalala, O. R. 2009. The perfect invader: a parthenogenic crayfish poses a new threat to Madagascar's freshwater biodiversity. *Biological Invasions*. 11 (6). 1475–1482.

Juračka, P. J., Petrusek, A. 2009. Příběhy ze skenovacího elektronového mikroskopu 1: „Larvy s účesem“. *Živa*. 3. 121.

Kalous, L., Patoka, J., Kopecký, O. 2015. European hub for invaders: risk assessment of freshwater aquarium fishes exported from the Czech Republic. *Acta Ichthyologica et Piscatoria*. 45 (3). 239–245.

Kasai, H., Naruse, T. 2003. Potamidae. In: Nishida, M., Shikatani, N., Shokita, S. (eds.). *The Flora and Fauna of Inland Waters in the Ryukyu Islands*. Tokai University Press. Tokyo. p. 282–288. ISBN: 4486015991.

Katsanevakis, S., Bogucarskis, K., Gatto, F., Vandekerkhove, J., Deriu, I., Cardoso, A.C. 2012. Building the European Alien Species Information Network (EASIN): a novel approach for the exploration of distributed alien species data. *BioInvasions Rec*. 1. 235–245.

Keenan, C. P. 1999. Aquaculture of the Mud Crab, Genus *Scylla* – Past, Present and Future. In: Keenan, C. P., Blackshaw, A. (eds.). *Mud Crab Aquaculture and Biology*. Australian Centre for International Agricultural Research. Canberra. p. 9–13. ISBN: 1 86320 486 5.

Klaus, S., Selvandran, S., Goh, J. G., Wowor, D., Brandis, D., Koller, P., Schubart, C. D., Streit, B., Meier, R., Ng, P. K. L., Yeo, D. C. J. 2013. Out of Borneo: Neogene diversification of Sundaic freshwater crabs (Crustacea: Brachyura: Gecarcinucidae: *Parathelphusa*). *Journal of Biogeography*. 40. 63–74.

- Kolar, C. S., Lodge, D. M. 2001. Progress in invasion biology: predicting invaders. *Trends in Ecology and Evolution*. 16 (4). 199–204.
- Laranja, J. L. Q., Quinitio, E. T., Catacutan, M. R., Coloso, R. M. 2010. Effects of dietary l-tryptophan on the agonistic behavior, growth and survival of juvenile mud crab *Scylla serrata*. *Aquaculture*. 310 (1). 84–90.
- Larkin, S. L., Degner, R. L. 2001. The US wholesale market for marine ornamentals. *Aquarium Sciences and Conservation*. 3 (1–3). 13–24.
- Lin, Y., Gao, Z., Zhan, A. 2015. Introduction and use of non-native species for aquaculture in China: status, risks and management solutions. *Reviews in Aquaculture*. 7 (1). 28–58.
- Lipták, B., Vitázková, B. 2015. Beautiful, but also potentially invasive. *Ekológia*. 34 (2). 155–162.
- Liu, H., Lin, Z., Qi, X., Zhang, M., Yang, H. 2012. Interactive effects of habitat destruction and competition on exotic invasion. *Ecological informatics*. 9. 69–75.
- Liu, S., Tai, H., Ding, Q., Li, D., Xu, L., Wei, Y. 2013. A hybrid approach of support vector regression with genetic algorithm optimization for aquaculture water quality prediction. *Mathematical and Computer Modelling*. 58 (3). 458–465.
- Livengood, E. J., Chapman, F. A. 2007. *The ornamental fish trade: An introduction with perspectives for responsible aquarium fish ownership*. University of Florida IFAS Extension.
- Lodge, D. M. 1993. Biological invasions: lessons for ecology. *Trends in Ecology and Evolution*. 8 (4). 133–137.
- MacMillen, R. E., Greenaway, P. 1978. Adjustments of energy and water metabolism to drought in an Australian arid-zone crab. *Physiological Zoology*. 51 (3). 230–240.
- Manuel-Santos, M., Ng, P. K. L., Freitag, H. 2016. Two new species of *Geosesarma* De Man, 1892 (Crustacea: Brachyura: Sesarmidae) from Palawan, the Philippines. *Raffles Bulletin of Zoology*. 64. 335–342.

- Marculis, N. G., Lui, R. 2016. Modelling the biological invasion of *Carcinus maenas* (the European green crab). *Journal of Biological Dynamics*. 10 (1). 140–163.
- Marichamy, R., Rajapackiam, S. 2001. The aquaculture of *Scylla* species in India. *Asian Fisheries Science*. 14. 231–238.
- Martin, J. V., Crandall, K. A., Felder, D. L. 2016. *Decapod Crustacean Phylogenetics*. CRC Press. p. 632. ISBN: 9781420092592.
- McLaughlin, P. A., Lemaitre, R. 1997. Carcinization in the Anomura—fact or fiction? I. Evidence from adult morphology. *Bijdragen tot de Dierkunde*. 67 (2). 79–124.
- Miyazaki, I., Kawashima, K., Tan, M. H. 1968. *Parathelphusa maculata* de Man, 1879, a New Crustacean Host Record for *Paragonimus westermani* (Kerbert, 1878) in Malaysia. *Journal of Parasitology*. 54 (1). 178–179.
- Naruse, T., Jaafar, Z. 2009. *Geosesarma aedituens*, a new terrestrial crab (Crustacea: Decapoda: Brachyura: Sesarmidae) from Bali, Indonesia. *Raffles Bulletin of Zoology*. 57 (1). 183–187.
- Nesemann, H., Pockl, M., Wittmann, K. J. 1995. Distribution of epigean malacostraca in the middle and upper Danube (Hungary, Austria, Germany). *Miscellanea Zoologica Hungarica*. 10. 49–68.
- Ng, P. K. L. 1993. On *Parathelphusa ceophallus* spec. nov. (Crustacea: Decapoda: Brachyura: Parathelphusidae) from Pulau Buton, Sulawesi. *Zoologische Mededelingen*. 67 (11). 179–183.
- Ng, P. K. L. 2004. Crustacea: Decapoda, Brachyura. *Freshwater Invertebrates of the Malaysian Region*. Malaysian Academy of Sciences. 311–336.
- Ng, P. K. L. 2015. Semiterrestrial crabs of the genus *Geosesarma* De Man, 1892 (Crustacea, Brachyura, Sesarmidae) from western Borneo, Indonesia, with descriptions of three new species. *Zootaxa*. 4048 (1). 037–056.

Ng, P. K. L., Naiyanetr, P. 1992. On a new species of *Geosesarma* de Man, 1892 (Crustacea: Decapoda: Brachyura: Grapsidae) from Chanthaburi Province, eastern Thailand. *Zoologische Mededelingen*. 66. 449–452.

Ng, P. K. L., Tan, C. G. S. 1995. *Geosesarma notophorum* sp. nov. (Decapoda, Brachyura, Grapsidae, Sesarminae), a terrestrial crab from Sumatra, with novel brooding behaviour. *Crustaceana*. 68 (3). 390–395.

Ng, P. K. L., Liu, H. C., Schubart, C. D. 2004. *Geosesarma hednon*, a new species of terrestrial crab (Crustacea: Decapoda: Brachyura: Sesarmidae) from Taiwan and the Philippines. *Raffles Bulletin of Zoology*. 52 (1). 239–249.

Ng, P. K. L., Guinot, D., Davie, P. 2008. Systema brachyurorum: part I. An annotated checklist of extant brachyuran crabs of the World. *Raffles Bulletin of Zoology* (Suppl. 17). 1–286.

Ng, P. K. L., Schubart, C. D., Lukhaup, C. 2015. New species of “vampire crabs” (*Geosesarma* De Man, 1892) from central Java, Indonesia, and the identity of *Sesarma* (*Geosesarma*) *nodulifera* De Man, 1892 (Crustacea, Brachyura, Thoracotremata, Sesarmidae). *Raffles Bulletin of Zoology*. 63 (1). 3–13.

O’Connor, R. J. 1986. Biological characteristics of invaders among bird species in Britain. *Philosophical Transactions of the Royal Society London*. B 314. 583–598.

Oliver, K. 2003. World trade in ornamental species. In: Cato, J. C., Brown, C. L. (eds.). *Marine Ornamental Species: Collection, Culture and Conservation*. Iowa State Press. A Blackwell Publishing Company. Ames. p. 49–63. ISBN: 0813829879.

Patoka, J., Kalous, L., Kopecký, O. 2014. Risk assessment of the crayfish pet trade based on data from the Czech Republic. *Biological Invasions*. 16 (12). 2489–2494.

Patoka, J., Kalous, L., Kopecký, O. 2015. Imports of ornamental crayfish: the first decade from the Czech Republic’s perspective. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*. 416. 04.

Patoka, J., Wardiatno, Y., Kuříková, P., Petrtyl, M., Kalous, L. 2016. *Cherax quadricarinatus* (von Martens) has invaded Indonesian territory west of the Wallace Line: evidences from Java. Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems. 417. 39.

Patoka, J., Buřič, M., Bláha, M., Kouba, A., Ďuriš, Z. 2017. České názvy živočichů VIII. Desetinožci (Decapoda) infrařád rakotvární (Astacidea). Národní muzeum (zoologické oddělení). Praha. 86 s. ISBN: 978-80-7036-541-0.

Perrings, C. 2002. Biological invasions in aquatic systems: The economic problem. Bulletin of Marine Science. 70 (2). 541–552.

Pimentel, D., McNair, S., Janecka, J., Wightman, J., Simmonds, C., O'Connell, C., Wong, E., Russel, L., Zern, J., Aquino, T., Tsomondo, T. 2001. Economic and environmental threats of alien plant, animal, and microbe invasions, Agriculture, Ecosystems and Environment. 84 (1). 1–20.

Poettinger, T., Schubart, C. D. 2014. Molecular diversity of freshwater crabs from Sulawesi and the sequential colonization of ancient lakes. Hydrobiologia. 739. 73–84.

Prentis, P. J., Wilson, J. R., Dormontt, E. E., Richardson, D. M., Lowe, A. J. 2008. Adaptive evolution in invasive species. Trends in Plant Science. 13 (6). 288–294.

Prinasti, M. F., Sutjiningsih, D., Anggraheni, E. 2017. Characteristic of macroinvertebrates abundance in cascade-pond system at Universitas Indonesia Campus, West Java, Indonesia. In MATEC Web of Conferences. EDP Sciences. 138. p. 06002.

Rejmánek, M., Richardson, D.M. 1996. What attributes make some plant species more invasive? Ecology. 77. 1655–1661.

Robbins, R. S., Sakari, M., Baluchi, S. N., Clark, P. F. 2006. The occurrence of *Eriocheir sinensis* H. Milne Edwards, 1853 (Crustacea: Brachyura: Varunidae) from the Caspian Sea region, Iran. Aquatic Invasions. 1 (1). 32–34.

Rodríguez, G., Suárez, H. 2001. Anthropogenic dispersal of decapod crustaceans in aquatic environments. Interciencia. 26. 282–288.

Rodríguez, G., Magalhães, C. 2005. Recent advances in the biology of the Neotropical freshwater crab family Pseudothelphusidae (Crustacea, decapoda, Brachyura). *Revista Brasileira de Zoologia*. 22 (2). 354–365.

Rondoni, G., Ielo, F., Ricci, C., Conti, E. 2017. Behavioural and physiological responses to prey-related cues reflect higher competitiveness of invasive vs. native ladybirds. *Scientific Reports*. 7. 3716.

Roy, H. E., Peyton, J., Aldridge, D. C., Bantock, T., Blackburn, T. M., Britton, R., Clark, P., Cook, E., Dehnen-Schmutz, K., Dines, T., Dobson, M., Edwards, F., Harrower, C., Harvey, M. C., Minchin, D., Noble, D. G., Parrot, M. J., Pocock, M. J. O., Preston, C. D., Roy, S., Salisbury, A., Schönrogge, K., Sewell, J., Shaw, R. H., Stebbing, P., Stewart, A. J. A., Walker, K. J. 2014. Horizon scanning for invasive alien species with the potential to threaten biodiversity in Great Britain. *Global change biology*. 20 (12). 3859–3871.

Rudnick, D. A., Hieb, K., Grimmer, K. F., Resh, V. H. 2003. Patterns and processes of biological invasion: The Chinese mitten crab in San Francisco Bay. *Basic and Applied Ecology*. 4 (3). 249–262.

Ruiz, G. M., Fegley, L., Fofonoff, P. W., Cheng, Y., Lemaitre, R. 2006. First records of *Eriocheir sinensis* H. Milne Edwards, 1853 (Crustacea: Brachyura: Varunidae) for Chesapeake Bay and the mid-Atlantic coast of North America. *Aquatic Invasions*. 1 (3). 137–142.

Scalera, R. 2010. How much is Europe spending on invasive alien species? *Biological Invasions*. 12 (1). 173–177.

Schram, F. R. 2016. On the origin of Decapoda. In: Martin, J. V., Crandall, K. A., Felder, D. L. (eds.) *Decapod Crustacean Phylogenetics*. CRC Press. p. 3–13. ISBN: 9781420092592.

Schrimpf, A., Schmidt, T., Schulz, R. 2014. Invasive Chinese mitten crab (*Eriocheir sinensis*) transmits crayfish plague pathogen (*Aphanomyces astaci*). *Aquatic Invasions*. 9 (2). 203–209.

Schubart, C. D., Koller, P. 2005. Genetic diversity of freshwater crabs (Brachyura: Sesarmidae) from central Jamaica with description of a new species. *Journal of Natural History*. 39 (6). 469–481.

Schubart, C. D., Ng, P. K. L. 2008. A new molluscivore crab from Lake Poso confirms multiple colonization of ancient lakes in Sulawesi by freshwater crabs (Decapoda: Brachyura). *Zoological Journal of the Linnean Society*. 154. 211–221.

Schubart, C. D., Ng, P. K. L. 2014. Two new species of land-dwelling crabs of the genus *Geosesarma* De Man, 1892 (Crustacea: Brachyura: Thoracotremata: Sesarmidae) from Bintan Island, Indonesia. *Raffles Bulletin of Zoology*. 62. 615–619.

Schubart, C. D., Diesel, R., Hedges, S. B. 1998. Rapid evolution to terrestrial life in Jamaican crabs. *Nature*. 393 (6683). 363–365.

See, K. E., Feist, B. E. 2010. Reconstructing the range expansion and subsequent invasion of introduced European green crab along the west coast of the United States. *Biological Invasions*. 12 (5). 1305–1318.

Seeley, R. H. 1986. Intense natural selection caused a rapid morphological transition in a living marine snail. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 83 (18). 6897–6901.

Serène, R., Soh, C. L. 1970. New Indo-Pacific genera allied to *Sesarma* Say, 1877 (Brachyura, Decapoda, Crustacea). *Treubia*. 27 (4). 387–416.

Simberloff, D., Rejmánek, M. (eds.). 2011. Encyclopedia of biological invasions. *Encyclopedias of the Natural World*, No. 3. University of California Press. Berkeley, CA. p. 1216. ISBN: 9780520264212.

Simberloff, D., Schmitz, D. C., Brown, T. C. (eds.). 1997. *Strangers in paradise: impact and management of nonindigenous species in Florida*. Island press. p. 467. ISBN: 1559634308.

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 and Evolution*. 28 (1). 58–66.

Smith, C. S., Lonsdale, W. M., Fortune, J. 1999. When to ignore advice: invasion predictions and decision theory. *Biological Invasions*. 1. 89–96.

Soh, C. L. 1969. Abbreviated development of a non-marine crab, *Sesarma* (*Geosesarma*) *perracae* (Brachyura; Grapsidae), from Singapore. *Journal of Zoology*. 158. 357–370.

Spencer, C. N., McClelland, B. R., Stanford, J. A. 1991. Shrimp stocking, salmon collapse, and eagle displacement. *BioScience*. 41 (1). 14–21.

Spivak, E., Anger, K., Luppi, T., Bas, C., Ismael, D. 1994. Distribution and habitat preferences of two grapsid crab species in Mar Chiquita Lagoon (Province of Buenos Aires, Argentina). *Helgoländer Meeresuntersuchungen*. 48 (1). 59.

Stachowicz, J. J., Terwin, J. R., Whitlatch, R. B., Osman, R. W. 2002. Linking climate change and biological invasions: ocean warming facilitates nonindigenous species invasions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 99 (24). 15497–15500.

Stuart, Y. E., Campbell, T. S., Hohenlohe, P. A., Reynolds, R. G., Revell, L. J., Losos, J. B. 2014. Rapid evolution of a native species following invasion by a congener. *Science*. 346 (6208). 463–466.

Suarez, A. V., Tsutsui, N. D. 2008. The evolutionary consequences of biological invasions. *Molecular Ecology*. 17 (1). 351–360.

Sui, L., Wille, M., Cheng, Y., Wu, X., Sorgeloos, P. 2011. Larviculture techniques of Chinese mitten crab *Eriocheir sinensis*. *Aquaculture*. 315 (1). 16–19.

Sumption, K. J., Flowerdew, J. R. 1985. The ecological effects of the decline in rabbits (*Oryctolagus cuniculus* L.) due to myxomatosis. *Mammal Review*. 15 (4). 151–186.

Swiney, K. M., Long, W. C., Persselin, S. L. 2013. The effects of holding space on juvenile red king crab, *Paralithodes camtschaticus* (Tilesius, 1815), growth and survival. *Aquaculture Research*. 44 (7). 1007–1016.

Tepolt, C. K., Somero, G. N. 2014. Master of all trades: thermal acclimation and adaptation of cardiac function in a broadly distributed marine invasive species,

the European green crab, *Carcinus maenas*. *Journal of Experimental Biology*. 217 (7). 1129–1138.

Tepolt, C. K., Darling, J. A., Bagley, M. J., Geller, J. B., Blum, M. J., Grosholz, E. D. 2009. European green crabs (*Carcinus maenas*) in the northeastern Pacific: genetic evidence for high population connectivity and current-mediated expansion from a single introduced source population. *Diversity and Distributions*. 15. 997–1009.

Tricarico, E., Vilizzi, L., Gherardi, F., Copp, G. H. 2010. Calibration of FI-ISK, an Invasiveness Screening Tool for Nonnative Freshwater Invertebrates. *Risk Analysis*. 30. 285–292.

Truhlar, A. M., Aldridge, D. C. 2015. Differences in behavioural traits between two potentially invasive amphipods, *Dikerogammarus villosus* and *Gammarus pulex*. *Biological Invasions*. 17 (5). 1569–1579.

Turkmen, G., Karadal, O. 2012. The survey of the imported freshwater decapod species via the ornamental aquarium trade in Turkey. *Journal of Animal and Veterinary Advances*. 11 (15). 2824–2827.

Uderbayev, T., Patoka, J., Beisembayev, R., Petrtýl, M., Bláha, M., Kouba, A. 2017. Risk assessment of pet-traded decapod crustaceans in the Republic of Kazakhstan, the leading country in Central Asia. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*. 418. 30.

van Overveld, T., Matthysen, E. 2010. Personality predicts spatial responses to food manipulations in free-ranging great tits (*Parus major*). *Biological Letters*. 6. 187–190.

Veltman, C. J., Nee, S., Crawley, M. J. 1996. Correlates of introduction success in exotic New Zealand birds. *American Naturalist*. 147. 542–557.

Vermeij, G. J. 1991. When biotas meet – Understanding biotas interchange. *Science*. 253 (5024). 1099–1104.

Vitule, J. R. S., Sampaio, F. D., Magalhães, A. L. B. 2014. Aquarium trade: Monitor Brazil's fish sampling closely. *Nature*. 513 (7518). 315.

Wabnitz, C., Taylor, M., Green, E., Razak, T. 2003. From Ocean to Aquarium: the global trade in marine ornamental species. UNEP World Conservation Monitoring Centre. Cambridge, UK. p. 64. ISBN: 92-807-2363-4.

Weigle, S. M., Smith, L. D., Carlton, J. T., Pederson, J. 2005. Assessing the risk of introducing exotic species via the live marine species trade. *Conservation Biology*. 19 (1). 213–223.

Weiperth, A., Gál, B., Kuříková, P., Bláha, M., Kouba, A., Patoka, J. 2017. *Cambarellus patzcuarensis* in Hungary: The first dwarf crayfish established outside of North America. *Biologia*. 72 (12). 1529–1532.

Weiperth, A., Gál, B., Kuříková, P., Langrová, I., Kouba, A., Patoka, J. 2018. Risk assessment of pet-traded decapod crustaceans in Hungary with evidence of *Cherax quadricarinatus* (von Martens, 1868) in the wild. *North-Western Journal of Zoology*. e171303.

Whitlow, W. L. 2010. Changes in survivorship, behavior, and morphology in native soft-shell clams induced by invasive green crab predators. *Marine Ecology*. 31. 418–430.

Williamson, M. H., Fitter, A. 1996. The Characters of Successful Invaders. *Biological Conservation*. 78. 163–170.

Wood, L. E., Daniels, S. R. 2016. Genetic and morphological evidence for a new mountain-living freshwater crab species (Decapoda: Potamonautidae: *Potamonautes*) from the Western Cape province of South Africa. *Invertebrate Systematics*. 30 (3). 219–230.

Work, T. T., McCullough, D. G., Cavey, J. F., Komsa, R. 2005. Arrival rate of nonindigenous insect species into the United States through foreign trade. *Biological Invasions*. 7 (2). 323–332.

Yeo, D. C., Ng, P. K. 1999. A new species of *Geosesarma* (Crustacea: Decapoda: Brachyura: Grapsidae) from Pulau Tioman, Peninsular Malaysia. *Raffles Bulletin of Zoology*. 47. 189–196.

Yeo, D. C. J., Ng, P. K. L., Cumberlidge, N., Magalhães, C., Daniels, S. R., Campos, M. R. 2008. Global diversity of crabs (Crustacea: Decapoda: Brachyura) living in freshwater.

In: Balian, E. V., Lévêque, C., Segers, H., Martens, K. (eds.) Freshwater Animal Diversity Assessment. *Hydrobiologia*. 575. 275–286.

Zenetos, A., Gofas, S., Morri, C., Rosso, A., Violanti, D., García Raso, J. E., Ballesteros, E., Çinar, M. E., Almogi-Labin, A., Ates, A. S., Azzurro, E., Bianchi, C. N., Bilecenoglu, M., Gambi, M.C., Giangrande, A., Gravili, C., Hyams-Kaphzan, O., Karachle, P. K., Katsanevakis, S., Lipej, L., Mastrototaro, F., Mineur, F., Pancucci-Papadopoulou, M. A., Ramos-Esplá, A. A., Salas, C., San Martín Peral, G., Sfriso, A., Streftaris, N., Verlaque, M. 2012. Alien species in the Mediterranean Sea by 2012. A contribution to the application of European Union's Marine Strategy Framework Directive (MSFD). Part 2. Introduction trends and pathways. *Mediterranean Marine Science*. 13 (2). 328–352.

Zhang, L. S., Li, J. 2002. Larval breeding technology of *Eriocheir sinensis*. The breeding, culture of Chinese mitten crab. JingDun Press. Beijing, China. p. 124–196.

Elektronické zdroje:

AOPK ČR. Legislativa EU [online]. 2017. [cit. 2017-06-14]. Dostupné z <<http://invaznidruhy.nature.cz/legislativa/EU/>>.

Aquaristik-Langer. Krabben [online]. Aquaristik-Langer. 2018 [cit. 2018-12-02]. Dostupné z <<https://aquaristik-langer.de/Krabben/>>.

Česko. Zákon č. 114/1992 Sb. ze dne 19. února 1992, o ochraně přírody a krajiny, ve znění pozdějších zákonů. In: Sbírka zákonů České republiky. 1992. částka 28. s. 666–804. Dostupné z <https://www.mzp.cz/www/platnalegislativa.nsf/58170589E7DC0591C125654B004E91C1/%24file/Z%20114_1992.pdf>.

Česko. Zákon č. 99/2004 Sb. ze dne 10. února 2004, o rybníkářství, výkonu rybářského práva, rybářské strážní, ochraně mořských rybolovných zdrojů a o změně některých zákonů (zákon o rybářství). In: Sbírka zákonů České republiky. 2004a. částka 32. s. 1506–1522. Dostupné z <https://www.rybsvaz.cz/download/legislativa/zakon_99_2004_sb.pdf>.

Česko. Zákon č. 326/2004 Sb. ze dne 31. května 2004 o rostlinolékařské péči a o změně některých souvisejících zákonů. In: Sbírka zákonů České republiky. 2004b. částka 106. s. 6618–6664. Dostupné z <<https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2004-326>>.

Elite Inverts Store. White Arm Borneo Crab [online]. Elite Inverts Store. 2018 [cit. 2018-12-02]. Dostupné z <<http://www.eliteinverts.com/white-arm-borneo-crab/>>.

FAO. Global Aquaculture Production for Species. [online]. 2018. [cit. 2018-02-02]. Dostupné z <http://www.fao.org/fishery/culturedspecies/Eriocheir_sinensis/en#tcNA00EA>.

Garnelio. Krabben fürs Aquarium / Terrarium [online]. Garnelio. 2018 [cit. 2018-12-02]. Dostupné z <<https://www.garnelio.de/wirbellose/krabben/>>.

GIGA EXOTIC. *Geosesarma aristocratensis* yellow fire [online]. GIGA EXOTIC. 2018a [cit. 2018-12-02]. Dostupné z <http://www.gigaexotic.eu/product/akvarijni-zivocichove/ostatni-akva_zivocichove/geosesarma-aristocratensis-yellow-fire/8308>.

GIGA EXOTIC. Ostatní akva. živočichové [online]. GIGA EXOTIC. 2018b [cit. 2018-12-02]. Dostupné z <http://www.gigaexotic.eu/category/akvarijni-zivocichove/ostatni-akva_zivocichove/34#I29yZGVyX2J5PSZwcm9kdWN0X2NvdW50PSZwYWdlPTUmYz0zNA==>>.

Golani, D., Orsi-Relini, L., Massuti, E., Quiquard, J.P. CIESM atlas of exotic fishes in the Mediterranean Sea. [online]. 2002. [cit. 2017-08-23]. Dostupné z <<http://www.ciesm.org/atlas/appendix1.html>>.

iFauna.cz. Ostatní akvarijní živočichové [online]. iFauna.cz. 2018 [cit. 2018-12-02]. Dostupné z <<https://www.ifauna.cz/akvaristika/inzerce/ostatni-akvarijni-zivocichove/?q=krab&psc=&okoli=25&kraj=&CenaMin=&CenaMax=&Filter1=0&typ=100&stari=0>>.

Interaquaristik.de. Krabben [online]. Interaquaristik.de. 2018 [cit. 2018-12-02]. Dostupné z <<https://www.interaquaristik.de/tiere/krabben/>>.

Pati, S. K., Dev Roy, M. K., Sharma, R. M. Checklist of Indian fauna – Freshwater crabs. [online]. Zoological Survey of India. 2012. [cit. 2017-08-23]. Dostupné

z https://www.researchgate.net/profile/Sameer_Pati2/publication/267862557_Freshwater_Crabs/links/54da0b230cf24647582036e7/Freshwater-Crabs.pdf.

PetSmart. Red Clawed Crab [online]. PetSmart. 2018 [cit. 2018-12-02]. Dostupné z <<https://www.petsmart.com/fish/live-fish/goldfish-betta-and-more/red-clawed-crab-15286.html>>.

That Fish Place. Crabs [online]. That Fish Place. 2017 [cit. 2018-12-02]. Dostupné z <<http://www.thatpetplace.com/aquarium-livestock/crabs#!crabs>>.

Zünderfer Aquaristik. Krabben [online]. Zünderfer Aquaristik. 2018 [cit. 2018-12-02]. Dostupné z <http://www.zuendorfer-aquaristik.de/epages/78576094.sf/de_DE/?ObjectPath=/Shops/78576094/Categories/%22Krebse/Krabben%22/Krabben>.

9 Samostatné přílohy

Seznam druhů zkoumaných rodů

říše Animalia – živočichové

kmen Arthropoda – členovci

třída Malacostraca – rakovci

řád Decapoda – desetinožci

podřád Pleocyemata – vejconosní

infrařád Brachyura – krabi

sekce Eubrachyura

podsekce Thoracotremata

nadčeleď Grapsoidea

čeleď Sesarmidae

rod *Geosesarma*

druh *Geosesarma aedituens*

druh *Geosesarma albomita*

druh *Geosesarma amphinome*

druh *Geosesarma angustifrons*

druh *Geosesarma araneum*

druh *Geosesarma aurantium*

druh *Geosesarma bau*

druh *Geosesarma bicolor*

druh *Geosesarma bintan*

druh *Geosesarma cataracta*

druh *Geosesarma celebense*

druh *Geosesarma clavicrure*

druh *Geosesarma confertum*

druh *Geosesarma danumense*

druh *Geosesarma dennerle*

druh *Geosesarma foxi*

druh *Geosesarma gordonae*

druh *Geosesarma gracillimum*

druh *Geosesarma hagen*

druh *Geosesarma hednon*

druh *Geosesarma ianthina*

druh *Geosesarma insulare*

druh *Geosesarma johnsoni*

druh *Geosesarma katibas*

druh *Geosesarma krathing*

druh *Geosesarma lawrencei*

druh *Geosesarma leprosum*

druh *Geosesarma maculatum*

druh *Geosesarma malayanum*

druh *Geosesarma nannophyes*

druh *Geosesarma nemesis*

druh *Geosesarma noduliferum*

druh *Geosesarma notophorum*

druh *Geosesarma ocypodum*

druh *Geosesarma penangense*

druh *Geosesarma peraccae*

druh *Geosesarma protos*

druh *Geosesarma raj*

druh *Geosesarma rathbunae*

druh *Geosesarma rouxi*

druh *Geosesarma sabanum*

druh *Geosesarma sarawakense*

druh *Geosesarma scandens*

druh *Geosesarma serenei*

druh *Geosesarma solomonense*

druh *Geosesarma starmuhlneri*

druh *Geosesarma sumatraense*

druh *Geosesarma sylvicola*

druh *Geosesarma ternatense*

druh *Geosesarma teschi*

druh <i>Geosesarma thelxinoe</i>	druh <i>Parathelphusa nagasaki</i>
druh <i>Geosesarma tiomanicum</i>	druh <i>Parathelphusa nana</i>
druh <i>Geosesarma vicentense</i>	druh <i>Parathelphusa nitida</i>
	druh <i>Parathelphusa nobilii</i>
infrařád Brachyura – krabi	druh <i>Parathelphusa obtusa</i>
sekce Eubrachyura	druh <i>Parathelphusa ovum</i>
podsekce Heterotremata	druh <i>Parathelphusa oxygona</i>
nadřeleď Gecarcinucoidea	druh <i>Parathelphusa palawanensis</i>
řeleď Gecarcinucidae	druh <i>Parathelphusa pallida</i>
rod <i>Parathelphusa</i>	druh <i>Parathelphusa pantherina</i>
druh <i>Parathelphusa balabac</i>	druh <i>Parathelphusa pareparensis</i>
druh <i>Parathelphusa batamensis</i>	druh <i>Parathelphusa parma</i>
druh <i>Parathelphusa baweanensis</i>	druh <i>Parathelphusa possoensis</i>
druh <i>Parathelphusa bogorensis</i>	druh <i>Parathelphusa pulcherrima</i>
druh <i>Parathelphusa cabayugan</i>	druh <i>Parathelphusa quadrata</i>
druh <i>Parathelphusa celebensis</i>	druh <i>Parathelphusa rasilis</i>
druh <i>Parathelphusa ceophallus</i>	druh <i>Parathelphusa reticulata</i>
druh <i>Parathelphusa convexa</i>	druh <i>Parathelphusa sabari</i>
druh <i>Parathelphusa crocea</i>	druh <i>Parathelphusa saginata</i>
druh <i>Parathelphusa ferruginea</i>	druh <i>Parathelphusa sarasinorum</i>
druh <i>Parathelphusa linduensis</i>	druh <i>Parathelphusa sarawakensis</i>
druh <i>Parathelphusa lokaensis</i>	druh <i>Parathelphusa shelfordi</i>
druh <i>Parathelphusa lombokensis</i>	druh <i>Parathelphusa sorella</i>
druh <i>Parathelphusa maculata</i>	druh <i>Parathelphusa tenuipes</i>
druh <i>Parathelphusa maindroni</i>	druh <i>Parathelphusa tera</i>
druh <i>Parathelphusa malaysiana</i>	druh <i>Parathelphusa torta</i>
druh <i>Parathelphusa manguao</i>	druh <i>Parathelphusa tridentata</i>
druh <i>Parathelphusa mindoro</i>	druh <i>Parathelphusa undulata</i>
druh <i>Parathelphusa modiglianii</i>	druh <i>Parathelphusa valida</i>