

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra zoologie a rybářství



**Česká zemědělská
univerzita v Praze**

**Šíření nepůvodních sladkovodních desetinoých korýšů
v Evropě**

Bakalářská práce

Albert Dosedla

Rybářství a akvaristika

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

© 2022 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou bakalářskou práci: *Šíření nepřivodných sladkovodních desetinných koryšů v Evropě* jsem vypracoval samostatně pod vedením vedoucího bakalářské práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autor uvedené bakalářské práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušil autorská práva třetích osob.

V Praze dne: _____

Poděkování

Děkuji svému vedoucímu doc. Ing. Jiřímu Patokovi, Ph.D., DiS., za odborné vedení, velmi cenné rady a ochotu při zpracování této práce. Rád bych také poděkoval svým rodičům, kteří mě po celou dobu studia plně podporovali.

Šíření nepůvodních sladkovodních desetinoých korýšů v Evropě

Souhrn

Šíření nepůvodních druhů desetinoých korýšů je v současné době velkým problémem, který se mimo jiné týká nejvíce vodního prostředí a v něm žijících bezobratlých. Hlavní část práce se zaměřuje na nepůvodní druhy v Evropě, jejich současné rozšíření a na problémy vznikající s šířením druhů tohoto charakteru, které mohou získat či již získaly při určitých podmínkách v daném biotopu invazní charakter. V práci jsou uvedeny též evropské původní druhy, jejichž přirozený výskyt je čím dál častěji narušen druhy zavlečenými z jiných částí světa. Obecně se práce zabývá otázkou ochrany biodiverzity, pojmem invaze, spolu s jejími příčinami a důsledky. Je zde rozvedeno téma doporučené volby strategií a přístupu k této komplexní problematice a též uvedena právní úprava, která vytváří legislativní rámec pro manipulaci s nepůvodními druhy a případnými dopady na životní prostředí. Na závěr je za použití predikčního modelu Climatch (v2.0) na základě klimatické shody s oblastí původního rozšíření zhodnocen invazní potenciál desetinoých korýšů v Evropě. Na základě teplot v průběhu nejchladnějších, nejteplejších, nejsušších a nejvlhčích čtvrtletí byla vypočítána klimatická shoda mezi zdrojovou oblastí (původní rozšíření vybraných druhů) a oblastmi cílovými (Evropou). Výsledky ukázaly, že většina vybraných zástupců z infrařádu Astacidea dokáže přežít v chladnějších regionech mírného pásma. Naopak u vybraných zástupců z infrařádu Caridea byla klimatická shoda k přežití velice nepříznivá, vyjma krevety *N. davidii*. V neposlední řadě infrařád Brachyura vykazoval poměrně vysokou šanci na etablování na evropském kontinentu.

Klíčová slova: nepůvodní druhy, distribuce, biologické invaze, dopady na životní prostředí, Decapoda

ABSTRACT

Summary

The spread of non-native species of decapod crustaceans is currently a major problem, which affects, inter alia, the aquatic environment and invertebrates living in there. The main part of the thesis is focused on non-native species in Europe, their current distribution and on the problems arising with the spread of specie, which may or did acquire, under certain conditions, an invasive character in the given habitats. The thesis also presents list of European indigenous species, whose natural occurrence is increasingly disturbed by species introduced from other parts of the world. In general, the work deals with the issue of biodiversity protection, the concept of biological invasion, along with its causes and consequences. The topic of recommended management with this complex issue is elaborated, as well as the legal regulation that creates the legislative framework for the handling of non-native species and their potential impacts on the environment. Finally, the invasive potential of decapod crustaceans in Europe is evaluated using the Climatch (v2.0) prediction model based on climatic similarity of the area of the original distribution. Based on the temperatures during the coldest, warmest, driest and most humid quarters of the year, the climate match between the source areas (original distribution of selected species) and the target areas (Europe) was calculated. The results showed that most of the selected species of the infraorder Astacidea can survive in the colder regions of the temperate climatic zone. On the contrary, in selected species from the infraorder Caridea, the climatic similarity was very unfavorable for survival, with the exception of the shrimp *N. davidii*. Finally, the infraorder Brachyura, has a relatively high chance of establishing itself on the European continent.

Keywords: introduced species, distribution, biological invasion, impacts on the ecosystem, Decapoda

Obsah

1. Úvod.....	1
2. Cíl práce.....	2
3. Literární rešerše.....	3
3.1 Desetinožci a jejich vývoj.....	3
3.2 Desetinozí korýši v Evropě.....	4
3.2.1 Přehled původních a nepůvodních druhů.....	6
3.2.1.1 Původní druhy.....	6
3.2.1.2 Nepůvodní druhy.....	8
3.2.2 Desetinozí korýši v Čechách, na Moravě a ve Slezsku.....	9
3.3 Příčiny invazí.....	13
3.4 Negativní vliv nepůvodních druhů na původní společenstva.....	15
3.5 Vybraní nepůvodní zástupci.....	18
3.5.1 Astacidea.....	18
3.5.1.1 <i>Pacifastacus leniusculus</i>	18
3.5.1.2 <i>Cambarellus patzcuarensis</i>	19
3.5.1.3 <i>Faxonius immunis</i>	21
3.5.1.4 <i>Faxonius juvenilis</i>	22
3.5.1.5 <i>Faxonius limosus</i>	23
3.5.1.6 <i>Faxonius virilis</i>	24
3.5.1.7 <i>Procambarus virginalis</i>	25
3.5.1.8 <i>Procambarus acutus</i>	27
3.5.1.9 <i>Procambarus alleni</i>	28

3.5.1.10 <i>Procambarus clarkii</i>	29
3.5.1.11 <i>Cherax destructor</i>	31
3.5.1.12 <i>Cherax quadricarinatus</i>	32
3.5.2 Brachyura.....	33
3.5.2.1 <i>Eriocheir sinensis</i>	33
3.5.2.2 <i>Hemigrapsus sanguineus</i>	34
3.5.2.3 <i>Rhithropanopeus harrisii</i>	34
3.5.3 Caridea.....	36
3.5.3.1 <i>Caridina babaulti</i>	36
3.5.3.2 <i>Neocaridina davidi</i>	37
3.5.3.3 <i>Macrobrachium dayanum</i>	38
3.6 Související legislativní rámec.....	39
3.6.1 Legislativa na unijní úrovni.....	40
3.6.2 Implementace evropské legislativy do právního řádu ČR a další předpisy.....	43
3.7 Doporučený management.....	44
4. Metodika.....	46
5. Výsledky.....	47
5.1 Klimatická shoda infrařádu Astacidea.....	47
5.2 Klimatická shoda infrařádu Brachyura.....	58
5.3 Klimatická shoda infrařádu Caridea.....	62
6. Diskuze.....	65

7. Závěr.....	65
8. Seznam použitých zdrojů.....	65
8.1 Literatura.....	65
8.2 Legislativní předpisy	83

1. Úvod

Lidská činnost a její intenzivní působení na životní prostředí a ekosystémy způsobuje jejich degradaci, s čímž v návaznosti dochází k ohrožení populací organismů a tedy narušení biologické diverzity na Zemi. Biodiverzita je narušována faktory jako je ztráta biotopů, vyčerpání přírodních zdrojů, znečištění prostředí, změny klimatu, již zmíněná lidská činnost působící přímo či nepřímo a zavlékání nepůvodních druhů. Právě tzv. biologická invaze je považována za jednu z hlavních příčin vymírání druhů a celosvětové ztráty biologické rozmanitosti (Catford et al. 2011; Convention on Biological Diversity 1992; Millennium Ecosystem Assessment 2005).

Biologickou invazí se rozumí nekontrolované zavlečení, uchycení, šíření a proliferace druhů z jejich původního zeměpisného místa výskytu do nových oblastí (Lewis et al. 2016). Proces zavlečení nepůvodního druhu do jiného biotopu, jeho následná postupná přeměna a většinou negativní vliv takových druhů na původní faunu a flóru, se během posledních 150 let zrychlil a je součástí, zároveň důsledkem, globalizace a globálních změn (Simberloff & Rejmánek 2011). Za vetřelecké neboli invazní druhy se považují druhy, které jsou v dané lokalitě nepůvodní, mají schopnost se snadno rozmnožovat, adaptovat na jiné prostředí, rychle se šíří, vytlačují původní druhy a následně mohou způsobit jejich úplné vymizení (Vitousek et al. 1996; Lewis et al. 2016). Dalším problémem kromě celkového negativního vlivu na biodiverzitu stanoviště, který s sebou invaze nevyhnutelně nese, jsou nepůvodními jedinci přenášené choroby a paraziti (Vitousek et al. 1996). Ovšem jen malé množství zavlečených druhů v novém areálu zdomácní a stane se invazními tzn. projeví se po zavlečení škodlivě.

Díky technickému pokroku lze zvrátit mnoho chemických forem znečištění, ale biologické znečištění v podobě biologické invaze je extrémně obtížné, ne-li nemožné ustavit do původního stavu (Pyšek et al. 2013). Každým rokem se vyčleňují prostředky na regulaci invazních druhů, které mají zajistit úplné odstranění nežádoucího druhu z prostředí nebo snížení dopadů na určité lokality zemědělského nebo přírodně-kulturního významu. Ovšem nalezení řešení k omezení nebo prevenci invazních druhů se ukázalo být výzvou, která je téměř stejně složitá jako příroda sama.

Z obecné perspektivy bývá téma biologické invaze bezobratlých živočichů poněkud zastíněno invazními druhy rostlin, savců či ptáků. Nemalým podílem se právě na narušování biologické rozmanitosti podílí korýši, ať už byli zavlečeni do nového prostředí náhodně, pomocí lodní či jiné dopravy, uměle za účelem rekultivace původních druhů korýšů nebo se jich člověk zbavil jako nechtěného domácího mazlíčka. Jedním z cílů této práce bylo přiblížit nynější stav původních, nepůvodních a invazních druhů desetinoých korýšů v Evropě a v souvislosti s tím poskytnout ucelený přehled této problematiky.

2. Cíl práce

Hlavním cílem předložené bakalářské práce je zhodnocení aktuálního rozšíření nepůvodních desetinných korýšů v Evropě. Vedlejším cílem je pak srovnání poměrného zastoupení jednotlivých infrařádů.

3. Literární rešerše

3.1 Desetinožci a jejich vývoj

Desetinožci (řád Decapoda) se během 455 milionů let rozdělili přibližně do 233 čeledí, ve kterých bylo rozpoznáno skoro 15 000 žijících a 3000 fosilních druhů (Dorji 2014; Wolfe et al. 2019), z nichž sladkovodních je více než 640 druhů (Crandall & Buhay 2008; Longshaw & Stebbing 2016). Uvedené číslo je orientační, jelikož je každým rokem popsáno několik nových druhů (Taylor & Schuster 2010).

Název “desetinožci” se odvozuje od počtu jejich končetin. Mají osm párů hrudních končetin, ale jen pět párů slouží primárně k pohybu (tzv. kráčivé končetiny neboli pereopody). Hlava nese pár složených očí na pohyblivých stopkách, dva páry smyslových tykadel, tři páry čelistních nožek a další tři páry hrudních končetin jsou začleněny do ústního ústrojí (Longshaw & Stebbing 2016).

Systém v současné době rozlišuje dva podřády desetinožců (Obr. 1): Dendrobranchiata (větvožábří) a Pleocyemata (vejconosí). První z uvedených skupin zahrnuje korýše obecně známé jako pelagické krevety či garnáti, které se druhově dělí do sedmi řádů. Co se týče druhého podřádu, v roce 1963 americký mořský biolog Martin D. Burkenroad přetvořil klasifikaci desetinožců zavedením monofyletického podřádu Pleocyemata, jež nahradil klasifikaci zastaralou (podřády “plovoucích” Natantia a “lezoucích” Reptantia) (Burkenroad 1963, 1981). Podřád Pleocyemata zahrnuje Astacidae (rakotvární; včetně humrů, raků a humříků), Stenopodidea (stenogarnáti), Caridea (garnáti, syn. = krevety), Glypheidea (glyfeotvární), Axiidea (axiotvární), Gebiidea (garnély), Achelata (bezklepetní), Polychelida (mnohoklepetní), Anomura (měkkochvostí), Brachyura (krabi) (Toon et al. 2009; Patoka et al. 2017).

Řád: *Decapoda* (desetinožci)
Podřád: *Dendrobranchiata* (větvožábří)
Podřád: *Pleocyemata* (vejconosí)
Infrařád: STENOPODIDEA (stenogarnáti)
Infrařád: CARIDEA (krevety, syn. = garnáti)
Infrařád: ASTACIDEA (rakotvární)
Nadčeled: ENOPLOMETOPOIDEA (humřici)
Čeled: Enoplometopidae
Nadčeled: NEPHROPOIDEA (humři)
Čeled: Nephropidae
Nadčeled: ASTACOIDEA (severní raci)
Čeled: Astacidae
Čeled: Cambaridae
Čeled: Cambaroididae
Nadčeled: PARASTACOIDEA (jižní raci)
Čeled: Parastacidae
Infrařád: GLYPHEIDEA (glyfeotvární)
Infrařád: AXIIDEA (axiotvární)
Infrařád: GEBIIDEA (garnély)
Infrařád: ACHELATA (bezklepetní)
Infrařád: POLYCHELIDA (mnohoklepetní)
Infrařád: ANOMURA (měkkochvostí)
Infrařád: BRACHYURA (krabi)

Obr. 1: Systém desetinožích korýšů (Patoka et al. 2017).

S rozvojem a implementací molekulární analýzy se přístupy ke klasifikaci desetinoých korýšů změnilly a následně i interpretace fylogeneze. Tradiční metodou zkoumání je srovnávací morfologie (Huxley 1880; Faxon 1885; Riek 1972; Hobbs 1989), kterou nyní doplňují novější metody, které kladou důraz na nukleotidové sekvence (Crandall & Fetzner 2000). To umožňuje prolnutí informací získaných metodou srovnávací morfologie ze současných a starověkých druhů s výsledky molekulární analýzy. Pro příklad, nedávné pokroky v morfologických a molekulárních fylogenetických studiích zásadně ovlivnily naše chápání evolučních vztahů mezi druhy sladkovodních raků a jejich vztahu k humrům (Crandall & de Grave 2017).

Pomocí srovnávací morfologie vytvořil Huxley (1880) jednu z nejstarších interpretací evoluční historie raků. Huxleyho klasifikace se opírala především o strukturu žáber a zdobení krunýře. Na jeho práci navázali až Hobbs (1989) a Riek (1972), kteří také své poznatky o taxonomických vztazích opírali o morfologii. Jejich pozornost byla upřena např. na klidovou polohu klepet, telsonovou strukturu a zdobení krunýře. Novější morfologické analýzy např. Scholtze a Richtera (1995) se zaměřují na embryonální, juvenilní a dospělé znaky, a zkoumají fylogenetickou příbuznost raků a jejich možnou monofylii (Rode & Babcock 2003).

Přes technologické inovace, které zjednodušují a zpřesňují schopnost určit vztahy mezi organizmy, se současná klasifikace podobá klasifikacím publikovaným před desítkami let či na ni navazuje (Rode & Babcock 2003). Molekulární analýza přispívá výrazně zejména v oblasti výzkumu fylogeneze desetinožců. Při studiích teloblastů (velké buňky, které produkují řady menších buněk na rostoucím konci mnoha embryí) a struktury spermií podpořily výsledky studie Scholtze (1993) důkazy monofyletického původu raků (Rode & Babcock 2003). Na základě nukleotidových a molekulárních dat byl nezvratně potvrzen monofyletický původ všech sladkovodních raků (Crandall et al. 2000; Rode & Babcock 2003). To znamená, že by představovali nikoli dvě samostatné nadčeledi, ale jedinou. Přesto Crandall & De Grave (2017) ponechávají ve své revizi obě tradiční nadčeledi. Tedy dle klasického systematického a geografického členění: nadčeleď Parastacoidea zahrnuje raky jižní polokoule s jedinou čeledí Parastacidae a raci severní polokoule se řadí k nadčeledi Astacoidea (Patoka et al. 2017).

Pokračující snaha o nalezení nových genů, pomocí nichž lze sestavovat nové fylogenetické teorie, může bránit v získávání konsenzuálních výsledků z aktuálně dostupných molekulárních dat. V současnosti se některé závěry těchto studií zdají být navzájem kontradiktorní a nesourodé. Vědecká skupina *The Decapod Tree of Life* (Bracken et al. 2009) se snaží odstraňovat fylogenetické nesrovnalosti minulosti a přítomnosti, a iniciovat a potvrzovat výsledky studií na bázi molekulární analýzy.

3.2 Desetinoží korýši v Evropě

První záznamy o sladkovodních korýších v lidské historii se týkaly využívání raků jako zdroje potravy. Úplně nejstarší důkaz odkazující na využití raků pro konzumaci se datuje do neolitu (4774 - 4500 př. n. l.), přičemž se na základě archeologického nálezu jednalo o raka říčního, *A. astacus* (Patoka et al. 2014a). Obecně se na evropském kontinentu můžeme setkat s informacemi o rozšíření a využití desetinoých korýšů v době římské. V průběhu 1. století našeho letopočtu, se desetinožci objevují v receptech, jež jsou například součástí klasické sbírky *De re culinaria* (Ingle 1997). Později se zmínky o racích, krevetách či krabech nevzdalují z kuchyňských prostor především šlechtických paláců a vyšší vrstvy společnosti (Huner 1994).

V 15. století císař římský Maxmilián I. Habsburský vydával vyhlášky, které regulovaly odlov korýšů pro spotřební účely. Klášterní společenství toho času se zabývala nezávisle na koruně chovem, prodejem a zpracováním korýšů. Dynastie Vasovců v 16. století začala využívat potenciálu raka říčního, jehož chutné maso si oblíbili kvůli dostupnosti ve volné přírodě i poddaní (Huner 1994).

Od konce 19. století se obchod s desetinožci soustředil do oblastí Francie, Německa a Ruska, kde se předmětná komodita prodávala v rámci desítek milionů jedinců ročně (Huner 1994). Vědecký zájem o korýše byl bez pochyby zažehnut jejich rostoucím hospodářským významem např. Huxley (1857) se věnoval obecné biologii korýšů a Haeckel (1899) se zaměřil na popis tkání korýšů a zkompletoval jejich ilustrace. Na přelomu 19. a 20. století došlo následkem průmyslové expanze a industrializace k znečištění a acidifikaci vodních zdrojů, jež byly pro korýše přirozeným prostředím. Zároveň poptávka po sladkovodních korýších měla spolu s uvedenou změnou stanovišť neblahý dopad na jejich počty. Dále situaci zhoršil tzv. „račí mor“. V Evropě bylo toto onemocnění zaznamenáno již v roce 1860 (Patoka et al. 2015). Zdroj patogenu nebyl dosud jednoznačně určen, ale předpokládá se, že mohl být zavlečen vodou z balastních komor lodí spolu s infikovanými severoamerickými raky (Holdich 2003). S vodou v balastních nádržích nebo jako černý pasažér se do Evropy v druhé polovině 19. století dostal i druh kraba *Rhithropanopeus harrisi* (Maitland 1874).

Račí populace se v důsledku rozšíření agresivního račího moru výrazně zmenšily v celé kontinentální Evropě (Petrušek et al. 2006; Svoboda et al. 2017). Tento žalostný stav se někteří lidé snažili vyřešit intenzivním chovem raků s cílem jedince následně vypustit do volné přírody a doplnit zmenšující se počty původních raků. Touto myšlenkovou cestou byl na území Evropy koncem devatenáctého století přiveden račímu moru odolný rak pruhovaný, *F. limosus* (Huner 1994; Alekhovich & Buřič 2017). Od šedesátých a minulého století byly zavlečeny do Evropy další severoamerické druhy: rak signální, *P. leniusculus*, (Huner 1994) za účelem rekultivace populací původních raků a za účelem komerčního prodeje rak ničivý, *C. destructor*, a rak červený, *P. clarkii*.

V posledních letech lze v gastronomii sledovat trend, kdy se konzumace korýšů řadí mezi luxusnější záležitosti. Z desetinožích sladkovodních korýšů jsou pro konzumní účely nejvyhledávanější raci (Leppakoski et al. 2013). Pro představu, velikost světového trhu s raky se v roce 2020 odhadovala na 9,8 miliard amerických dolarů (USD) (IndustryARC 2021). V Evropě je kultivace raků (astacikultura) pro spotřebu soustředěna do uzavřených chovů, ovšem nejsou ani zdaleka soběstačné pro zásobování celého trhu. Hlavními dodavateli sladkovodních korýšů pro Evropu je Čínská lidová republika, Ruská federace, Kanada a Spojené státy americké (WITS 2019a, 2019b, 2019c; Patoka et al. 2016a). Z obecné obchodní perspektivy jsou raci vhodné akvakulturní organizmy: snadno se v chovu rozmnožují, rychle rostou, jsou všežraví (Holdich 1992) a některé druhy raků jsou atraktivní také kvůli svému vzhledu, odolnosti a nenáročnosti (Maceda-Veiga et al. 2016). Z těchto důvodů se raci stali populární a množství raků v obchodech se zvířaty se v posledních desetiletích zvýšilo (Patoka et al. 2015). Obchod s nepůvodními druhy raků, krabů a krevet pro okrasné účely v mnohých státech není dostatečně upraven v legislativě, a proto je i přes snahu Evropské unie a její kontrolní mechanismy rostoucím rizikem a způsobem, kterým mohou být nejen do Evropy zavlečeny nové druhy s invazním potenciálem (Papavlasopoulou 2014).

To, co způsobuje, že druh je označen jako invazivní spíše než jen jako nepůvodní, je jeho schopnost poškodit původní druhy. Dle Mezinárodního svazu ochrany přírody (IUCN 2003) je nutné rozlišovat mezi:

- a) cizími druhy obecně, které jsou zavlečeny mimo svůj přirozený areál výskytu a jsou v mnoha případech neškodné, tj. NIS (non-indigenous species)
- b) a tzv. IAS (invasive alien species), což jsou také nepůvodní druhy, ale mají škodlivý vliv na původní ekosystém

Referenčním měřítkem pro rozpoznání, do které z těchto dvou kategorií určitý druh spadá, je projekt podpořený Evropskou unií DAISIE (2005–2008) — Delivering Alien Invasive Species Inventory for Europe (Roy et al. 2020). Jeho produktem je *Handbook of Alien Species in Europe* (DAISIE 2009), nejkompaktnější přehled nepůvodní fauny a flóry, z nichž většina působí ekologické a ekonomické škody.

3.2.1 Přehled původních a nepůvodních druhů

3.2.1.1 Původní druhy

Původní neboli autochtonní druh je druh, který evolučně vznikl na konkrétním území nebo se na něm vyskytuje přirozeně bez lidského přičinění. Na evropském území se můžeme setkat s osmi uznanými sladkovodními původními druhy. Šest patří k infrařádu rakotvární, Astacidea, jeden k infrařádu krabi, Brachyura a tři k infrařádu krevety, Caridea (Tab. 1).

Tab. 1: Přehled původních evropských sladkovodních desetinochých korýšů.

Latinský název	Čeleď	Autor a rok popisu	Český název	Komerční název
<i>Astacus astacus</i>	Astacidae	Linnaeus, 1758	rak říční	Noble crayfish
<i>Austropotamobius bihariensis</i>	Astacidae	Pârvuslecu, 2019	rak biharijský	Idle crayfish (suggested)
<i>Austropotamobius pallipes</i>	Astacidae	Lereboullet, 1858	rak bělonohý	White-clawed crayfish
<i>Austropotamobius torrentium</i>	Astacidae	Schrank, 1803	rak kamenáč	Stone crayfish
<i>Pontastacus leptodactylus</i>	Astacidae	Eschscholtz, 1886	rak bahenní	Narrow-clawed crayfish
<i>Pontastacus pachypus</i>	Astacidae	Rathke, 1837	rak silnoklepetý	Thick-clawed crayfish
<i>Potamon fluviatile</i>	Potamidae	Herbst, 1785	-----	Lenten crab
<i>Atyaephyra desmaresti</i>	Atyidae	Millet, 1831	krevetka Desmarestova	-----
<i>Palaemon antennarius</i>	Palaemonidae	Milne-Edwards, 1837	-----	-----
<i>Palaemonetes zariquieyi</i>	Palaemonidae	Sollaud, 1939	-----	-----

Astacus astacus (Linnaeus, 1785)

Rak říční je nejrozšířenějším původním evropským druhem. Vyskytuje se od Francie na jihozápadě po Rusko na východě a od Itálie, Albánie a Řecka na jihu až po Skandinávii na severu (Kouba et al. 2014). Rozšíření raka říčního se v průběhu historie značně změnilo v důsledku račího moru, znečištění a změn přirozených stanovišť (Kouba et al. 2014). Kvůli ohrožení tohoto druhu, zahrnuje jeho ochranu většina evropských států ve své legislativě. V některých částech Evropy došlo k několika úspěšným programům opětovného vysazení, tedy

skutečná míra úbytku může být ve skutečnosti nižší (Longshaw & Stebbing 2016). Například počty raka říčního se z tohoto důvodu v oblastech Rumunska, Ruska a Ukrajiny navyšují (Kouba et al. 2014) a jeho výskyt byl potvrzen i na Kypru (Stephanou 1987).

Austropotamobius bihariensis (Pârvulescu, 2019)

V roce 2017 došlo k objevení vysoce divergentních a endemických populací raka rodu *Austropotamobius* v pohoří Apuseni v Rumunsku (Pârvulescu 2019). Předpokládá se, že se tyto populace vyvinuly izolovaně v důsledku tektonického pohybu Tiské desky, což mělo vliv i na Apusenské hory, přes Panonskou pánev během miocénu (Pârvulescu 2019). Na základě morfologických a molekulárních důkazů byl potvrzen nový druh raka *Austropotamobius bihariensis*, rak biharijský, pojmenovaný podle regionu Bihar (Pârvulescu 2019). Jedná se o endemický druh a jeho rozšíření je geograficky omezeno na horní sektory povodí řeky Kriš a západní oblast Apusenských hor (Pârvulescu 2019).

Austropotamobius pallipes (Lereboullet, 1858)

Rak bělonohý se vyskytuje především v jižní části západní Evropy: Španělsko, Francie, Švýcarsko, Itálie a země Balkánského poloostrova s pobřežím Jaderského moře. Vyskytuje se také v Irsku a Spojeném království, ale na tyto ostrovy v severním Atlantiku byl zavlečen ve středověku (Huner 1994). Ačkoli je rak bělonohý poměrně rozšířený, jeho počty byly zredukovány v důsledku infekce račím morem, přímé konkurence s nepůvodními druhy a změn jeho přirozených stanovišť (Holdich 2003).

Austropotamobius torrentium (Schrank, 1803)

Výskyt raka kamenáče byl v současnosti potvrzen v nejméně dvaceti zemích střední a jihovýchodní Evropy. Jeho přítomnost je potvrzena od Německa, přes Českou republiku, Lucembursko, Švýcarsko po Bosnu a Hercegovinu, Srbsko, Albánii (Kouba et al. 2014) a Rumunsko (Pârvulescu et al. 2013; Kouba et al. 2014).

Pontastacus leptodactylus (Eschscholtz, 1886)

Rak bahenní je široce rozšířený taxon s původním areálem v povodí řek pontokaspické oblasti. Jeho nejpočetnější populace se nacházejí ve východní Evropě a na Středním východě. Do mnoha evropských zemí byl zavlečen člověkem. Kvůli masivnímu úhynu raka říčního z důvodu nadměrného odlovu a epidemie račího moru, *A. astacus*, byly provedeny translokace raka bahenního za účelem doplnění račích populací v postižených oblastech. Rak bahenní se tedy vyskytuje na velké části kontinentu s výjimkou jihozápadního Balkánu, Pyrenejského poloostrova, Irsku, Skandinávie a Estonska (Holdich 2003).

Pontastacus pachypus (Rathke, 1837)

Rak silnoklepetý je nejméně známým druhem v rámci čeledi Astacidae, většinou kvůli omezenému přístupu ke vzorkům a úbytku jeho populací v posledních desetiletích (Bláha et al. 2017). Vyskytuje se ve východní části Černého moře (Ukrajina, Moldávie, Rumunsko, poloostrov Krym), ovšem největší počty raka silnoklepetého jsou hlášeny z oblasti Kaspického moře (Azerbajdžán, Rusko, Kazachstán, Turkmenistán; Kouba et al. 2014).

Potamon fluviatile (Herbst, 1785)

P. fluviatile je sladkovodní krab vyskytující se v tocích se zarostlými břehy a lze ho spatřit i v jezerech. Přirozeně se vyskytuje v jižní Evropě: na Maltě, Sicílii, v Itálii, Chorvatsku, Černé Hoře, v Albánii, Makedonii, Řecku, na Korfu a na několika dalších ostrovech ve Středomoří (Patoka 2012).

Atyaephyra desmaresti (Millet, 1831)

Původní oblastí výskytu sladkovodní krevety *A. desmaresti* je Středomoří. Koncem 19. století se rozšířila do západní a v poslední době i do střední Evropy (Tittizer et al. 2000). Několik jedinců bylo odchyceno i v povodí řeky Labe (Straka & Špaček 2009), ale její další šíření mimo původní areál výskytu se nepředpokládá, jelikož v západní a střední Evropě žije na svých ekologických limitech (Van Den Brink & Van Den Velde 1986; Straka & Špaček 2009).

Paleamon antennarius (Milne-Edwards, 1837)

Kreveta *P. antennarius* obývá jezera a řeky, je možné ji spatřit i v brakických vodách u ústí řek (González-Ortegón et al. 2005). Vyskytuje se v Itálii, na Balkánském poloostrově, v Řecku a Turecku (González-Ortegón et al. 2005).

Paleamonetes zariquieyi (Sollaud, 1939)

Kreveta *P. zariquieyi* je především sladkovodním druhem, ale dokáže žít i v brakických vodách. Jedná se o endemický druh a vyskytuje se ve Valencijském zálivu, od delty řeky Ebro po Alicante (Španělsko) (González-Ortegón et al. 2005).

3.2.1.2 Nepůvodní druhy

Nepůvodní alochtonní druh je druh vyskytující se mimo areál svého přirozeného výskytu. Po zavlečení neboli introdukci může u některých druhů dojít k tzv. zdomácnění (naturalizaci), což je proces, při kterém se zavlečený druh přizpůsobí podmínkám na novém území (Pyšek et al. 2013). Jen určitá část z naturalizovaných druhů se po určité době začne nekontrolovatelně šířit a mít výrazně negativní vliv na ekosystém, do něhož byly tyto druhy zavlečeny (Davis 2009). Druhy s tímto efektem se nazývají invazní a mají různé genetické, fyziologické a morfologické vlastnosti, které jim propůjčují vysoký kolonizační potenciál

a schopnost konkurence ve vztahu k původním druhům (Cagri et al. 2012). Invazní charakter nemusí mít exkluzivně nepůvodní druhy. Druhy původní, které se začaly nekontrolovatelně šířit z lokalit jejich výskytu, se označují jako expanzivní. K expanzi druhů dochází při změně podmínek ať už klimatických nebo vlivem člověka (Hejda & Pyšek 2018). V současnosti se v Evropě vyskytuje 21 druhů nepůvodních desetinoých korýšů (Tab. 2). Více o těchto druzích pojednává kapitola 3.5 Vybraní nepůvodní zástupci.

Tab. 2: Přehled nepůvodních sladkovodních desetinoých korýšů v Evropě (soubor dat dostupných do dubna 2022).

Latinský název	Čeleď	Autor či autoři a rok popisu	Původní rozšíření	Český název	Komerční název
<i>Pacifastacus leniusculus</i>	Astacidae	Dana, 1852	Severní Amerika	rak signální	Signal crayfish
<i>Cambarellus patzcuarensis</i>	Cambaridae	Villalobos, 1943	Mexiko	rak mexický	Mexican dwarf crayfish, CPO
<i>Faxonius immunis</i>	Cambaridae	Hagen, 1870	USA	rak kalikový	Calico crayfish
<i>Faxonius juvelinis</i>	Cambaridae	Hagen, 1870	USA	rak mladistvý	Kentucky river crayfish
<i>Faxonius limosus</i>	Cambaridae	Rafinesque, 1817	USA	ruk pruhovaný	Spiny-cheek crayfish
<i>Faxonius rusticus</i>	Cambaridae	Girard, 1852	USA	rak rusoboký	Rusty crayfish
<i>Faxonius virilis</i>	Cambaridae	Hagen, 1870	Severní Amerika	rak statný	Virile crayfish
<i>Faxonius virginalis</i>	Cambaridae	Lyko, 2017	jeho původní výskyt v přírodě není znám	rak maramkrovaný	Marbled crayfish
<i>Procambarus acutus</i>	Cambaridae	Girard, 1852	Severní Amerika	rak klínový	White river crayfish
<i>Procambarus alleni</i>	Cambaridae	Faxon, 1884	endemit - Florida (USA)	rak floridský	Florida crayfish
<i>Procambarus clarkii</i>	Cambaridae	Girard, 1852	Mexiko a USA	rak červený	Red swamp crayfish
<i>Cherax cainii</i>	Parastacidae	Austin, 2002	endemit - jihozápadní Austrálie	rak Kainův	Smooth marron
<i>Cherax destructor</i>	Parastacidae	Clark, 1936	Austrálie	rak ničivý	Common yabby
<i>Cherax quadricarinatus</i>	Parastacidae	von Martens, 1868	Austrálie	rak červenoklepetý	Redclaw crayfish
<i>Cherax tenuimanus</i>	Parastacidae	Smith, 1912	Austrálie	rak tenkonohý	Hairy marron
<i>Eriocheir sinensis</i>	Varunidae	Milne-Edwards, 1853	Čína, Korea, Japonsko	krab čínský (též říční či vlnoklepetý)	Chinese mitten crab
<i>Hemigrapsus sanguineus</i>	Varunidae	De Haan, 1853	východní Asie	-----	Japanese shore crab, Asian shore crab
<i>Rhithropanopeus harrisi</i>	Panopeidae	Gould, 1841	Severní Amerika	-----	Harris mud crab
<i>Caridina babaulti</i>	Atyidae	Bouvier, 1918	Indie, Malajsie	-----	Green shrimp, Ceylon shrimp, Malaya shrimp
<i>Neocaridina davidi</i>	Atyidae	Bouvier, 1904	Čína	-----	Red cherry shrimp
<i>Macrobrachyum dayanum</i>	Palaemonidae	Henderson, 1893	střední a jihovýchodní Asie	-----	Red clawed prawn

3.2.2 Desetinozí koryši v Čechách, na Moravě a ve Slezsku

Řád Decapoda zahrnuje na území České republiky sedm druhů: šest druhů raků (Kouba et al. 2014; Patoka et al. 2016a) a jeden druh kraba (Gollasch 2011). Dva druhy raků jsou v ČR původní: rak říční *A. astacus* a rak kamenáč *A. torrentium*. Oba jsou uvedeny na Červeném seznamu ohrožených druhů České republiky (Hejda et al. 2017), rak kamenáč je kriticky ohrožený (critically endangered — CR) a rak říční je v kategorii ohrožený (endangered — EN). Nejrozšířenějším druhem v ČR je v současnosti rak říční, který se vyskytuje na více jak 550 lokalitách (Hejda et al. 2017) po celém území České republiky (viz Obr. 2). Lze ho spatřit v malých i velkých vodních tocích nebo též v rybnících a lomech (Kouba et al. 2014).

Rak kamenáč se vyskytuje v ČR v oblasti Brd, povodí Úslavy a Úhlavy, na Příbramsku a jižním Plzeňsku (Fischer et al. 2004), v povodí Berounky, Vltavy, Labe resp. Ploučnice (Schubart & Huber 2006; Hejda et al. 2017).

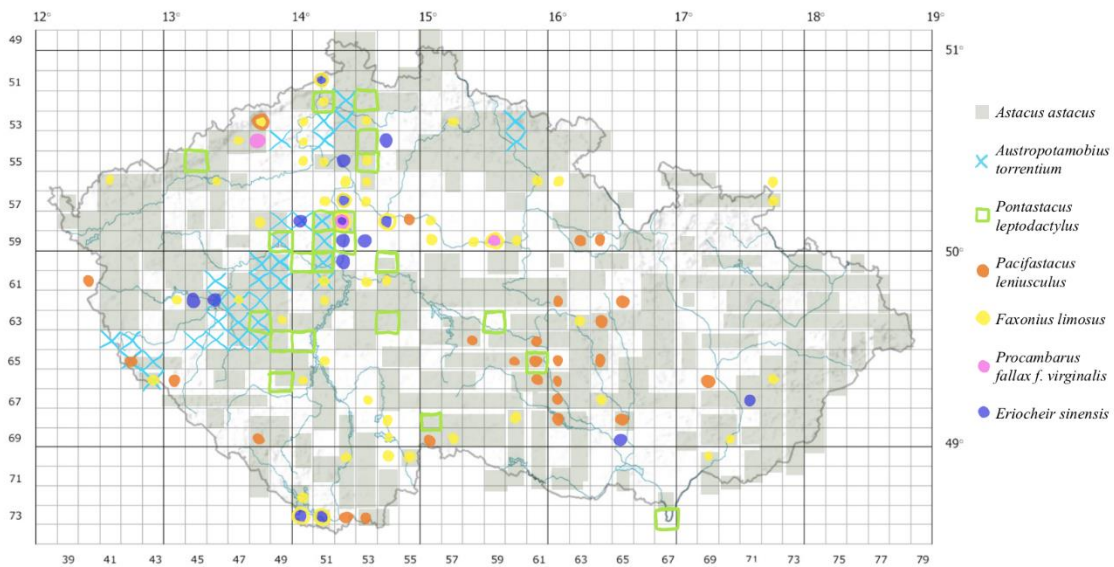
P. leptodactylus, rak bahenní, patří mezi původní evropské raky, ovšem je nepůvodní na území ČR. Vyskytuje se na přibližně třech desítkách lokalit především v Čechách (Štambergová et al. 2009).

Další tři druhy raků jsou v ČR invazní: rak signální *P. leniusculus*, rak pruhovaný *F. limosus* a rak mramorovaný *P. virginialis*. Rak signální byl vysazen do říček, řek a rybníků na Moravě a později i na další lokality (Filipová et al. 2006; Hejda et al. 2017). Raka pruhovaného najdeme u nás především v Čechách, kam se dostal pravděpodobně z Německa po migraci korytem Labe. V současnosti se vyskytuje v Labi, Vltavě, Sázavě, Lužnici a stále se šíří (Štambergová et al. 2009; Hejda et al. 2017). Tomuto druhu vyhovují regulované pomalé vodní toky, ale i stojaté vody a izolované části toků.

Oba zmínění američtí raci, *P. leniusculus* a *F. limosus*, představují velkou hrozbu pro původní druhy raků. Invazní druhy jsou odolnější vůči znečištění, pro příklad oba se dokáží rozmnožovat v eutrofních vodách s nižším obsahem kyslíku, mají větší migrační schopnosti, přenášejí račí mor a jsou agresivnější než původní druhy raků (Souty-Grosset et al. 2006). Rak mramorovaný je posledním druhem raka, jenž byl lokalizován na území České republiky na dvou místech: v pražské městské části Prosek v parku Přátelství a v teplickém okrese v Radovesické výsypce (Patoka et al. 2016a). Byl pravděpodobně do volné přírody vypuštěn z akvaristických chovů jako nechtěný živočich (Patoka et al. 2016a). Rak mramorovaný byl označen jako jeden z nejnebezpečnějších okrasných nepůvodních druhů v Evropě (Chucholl 2014; Patoka et al. 2014b; Kotovská et al. 2016).

Mimo těchto šest druhů raků se vyskytuje v ČR i jeden druh kraba, *E. sinensis*, krab říční. Dnes se vyskytuje v povodí Labe, Ohře, a Vltavy (Görner et al. 2021). Do Labe se pravděpodobně dostal samovolně s balastní vodou v lodní přepravě (Gollasch 2011) a další rozšíření lze přisuzovat jeho schopnosti migrace za účelem rozmnožení (Hejda et al. 2017). I tento druh je lokálně vysazován a tomu odpovídají nálezy např. v Litavce u Příbrami (Kozubíková-Balcarová et al. 2014) a ve Vltavě u Vyššího Brodu (Patoka 2015; Görner et al. 2021).

Výskyt původních a nepůvodních desetinožců podle záznamů v ND OP



Obr. 2: Výskyt původních a nepůvodních druhů desetinožců v ČR — sestaveno na základě dat z nálezové databáze AOPK ČR (2022).

Tato kapitola dále pojednává v historickém přehledu především o racích s přihlédnutím ke skutečnosti, že na území Čech, Moravy a Slezska se raci vyskytovali původně. Raci se využívali k mnoha účelům od pravěku, ke konzumaci byli loveni již v neolitu, jak je zmíněno výše, ovšem na základě archeologických poznatků nelze určit zdali se raci původní v těchto končinách připravovali jako součást jídelníčku zcela běžně na celém území (Patoka et al. 2014a) či se jednalo o regionální specialitu.

Další důkazy o racích se objevují až v raném středověku se začátky literární činnosti. V průběhu středověku jsou raci zmiňováni v kontextu především astrologickém, lékařském a okrajově zoologickém. Nutno poznamenat, že v této době bylo označení „rak“ (*cancer*) poněkud zkreslené a zúžené. Pojem byl určen pro zvíře s osmi nohama pohybující se dozadu při útěku a jejich mrtvá těla v hlavové dutině obsahovala dva načervenalé bílé kameny s léčivou silou (Patoka et al. 2016a). V kulinářství se obliba raka pozoruje na základě dobových zdrojů během 14. a 15. století. Dopřát si je pravděpodobně mohla hlavně šlechta, úředníci a bohaté měšťanstvo (Patoka et al. 2016a). Až začátkem 19. století se raci stali oblíbenou pochutinou i v dalších kruzích obyvatelstva a od této doby se též řadí spolu s rybami, hlemýždi, škeblemi, želvami a žábami k postním jídlům (Patoka et al. 2016a).

V důsledku oblíbenosti raků v jídelníčku člověka a postupnému zvyšování jejich odlovu začali původní populace račích zástupců zemí Koruny české řídnout. V roce 1879 byl poprvé zaznamenán račí mor v Čechách a na Moravě asi v roce 1902, což vedlo mezi léty 1898–1902 k masivnímu úhynu původních raků (Patoka et al. 2016a), především druhu *A. astacus*. K úhynu původních zástupců raků napomohla také průmyslová revoluce a rozvoj tovární výroby (Spitzky 1973), což vedlo ke znečišťování vod také látkami chemického či přírodního původu ve vysokých koncentracích. Tovární komplexy a zvětšující se města neměla důsledný odpadní systém a splašky či vedlejší produkty lidské

činnosti byly vyplavovány přímo do životního prostředí, nejčastěji do vody. Tato nepříznivá situace měla být zmírněna dvěma mechanismy: obnovení račích populací uměle a regulací odchytu. Uvedení druhu *P. leptodactylus*, rak bahenní, do českých a moravských toků mělo sloužit jako náhrada za vyhynulé raky říční, ovšem časem se prokázalo, že rak bahenní je též vnímavý k račímu moru. Do českých zemí se dostal z oblasti Haliče, kde byl vysazen ze stejného důvodu (Souty-Grosset et al. 2006). Druhý pokus introdukce se zaměřil na druhy severoamerické po vzoru, který byl praktikován v ostatních zemích Evropy s podobným problémem. Jednalo se o raky *F. limosus*, rak pruhovaný a *P. leniusculus*, rak signální (Spitzky 1973). V krátkodobém měřítku by se dalo říci, že tento počín byl zdárný, ale v dlouhodobém nikoli. Oba druhy raků jsou přenašeči račího moru a vzhledem k jejich adaptabilitě k novému prostředí znamenaly další položku v seznamu příčin, které ohrožují výskyt původních raků v celé Evropě (viz výše).

Na přelomu 19. století se v Čechách a na Moravě rozmohl cílený chov raků (Patoka et al. 2016a). Načež je nutné poznamenat, že chov nebyl primárně určen pro rekultivaci původních populací, ale spíše pro účely komerční a s cílem následného prodeje zpracovaného masa nejen v tuzemsku. Odchyt se praktikoval stále ve volné přírodě a kombinace intenzivního lovu, znečištění a šíření infekčních chorob počet původních druhů raků rychle a výrazně zmenšovala. V reakci na nelepšící se stav byla schválena regulace odlovu raků: od roku 1883 byl povolen pouze s rybářským lístkem od 1. listopadu do 30. června v Čechách (po celou sezónu byl zakázán odchyt samic) a od 15. října do 15. května pro samce na Moravě (odchyt všech samic raků byl celoplošně zakázán) (Štěpán 1933; Patoka et al. 2016a). Stanovená minimální povolená délka pro odlov raka nesměla přesáhnout 12 cm v Čechách a 10 cm na Moravě (Patoka et al. 2016a). Nařízení se vztahovalo na druhy *A. astacus* (rak říční) a *A. torrentium* (rak kamenáč), na území českých zemí původní, i na druh *P. leptodactylus* (rak bahenní), který nepředstavoval pro dva uvedené druhy nebezpečí a sám byl postižen račím morem, mírou odlovu a znečištění vodních toků (Štěpán 1933).

Do 70. let 20. století byli raci vývozní komoditou ke konzumním účelům, která mířila především na západ do Francie (Patoka et al. 2016a). V současnosti právní úprava České republiky uvádí dva původní raky (*A. astacus*, *A. torrentium*) a jednoho nepůvodního raka (*P. leptodactylus*) jako druhy vyžadující ochranu, vzhledem k stavu jejich ohrožení (viz 3.6 Související legislativní rámec). Přes existenci legislativního opatření se stav populací těchto tří druhů raků na našem území výrazně neliší od situace ve druhé polovině 20. století (Patoka et al. 2015).

Raci a desetinoží korýši se od počátku milénia těší oblibě akvaristů (Patoka et al. 2015a). Na inzertních portálech v České republice je nabízeno desítky druhů sladkovodních desetinožců pro chov v akváriích, z nichž převážná část pochází z exotických oblastí. Vedle Německa a USA (Faulkes et al. 2015; Uderbayev et al. 2017) je Česká republika (Patoka et al. 2016) vedoucím trhem s okrasnými sladkovodními desetinožci (Uderbayev et al. 2017). ČR je zároveň druhým největším vývozcem okrasných druhů raků (Patoka et al. 2014c, 2016a), což dokazují i statistické údaje: odhadovaná domácí produkce činí kolem 60–100 tisíc okrasných raků ročně (Patoka et al. 2015). Bohužel desetinožci určené pro chov v akváriích nejsou drženy výhradně ve vnitřních nádržích, ale často jsou vypouštěni také do zahradních a městských jezírek (Patoka et al. 2016a). Tento neopatrný postup vede

k rozšíření nepůvodních druhů a možnému rozvinutí jejich invazivního charakteru, což implicitně negativně ovlivňuje biodiverzitu nejen v českých vodních tocích.

3.3 Příčiny invazí

Nepůvodní druhy mohou být zavlečeny prostřednictvím rozličných cest z různých důvodů. Informace o tom, jak a proč jsou cizí druhy zavlečeny neboli introdukovány do nových regionů, poskytují základ pro strategie přeshraničního managementu, jejichž cílem je zabránit zavlečení vetřeleckých druhů (Hulme et al. 2020). Příčiny lze obecně rozdělit na přirozené a umělé se zásahem člověka. Pyšek et al. (2011) definovali způsoby introdukce jako „*soubor procesů, které vedou k zavlečení cizího druhu z jedné geografické lokality do druhé*“, a vektory jako „*mechanizmy rozptýlení a prostředky zavlečení*“. Pojmem „vektor“ se míní fyzický prostředek nebo činitel, kterým nebo prostřednictvím něhož se druh pohybuje mimo svůj původní areál (tj. letadlo, loď). V obecné míře může být příčinou invaze samovolné šíření, kdy dochází k přirozenému šíření organismů na velké vzdálenosti. Přirozený transport, který umožňují migrující ptáci, savci a hmyz a vzdušné a vodní proudy, je nejlépe dokumentován pro rostlinné patogeny (National Research Council 2002).

Co se týče korýšů a dalších živočichů, hlavní příčinou pro jejich rozšíření v cizím prostředí je lidský faktor. Jasná předpověď charakteru a průběhu invazí je tedy v biologii poměrně komplikovaná, protože lidské přičinění ovlivňuje, které druhy budou zavlečeny do daného biotopu. Ovšem samotné uvedení nepůvodního druhu do jiného prostředí samo o sobě nezakládá invazivní charakter živočicha či rostliny. Historicky zdroje nepůvodních patogenů, členovců a rostlin odrážejí obchodní a migrační vzorce kopírující lidskou činnost (National Research Council 2002). Například každá vlna přistěhovalců při kolonizování amerického kontinentu, Austrálie či Nového Zélandu přinesla jak náhodné, tak záměrné zavedení nepůvodního druhu, které se později stalo naturalizovaným (National Research Council 2002).

Lidé již dlouho napomáhali náhodnému zavlečení nepůvodních druhů, s nimi spojených škůdců a různých živočichů do nových oblastí po celém světě (National Research Council 2002). Nepůvodní druhy korýšů mohou být zavlečeny na nové lokality s pomocí člověka jako návnada určená k rybolovu, vypuštěním živých jedinců do přírody, tvorbou umělých propojení vodních toků a budování dalších vodních staveb, prostřednictvím komerčních a rekreačních námořních plavidel (Bailey et al. 2011; Clear Seas 2022). V důsledku změny dynamiky a intenzity obchodu, s nímž jsou spojeny kontrolní postupy při přepravě, se míra náhodného zavlečení nepůvodních druhů pomocí lodní dopravy zvýšila (Dundović & Kolanović 2013). Nepůvodní druh může být tedy nechtěně převážen i s nákladem, ovšem v současnosti je hlavním zdrojem pro takový převoz živočichů balastní voda.

Balastní nádrž je prostor v lodi nebo jiné plovoucí konstrukci, která zadržuje vodu (Transport Canada 2010; Chan et al. 2015). Používá se jako zátěž pro zajištění stability plavidla a uvádí se, že použití vody v nádrži poskytuje snazší úpravu hmotnosti než kamenná nebo železná zátěž používaná u starších typů lodí (Dundović & Kolanović 2013). Balastní voda ohrožuje mořský život, jelikož je čerpána z moře v jiné části světa a tak se nasadí cizí ryby, korýše, mikroorganismy do jiného biotopu, kde je poté voda vypuštěna.

Organizmy poté v cizím prostředí mohou přežít a narušit mořské prostředí, v některých případech se stávají invazivní. Živé organizmy jako řasy, mikrobi, mořské hvězdice či korýši aj. se mohou přichytit na trupy lodí v procesu známém jako „biofouling“ (Frey et al. 2014; Chan et al. 2015). Biofouling představuje biologické znečištění v podobě hromadění mikroorganismů, rostlin, řas nebo drobných živočichů tam, kde to není žádoucí např. v trupech lodí, příďových tryskách, kormidlech, lodních šroubech, sacích otvorech (Frey et al. 2014; Chan et al. 2015). Takto převážené organizmy se mohou dostat spolu s lodí do nového prostředí, v němž se potenciálně mohou rozmnožit a šířit.

Od druhé poloviny 19. století byla většina nepůvodních druhů korýšů v Evropě vysazena záměrně. Jedním cílem těchto snah bylo znovuvvedení druhu podobného, který měl zaplnit prázdno po druhu původním, jelikož počty původních raků byly výrazně sníženy v důsledku lidské činnosti (Svobodová et al. 2010). Vedlejším produktem bylo nechtěné přemnožení a v některých případech také uvedení nebezpečného patogenu pro původní populace. Nelze doložit zdali se na počátku těchto transferů počítalo s riziky možného nekontrolovatelného šíření druhů. Tato rizika mohla být záměrně přehlédnuta nebo se dosud o potenciálních důsledcích těchto rizik nevědělo. Ukázkovým příkladem je vysazení raka červeného, *P. clarkii*, do vod západní Evropy. Jak bylo zmíněno výše, rak červený je mimořádně přizpůsobivý k novému prostředí a rychle se stal invazivním. Mimo jiné je přenašečem račího moru, tedy jeho nebezpečnost se s přibývajícím počty exponenciálně zvyšuje (Görner et al. 2021).

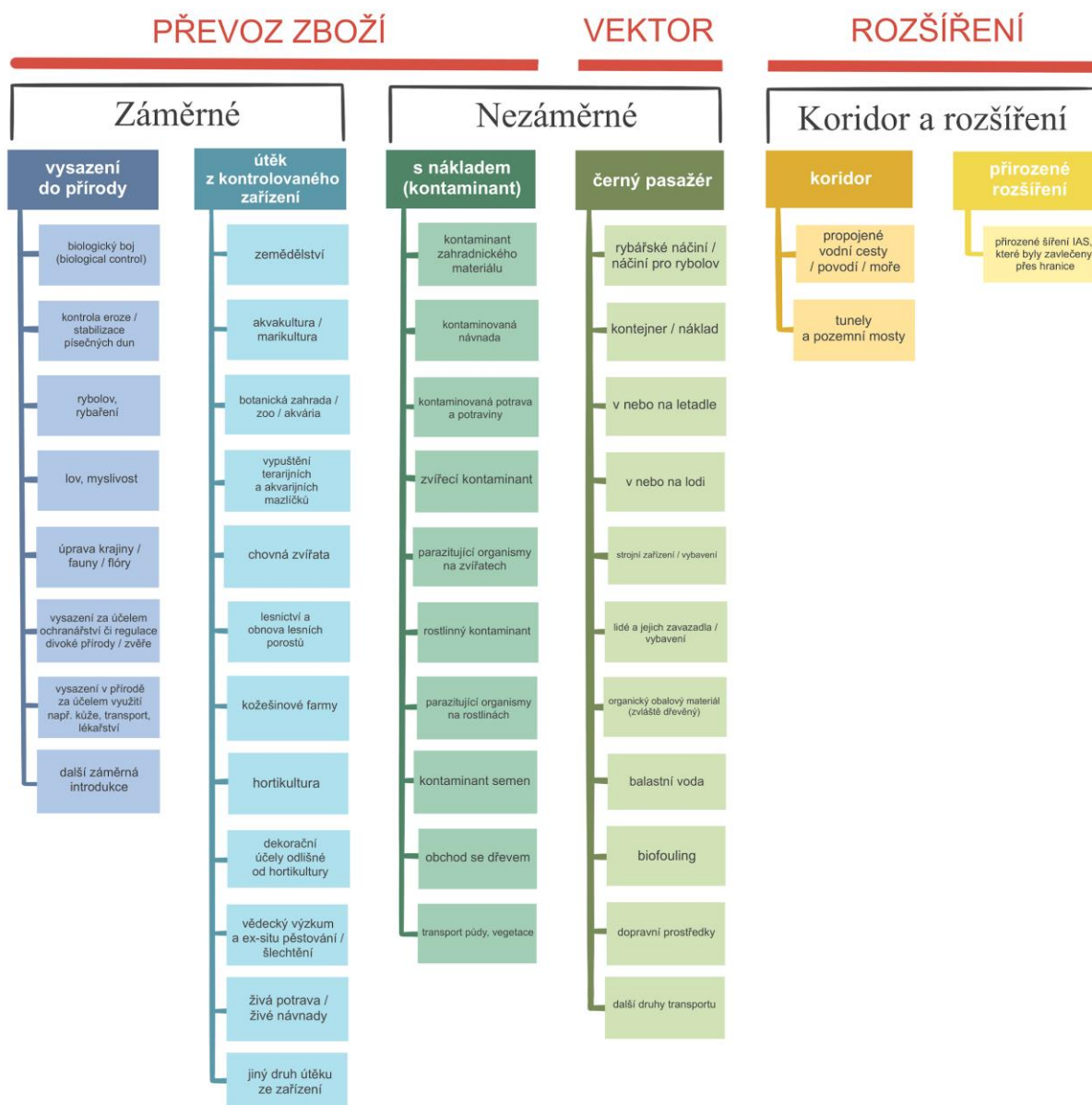
Kromě hromadného uvádění desetinových korýšů do vodních toků Evropy je v současnosti nejčastější příčinou invaze útek nebo záměrné vypouštění přebytečných zvířat do volné přírody z akvariálních a produkčních chovů (Bailey et al. 2011). Obchod s akvariálními živočichy, jejich úniky a záměrné vypouštění do volné přírody se považují jako jedna z nejčastějších cest introdukce nepůvodních druhů (Patoka et al. 2014b). Akvária jsou poměrně běžnou záležitostí a vzhledem k tomu, že trh s akvaristickými druhy je tolik rozmanitý, může si pořídit akvárium i nezkušený chovatel. Akvaristické obchody nabízejí i druhy, které by se mohly stát invazivní nebo už invazivní jsou (Chucholl 2013). Nedostatek informací o takových druzích a jejich negativním vlivu na původní druhy a habitat vedou v mnohých případech k nekontrolovanému vypouštění živočichů. Důvody, které vedou majitele se tímto způsobem zvířat zbavit, mohou být např. nevhodná velikost pro akvárium či příliš vysoká plodnost. Dochází též k samovolnému úniku nepůvodních druhů raků ze zahradních jezírek a nádrží (Peay 2009; Gherardi et al. 2011; Patoka et al. 2014b). Nepůvodní druhy mohou být zavlečeny spolu s komerčně využívanými druhy (Patoka et al. 2016b). S přepravovanými živočichy a rostlinami dochází k převozu parazitů a patogenů, což je vzhledem k téměř nemožnému provedení kontroly největší hrozbou pro původní druhy.

Aby bylo možné vyhodnotit potenciálně nebezpečné druhy před jejich zavlečením byly vytvořeny tzv. predikční modely invazivity, které mimo jiné obsahují souhrn způsobů, kterými je nepůvodní druh zavlečen do nového prostředí. Predikční modely invazivity obsahují mimo informací z oblasti biologie, zoologie či ekonomie také introdukční způsoby nepůvodních druhů. Obecná klasifikace introdukčních způsobů byla navržena Úmluvou o biologické rozmanitosti (CBD) v roce 2014 dle cíle č. 9 v rámci akčního plánu Aichi Biodiversity Targets, které měly být realizovány do roku 2020 (Leadley et al. 2014;

Secretariat of the CBD 2020). Tento cíl byl naplněn v roce 2018 na základě analýzy *Guidance for interpretation of CBD categories on introduction pathways* (Harrower et. al 2018).

Klasifikace introdukčních způsobů podle této studie se dají třídit do tří typů (Obr. 3):

- 1) způsoby, které zahrnují záměrný transport druhu (modře)
- 2) způsoby, ve kterých byl druh neúmyslně transportován (zeleně)
- 3) a ty způsoby, kterými se druh může pohybovat mezi regiony bez přímého transportu lidmi (žlutě)



Obr. 3: Přehled kategorizace introdukčních způsobů (Harrower et al. 2018).

3.4 Negativní vliv nepůvodních druhů desetinožců na původní společenstva

Introdukce nepůvodních druhů může způsobit v širším pohledu narušení celého ekosystému, jedinečných a vyvážených ucelených jednotek, které vznikaly působením přírodního výběru po tisíce až miliony let (Unestam 1975). Ekosystém může tyto změny podporovat do té doby, dokud nedojde k negativnímu ovlivnění jeho všech klíčových komponentů. Kromě efektu nepůvodních druhů na životní prostředí a činnosti člověka, jsou vetřelecké druhy závažnou hrozbou pro původní společenstva. Hlavními negativními vlivy nepůvodních (NIS) a invazivních (IAS) druhů na původní populace jsou následující jevy: konkurence, predace, přenos chorob a parazitů či jejich přímá příčina a hybridizace s původními druhy. Vlivem šíření nepůvodních druhů dochází k snižování početnosti jednotlivých populací původních organismů a v extrémních případech ke snižování druhové diverzity.

Z pohledu evropských desetinožců korýšů se situace, kdy se setkávají původní a nepůvodní populace, zdá být nejzávažnější u infrařádu rakotvární, Astacidea. V minulosti došlo k vysazení a následnému rozšíření severoamerických raků. Tyto druhy se dokáží rychle adaptovat na nepříznivé nebo rychle se měnící podmínky prostředí, především na změny teplot a nižší koncentrace rozpuštěného kyslíku ve vodě (Huner & Lindqvist 1995). Dále je pro ně charakteristická dřívější pohlavní dospělost, vyšší rychlost růstu, větší množství potomstva a krátký životní cyklus (Huner & Lindqvist 1995). Takové schopnosti jsou jejich velkou konkurenční výhodou (Chucholl et al. 2012) a dělají z nepůvodních raků podle koncepce životní strategie tzv. R-strategie. Nepůvodní druhy jsou též výrazně aktivnější a agresivnější, přičemž ve vzájemných interakcích a soubojích rozhoduje především velikost těla a klepet. Původní druhy raků jsou aktivní výhradně v noci a denní aktivita je výjimkou. Aktivitu ve dne vyvíjí jen při nedostatku potravních zdrojů, hledání nového úkrytu, onemocnění nebo při jiných nepříznivých podmínkách (Dunn et al. 2009). Většina nepůvodních druhů raků je aktivnější v noci, vykazují i relativně vysoký stupeň denní aktivity (Buřič et al. 2009). Všechny tyto aspekty (adaptabilita, R-strategie, aktivita) mohou být tedy významnou hrozbou pro původní druhy v kompetici o zdroje. Všežravost nepůvodních druhů může být hrozbou celkově pro sladkovodní živočichy i rostliny. Konzumací vodních rostlin jsou některé nepůvodní druhy raků schopny měnit strukturu stanovišť a tím podpořit erozi břehových linií (Peay 2009).

Invazní druhy mohou u původních druhů způsobovat genetické změny nepřímé (změna vzorce přirozené selekce) i přímé (hybridizace) (Gherardi 2007). Reprodukční interference (např. mezi nepůvodními *F. limosus* a původními raky *A. astacus* ve Švédsku; Söderbäck 1995) a introgresivní hybridizace mezi nepůvodními a původními raky mohou snižovat druhovou diverzitu (Perry et al. 2002). Křížením mezi původním a nepůvodním druhem vzniká hybridní jedinec a vytvoří se nový invazní genotyp. I přesto, že je tento jev ojedinělý, v důsledku genetického znečištění může vést k zániku původních taxonů (Parker et al. 1998).

Se zavlečením severoamerických raků se spolu s nimi na evropský kontinent dostal račí mor, který zapříčinil masivní úhyn původních druhů raků (Henttonen & Huner, 1999).

Také krab říční, *E. sinensis*, je další nepůvodní invazní desetinožý korýš, který se se svými zvyšujícími počty v evropských vodách stává čím dál větší hrozbou pro původní druhy raků z hlediska konkurence a přenosu patogenu račího moru (Görner et al. 2021). Račí mor je nemoc, která si vyžádala obrovské množství obětí a téměř vyhladila většinu původních populací sladkovodních raků v Evropě (Edgerton 2004). Původcem nemoci je plísni podobný mikroskopický patogen *Aphanomyces astaci* ze skupiny Oomycetes (Unestam 1965; Štambergová et al. 2009).

Životní cyklus *A. astaci* je jednoduchý (Unestam 1965; Štambergová et al. 2009). Rozmnožuje se nepohlavně a nemá proto trvalá stadia, která by dlouhodobě dokázala přežít mimo hostitele (Unestam 1972; Štambergová et al. 2009). Do vody uvolňuje nepohlavním rozmnožováním pohyblivé spory (zoospory), pomocí kterých se šíří. Zoospory přežívají krátce, ve vodě mají životnost maximálně několik týdnů (Oidtmann 2000; Štambergová et al. 2009; Görner 2018), jsou citlivé na vyschnutí a žijí déle při nižších teplotách (Unestam 1966; Kozubíková & Petrusek 2009). Cílem patogenu je najít hostitele, kterými se stávají výhradně raci a krabi. Parazit do hostitele proniká v místech zranění nebo tam, je kutikula měkká: nejčastěji na spodní straně zadečku, ocasní ploutvička nebo klouby končetin (Nyhlén & Unestam 1975, 1980). Tento patogen roste rychle v kutikule vnímavých raků a šíří se dalšími tkáněmi. *A. astaci* získává svými vlákny živiny ke svému růstu z tkání raka a za vhodných podmínek vyrůstají opět ven z jeho těla (takto mohou opět do vody uvolňovat zoospory). Smrt hostitele nastává někdy již za šest dní po expozici zoosporám (Makkonen et al. 2012). Zoospory se uvolňují do vody za života hostitele, ale především velké množství se uvolní při uhynutí hostitele (Soderhall & Cerenius 1999; Kozubíková & Petrusek 2009). Zasažení jedinci jsou neklidní, pohybují se v toku, což vede k šíření infekci proti proudu. Rychlost šíření infekce závisí na teplotě a chemickém složení vody (Harlioglu 2008).

Předpokládá se, že původ a původní rozsah *A. astaci* je Severní Amerika. Americké druhy raků, jako je rak pruhořavý *F. limosus*, rak signální *P. leniusculus* a rak červený *P. clarkii*, byly původně zavlečeny na evropský kontinent za účelem chovu a rekultivace zdecimovaných původních populací raků (Holdich et al. 2009). Další (např. rak mramorovaný *P. virginalis*) se do Evropy dostali prostřednictvím rozvoje okrasné akvakultury (Kouba et al. 2014). S introdukcí těchto druhů byl do evropských vod uveden i patogen račího moru. Severoamerické druhy raků žijí ve vyváženém vztahu hostitel-parazit s oomycetou a mají vyvinuté obranné mechanismy, které zabraňují infekci (Petrusek et al. 2006; Holdich et al. 2009; Vrålstad et al. 2009, 2014, 2020). Jedním z těchto mechanismů je produkce melaninu, který potlačuje růst oomycetů (Söderhäll & Söderhäll 2002; Kozubíková & Petrusek 2009). Parazit je tvorbou melaninu omezován v růstu, ale nehyne, a proto u raka se sníženou imunitou může i tak onemocnět propuknout. Ke snížení jejich obranyschopnosti dochází v případě stresu, jako je např. nedostatek kyslíku nebo pokud je současně napaden jiným parazitem, nebo v důsledku zranění. Naproti tomu evropské, asijské a australské druhy sladkovodních raků jsou vysoce citlivé na infekci způsobenou oomycetou a nevykazují žádné účinné imunitní obranné mechanismy proti tomuto patogenu (Evans & Edgerton 2002).

Přítomnost *A. astaci* na především severoamerických raků není obvykle viditelná (Kozubíková & Petrusek 2009). Určení, jestli je daný jedinec parazitem *A. astaci* postižen,

je bez laboratorní analýzy skoro nemožné, jelikož je morfologicky nerozeznatelný od dalších druhů rodu *Aphanomyces* (Royo et al. 2004; Štambergová et al. 2009) Při diagnostice se využívá především analýza DNA: izolace DNA ze vzorku kutikuly raka a aplikace kvantitativní polymerázové řetězové reakce (Oidtman et al. 2006; Štambergová et al. 2009). V případě přítomnosti patogenu se namnoží úsek DNA vyskytující se pouze v genomu *A. astaci* a výsledek je následně pomocí elektroforézy na agarózovém gelu zviditelněn (Oidtman et al. 2004; Štambergová et al. 2009). Pro úspěšnou diagnostiku pomocí molekulárních metod je důležitý správný odběr a konzervace vzorků. V případě těžce postižených jedinců, je třeba sbírat je těsně před uhynutím nebo brzy po něm (Vrålstad et al. 2009; Štambergová et al. 2009).

Hlavními cestami pro přenos patogenu račího moru jsou infikovaní raci, voda obsahující živé zoospory *A. astaci*, předměty, živočichové a rostliny mokré či vlhké od vody se zoosporami, predátoři raků (ulpění na povrchu těla, zaživací trakt studenokrevných živočichů; Oidtmann et al. 2000, 2002; Štambergová et al. 2009). Raky není prozatím možné léčit, klíčová tedy zůstává prevence šíření račího moru (Vrålstad et al. 2014, 2020). Pokud je už ve vodním toku zjištěna přítomnost patogenu *A. astaci*, jsou možnosti jeho vymýcení velmi omezené v závislosti na míře poškození životního prostředí a etickém provedení usmrcení nakažených jedinců. Radikální a nejúčinnější zákrok spočívá v ošetření celého vodního toku speciálními pesticidy (Sandodden & Johnsen 2010). Tento způsob je teoreticky použitelný v menších vodních biotopech (Peay et al. 2019; Vrålstad et al. 2020), ovšem zatěžuje extrémně životní prostředí. Místo radikálních kroků k eradikaci račího moru a nakažených populací jsou vhodná preventivní a tzv. zmírňující opatření. Mezi tyto opatření patří například (Štambergová et al. 2009):

- a) zabránění vypouštění nepůvodních druhů raků, dále zákaz přemísťovat raky za účelem repatriace či záchranného transferu do jiné lokality (vždy přenechat odborníkovi, který jedince v případě nutnosti přemístí do karantény)
- b) brát v potaz riziko přenosu patogenu při převozu ryb do jiné lokality
- c) nutná dezinfekce rybářského náčiní pokud se rybář pohybuje mezi různými lokalitami, dezinfekce potápěčského vybavení
- d) nutnost zvýšení povědomí o račím moru (především rybáři, ochranáři, výzkumníci, potápěči a také širší veřejnost)

3.5 Vybraní nepůvodní zástupci

3.5.1 Astacidea

3.5.1.1 *Pacifastacus leniusculus*

Rak signální, *Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1852), je severoamerický druh raka vzhledově zaměnitelný s rakem říčním, *A. astacus*. Raka signálního odlišuje od původního evropského raka hladší povrch klepet a hlavohrudního krunýře. U dospělého je charakteristická bílo-tyrkysová skvrna u kloubu prstů (Johnsen & Taugbøl 2010). Spodní strana klepet je zabarvena intenzivně červeně, u modrých variant růžově nebo oranžově (Görner et al. 2021), viz Obr. 4. Délka těla dosahuje až 16 cm u samců a 12 cm u samic (Görner et al. 2021).



Obr. 4: Rak signální (Sartore 2022).

Osídluje malé i větší potoky, řeky, rybníky a jezera. Oproti původním rakům je více tolerantní ke kvalitě vody, snáší i vyšší teploty a nevádí mu ani voda brakická (Görner et al. 2021). Oproti dalším severoamerickým druhům je jeho životní cyklus delší: dožívá se kolem 20 let, dospívá ve druhém až třetím roce života (Görner et al. 2021).

Původní areál výskytu raka signálního jsou chladnější oblasti na severozápadě USA a jihozápadně Kanady (Görner et al. 2021). V roce 1960 byl dovezen do Švédska z Kalifornie ve snaze najít druh, který by mohl nahradit populace původních raků říčních, které rychle decimoval račí mor. Předpokládalo se, že dokáže obnovit rekreační a komerčně významný lov raků v oblastech zasažených morem. O tom, že je přenašečem račího moru, se tehdy nevědělo (Unestam 1972). Další introdukce, zejména mladých jedinců ze Švédska, byla provedena v mnoha evropských zemích (Johnsen & Taugbøl 2010). V současnosti je evidován v 29 regionech, což z něj dělá nejrozšířenější nepůvodní invazivní druh desetinožehého korýše (Kouba et al. 2014).

3.5.1.2 *Cambarellus patzcuarensis*

Rak mexický, *Cambarellus patzcuarensis* (Villalobos, 1943), je druh trpasličího raka populárního v akvaristické komunitě. Maximální průměrná velikost dospělých jedinců v místě původního výskytu se pohybuje okolo 35 mm (Huerto Delgadillo & Vargas Velázquez 2014). Většina exemplářů nalezených ve volné přírodě je hnědá, někdy s šedým, hnědým nebo modrým nádechem. Existuje též vyšlechtěná oranžová varianta, která je velmi oblíbena v akvaristice (Patoka a kol. 2014b), viz Obr. 5, 6. Ve volné přírodě se tato forma vyskytuje jen zřídka a navíc v důsledku se zavlečením.



Obr. 5: Méně výrazná varianta CPO raka mexického (Patoka 2022).



Obr. 6: Varianta CPO tzn. *Cambarellus patzcuarensis* orange (Sartore 2022).

Rak mexický pochází ze západního Mexika a poprvé byl v Evropě odchycen v roce 2017, v termálním jezírku v budapeštském termálním komplexu lázní Lukács. Bylo zde nalezeno patnáct dospělých jedinců, z toho tři samice s vajíčky, a 26 mlád'at (Weiperth et al. 2017). První výskyt ve volné přírodě byl detekován v úseku řeky Dunaj a jedná se zároveň o první popsanou volně žijící populaci trpasličích raků mimo americký kontinent (Weiperth a kol. 2017). Předpokládá se, že byl záměrně vypuštěn z akvarijního chovu (Weiperth et al. 2017), ale vzhledem k jeho schopnosti se přizpůsobit klimatickým podmínkám střední Evropy se jeho rozšíření dále nepředpokládá (Weiperth et al. 2017). Dle Weiperth et al. (2017) lze očekávat vytvoření divokých populací v jižní Evropě (Řecko, Itálie, Portugalsko, Španělsko). Nutno ovšem dodat, že existují příklady výskytu nepůvodních druhů raků v termálních vodách v oblastech s nevhodnými klimatickými podmínkami (von Petutschnig et al. 2008; Jaklič & Vrezec 2011; Weiperth 2017). Podobně jako ostatní raci zavlečení z amerického kontinentu i rak mexický je potenciálním přenašečem račího moru.

Na evropském trhu s okrasnými akvarijními zvířaty začíná rak mexický nahrazovat zakázané druhy raků jako je *P. clarkii* a stává se dostupnějším na trzích v USA (Faulkes 2015), Německu (Weiperth et al. 2017), České republice (Patoka et al. 2014b) nebo ještě nedávno též na Ukrajině (Kotovská et al. 2016). Z toho důvodu by měly evropské autority spolu s ochranáři věnovat potenciálnímu riziku, které tento druh představuje, větší pozornost. Zároveň by měla probíhat důkladná kontrola a opatření regulující obchod týkající se tohoto druhu.

3.3.1.3 *Faxonius immunis*

Rak kalikový (Hagen, 1870), *Faxonius immunis*, je severoamerický druh raka vyznačující se šedozeleným či hnědoběžovým zbarvením a bledou zónou uprostřed a na spodu hlavohruďi (Obr.7). Jejich pereopody (kráčivé končetiny) mají oranžové špičky, s výjimkou samců, kteří obvykle vykazují světle fialový odstín (Smith 2013). V dospělosti dosahují velikosti mezi 5 a 9 cm.



Obr. 7: Rak kalikový (Sartore 2022).

Rak kalikový byl poprvé pozorován v horním Porýní v roce 1993 (Herrmann et al. 2018) a odhaduje se, že do přírody se dostal jako návnada určená pro rybolov či činností akvaristů (Kouba et al. 2014). Od svého objevení se rychle rozšířil napříč systémem horního Rýna a kolonizoval více než 200 km dlouhý úsek. V roce 2010 byl jeho výskyt potvrzen také ve Francii (Kouba et al. 2014). Na základě genetických dat jsou francouzské a německé populace stejného původu (Filipová et al. 2011; Kouba et al. 2014).

Jeho invazivita vykazuje typické znaky R-strategie tzn. vysoká rychlost růstu, rané dospívání, vysoká plodnost (Kouba et al. 2014). Dokáže migrovat po souši (Herrmann et al. 2018) a vyhrabává si též hluboké nory, které mu umožňují obsadit mělké a dočasné vodní plochy (Chucholl 2012, Kouba et al. 2014). *F. immunis* byl nedávno potvrzen jako přenašeč patogenu račího moru ve volné přírodě (Filipová et al. 2013; Kouba et al. 2014).

3.3.1.4 *Faxonius juvenilis*

Původní výskyt raka mladistvého, *Faxonius juvenilis* (Hagen, 1870), se omezuje na úsek povodí řeky Ohio v severní části Kentucky a jihovýchodní Indianě (Taylor et al. 2000).

Jeho tělo je pokryto malými tmavými skvrnami a kráčivé končetiny bývají zakončeny černými proužky s oranžovou špičkou (Obr. 8). Okraje břišních segmentů, klouby a laterální okraj klepet jsou zbarveny červeně nebo oranžově. Dorůstá maximální délky 9 cm (Taylor & Schuster 2004). Rak mladistvý je morfologicky zaměnitelný s *F. rusticus*. Lze je rozlišit na základě délky prvního gonopodia (Taylor et al. 2000).



Obr. 8: Rak mladistvý (Chucholl 2008).

Rak mladistvý vyhledává písčito - kamenité potoky a řeky, ale dokáže osidlovat i stojaté vody. První záznam o výskytu tohoto druhu v Evropě pochází z roku 2005 z řeky Dessoubre ve východní Francii (Chucholl & Daudey 2008). Odchycený exemplář byl zprvu považován za druh *F. rusticus*, ale na základě dalšího nálezu z roku 2007, byl výskyt raka mladistvého v Evropě definitivně potvrzen (Chucholl & Daudey 2008). Tento druh se pravděpodobně dostal do volné přírody z dvou rybníků, které přiléhají k restauraci, která servíruje raky jako delikatesu (Chucholl & Daudey 2008; Kouba et al. 2014). V roce 2006 se rak mladistvý rozšířil po 700 m dlouhém úseku dolního toku Dessoubre a založil úspěšně početné populace (Chucholl & Daudey 2008).

Prozatím nedošlo k aktualizaci informací o jeho výskytu, ovšem vzhledem k šíření většiny známých nepůvodních druhů raků lze očekávat jeho přítomnost ve větším úseku řeky a možná i ústí jejích menších přítoků (Kouba et al. 2014).

3.3.1.5 *Faxonius limosus*

Rak pruhovaný, *Faxonius limosus* (Rafinesque, 1817), je rak původně se vyskytující ve východní části Severní Ameriky od Maine do Virginie (Gröner et al. 2021). Je jedním z nejrozšířenějších nepůvodních raků v Evropě (Kouba et al. 2014; Govedič 2017). Jedná se o malý až středně velký druh raka s celkovou délkou těla obvykle nepřesahující 9 až 10 cm (Hamr 2002). Barva těla raka pruhovaného je proměnlivá a může být ovlivněna prostředím, ve kterém žije. Má hnědé nebo olivově zelené tělo s příčným hnědočerveným pruhem v každém břišním segmentu (odtud je odvozen běžný český název), viz Obr. 9. Krunýř je poměrně hladký, ale na každé straně má výrazné trny, což slouží jako dobrý identifikační znak. Klepeta jsou drobná s hroty zbarvenými oranžově až žlutě a lemovaná černými pruhy.



Obr. 9: Rak pruhovaný (Sartore 2022).

Vysoká plodnost, rychlé dospívání a brzká možnost rozmnožování tomuto druhu vysoký invazivní potenciál. Rak pruhovaný má krátký životní cyklus a dosahuje obvykle délky života 2 až 3 let (Alekhovich & Buřič 2017). Dospívá ve druhém roce života ve

věku 15 až 16 měsíců (Hamr 2002) a na reprodukci se podílí již v prvním roce života (Kozák et al. 2007). Pokud jsou samice izolované od samců, mohou se množit partenogeneticky. To znamená, že mláďata se dokáží vylíhnout i z neoplozených vajíček.

Je to všežravý druh, živí se vodní vegetací, rybími jikrami a bezobratlými a ovlivňuje i tímto způsobem biologickou rozmanitost. V Evropě se mu daří v široké škále biotopů včetně chladných, rychlých vod, převážně se vyskytuje ve větších vodních tocích. Dává však přednost lentickým, teplým vodám, jako jsou rybníky a jezera s mělkým dnem s vrstvou sedimentu (Buřič et al. 2009). Vyhrabává nory (Kouba et al. 2014), čímž může modifikovat stanoviště dalších organismů. Může též osídlit vodní útvary, s nižším obsahem rozptýleného kyslíku či místa, kde je voda organicky nebo anorganicky znečištěna (Alekhnovich & Buřič 2017). Je také tolerantní vůči salinitě vody (Jaszczolt & Szaniawska 2011) a dokáže přežít při vyschnutí toku několik týdnů (Holdich 2003).

Rak pruhovaný byl prvním nepůvodním rakem, který byl záměrně zavlečen do Evropy z USA (Alekhnovich & Buřič 2017) za účelem doplnit mizející populace raka říčního, *A. astacus*. Rozšířil se z Polska prostřednictvím velkých říčních toků po střední Evropě, až do Nizozemska a Francie (Kouba et al. 2014). V Německu kolonizoval většinu hlavních říčních systémů, čímž znemožnil jakékoli pokusy o obnovení původních račích společenstev (Alekhnovich & Buřič 2017). Je též přenašečem račího moru (Alekhnovich & Buřič 2017). Podle současných informací je jeho výskyt hlášen z 24 regionů (Kouba et al. 2014; Govedič 2017).

3.3.1.6 *Faxonius virilis*

Rak statný, *Faxonius virilis* (Hagen, 1870), původně pochází z oblasti Velkých jezer, řeky Missouri, horní části řeky Mississippi, dolní části řeky Ohio (Taylor et al. 2015). Jedinci tohoto druhu se mohou lišit barvou, od světle až po tmavě olivově hnědé tělo s tmavými hnědými znaky na každém břišním segmentu (Taylor et al. 2015), viz Obr. 10. Přední kráčivé končetiny a klepeta mohou být především u samců namodralé (Görner et al. 2021). Špičky klepet mívají oranžový nádech (Taylor et al. 2015). Dorůstá až 12 cm, ovšem průměrná velikost je zpravidla menší (Görner et al. 2021).

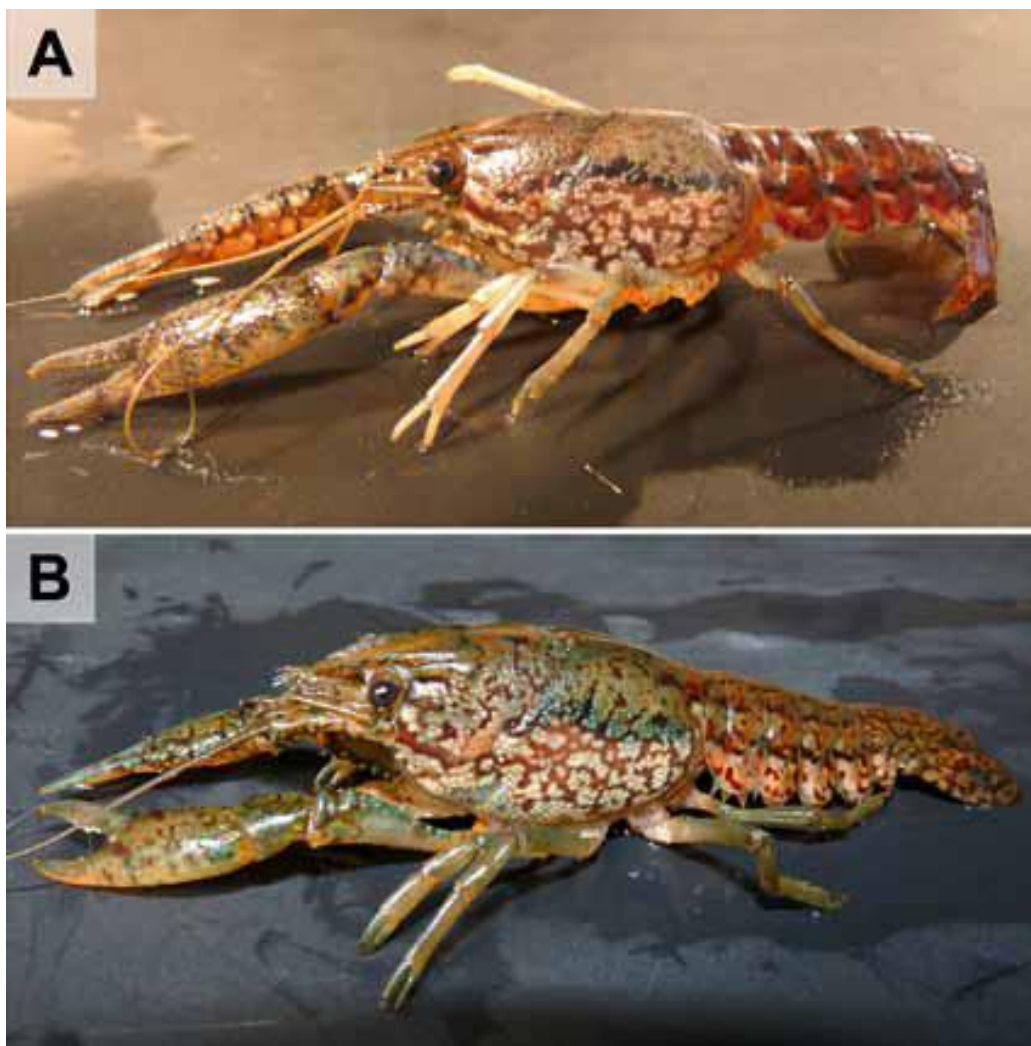


Obr. 10: Rak statný (Sartore 2022).

Osídluje otoky, řeky, jezera, umělé vodní nádrže a nevyhýbá se ani brakickým vodám (Görner et al. 2021). První exemplář nalezený v evropských vodách byl odchycen v roce 2004 v Nizozemsku (Kouba et al. 2014). Ale způsob, jakým byl zavlečen do volné přírody, zůstává zatím neznámý. Lze předpokládat, že raci byli v nabízení velkoobchodníky s akvarijními živočichy (Kouba et al. 2014). Tento druh byl potvrzen z mnoha lokalit Nizozemí, Velká Británie, Francie a Itálie a na některých lokalitách dokonce vytlačil raky pruhované, *F. limosus* (Koese & Soes 2011). U raků statných je hlášeno mnoho znaků, které naznačují, že se tento taxon může stát vetřelcem se značným dopadem: brzké dospívání, relativně vysoká plodnost, krátká inkubace a rychlý růst, vysoká agresivita, rozsáhlá hrabavá aktivita a schopnost odolávat nízkým teplotám (Kouba et al. 2014). Je potvrzeným přenašečem račího moru (Görner et al. 2021).

3.3.1.7 *Procambarus virginalis*

Rak mramorovaný, *Procambarus virginalis* (Lyko, 2017), je kvůli své schopnosti přizpůsobit se novému prostředí a způsobu rozmnožování označen jako jeden z nejnebezpečnějších okrasných nepůvodních raků v Evropě (Souty-Grosset et al. 2016). Jedná se pravděpodobně o partenogenetickou formu raka klamavého, *Procambarus fallax* (Hagen, 1870; Obr. 11A), i když nelze vyloučit, že původem tohoto raka mohla být hybridizace mezi *P. fallax* a některými dalšími druhy rodu *Procambarus* (Martin et al. 2016; Patoka et al. 2016b). Ačkoli původní geografické rozšíření této formy, pokud se vůbec ve volné přírodě vyskytuje, je stále neznámé (Kouba et al. 2014; Martin et al. 2016; Patoka et al. 2016b), pohlavně se rozmnožující *P. Fallax* se vyskytuje na Floridě a v Georgii (Taylor et al. 2007). Rak mramorovaný se sekundárně do volné přírody dostává prostřednictvím akvaristiky, útekem z akvárií nebo záměrným vypuštěním chovatelů do toků a nádrží (Patoka et al. 2016b). Pro akvaristy je tento druh raka atraktivní kvůli svému zbarvení, adaptabilitě a reprodukčním schopnostem.



Obr. 11: Podobný vzhled *P. fallax* a *P. virginalis*. A) rak klamavý, B) rak mramorovaný (Martin et al. 2010).

Populace raka mramorovaného jsou složeny výhradně ze samic, které se rozmnožují apomiktickou partenogenezí. Samci nebyli pozorováni v akváriích, v laboratoři ani ve volné přírodě (Martin et al. 2010). Nový jedinec vzniká bez splynutí samčích a samičích gamet. Triploidní samice kladou neoplodněná vajíčka, která se vyvíjí v potomstvo se stejnou genetickou informací (Martin et al. 2010; Martin et al. 2016). Rak mramorovaný má krátký životní cyklus, přičemž se dožívá přibližně 3 let (Kozák et al. 2014) a pohlavní dospělosti dosahuje v pěti měsících věku (Patoka 2013). Velmi rychle roste a průměrně dosahuje velikosti 10 cm (Štambergová et al. 2009). Od dosáhnutí pohlavní dospělosti dokáže naklást každých osm týdnů 120 vajec či více (Patoka 2013). Počet vajec závisí na velikosti dospělce: čím větší samice, tím větší snůška (Kozák et al. 2014). Malé samice kladou vajíčka v řádu desítek, velké mohou naklást i několik set (Patoka 2013).

Co se týče zbarvení, jeho tělo nese mramorovaný vzor, podle kterého získal jméno „mramorák“ (Patoka & Kouba 2017). Může mít tmavohnědou, hnědou až zelenou nebo namodralou barvu (Patoka et al. 2016b). Přes hlavohruď a zadeček se táhne nepravidelný boční podélný pruh obvykle v černé či tmavě hnědé barvě (Martin et al. 2010; Obr. 12).

Spodní strana drobných klepet může být např. oranžová, béžová či šedomodrá (Patoka et al. 2016b).



Obr. 12: Rak mramorovaný, šipky ukazují na typický tmavý podélný pruh na těle raka (Sartore 2022).

Rak mramorovaný představuje kvůli své životní taktice (R-stratég) velkou hrozbu pro původní druhy raků v kompetici o zdroje. Při tak vysoké reprodukční schopnosti má tendenci zabírat více prostoru a vytlačuje tak původní druhy raků. Jeho všežravost je též významnou konkurenční výhodou (Marten et al. 2004), jelikož snižuje potravní nabídku i ostatním druhům sladkovodních živočichů a rostlin. Živí se rostlinami, detritem a bezobratlými živočichy (Marten et al. 2004), ale může pojídat také menší ryby (CABI 2022). Nutno připomenout, že okrasná zvířata mohou sloužit jako hostitelé a přenašeči patogenů a parazitů (Kalous et al. 2015). Rak mramorovaný byl nedávno potvrzen jako přenašeč račího moru (Patoka et al. 2016b).

V průběhu let se rozšířil do Nizozemska, Švédska, Itálie, Německa, České republiky, Slovenska, Chorvatska a na území Ukrajiny (Weiperth et al. 2015; Lipták et al. 2016; Patoka et al. 2016b). Raci mramorovaní byli nalezeni v tekoucích i stojatých sladkovodních vodách, avšak stabilní populace byly nalezeny pouze na lentických stanovištích (Chucholl et al. 2012). O jednorázové nálezy šlo pravděpodobně v případě Itálie, Nizozemska, Švédska a některých nálezů v Německu (Chucholl et al. 2012; Bohman et al. 2013; Patoka et al. 2016b). Předpokládá se, že odhadovaný počet nezaznamenaných jedinců a etablovaných populací je vysoký (Chucholl et al. 2012).

3.3.1.8 *Procambarus acutus*

Původní areál výskytu raka klínového, *Procambarus acutus* (Girard, 1852) je Severní Amerika. Jeho rozšíření je na východě ohraničeno státy Oklahoma, Texas a Kansas, a na severu Minnesota, Wisconsin, New York směrem k Mexickému zálivu (Loughman & Welsh 2010).

Barva jeho těla je tmavě červená s černým klínem na zadečkových člancích (Taylor & Schuster 2004), viz Obr. 13. Barva těla se může lišit podle prostředí, v kterém rak žije, či podle věku (menší jedinci mohou být hnědí se skvrnitými skvrnami; Taylor & Schuster 2004). Na povrchu dlouhých úzkých klepet a krunýře má malé bílé výrůstky (Taylor et al. 2015). Dorůstá velikosti 7 — 13 cm (Durland Donahou 2022).



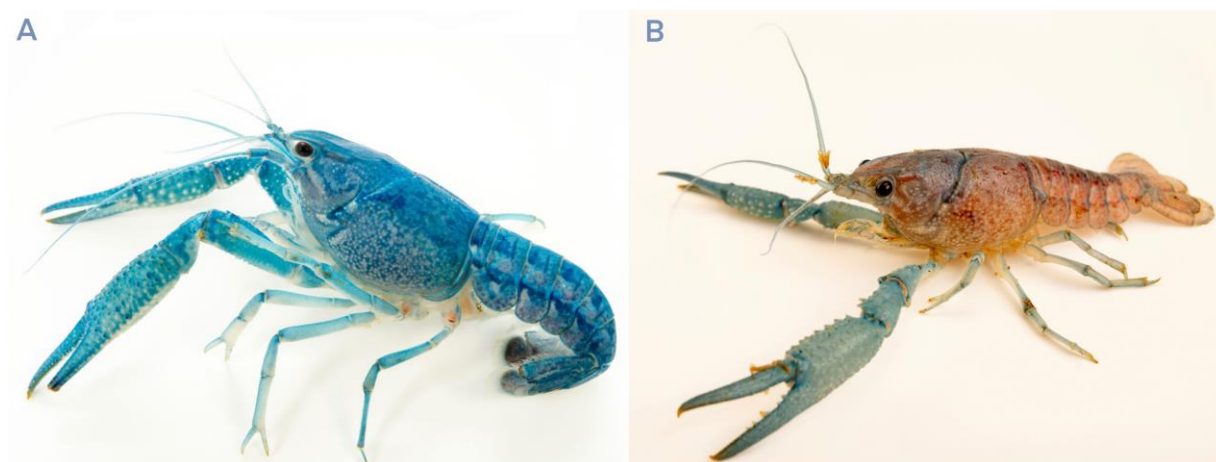
Obr. 13: Rak klínový (Sartore 2022).

Tento druh se vyskytuje v různých biotopech, včetně řek, potoků, nádrží a bažin (Taylor & Schuster 2004). Preferuje chladnější oblasti a je tedy z hlediska šíření po evropském kontinentu nebezpečným druhem (Heath et al. 2010). V roce 1973 byl stejně jako *P. clarkii* introdukovan do Španělska (Taylor et al. 2007) a dále byl zavlečen do Nizozemska (Soes & van Eekelen 2006). Jeho výskyt byl potvrzen v Dánsku, ovšem záznamy o jejich rozšíření vyžadují revizi a upřesnění (Filipová et al. 2011).

3.3.1.9 *Procambarus alleni*

Rak floridský, *Procambarus alleni* (Faxon, 1884), je velice oblíben v akvaristice pro své výrazné modré zbarvení přecházející od azurové až po kobaltovou modř (Chucholl & Wendler 2017), viz Obr. 14A. Jedinci žijící ve volné přírodě mohou mít modrou, hnědou

(Obr. 14B) nebo červenou barvu. Délka těla u dospělých jedinců se pohybuje mezi 4 a 4,4 cm (Dorn & Trexler 2007).



Obr. 14: Barevné varianty raka floridského; A) vyšlechtěná modrá, B) přírodní hnědá s modrým nádechem (Sartore 2022).

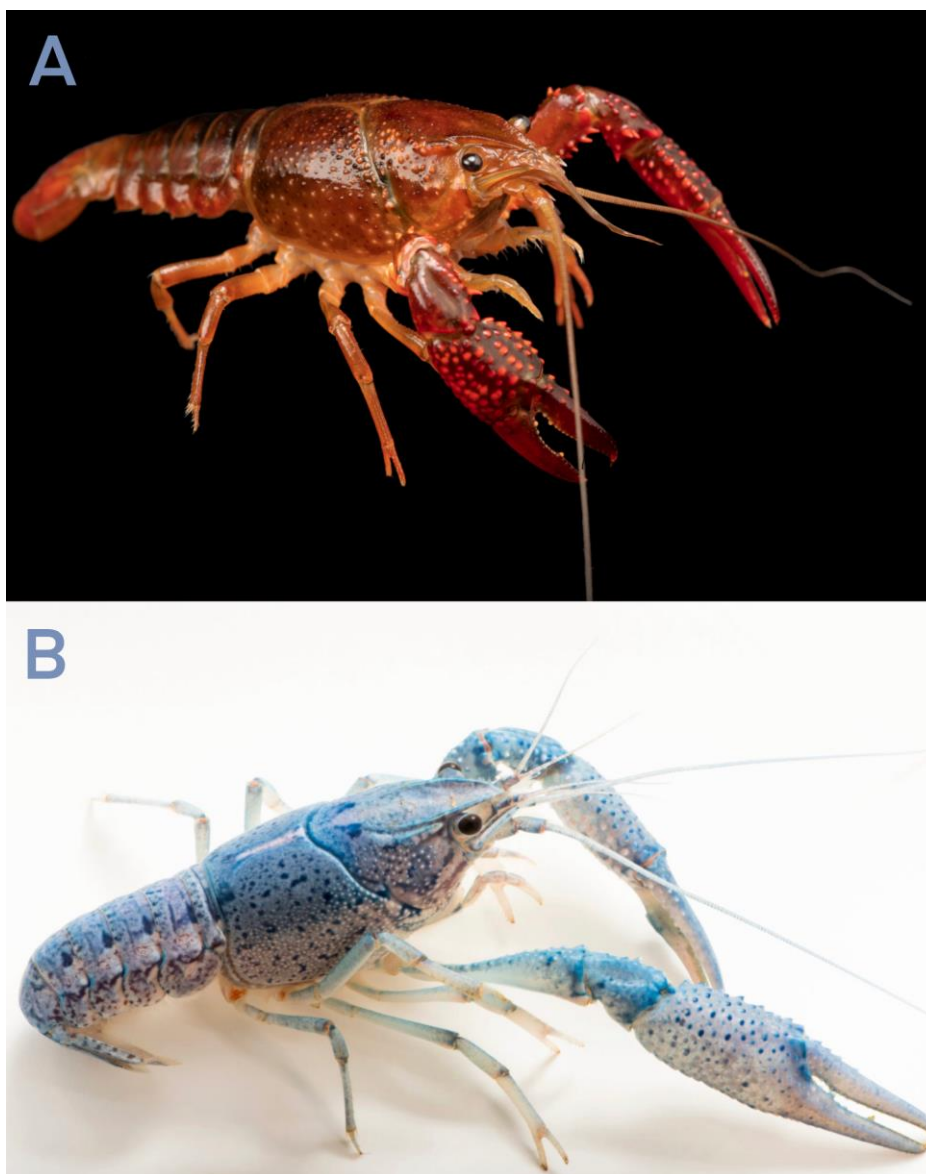
Rak floridský obývá efemérní a trvalé mokřady, včetně bažin, záplavových oblastí, příkopů na okraji silnic a malých potoků (Hendrix et al. 1999). Pokud je tento rak spatřen v tekoucím vodním toku, jeho stanoviště je pravděpodobně dočasné, jelikož vyhledává stojaté nebo velmi pomalé, nebo pobřežní zóny (Dorn & Volin 2009). Ačkoliv je typicky sladkovodní, dokáže dočasně přebývat i v brakických vodách (Hendrix et al. 1999). Původně se vyskytuje v oblasti střední a jižní Floridy, na severu je především rozšířen podél řeky St. Johns (Hobbs 1942).

Rak floridský se stal populárním v Německu na konci 90. let, přičemž od té doby mohlo dojít k vypuštění nechtěných jedinců do volné přírody (Chucholl et al. 2012). V roce 2013 odchycen samec raka floridského v Rýnu (Gross 2013). Odhaduje se, že tento záznam je pravděpodobně dalším z řady náhodných nálezů raků vypuštěných z akvárií bez vytvoření životaschopné populace. Desítky jedinců včetně samic nesoucích vajíčka byly také odchyceny v potoce Gombás u maďarského Vácu (Weiperth et al. 2020). Krátká životnost tohoto druhu a jeho doložená přítomnost včetně dvou přezimování v průběhu minimálně dvou let naznačuje možné úspěšné usazení v této oblasti (Weiperth et al. 2020). Tento druh je přenašečem patogenu račího moru *A. astaci* a je hodnocen jako vysoce rizikové druhy, pokud jde o jejich potenciální invazivitu, na základě jejich velikosti, biologických vlastností a dostupnosti v obchodu se zvířaty (Mrugała et al. 2015; Patoka et al. 2014b).

3.3.1.10 *Procambarus clarkii*

Rak červený, *Procambarus clarkii* (Girard, 1852), je druh původně se vyskytující v severním Mexiku a na jihovýchodě USA (Görner et al. 2021). Dorůstá délky 12 až 15 cm (Görner et al. 2021). Vyznačuje se tmavě červeným, oranžovým nebo červeno-černým tělem (Obr. 15A) s drobnými bílými skvrnkami. V chovech se objevují i další barevné

varianty např. celoplošně červená, oranžová, bílá, modrá (Obr. 15B), modro-červená a modro-červeno-bílá (Görner et al. 2021). Úzká klepeta pokrývají trny a hrboly a vnitřní okraj prstů je vykrojený (Görner et al. 2021).



Obr. 15: Barevné varianty raka červeného; A) divoká forma zbarvení, B) vyšlechtěná modrá z akvariijního chovu (Sartore 2022).

Dožívá se obvykle tří let v zajetí a v přírodě 12 až 18 měsíců (Görner et al. 2021). Dospívá v prvním roce života a může mít až dvě snůšky za rok a v jedné z nich může být až 600 vajíček (Görner et al. 2021). Upřednostňuje malé, ale trvalé vodní plochy: bažiny, mokřady, řeky přehrady, rybníky i mírně slaná prostředí (Görner et al. 2021). Je dobře přizpůsoben k životu v oblastech s drastickými sezónními výkyvy hladiny vody. Pro příklad, v obdobích sucha nebo v zimních měsících přežívá hloubením hlubokých nor (Görner et al. 2021). Ačkoliv jde o teplomilný druh, dokáže přežít i v zamrzajících vodách (Görner et al. 2021). Je schopen migrovat po souši v případě potřeby (Görner et al. 2021).

Jeho odolnost vůči extrémním podmínkám a dalším rysům životního cyklu R-stratéga je rak červený oblíben v akvaristice a astacikultuře, ale je také úspěšným invazním druhem. Kromě vysokých konkurenčních výhod, ohrožuje původní druhy raků přenosem račího moru (Görner et al. 2021). Rak červený je všežravec, živí se vodní vegetací a ve velkém konzumuje vodní bezobratlé, což může vést až k lokálnímu vyhynutí některých druhů (Görner et al. 2021). Také způsobuje zákal vody a hloubením až několik metrů dlouhých nor podporuje erozi břehů a hrází (Görner et al. 2021).

V současnosti se jedná o nejinvazivnější druh raka v Evropě (Görner et al. 2021). V roce 1973 byl zavlečen do jižního Španělska kvůli oživení akvakulturní produkce raků, odtud se rychle začal šířit systémem zavlažovacích kanálů Kouba et al. 2014; Görner et al. 2021). V 70. a 80. letech byl záměrně vysazen také ve Francii a Itálii (Kouba et al. 2014). V současnosti se vyskytuje v 16 evropských zemích včetně Německa, Rakouska a jihovýchodní Anglie (Kouba et al. 2014).

3.3.1.11 *Cherax destructor*

Rak ničivý, *Cherax destructor* (Clark, 1936), je původem australský sladkovodní rak. Původní areál výskytu je omezen na jižní a východní Austrálii (Coughran et al. 2009). V dospělosti dosahuje délky až 15 cm (Souty-Grosset et al. 2006). U jedinců chovaných v zajetí je nejčastější zbarvení modré, modrošedé, zelenobéžové až černé (Souty-Grosset et al. 2006). Břišní strana je špinavě bílá nebo šedá (Withnall 2000). Spektrum zbarvení závisí na lokalitě, ročním období a vodních podmínkách a může se lišit od jednotlivce k jednotlivci (Withnall 2000).



Obr. 16: Rak ničivý modrošedého zbarvení (Freepik 2022).

Rak ničivý širokou škálu biotopů, jako jsou rychle tekoucí potoky, efemérní jezera, bažiny, přehrady a zavlažovací kanály (Souty-Grosset et al. 2006). Vyhrabává si nory až 2

m hluboké, které jsou propojeny přístupovými šachtami s vodou, což umožňuje rakům přežít i v období sucha (Withnall 2000).

Rak ničivý má podobně jako *P. clarkii* poměrně vysokou komerční hodnotu. Mimojiné se běžně používá jako návnada při rekreačním rybaření (Nguyen 2005), přičemž nepoužitá živá návnada se často vyhazuje přímo do vody (Morrissy & Cassells 1992). V Evropě se etablované populace tohoto australského raka vyskytují ve Španělsku a Itálii, kde je tento druh chován (Kouba et al. 2014). Předpokládalo se, že jeho přežití v evropském mírném klimatu je značně omezeno nízkými zimními teplotami (Kouba et al. 2014). Nedávná studie však odhalila, že je schopen přežít střeoevropské zimy (Veselý et al. 2015; Mrugała et al. 2015). Na evropském kontinentu je rak ničivý běžným okrasným druhem raka a některé exempláře, které byly odchyceny ve volné přírodě, pravděpodobně pocházející z akvárií (Souty-Grosset et al. 2006).

Kvůli snadné dostupnosti na trhu s akvariijními živočichy, charakteristickým vlastnostem R-stratéga a spolu s negativním vlivem na jiné druhy, byl klasifikován jako vysoce rizikový druh (Chucholl 2013; Papavlasopoulou et al. 2014). Ačkoliv je rak ničivý náchylný k patogenu račího moru, studie z roku 2015 (Mrugała et al. 2015) naznačuje, že za příznivých podmínek může tento druh nepůvodního raka přispívat k šíření račího moru v Evropě.

3.3.1.12 *Cherax quadricarinatus*

Rozšíření raka červenoklepetého, *Cherax quadricarinatus* (von Martens 1868), je omezeno na tropické a subtropické klima (Semple et al. 1995). Pochází z australských řek v severozápadním Queenslandu, severní a východní části Severního teritoria a na západě a jihozápadě Nové Guineje (Curtis & Jones 1995; Bláha et al. 2016). Dospělí jedinci dorůstají až 35 cm celkové délky (Souty-Grosset et al. 2006). Zbarvení je obvykle modré s béžovými a červenými skvrnami na kloubech končetin a na těle (Obr. 17).



Obr. 17: Samec raka červenoklepetého s charakteristickými skvrnami (Wilson 2014).

Na vnějším okraji pereopodů (prvního páru klepet) mají dospělí samci červenooranžovou skvrnu (odtud běžný název; Souty-Grosset et al. 2006), viz Obr. 17. Jde o dimorfní strukturu (Karplus et al. 2003). Tato charakteristická skvrna je záhadou, jelikož se skládá z tenké měkké membrány a je nekalcifikovaná (Karplus et al. 2003). Představuje narušení bojové schopnosti samců, kteří, stejně jako mnoho jiných korýšů, používají své propody v agresivních interakcích s jinými živočichy (Karplus et al. 2003).

Rak červenoklepetý je tolerantní k široké škále stanovišť, od rychle tekoucích řek a pobřežních potoků až po pomalé toky a jezera (Wingfield 2002). Preferuje skalní stanoviště s množstvím jeskynních úkrytů a v období sucha přežívá v úkrytech se zbytkem vody (Souty-Grosset et al. 2006).

Pro své atraktivní zbarvení, rychlý růst, odolnost vůči změnám teplot, pH a nízké koncentraci kyslíku ve vodě je oblíben v akvaristice (Karplus et al. 1998) a díky jeho dostupnosti na trhu se objevuje též v Evropě ve volné přírodě (Kouba et al. 2014). Kromě Slovinska, kde byla detekována populace v slepém říčním ramenu s termální vodou (Jaklič & Vrezec 2011), se v Evropě nevyskytují volně žijící populace. Nálezy jsou dále hlášeny z Nizozemska, Velké Británie a Německa (Kouba et al. 2014). Nejnovější nález pochází z Maďarska (Weiperth et al. 2018). V případě dalšího rozšíření může rak červenoklepetý představovat hrozbu pro původní druhy raků (Kouba et al. 2014; Weiperth et al. 2018).

3.3.2 Brachyura

3.3.2.1 *Eriocheir sinensis*

Krab čínský, *Eriocheir sinensis* (Milne-Edwards, 1853), pochází původně z povodí Žluté řeky (východní Korea a Čína) a pobřeží Japonska (Görner 2018). Jeho klepeta jsou porostlá jemnými hnědými brvami, které jsou nejvýraznější u dospělých samců (odtud je odvozen anglický název „mitten crab“; Görner 2018), viz Obr. 18. Na každé straně krunýře se nachází čtyři špičaté zuby a kráčivé končetiny zakončené drápkem jsou přibližně dvakrát delší než jeho tělo (Görner 2018), viz Obr. 18.



Obr. 18: Samec kraba čínského (Radosta 2016).

Dosahuje průměrné délky 8 cm a dožívá se šesti až sedmi let věku. Jedná se o druh s katadromní migrací (Görner 2018), tj. migruje za účelem rozmnožení z řek do moří. Larvy se vyvíjejí v moři a dvouletí krabi hromadně táhnou proti proudu až 1400 kilometrů do sladkých řek, kde další tři roky pohlavně dospívají (Görner 2018). Páří se v brakických vodách a samci po páření hynou (Görner 2018).

Negativní vliv kraba čínského na původní druhy spočívá ve vysoké konkurenceschopnosti, predaci, ubírání potravinových zdrojů a úkrytů. Tento nepůvodní druh kraba je všežravý a konzumuje také kroužkovce, měkkýše, korýše i ryby (Görner 2018). Může docházet nejen k zúžení nabídky potravy pro ostatní živočichy, ale také k úplnému lokálnímu vymizení některých druhů. Hrabáním nor může narušovat stabilitu hrází rybníků a břehů vodních toků (Görner 2018). Je mimořádně přizpůsobivý a dokáže přežít několik dní ve vlhkém prostředí mimo vodu (Görner 2018).

Do Evropy byl zavlečen na začátku 20. století a první nález je z roku 1912 z řeky Aller v Německu (Görner 2018). Pravděpodobně se na evropský kontinent dostal s lodní dopravou v balastní vodou a dále se rozšiřuje samovolně migrací proti proudu (Görner 2018). Rozšířil se podél pobřeží Atlantského oceánu, Severního moře (National Biodiversity Data Centre 2022). Početné populace se vyskytují i ve Velké Británii, dále se zatím jedná o ojedinělé nálezy s malými počty jedinců (Görner 2018).

3.3.2.2 *Hemigrapsus sanguineus*

Hemigrapsus sanguineus (De Haan, 1835) je relativně malý pobřežní krab pocházející z pobřeží v západním Tichém oceánu, od ostrova Hong Kong po ostrov Sachalin (Čína, Japonsko, Korea, Rusko; Sakai 1976). Jeho zbarvení se pohybuje od zelené, hnědé (Obr. 19) přes fialovou, oranžově-hnědou nebo červenou. Na nohách má nepravidelné pruhy (Obr. 19) a na drápech červené skvrny.



Obr. 19: *Hemigrapsus sanguineus* (Radosta 2021).

Šířka jeho krunýře dosahuje 3,5–4 cm, na němž jsou na každé straně tři trny. Tento krab preferuje skalnaté přílivové biotopy, přežívá v uzavřených přístavech i na odkrytém pobřeží (Lohrer & Whitlach 2002). V Evropě se vyskytuje od západní části Lamanšského průlivu až po Německo (Dauvin et al. 2009). Byl zachycen i v Rumunsku a Rusku (Seebens et al. 2017). Je zde schopen přežít v brakických vodách. Způsob zavlečení není jednoznačně určen, ale předpokládá se, že byl černým pasažérem stejně jako *E. sinensis* v balastních nádržích lodí.

3.3.2.3 *Rhithropanopeus harrisii*

Rhithropanopeus harrisii (Gould, 1841) je malý euryhalinní krab, tzn. dokáže žít v mořské, brakické i sladké vodě. Pochází z atlantického pobřeží Severní Ameriky. Má hnědozelenou barvu s kaštanovými až nafialovělými skvrnami (Obr. 20). Klepeta jsou světlá na špičkách, po svém povrchu je pokrývají nepravidelné světlé skvrny a mohou být pokryta chloupky (Galil et al. 2002), viz Obr. 20.



Obr. 20: *Rhithropanopeus harrisi* (Anker 2022).

Williams (1984) uvádí průměrnou maximální šířku krunýře 2 cm. Zdá se, že evropské populace *R. harrisi* dosahují větších tělesných velikostí: Turoboyski (1973) uvádí velikost krunýře samce i 2,6 cm. Tělesná měření populací studovaných v jiných částech Evropy jsou obecně v souladu s těmito údaji (Turoboyski 1973).

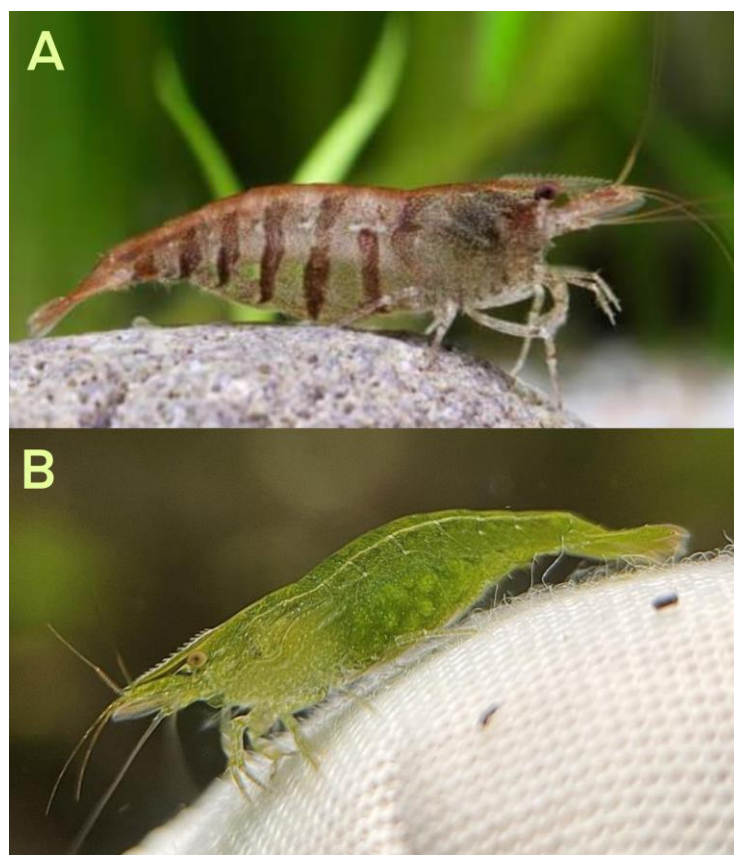
Poprvé byl detekován v druhé polovině 19. století v zálivu Zuiderzee v Holandsku (Maitland 1874) a od té doby byl jeho výskyt potvrzen v brakických vodách evropského pobřeží Atlantského oceánu, Středozemního moře, Baltského moře, Kaspického, Azovského, Aralského a Černého moře a také v několika ústích řek v Lamanšském průlivu (Galil a kol. 2002). Mezi možné způsoby zavlečení patří náhodný transport, jeho přítomnost v balastní vodě či jako černý pasažér v zásilkách ústřic (Cohen & Carlton 1995) a také při vysazování ryb (Keith 2008).

Zatím nebyl popsán negativní dopad na společenstva v Evropě. Roche a Torchin (2007), ale naznačují, že *R. harrisi* může negativně interagovat s druhy původních korýšů. Jeho tolerance vůči širokému spektru podmínek, zejména slanosti a teplotě, a předpokládá se, že usnadnila jeho úspěch jako globálního vetřelce (Petersen 2006).

3.3.3 Caridea

3.3.3.1 *Caridina babaulti*

Caridina babaulti (Bouvier, 1918) je drobná kreveta vyskytující se ve vnitrozemských vodách v Indii a Malajsii (Patoka 2010; Pandya & Richard 2019). Její zbarvení je velice variabilní, objevují se nejčastěji tyto barvy: světle hnědá, oranžová, červená, zelená, modrá, tmavě hnědá a existují též pruhované barevné varianty (Patoka 2010), viz Obr. 21. Samice dorůstají 4 cm délky těla, jsou oproti samcům větší a sytě zbarvené (Patoka 2010). Světle zbarvení samci dorůstají průměrné velikosti 3 cm (Patoka 2010).



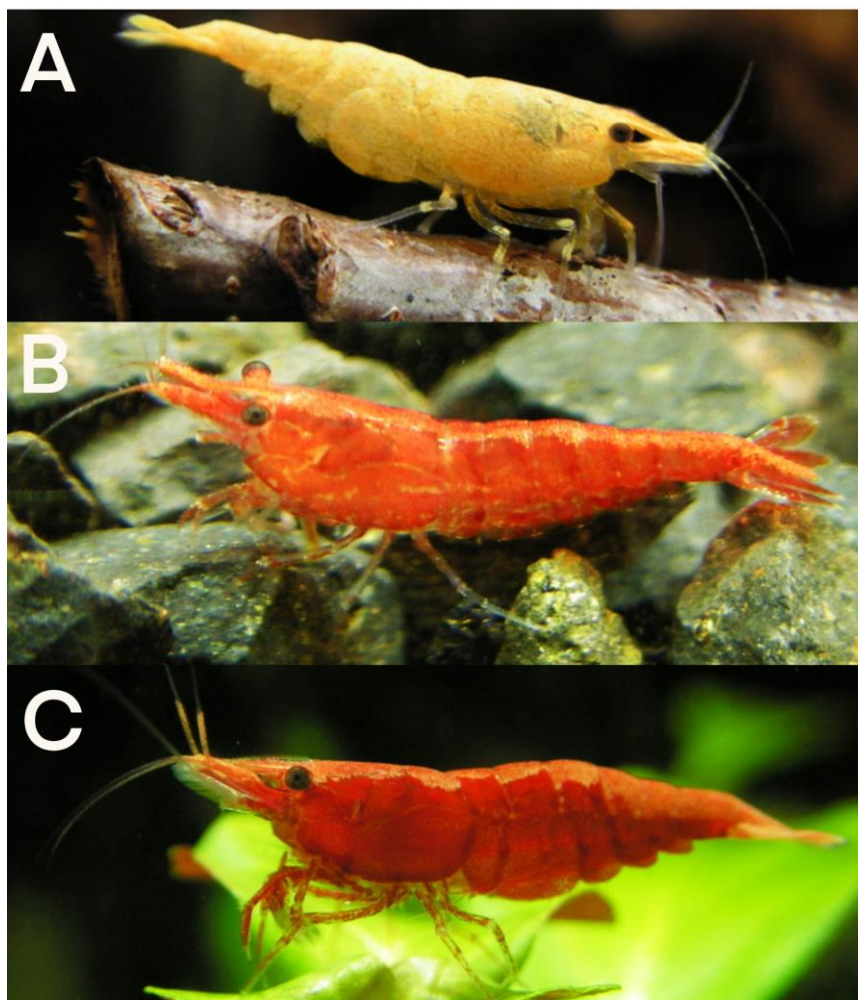
Obr. 21: A) pruhovaná barevná varianta *C. babaulti* (UniversAquatique 2022), B) zelená varianta *C. babaulti* (Holman 2022).

První důkaz o výskytu krevety *C. babaulti* v evropských vodách je z roku 2019 (Maciaszek et al. 2021). V parku Miskolctapolca na severovýchodě Maďarska bylo mezi 120 odchycenými exempláři morfologicky určeno 7 jedinců druhu *C. babaulti*, v případě ostatních se jednalo o druh *N. davidi* (Maciaszek et al. 2021). V parku tomto, který se nachází ve městě Miskolc, jsou rekreačně oblíbené veřejné lázně. V parku se nachází otevřené vodní útvary a prameny s termální nebo velmi teplou vodou, jako je jezírko Békás, o kterém je známo, že hostí několik nepůvodních druhů (Maciaszek et al. 2021). Vody v jezírku podléhají kolísání teplot, zůstávají však po celý rok nad 20 °C (Weiperth et al. 2019;

Maciaszek et al. 2021). Skalnaté stěny nádrže a četné vodní rostliny pokryté řasami poskytují potravu a úkryt korýšům. Přítomnost gravidní samice *C. babaulti* a menších nedospělých jedinců v jezírku Békás naznačuje, že tato tepelně znečištěná voda poskytuje vhodné prostředí pro přežití a rozmnožování tohoto druhu krevety (Maciaszek et al. 2021). Další jedinci či populace *C. babaulti* nebyly prozatím v Evropě ve volné přírodě zaznamenány.

3.3.3.2 *Neocaridina davidi*

Neocaridina davidi (Bouvier, 1904) je sladkovodní kreveta původem z Číny, Koreje, Tchaj-wanu a Vietnamu (Schoolmann & Arndt 2018; Weiperth et al. 2019). Pro svou nenáročnost je velmi oblíbená v akvaristice (Pantaleão et al. 2017; Jablónska et al. 2018). Jde o malý druh krevety, dorůstající velikost těla do 4 cm, průměrná velikost je ovšem 2 cm (Klotz et al. 2013). Nejoblíbenější jsou mezi akvaristy výrazné žluté a červené („red-cherry, sakura-red“) barevné varianty (Klotz et al. 2013), viz Obr. 22.

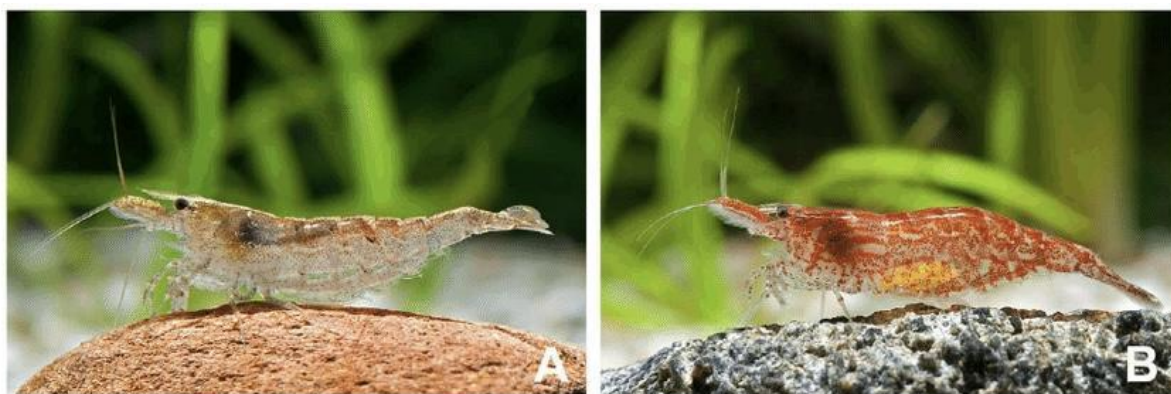


Obr. 22: Populární barevné varianty *N. davidi* mezi chovateli; A) „yellow-fire“, B) „red-cherry“, C) „red-sakura“ (Shrimp.cz 2022).

Tato kreveta toleruje různou kvalitu vody (Karge & Klotz 2008). Jejím přirozeným stanovištěm jsou malé až středně velké toky ve východní a střední Číně. Teploty ve vodních útvarech této oblasti se pohybují mezi 6–8 °C v zimě a téměř 30 °C v létě (Klotz et al. 2013). Vzhledem k toleranci vůči poměrně nízkým teplotám lze předpokládat, že *N. davidi* se může rozšířit v teplých nebo tepelně znečištěných tocích poměrně snadno (Klotz et al. 2013). Tato kreveta je díky krátkému životnímu cyklu a množství potomků invazivní i v oblastech čínských vod, kde nahradila jiné druhy krevet (Klotz et al. 2013). V těchto oblastech je pravděpodobným způsobem zavlečení je umělé rozptýlení vysazováním a přemísťováním ryb (Englund & Cai 1999; Klotz et al. 2013). V potocích a řekách střední Evropy se přirozeně nevyskytují krevety (Klotz et al. 2013), jediný druh z čeledi Atyidae vyskytující se v německých tocích, *A. desmarestii*, byl zavlečen ze západního Středomoří a je široce rozšířen po evropských vodních cestách (Rey et al. 2004; Klotz et al. 2013). *N. davidii* se v Evropě se do volné přírody dostává exkluzivně prostřednictvím obchodu s akvariijními živočichy (Klotz et al. 2013; Jablónska et al. 2018).

V přírodě byl její výskyt hlášen z Polska, Německa a Maďarska. V Polsku byla odchycena kreveta *N. davidi* vzorcích odebraných v letech 2003, 2013 a 2017 (Jablónska et al. 2018) v tepelně znečištěném kanálu napojeném na řeku Odru jižně od města Gryfino v blízkosti elektrárny Dolna Odra. Dle zjištění Jablónska et al. (2018) mohl tento nepůvodní druh krevety na tomto místě vytvořit samoreprodukující se populaci. Po nález *A. desmarestii* v roce 2000 je *N. davidi* druhým sladkovodním druhem krevety nalezeným v řece Odře a v Polsku (Jablónska et al. 2018).

Nálezy z Německa jsou z let 2011–2013 (Klotz et al. 2013), kde se jednalo též o etablované populace (Obr. 23). Řeka Erft a její přítok Gillbach v západním Německu jsou tepelně znečištěné a jsou domovem exotických rostlinných a živočišných druhů, které se do těchto vod dostaly prostřednictvím nezodpovědných akvaristů (Klotz et al. 2013).



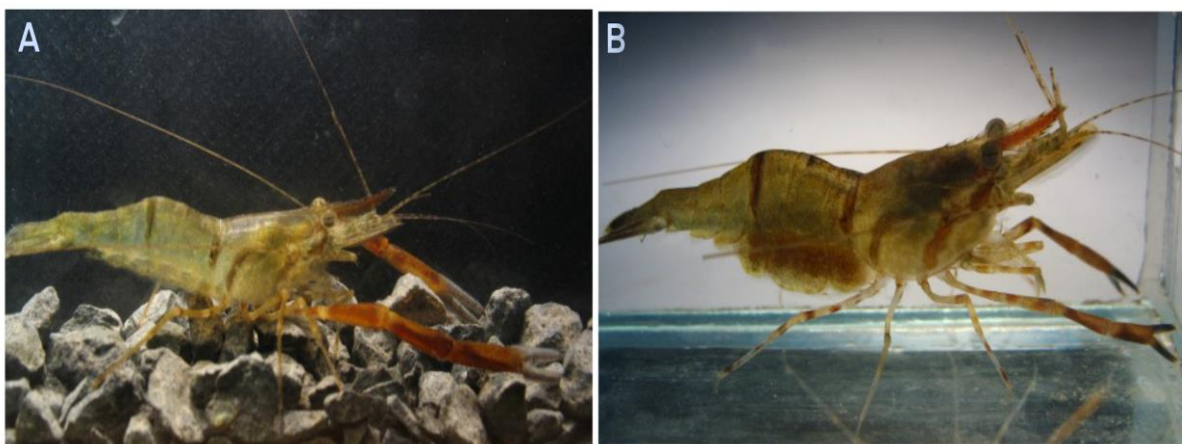
Obr. 23: A) samice *N. davidi* z vodního toku Gillbach, B) samice *N. davidi* barevné varianty „red-fire” odchycená v řece Ernft (Klotz et al. 2013).

V areálu lázní ve městě Miskolc v severovýchodním Maďarsku bylo odchyceno 113 jedinců *N. davidi* v termálním jezírku Békás (Maciaszek et al. 2021). Toto jezírko ústí přímo do regulovaného potoka Hejő, který vtéká do řeky Tisy (Maciaszek et al. 2021). V

potoce Hejř byla pozorována mezi dalšími nepůvodními druhy, kteří zde kvůli teplé vodě žijí (Weiperth a kol. 2019).

3.3.3.3 *Macrobrachium dayanum*

Původním stanovištěm krevety *Macrobrachium dayanum* (Henderson, 1893), jsou kopcovité oblasti na jižních svazích východního Himálaje a rozkládají se od severovýchodní Indie po Myanmar (Klotz et al. 2013). Jedná se o středně velkou krevetku dorůstající velikosti těla 7 až 9 cm (Klotz et al. 2013). Ve srovnání s krevetami rodu *Caridina* a *Neocaridina* je u *M. dayanum* charakteristický výrazný pohlavní dimorfismus: druhý pár pereopodů je u dospělých samců silnější, kráčivé končetiny mají podélné rýhy a jsou porostlé štětinami (Klotz et al. 2013), viz Obr. 24A. Typické zbarvení pro tento druh je hnědá, šedavá, někdy černá s načervenalými skvrnami.



Obr. 24: A) samec s velkými klepety, B) dospělá samice má výrazně menší klepeta než samci (Jiří Libus 2011).

M. dayanum narozdíl od ostatních krevet rodu *Macrobrachium* postrádá larvální stádium vývoje. Samice po oplození nosí pod pleopodami jen několik desítek vajíček narozdíl od krevet s larválním vývojem, které mívají obvykle několik set vajíček (Libus 2011). *M. dayanum* je druh všežravý až masožravý. Živí se malými bezobratlými, larvami hmyzu, plži nebo drobnými uhynulými rybami (Klotz et al. 2013).

V porovnání s *N. davidi* vyžaduje *M. dayanum* po celý rok alespoň subtropické teploty vody a při teplotě pod 10 °C během krátké doby umírá (Klotz et al. 2013). Tento druh krevety je tedy omezen na teplejší oblasti a v Evropě se vyskytuje s největší pravděpodobností pouze lokálně. Riziko jejího rozšíření, výskyt úspěšných populací a zavlečení parazitů škodlivých pro původní korýše se tedy zdá být nízké (Klotz et al. 2013). V roce 2013 byly v přítoku řeky Erf, Gillbach, v Německu odchyceno 7 jedinců, z toho tři gravidní samice (Klotz et al. 2013). Tito jedinci se pravděpodobně do volné přírody dostali z akvarijních chovů (Klotz et al. 2013). *M. dayanum* je kreveta, která se v akvarijních chovech nevyskytuje často, jelikož chovatelé dávají přednost pestře zbarveným krevetám (Libus 2011).

3.6 Související legislativní rámec

V předešlých kapitolách bylo znázorněno jakou hrozbu IAS z řad desetinožců představují pro evropskou a celosvětovou biodiverzitu. Velká část globální biologické rozmanitosti se nachází právě ve sladkých vodách, ale úměrně tomu je ohroženo více sladkovodních druhů než v jiných biomech, a to především kvůli zvyšujícím se lidským nárokům na omezené zdroje (Reynolds & Souty-Grosset 2012), znečištění a globalizaci, která s sebou nese prvek biologické invaze. Kromě dopadu na biodiverzitu, invazivní charakter určitých živočichů představuje obrovskou a stále se zvyšující ekonomickou zátěž pro státy po celém světě. Následky biologické invaze byly jedním z důvodů, které daly zákonodárcům a mezinárodním organizacím podnět pro vznik právní úpravy na národní úrovni a mezinárodní úrovni. Veškerá právní úprava v obecné rovině cílí na ochranu biodiverzity a přírodních stanovišť.

Jednou z nejdůležitějších dohod chránících rostliny a živočichy je z pohledu mezinárodního práva **Úmluva o mezinárodním obchodu s ohroženými druhy volně žijících a planě rostoucích rostlin** (CITES), která nabyla platnosti v roce 1975. Úmluva obsahuje seznam druhů, na které se vztahuje (uvedené druhy se označují jako tzv. exempláře CITES). Regulace obchodu je prováděna systémem vývozních a dovozních povolení, která vystavují orgány k tomu zmocněné státy, jež úmluvu přijali. Příslušná povolení jsou nutná při přechodu exemplářů CITES přes hranice států. V případě, že obchod ohrožuje daný druh na přežití, povolení nejsou žadateli vydána. Úmluva se vztahuje na živé organizmy, ale také na jakékoli jejich části či výrobky z nich. CITES není efektivním nástrojem v oblasti problematiky invazních druhů organizmů. Zabývá se především ochranou populací v jejich původních stanovištích a vyžaduje pro většinu svých druhů pouze vývozní povolení. Absentuje tedy regulační a kontrolní mechanismus týkající se převážených druhů a chybí rovněž příslušná možnost vynucení a sankce při porušení stanovených povinností smluvní stranou.

Prvním výrazným krokem kupředu s cílem ochránit biologickou diverzitu se stala **Úmluva o biologické rozmanitosti** (CBD), multilaterální mezinárodní smlouva přijatá na Konferenci OSN o životním prostředí a rozvoji v roce 1992. Úmluva vychází především z konceptu udržitelnosti a vztahuje se na všechny ekosystémy, druhy a genetické zdroje a spojuje úsilí o ochranu s ekonomickým cílem udržitelného využívání biologických zdrojů. Zavádí zásadu tzv. předběžné opatrnosti, která zavazuje osoby s rozhodovací pravomocí, aby opatření činili s přihlédnutím k dopadům na biologickou rozmanitost. Podepsání CBD nestačí a státy by na ní v ideálním případě měli navázat ve své legislativě. Většina smluvních stran nyní vytvořila národní strategie a akční plány pro biologickou rozmanitost (tzv. NBSAPs — National Biodiversity Strategies and Action Plans) k provádění úmluvy (CBD 2022). Mechanismus předběžné opatrnosti a legislativní kontroly má tedy v návaznosti na Úmluvu poskytovat ochranu původním druhům, zajistit regulační kontroly nepůvodních, exotických nebo cizích druhů (NIS — non-indigenous species) a případně zabránit jejich nekontrolovanému rozšíření a nabytí invazivního charakteru (IAS — invasive alien species). Úmluva předpokládala v legislativní reakci států schválení regulace a zákazů dovozu nepůvodních druhů. V praxi se v mnoha zemích taková opatření z hlediska

dohod o volném obchodu a pohybu zboží nesetkala s úspěchem, ovšem lze říci, že v posledních deseti letech se tento trend prolamuje.

Pro shrnutí se mezinárodní úprava dotýká nepůvodních druhů a hrozby, kterou představují pro původní ekosystémy, velmi okrajově a spíše se zaměřuje na ustavení obecné základny pro ochranu biodiverzity, kterou smluvní strany případně použijí při zpracování dílčích právních předpisů.

3.6.1 Legislativa na unijní úrovni

S ohledem na rozsah a způsoby, kterými se nepůvodní NIS šíří, je nezbytnou součástí efektivního boje proti invazním nepůvodním druhům ucelená a nejlépe právně závazná strategie přesahující hranice států. Nejvýznamnější právní akt v rámci EU, jenž poprvé sjednocuje přístup členských států v boji proti invazním organismům je **Nařízení Evropského parlamentu a Rady (EU) č. 1143/2014 o prevenci a regulaci zavlékání či vysazování a šíření invazních nepůvodních druhů**, které nabylo účinnosti 1. 1. 2015. Zabývá se obecnými zásadami prevence, regulace a dohledu nad všemi invazními či potenciálně invazními druhy v EU. Hlavní nástroj pro uplatnění tohoto nařízení jsou kritéria pro zařazení na *Seznam invazních nepůvodních druhů s významným dopadem na Unii* (dále unijní seznam), který byl publikován 13.7. 2016 jako Prováděcí nařízení Evropské komise (dále Komise) 2016/1141 a byl od té doby dvakrát doplněn (2017, 2019). Komise má povinnost alespoň jednou za šest let provést přezkum a aktualizaci unijního seznamu. Nařízení vymezuje pojem invazní nepůvodní druh s významným dopadem na Unii ve čl. 3 odst. 4: *“invazní nepůvodní druh, jehož nepříznivý dopad je považován za takový, že vyžaduje koordinovanou činnost na úrovni Unie”*. Unijní seznam obsahuje aktuální 66 druhů této povahy, z toho šest bezobratlých z řádu Decapoda: krab čínský *E. sinensis*, rak červený *P. clarkii*, rak mramorovaný *P. virginalis*, rak pruhovaný *F. limosus*, rak signální *P. leniusculus*, rak statný *F. virilis* (EK 2022).

Aby invazní nepůvodní druh byl na unijní seznam zařazen, musí splňovat dle čl. 4 odst. 3 nařízení následující kritéria:

1. je nepůvodní na celém území Unie s výjimkou vzdálenějších regionů
2. je schopen vytvořit životaschopnou populaci a za stávajících a předvídatelných podmínek v důsledku změny klimatu se rozšířit v jedné biogeografické oblasti společně více než dvěma členskými státy nebo v jedné mořské podoblasti, s výjimkou nejvzdálenějších regionů členských států
3. je pravděpodobné, že bude mít závažný nepříznivý dopad na biologickou rozmanitost a může mít také nepříznivý dopad na lidské zdraví a hospodářství
4. musí pro ně být zpracováno tzv. posouzení rizik, které prokáže, že je nutné podniknout společné kroky na úrovni Unie, aby se zabránilo jejich zavlečení a rozšíření
5. je pravděpodobné, že zařazení na unijní seznam zajistí účinnou prevenci, minimalizaci nebo zmírnění jeho nepříznivých dopadů

Členské státy mohou Komisi předkládat žádosti o zařazení invazních nepůvodních druhů na unijní seznam nebo tak činit může samotná Komise. Tyto žádosti musí obsahovat název druhu, posouzení rizik a doklady o splnění kritérií. Posouzení rizik musí zahrnovat

- a) popis druhu (taxonomie, historie, přirozený a potenciální areál)
- b) popis obvyklých způsobů dynamiky jeho rozmnožování a šíření
- c) popis potenciálních způsobů, kterými mohlo dojít k zavlečení druhu a jeho šíření
- d) důkladné posouzení rizika, že druh bude do příslušných biogeografických oblastí nebo v nich vysazen, a že se v nich usadí a rozšíří
- e) popis stávajícího rozšíření druhu a prognóza jeho budoucího výskytu
- f) popis nepříznivého dopadu na biodiverzitu, související ekosystémové služby včetně dopadu na původní druhy, chráněné lokality, ohrožená stanoviště, lidské zdraví, bezpečnost a hospodářství
- g) posouzení potenciální výše nákladů na náhradu způsobené škody
- h) možné využití druhu a sociální a hospodářské přínosy z toho plynoucí

Návrhy na zařazení druhů na unijní seznam posuzuje Vědecké fórum, které je sestaveno z expertů v oblasti biologických invazí z jednotlivých členských států, a Výbor pro invazní druhy, kde jsou zastoupeny jednotlivé členské státy (většinou zástupci veřejné moci).

V rámci prevence stanovuje nařízení pro invazní nepůvodní druhy v čl. 7 písm. a—h tato pravidla:

- a) nesmějí se přivážet, včetně převozu pod celním dohledem
- b) zákaz držet i v případě držení v oddělených prostorách
- c) zákaz chovu i v případě držení v oddělených prostorách
- d) zákaz přepravy do, z nebo v rámci EU (výjimka pro přepravy druhů v souvislosti s eradikací)
- e) zákaz uvádět na trh
- f) nesmějí se využívat či vyměňovat
- g) nesmějí se nechat rozmnožovat, pěstovat, kultivovat
- h) zákaz uvolňování do životního prostředí

Členské státy mají povinnost zajišťovat monitoring invazních druhů, v případě včasného zjištění zajistit v rámci prevence eradikaci invazního druhu nebo regulaci a následnou kontrolu, a zmocnit k tomu příslušné orgány. V případě zjištění druhů z unijního seznamu jsou členské státy povinny upozornit Evropskou komisi a ostatní státy pomocí ohlašovacího systému NOTSYS (EK 2022).

Invazní nepůvodní druhy z unijního seznamu, jejichž rozšíření je rozsáhlé, jsou podrobeni tzv. regulačním opatřením, které zavádí na základě nařízení členský stát za účelem minimalizace dopadu na biodiverzitu, lidské zdraví a hospodářství. Rozsah aplikace regulačních opatření a jejich intenzita musí být zvolena na základě závažnosti situace způsobené invazním nepůvodním druhem.

V souvislosti s omezeními čl. 8 stanovuje podmínky, za kterých je možné využívat invazní nepůvodní druh pro výzkumné účely a vědeckou produkci a následného využití k léčebným účelům. V souhrnu musí být splněny následující podmínky:

- druh je držen v oddělených zajištěných prostorách
- činnost je prováděna kvalifikovanými pracovníky
- přeprava do a z oddělených prostor je provedena za podmínek, které znemožňují druhu uniknout
- živočišné druhy jsou označeny, k tomu musí být použity metody vylučující bolest a utrpení
- riziko úniku je řízeno s ohledem na povahu a způsob šíření druhu, manipulaci a držení v oddělených prostorách, interakci s prostředím apod.
- žadatel o povolení vypracuje systém dohledu a pohotovostní plán v případě úniku, rozšíření, včetně plánu eradikace (plán schvaluje příslušný orgán členským státem zmocněný, pokud je pohotovostní plán použit povolení může být na základě rozhodnutí tohoto orgánu odejmuto)

Na invazní nepůvodní druhy, které čekají na zařazení na unijní seznam a Komise či členský stát podal žádost na takové zařazení, se vztahuje čl. 31 a 32. Jedná se o tzv. přechodná opatření, které dále vymezují zacházení s druhem této povahy do doby, než dojde k jeho zapsání na unijní seznam.

Aplikace nařízení členskými státy a povinnosti z něho vyplývající jsou podrobeny periodickému kontrolnímu mechanismu orgánů EU. Na základě prioritních způsobů šíření jsou členské státy povinny vypracovat a provádět samostatný akční plán s cílem řešit tuto problematiku.

Díleč aspekty nakládání s nepůvodními druhy řeší **Nařízení Rady (ES) 708/2007, o používání cizích a místně se nevyskytujících druhů v akvakultuře** a jeho změn dle Nařízení 304/2011. Toto nařízení vymezuje podobně jako nařízení EP a Rady č. 1143/2014 rámec pro akvakulturní postupy ve vztahu k nepůvodním druhům s cílem posoudit a minimalizovat možný vliv těchto druhů na vodní přírodní stanoviště.

Aby byla ochrana biologické rozmanitosti zajištěna, co nejvíce existují v rámci unie legislativní akty, které zakotvují ochranu původních druhů a jejich stanovišť a sjednocují tak přístup členských států k této problematice. Evropská unie jednotně reguluje mezinárodní a vnitrounijní obchod s exempláři CITES na základě nařízení Rady (ES) č. **338/97, o ochraně druhů volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin regulováním obchodu s těmito druhy, a nařízení Komise (ES) č. 865/2006**, které obsahuje prováděcí pravidla k nařízení Rady (ES) č. 338/97. Výhodou zakotvení problematiky nepůvodních a původních druhů ve formě nařízení je jejich závaznost a míra vynutitelnosti orgány Evropské unie v členských státech.

Dalším důležitým dokumentem je **Směrnice Rady č. 92/43/EHS, o ochraně přírodních stanovišť, volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin**. Směrnice předpokládala vytvoření spojitě evropské ekologické sítě zvláštní oblastí ochrany nesoucí název Natura 2000. Natura 2000 se skládá ze dvou typů chráněných území: ptačích oblastí a evropsky významných lokalit. Česká republika tuto směrnici implementovala do zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny a jednotlivé evropsky významné lokality

(Special Areas of Conservation) jsou v ČR vyhlášována samostatně formou nařízení vlády. Celkem je na území České republiky 1 112 evropsky významných lokalit, což představuje cca 10 % území ČR (MPŽP 2022). Směrnice dále zavazuje členské státy k regulaci záměrného vysazování nepůvodních druhů s cílem zamezení poškození přírodních stanovišť a původních druhů.

Zajištění ochrany desetinožců bezprostředně souvisí s ochranou jejich přirozeného biomu tzn. pro uskutečnění tohoto cíle je nutná existence legislativních opatření týkající se vodního hospodářství. **Směrnice EP a Rady 2000/60/ES, kterou se stanoví rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky** stanovuje pravidla, která ustavuje rámec pro činnost Unie a členských států v oblasti vodní politiky a usiluje o udržení a zlepšení vodního prostředí na území EU. Tato směrnice pro příklad ukládá vnitrostátním orgánům vymezit na svém území jednotlivá povodí, analyzovat charakteristiky každého povodí a stanovit referenční podmínky pro každý druh vodních útvarů, monitorovat stav vody či zřídit registr chráněných oblastí.

3.6.2 Implementace evropské legislativy do právního řádu ČR a další předpisy

Povinnosti, které jsou uloženy nařízením č. 1143/2014, zahrnuje ČR legislativně v **zákonu č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny**. Příloha vyhlášky Ministerstva životního prostředí č. 395/1992 Sb. a č. 175/2006 Sb. k tomuto zákonu uvádí v seznamu zvláště chráněných živočichů raka kamenáče a raka říčního jako kriticky ohrožené druhy. U zvláště chráněných živočichů je stanoven zákaz škodlivě zasahovat do jejich vývoje a manipulovat s nimi tj. chytat je, sbírat, přemísťovat, usmrcovat, jakkoli rušit, přepravovat, chovat v zajetí, zraňovat, ničit, poškozovat, usmrcovat, vyměňovat a nabízet k prodeji či výměně. Tato opatření jsou vztažena na všechna vývojová stadia i na mrtvé jedince. Z těchto zákazů lze získat výjimku na základě splnění určitých podmínek stanovených zákonem (§ 56 zákona č. 114/1992 Sb. a zákona č. 254/2001 Sb., zákon o vodách) a k vypouštění zvláště chráněných druhů odchovaných v zajetí musí udělit souhlas příslušný orgán ochrany přírody.

Další právní předpisy, jež se nepřímo vztahují na invazní a nepůvodní druhy desetinožců:

- **zákon č. 246/1992 Sb., na ochranu zvířat proti týrání zákon č. 99/2004 Sb., o rybářství**
- **zákon č. 254/2001 Sb., vodní zákon**
- **zákon č. 78/2004 Sb., o nakládání s geneticky modifikovanými organismy a genetickými produkty**

Pro aplikaci těchto zákonů jsou důležité i prováděcí nařízení vlády. Například v oblasti vodního hospodářství jsou předmětné k obsahu této bakalářské práce dvě nařízení vlády: **č. 71/2003 Sb., o stanovení povrchových vod vhodných pro život a reprodukci původních druhů ryb a dalších vodních živočichů a o zjišťování a hodnocení stavu jakosti těchto vod** a dále **č. 401/2015 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod**. Společně upravují náležitosti potřebné pro povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací. Dále se zabývají

citlivými oblastmi z pohledu vodního hospodářství a životního prostředí, stanovují imisní standardy a hodnoty ukazatelů znečištění.

3.7 Doporučený management

Ačkoliv se předpokládá, že většina nepůvodních druhů se po příchodu na nové místo neusadí (zapříčiněno z mnoha důvodů; včetně neschopnosti přežít cestu, klimatického nesouladu, nedostatečných potravinových zdrojů v přístavu vstupu nebo nedostatečné velikosti zakladatelské populace), s neustálým příchodem nepůvodních druhů v důsledku globálního obchodu a cestování se však společnost bude muset i nadále potýkat s biologickými invazemi (Svobodová et al. 2020). Otázka, jak takovým situacím aktivně a efektivně zabraňovat, zůstává jedním z nejdůležitějších témat diskuze v boji proti nepůvodním a invazním druhům.

Legislativa je klíčový nástroj při snaze o kontrolu invazních druhů, ale sama o sobě je nedostačující. Prevence, která je spojená s kontrolou a informováním o negativních efektech nepůvodních druhů je v dlouhodobém měřítku udržitelná a levnější než v případě řešení pozdější situace vzniklé jejich rozšířením (Pergl et al. 2018).

Zajištění informovanosti nejen odborné, ale i laické veřejnosti, by mělo alespoň částečně zamezit zavlékání nepůvodních druhů, jelikož jedním ze závažných problémů je záměrné vypouštění nepůvodních druhů lidmi do přírody bez znalosti následků takového jednání (Svobodová et al. 2020). Hlavním zdrojem informací jsou vědecké články většinou publikované v odborných časopisech, ale tyto informace se laické veřejnosti musí podat zprostředkovaně (Svobodová et al. 2020). Z toho vyplývá, že je nezbytné, se zaměřit na informování veřejnosti o škodlivosti nepůvodních a invazních druhů, např. v televizních pořadech, na sociálních sítích či na webových stránkách.

Informace o invazních racích, podezření nebo výskytu račího moru mohou být veřejnosti zprostředkovány též pomocí naučných panelů a cedulí umístěných přímo ve vybraných lokalitách (Svobodová et al. 2020). Osvěta je důležitá u rybářů (zvláště při vypouštění rybníků, snížení hladiny ve vodních tocích nebo při převozu ryb), akvaristů, potápěčů, kteří mohou i nevědomky vysadit nepůvodní druh do ekosystému.

Prevence ve formě přeshraniční kontroly nákladu, dopravních prostředků, pasažérů a při záměrné přepravě nepůvodního druhu za účelem prodeje je zakotvena v legislativě Evropské unie, jak bylo zmíněno výše (3.6). Ale i ve vyspělých zemích jsou kontrolní minima a zdroje na zabránění příchodu nepůvodních druhů omezené, například pouze asi 2 % až 10 % příchozího nákladu je kontrolováno na přítomnost nepůvodních druhů (Tobin 2018). Dovoz organismů ze zahraničí je v některých členských zemích zakázán vnitřními předpisy (Francie, Polsko, Španělsko), ale v dalších zemích EU a ostatních státech světa obchod zakázán není (Peay et al. 2009) s ohledem na principy obsažených ve Všeobecné dohodě o clech a obchodu (GATT). Co možná nejefektivnější řešení se nachází v sedé zóně mezi zákazem a povolením, tedy je nutné identifikovat potenciálně nebezpečné druhy a regulaci cílit především na ně spolu s aktivním vymáháním této regulace pod pohrůzkou sankce ze strany státních orgánů.

Pokud je nepůvodní druh rozšířen nebo se již stal invazním, je na místě volba vhodné strategie a pohotovostních kroků k jejich regulaci a případně eradikaci. Eradikace

například populací nepůvodních raků ze Severní Ameriky je v současných poměrech téměř nemožná (Holdich et al. 2009). Metody používané při eliminaci invazních korýšů se dělí na následující kategorie: mechanické postupy, autocidní regulace, chemická eliminace, biomanipulace, umělá změna prostředí, izolační a alternativní postupy (Svobodová et al. 2020). Pro maximální účinnost je vhodné kombinovat více regulačních opatření a opakovat je (Chadwick et al. 2020). Kromě chemické regulace slouží tyto metody především k omezení výskytu nepůvodních druhů nebo k jejich izolaci.

Mezi metody manuální nebo mechanické se řadí ruční odchyt, odchyt do vrší a elektrolov. Jejich výhoda spočívá v tom, že při správném použití by neměly být zasaženy populace jiných druhů. Nevýhoda tkví v časové náročnosti a při nedostatečně důsledném provedení či neopakování se mohou cílené druhy brzy vrátit k původním (nebo i vyšším) populačním hustotám (Chadwick et al. 2020; Svobodová et al. 2020).

Autocidní metoda spočívá v odchytu, sterilizaci a zpětného vypuštění samců do volné přírody. Sterilizace se provádí u korýšů rentgenovým ozářením nebo častěji disekcí samčích gonopodů (amputace prvního a druhého páru gonopodů; Svobodová et al. 2020). Riziko tohoto postupu je skutečnost, že páření se samcem neschopným oplodnit samici by mohlo teoreticky spustit partenogenezi (Buřič et al. 2011; Svobodová et al. 2020).

Chemické metody patří k těm radikálnějšími a při jejich použití jsou zasaženy všechny vodní organizmy v dané lokalitě (Svobodová et al. 2020). V rámci těchto metod je použití vápenných hnojiv a cypermethrin nejčastější. Vápenná hnojiva se sypou do vypuštěných vodních toků např. po výlovu, při odbahňování nebo letnění. Před takovým zákrokem je nutné zvážit možná rizika aplikace tohoto postupu (ovlivnění jakosti vody) spolu s biologickým průzkumem, na základě něhož je při zjištění výskytu chráněných druhů nutné provést záchranný transfer. Cypermethrin je syntetická toxická látka využívaná jako insekticid, který se aplikuje přímo do vody v cílené lokalitě (Svobodová et al. 2020). Vodní nádrž a její okolí musí být dostatečně zabezpečeno, aby nedošlo k úniku vody do dalších lokalit a aby se zabránilo přístupu zvěře a obyvatel k chemicky ošetřené vodě.

Vysazení predátorů nebo tzv. biomanipulace je vhodná pro malé a střední velikosti korýšů. Vhodnými predátory raků je např. úhoř (Musseau et al. 2015), mník, candát, pstruh, sumec či parma (Neveu 2001; Svobodová et al. 2020). Tento postup s sebou ovšem přináší opět spoustu rizik, jelikož predace působí i na necílené organizmy. Dále může dojít k migraci predátorů i cílených nepůvodních druhů mimo zájmovou zónu (Svobodová et al. 2020).

Další možností a strategií pro snížení počtu nepůvodních druhů je umělá změna prostředí, ve kterém nepůvodní druhy žijí vlivem vyschnutí nebo zničení jejich úkrytů. Při letnění se nádrž vypustí minimálně na jednu sezónu a při zimnění dochází k vymrznutí celého dna po vypuštění rybníka (Svobodová et al. 2020). Při výlovu je nutné odchytávat např. raky pod výpustí a na přítoku umístit migrační bariéry nebo pasti. Právě migrační bariéry umístěné na toku patří k izolačním metodám. Slouží k zamezení predačnímu tlaku invazních raků na ostatní druhy nebo zamezuje v šíření patogenu račího moru pomocí jeho hostitelů nebo zasažených jedinců (Svobodová et al. 2020).

K alternativním a zatím nedostatečně ověřeným postupům se řadí např. použití patogenů na nepůvodní druhy jako jsou bakterie, viry či houby. Paraziti mohou měnit mezidruhové interakce a složení komunity (Hatcher & Dunn 2011). Například Reisinger a

Lodge (2016) testovali vliv motolic na chování invazního druhu raka *F. rusticus*, a jak tito parazitem napadení raci ovlivňují společenstva jezer. Výsledky studie naznačovaly, že paraziti mohou změnit vodní společenstva pouze úpravou chování hostitele (Reisinger & Lodge 2016). Některé druhy parazitů jsou běžné v mnoha sladkovodních ekosystémech (Kuris et al. 2008), takže pochopení jejich účinků na chování hostitele může být obecně důležité pro nalezení alternativních metod v oblasti regulace nepůvodních druhů.

K zabránění dalšímu poškozování ekosystému a narušování biologické diverzity v důsledku budoucího vysazování nepůvodních druhů, je nezbytné užití vědecky podložených hodnocení rizik a predikce klimatických podmínek pro založení životaschopných populací (Feria & Faulkes 2011).

4. Metodika

K analýze predikce možného šíření nepůvodních sladkovodních desetinochých korýšů po Evropě byly jako proměnné využity teploty vzduchu v průběhu nejchladnějších a nejteplejších čtvrtletí roku a déle nejvlhčí a nejsušší čtvrtletí roku. Klimatická shoda mezi zdrojovou a cílovou oblastí byla porovnávána pomocí programu Climatch (v.2.0; Dostupné z: <<https://climatch.cp1.agriculture.gov.au/climatch.jsp>>).

Program Climatch poskytuje rozhraní pro porovnání vlastností klimatu mezi regiony. Většina údajů v programu pochází z globální databáze klimatu (WORLDCLIM) zahrnující data z více než 9 000 meteorologických stanic po celém světě (Hijmans et al. 2005). V rámci tohoto programu jsou meteorologické stanice prezentovány modrými nebo červenými body na mapě.

Program Climatch porovnává dva typy regionů: zdrojový (source region), původní areál rozšíření, a cílový (target region), oblast potenciálního výskytu. Tyto regiony jsou definovány výběrem meteorologických stanic uživatelem nebo data pochází z předem definovaných regionů. V rámci této bakalářské práce byla nejdříve vymezena oblast Evropy, do níž byly zahrnuty stanice s oblastí přirozeného geografického výskytu hodnocených druhů.

Pro klimatickou shodu byl využit Euklidův algoritmus, kterým je možné získat nejvyššího společného dělitele dvou čísel, tedy výsledek potenciálního rozšíření invazního druhu. Statistické srovnání jednotlivých hodnot bylo provedeno v rámci použitého programu Climatch.

Výsledkem byly mapy zabarvené do 11 barev číselné škály od 0 do 10 (Obr. 25), kde shoda klimatu mezi zdrojovou a cílovou oblastí je zabarvená od oranžové po tmavě červenou (od 7 výše) reprezentuje oblasti s největší shodou, tedy s prakticky neexistující environmentální bariérou v daném životním prostředí pro přežití hodnoceného druhu.

Score	Color
0	Blue
1	Cyan
2	Green
3	Light Green
4	Yellow-Green
5	Yellow
6	Orange-Yellow
7	Orange
8	Red-Orange
9	Red
10	Brown

Obr. 25: Barevná číselná škála výsledných map (Climatch v.1.0)

5. Výsledky

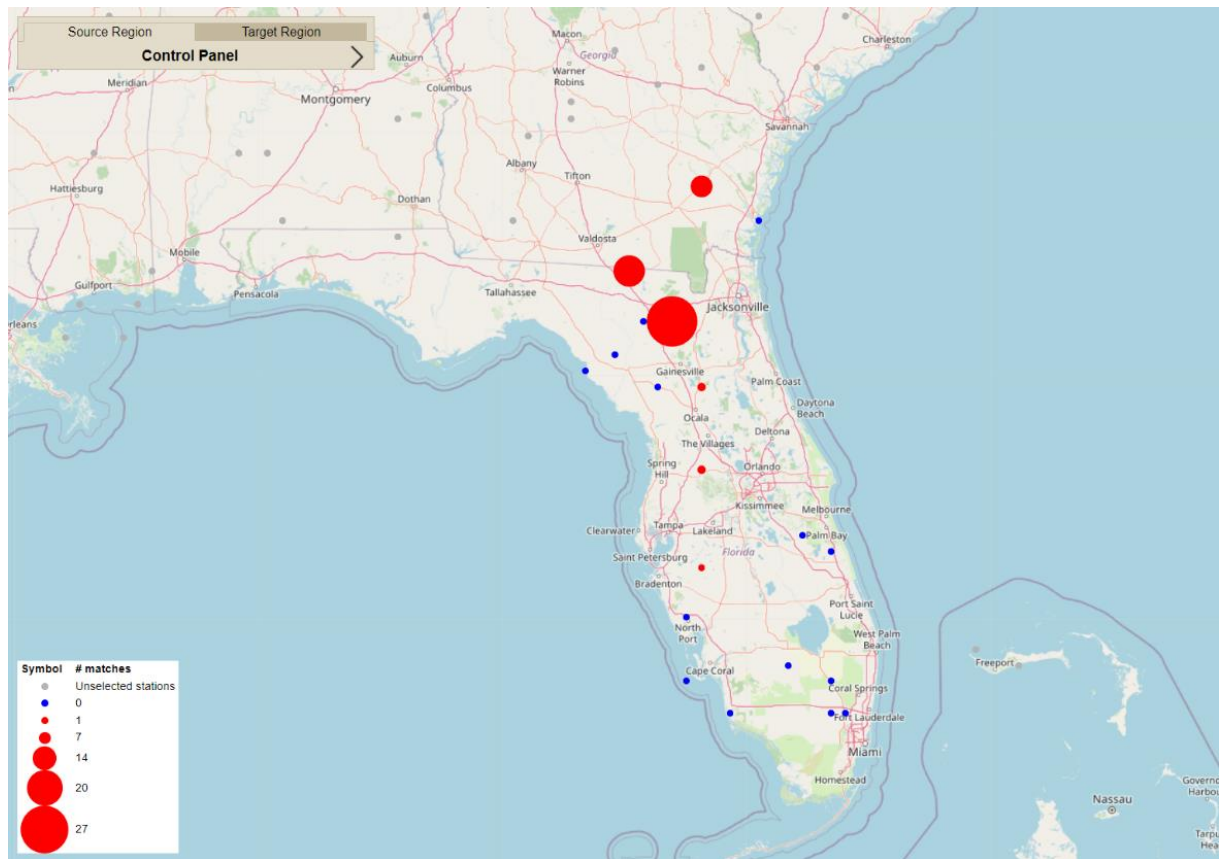
V Evropě bylo hodnoceno v rozmezí mezi 2001-2216 stanicemi. V cílové oblasti bylo poté vybíráno tolik stanic kolik jich zahrnovala původní oblast rozšíření jednotlivých taxonů. Toto porovnání bylo provedeno u 10 nepůvodních druhů infrařádů Astacidea, 3 nepůvodních druhů infrařádů Brachyura a 3 nepůvodních druhů infrařádů Caridea.

5.1 Klimatická shoda infrařádu Astacidea

Zdrojová oblast: Severní Amerika - Florida, cílová oblast: Evropa

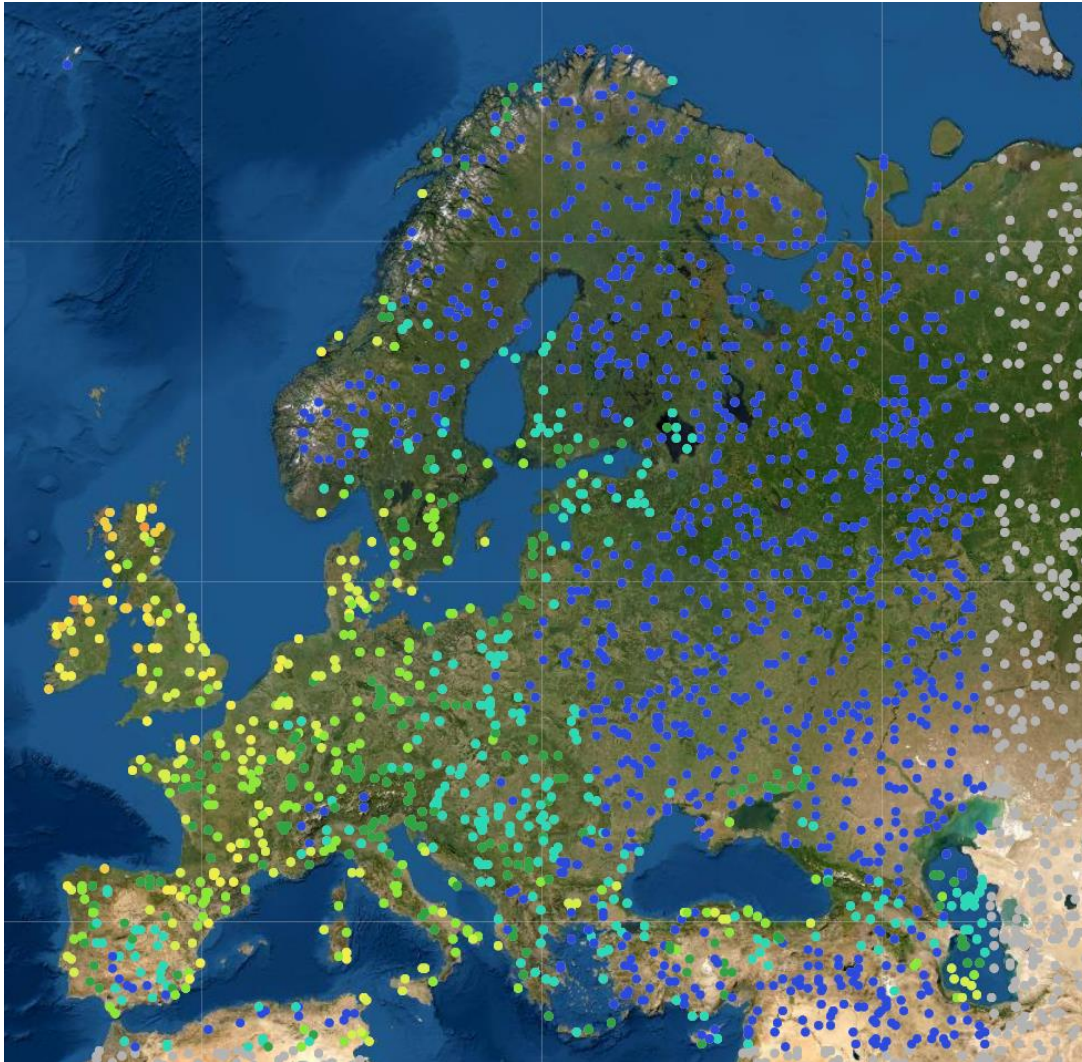


Obr. 27: Mapa zobrazující klimatickou shodu druhu *P. alleni* ze Severní Ameriky (Floridy) v Evropě; barevná škála ukazuje míru shody klimatu se zdrojovou oblastí (stanice s hodnotou ≥ 7 vykazují nejvyšší shodu).



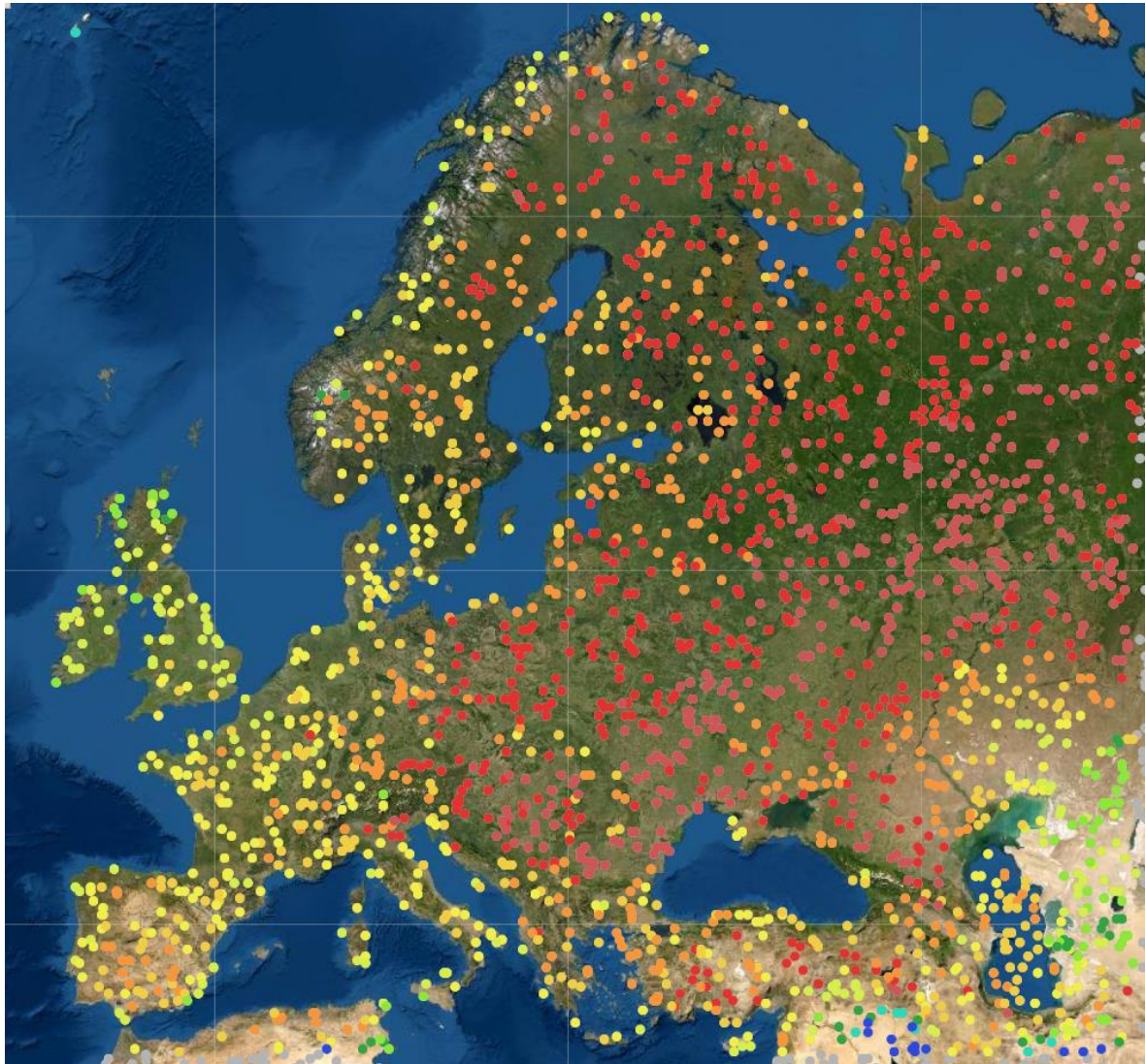
Obr. 28: Mapa Floridy zobrazující oblasti s nejvyšší shodou spolu s cílovou oblastí. Čím větší je červený bod tím větší je shoda a pravděpodobnost etablování druhu *P. alleni* ze zdrojové oblasti v oblasti cílové, modré body značí nulovou shodu s cílovou oblastí.

Zdrojová oblast: Mexiko, cílová oblast: Evropa



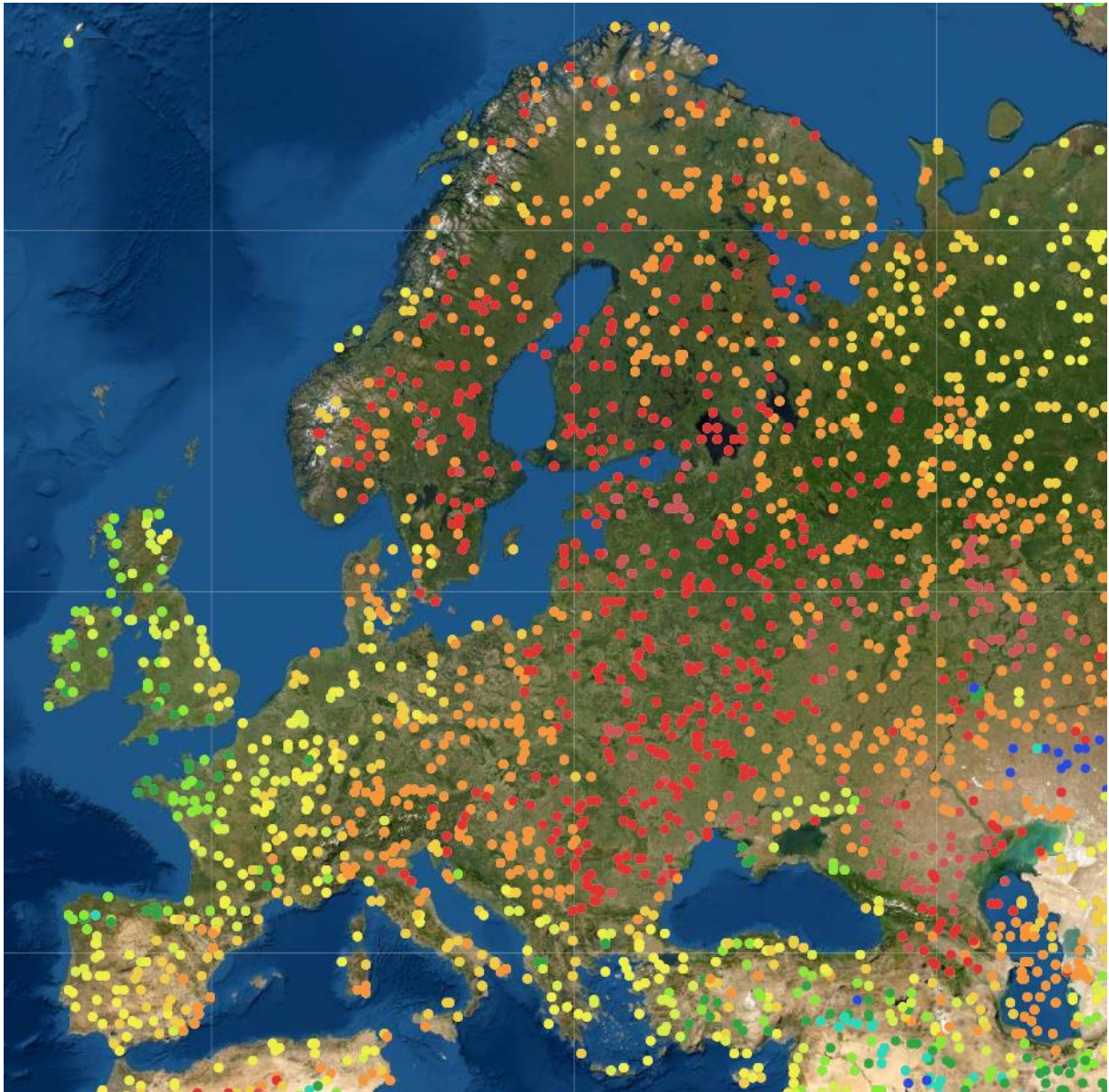
Obr. 28: Mapa zobrazující klimatickou shodu druhu *C. patzcuarensis* z Mexika v Evropě. Barevná škála ukazuje míru shody klimatu se zdrojovou oblastí.

**Zdrojová oblast: východní části Severní Ameriky od Maine do Virginie,
cílová oblast: Evropa**



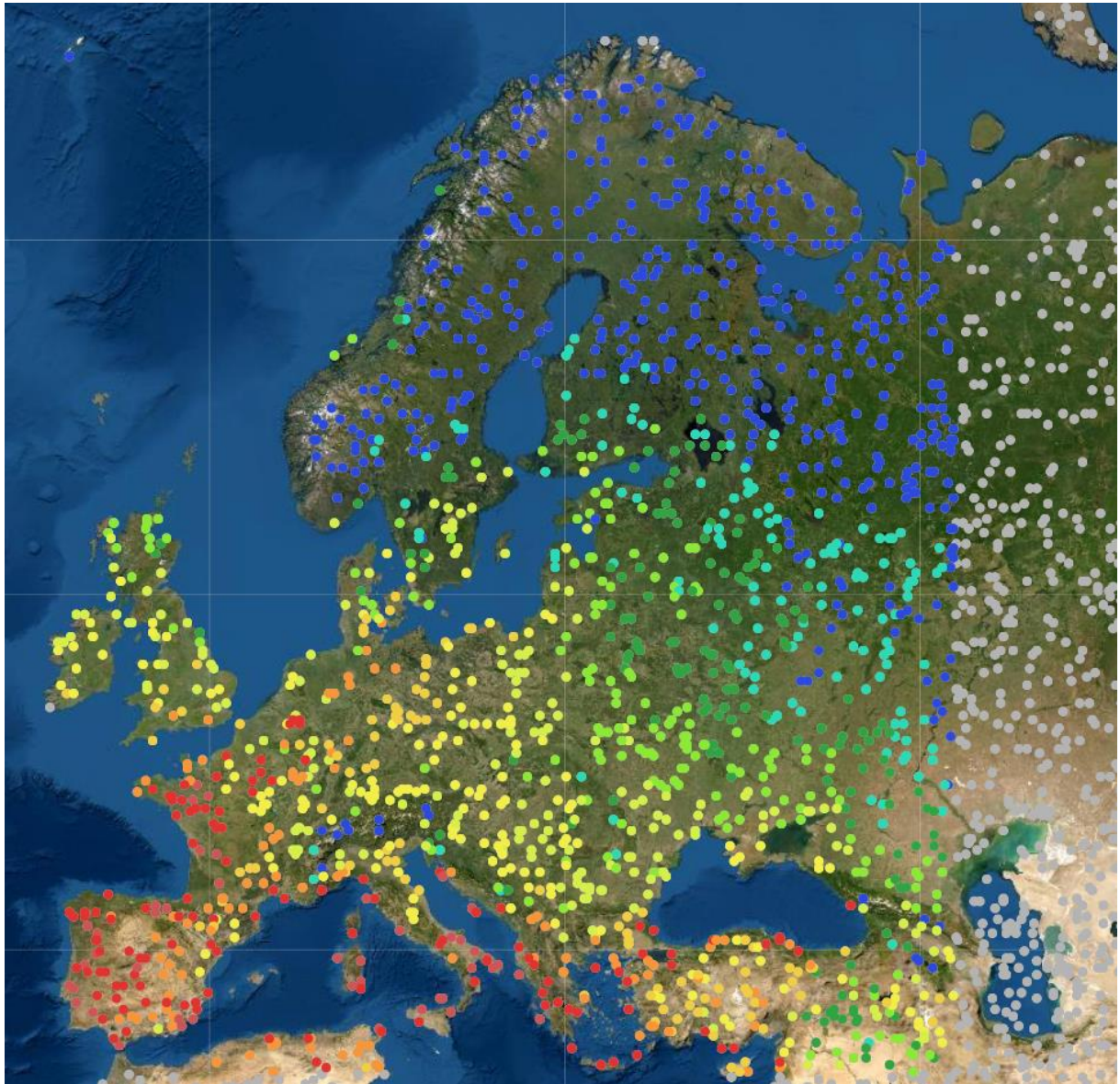
Obr. 29: Mapa zobrazující klimatickou shodu druhu *F. limosus* z Severní Ameriky v Evropě. Barevná škála ukazuje míru shody klimatu se zdrojovou oblastí.

Zdrojová oblast: Severní Amerika, cílová oblast: Evropa



Obr. 30: Mapa zobrazující klimatickou shodu druhu *F. virilis* ze Severní Ameriky v Evropě. Barevná škála ukazuje míru shody klimatu se zdrojovou oblastí.

Zdrojová oblast: Austrálie, cílová oblast: Evropa



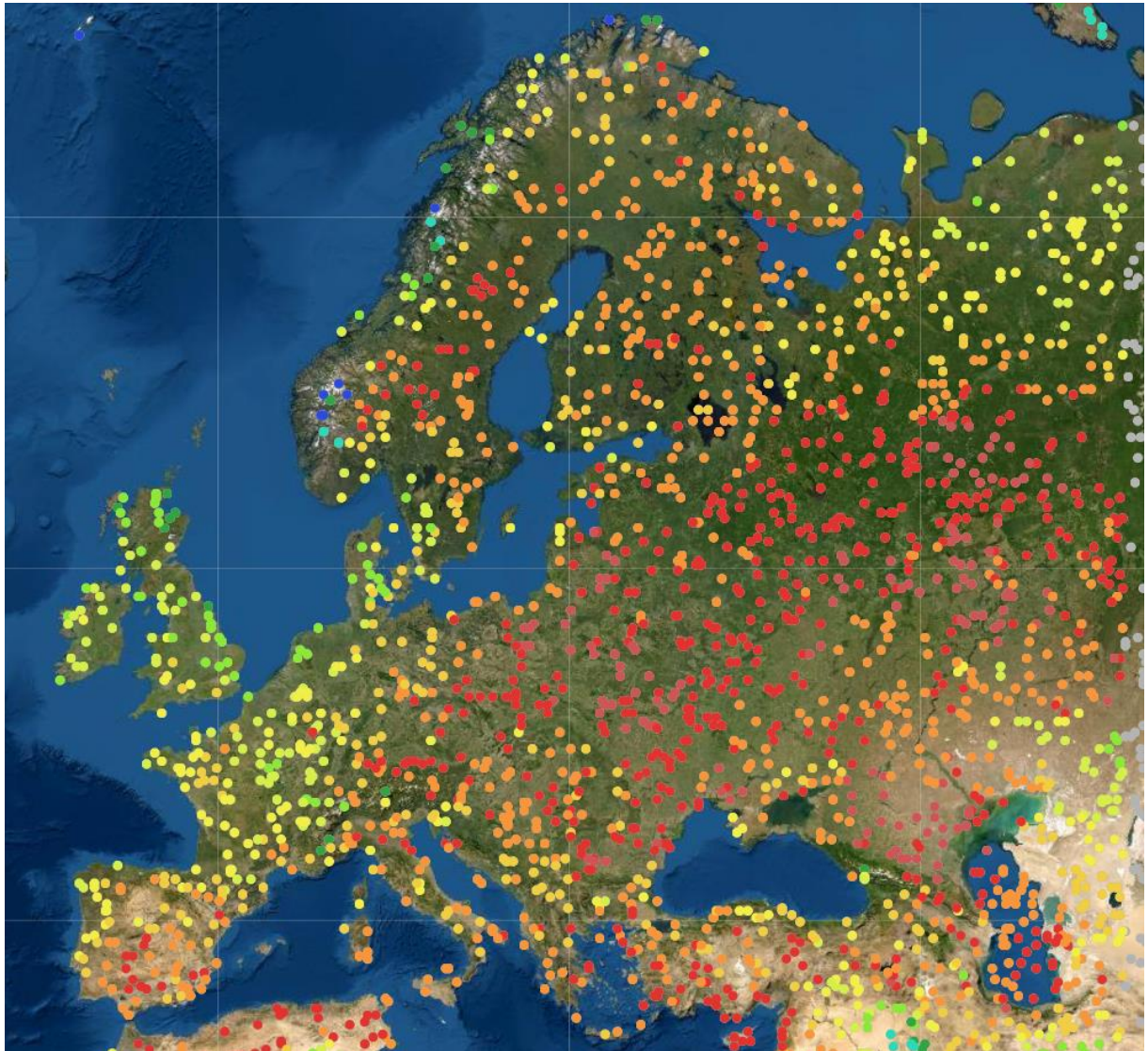
Obr. 31: Mapa zobrazující klimatickou shodu druhu *C. destructor* z Austrálie v Evropě.
Barevná škála ukazuje míru shody klimatu se zdrojovou oblastí.

Zdrojová oblast: Austrálie a jihovýchodní části Nové Guiney, cílová oblast: Evropa



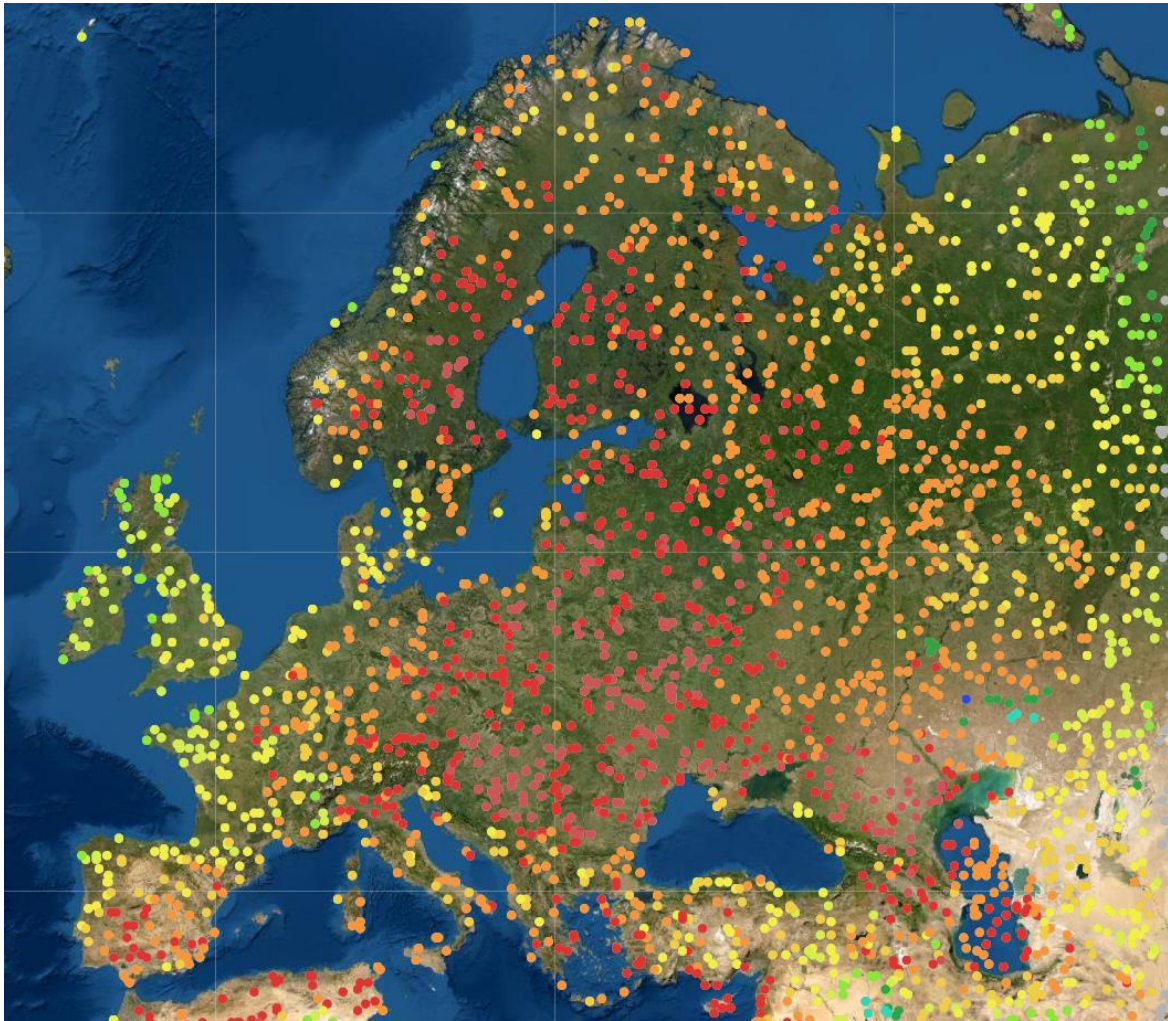
Obr. 32: Mapa zobrazující klimatickou shodu druhu *C. quadricarinatus* z Austrálie a Nové Guiney v Evropě. Barevná škála ukazuje míru shody klimatu se zdrojovou oblastí.

Zdrojová oblast: Severní Amerika, cílová oblast: Evropa



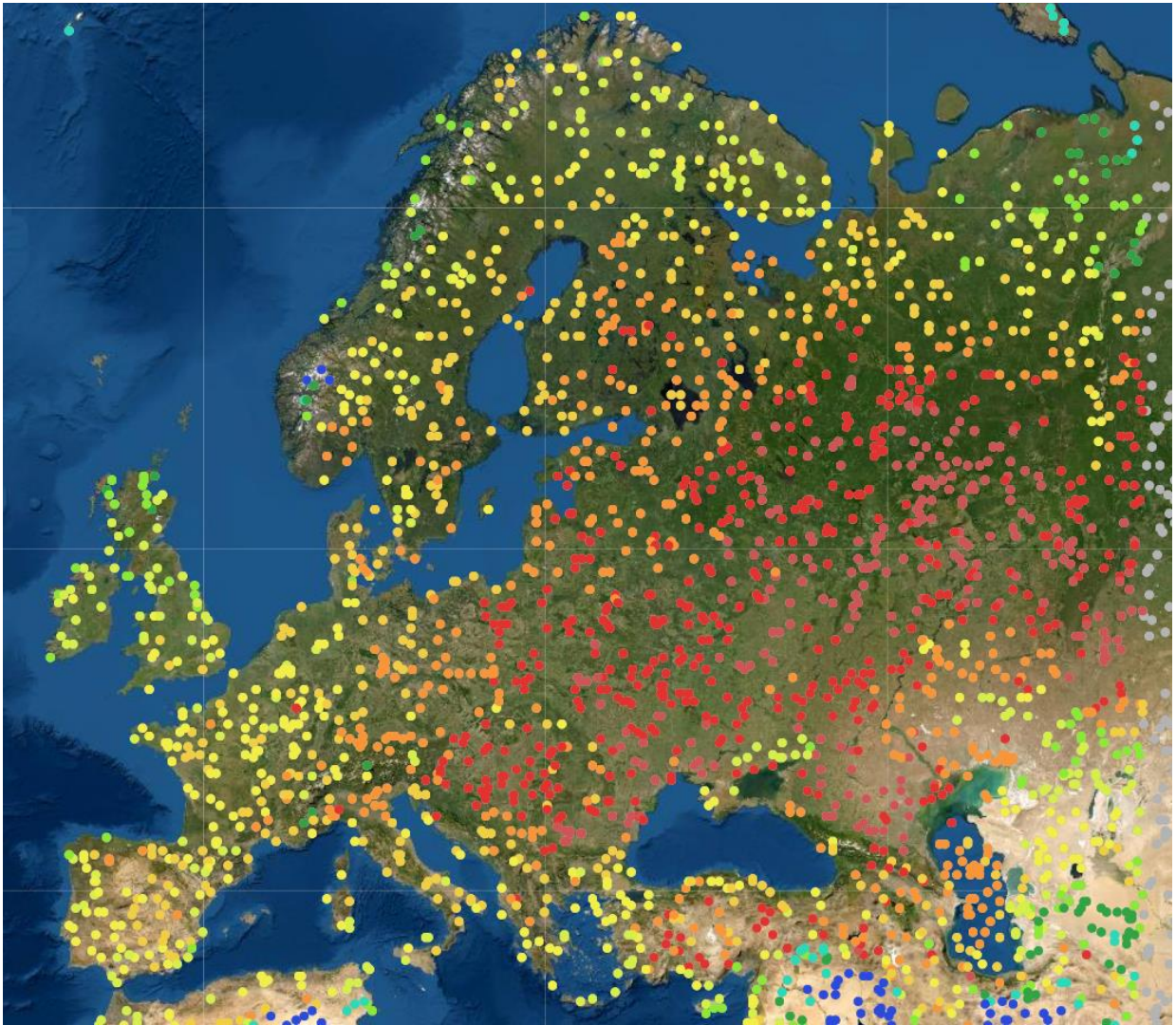
Obr. 33: Mapa zobrazující klimatickou shodu druhu *P. acutus* ze Severní Ameriky v Evropě. Barevná škála ukazuje míru shody klimatu se zdrojovou oblastí.

Zdrojová oblast: Severovýchod Mexika a středovýchod USA, cílová oblast: Evropa



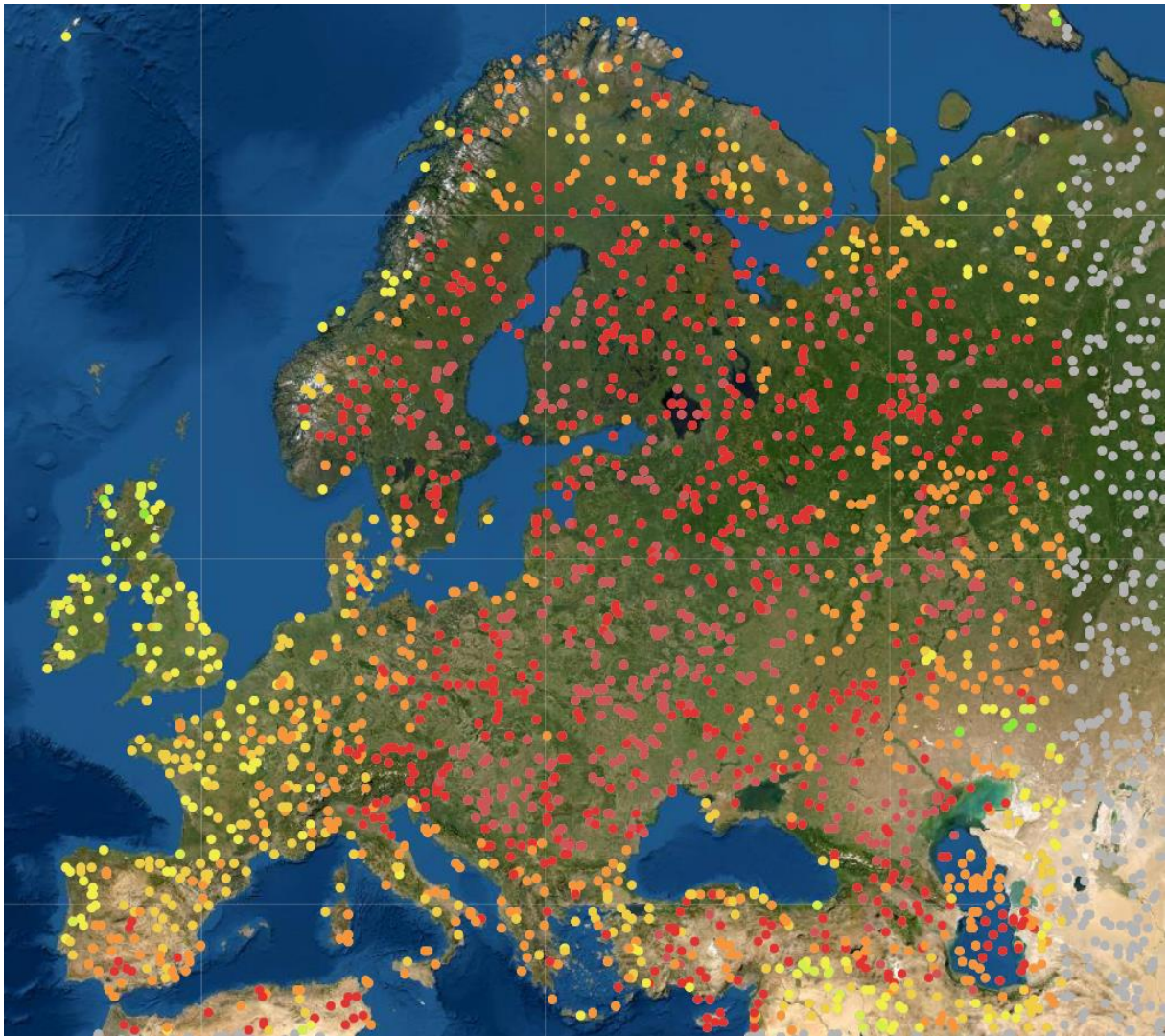
Obr. 34: Mapa zobrazující klimatickou shodu druhu *P. clarkii* ze severovýchodu Mexika a středovýchodu USA v Evropě. Barevná škála ukazuje míru shody klimatu se zdrojovou oblastí.

Zdrojová oblast: Severní Amerika, cílová oblast: Evropa



Obr. 35: Mapa zobrazující klimatickou shodu druhu *F. immunis* ze Severní Ameriky v Evropě. Barevná škála ukazuje míru shody klimatu se zdrojovou oblastí.

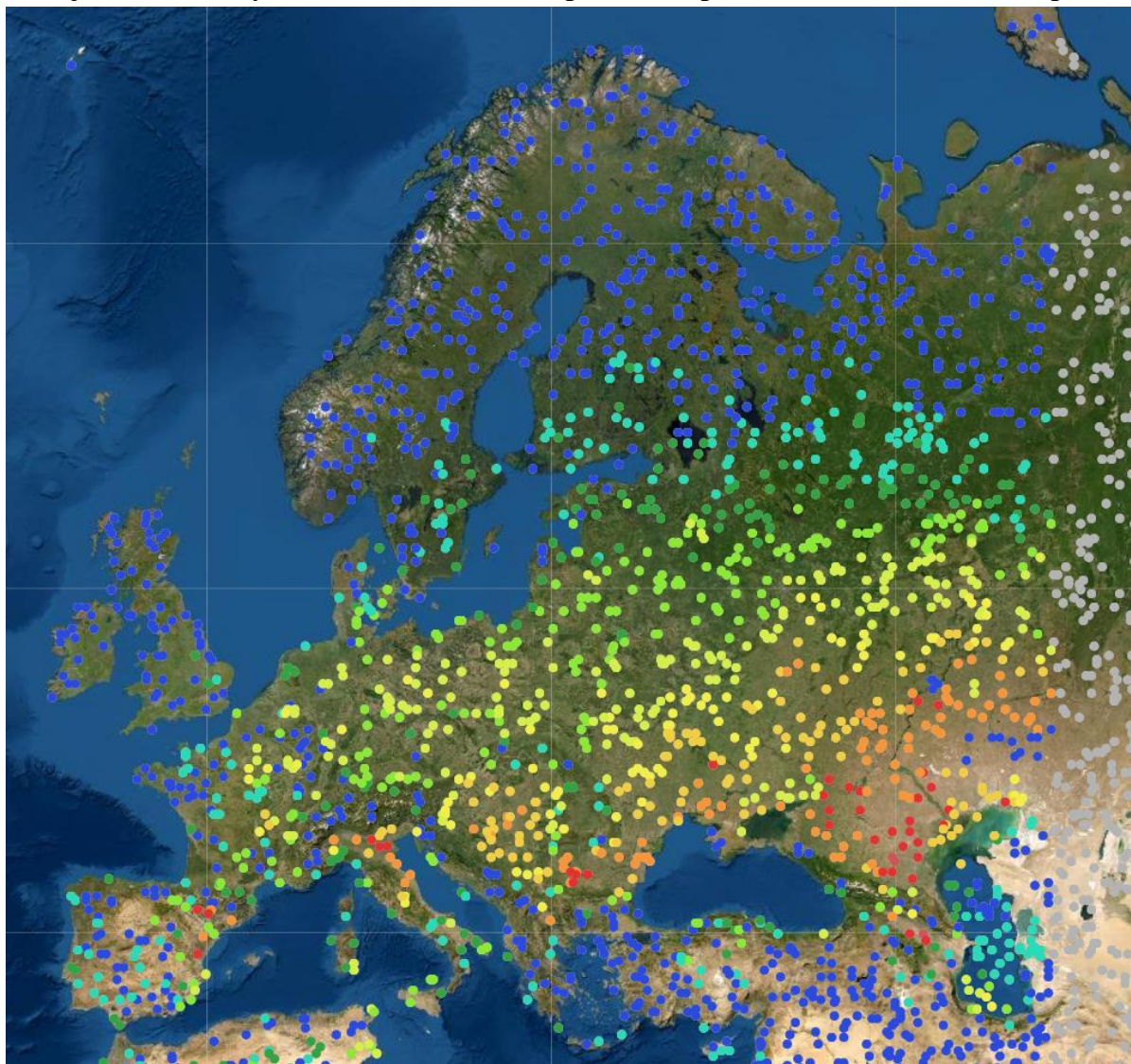
Zdrojová oblast: Severní Amerika, cílová oblast: Evropa



Obr. 36: Mapa zobrazující klimatickou shodu druhu *P. leniusculus* ze Severní Ameriky v Evropě. Barevná škála ukazuje míru shody klimatu se zdrojovou oblastí.

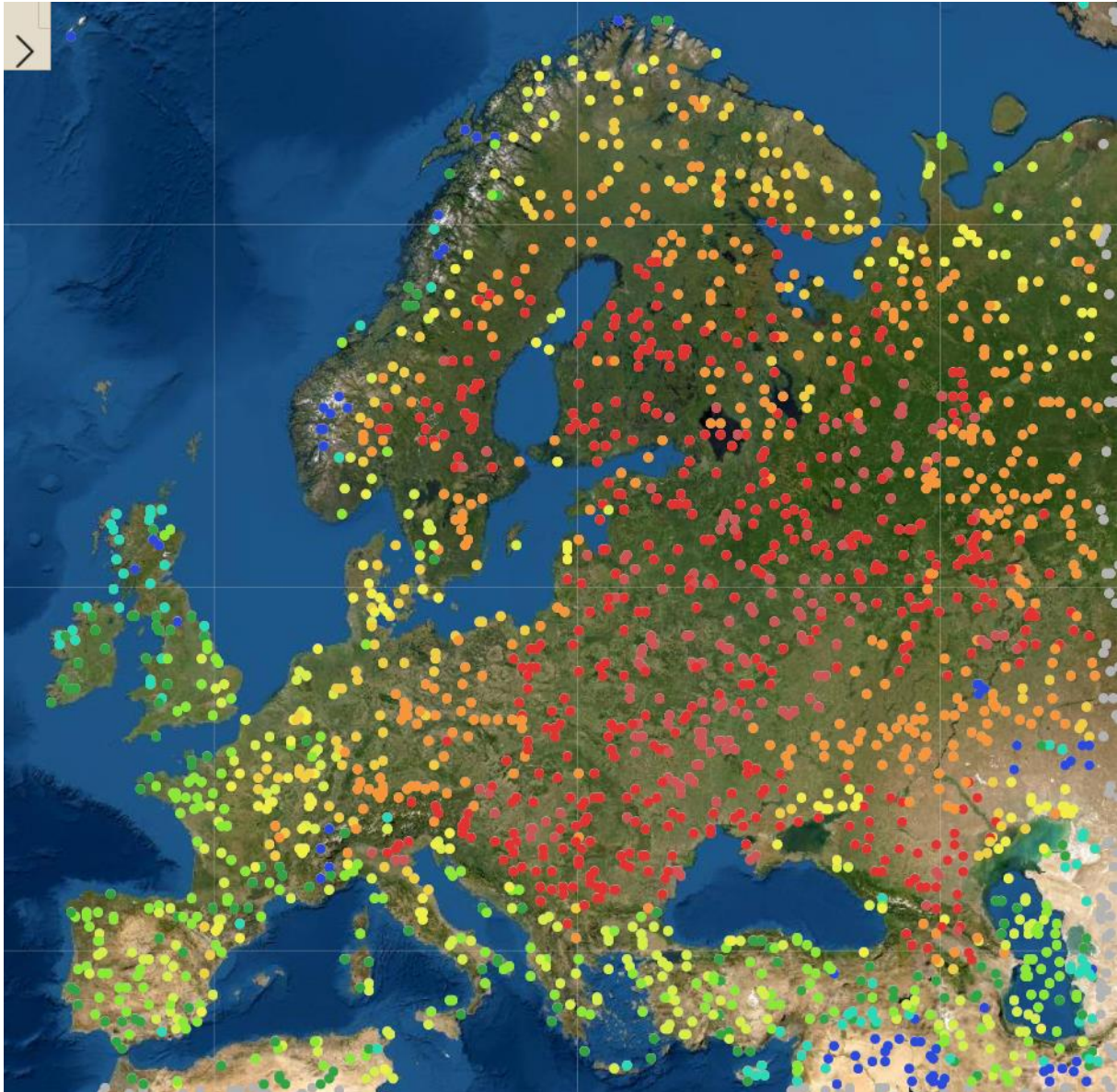
5.2 Klimatická shoda infrařádu Brachyura

Zdrojová oblast: Východní Korea a Čína a pobřeží Japonska, cílová oblast: Evropa



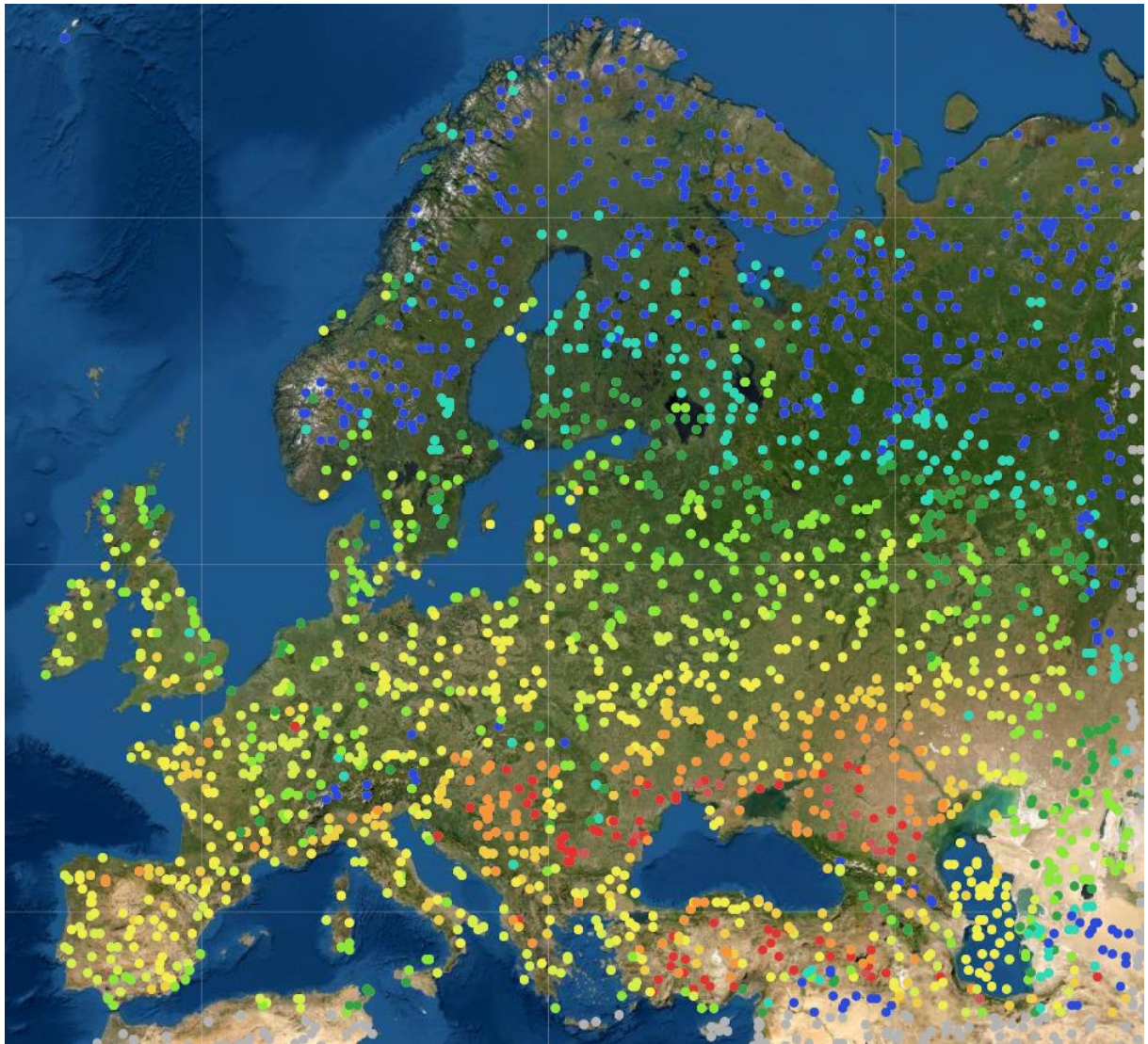
Obr. 37: Mapa zobrazující klimatickou shodu druhu *E. sinensis* z Východní Korey, Číny a pobřeží Japonska v Evropě. Barevná škála ukazuje míru shody klimatu se zdrojovou oblastí.

Zdrojová oblast: Pobřeží v západním Tichém oceánu, od ostrova Hong Kong po ostrov Sachalin, cílová oblast: Evropa



Obr. 38: Mapa zobrazující klimatickou shodu druhu *H. sanguineus* z pobřeží Tichého oceánu, od ostrova Hong Kong po ostrov Sachalin v Evropě. Barevná škála ukazuje míru shody klimatu se zdrojovou oblastí.

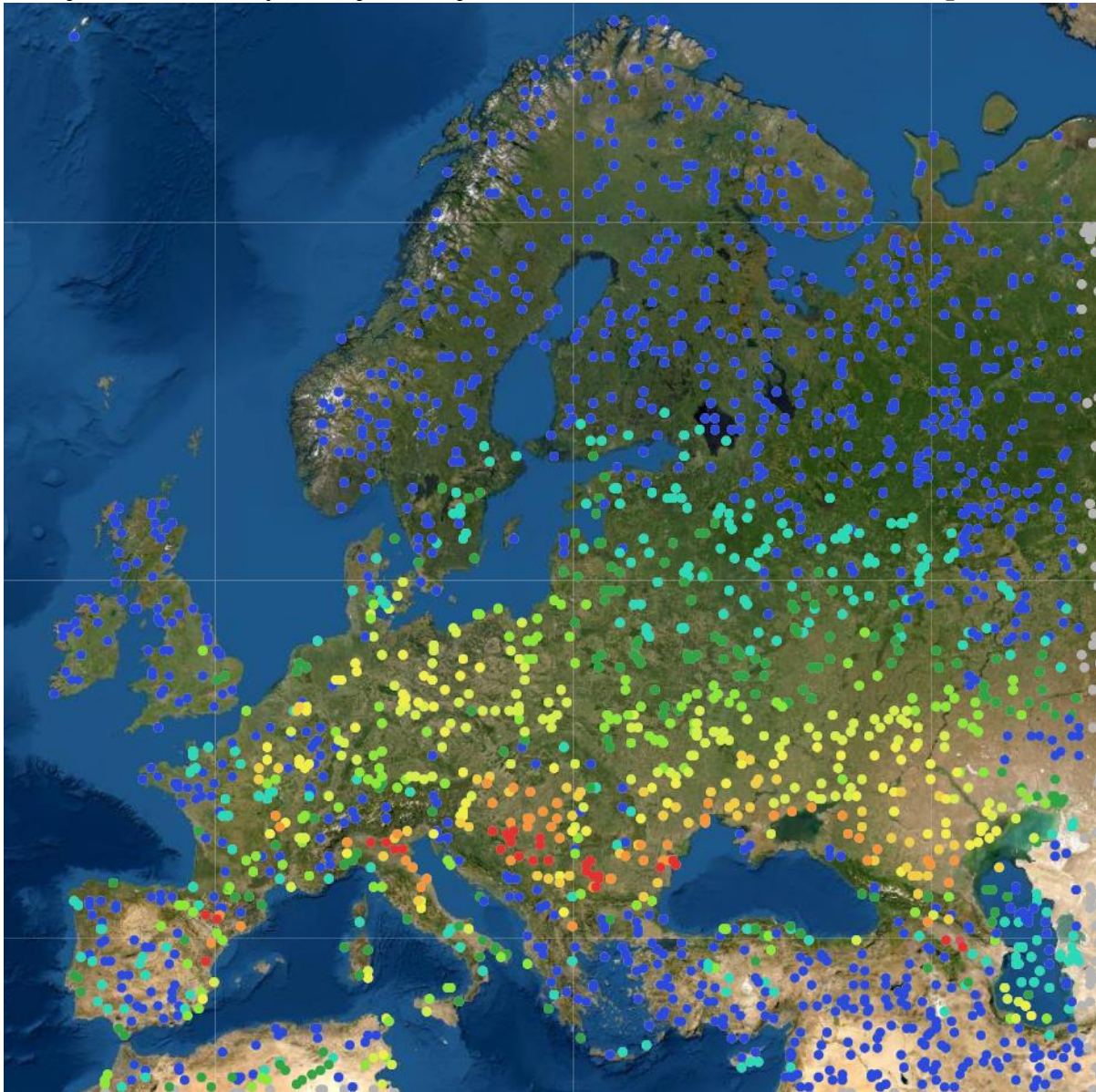
Zdrojová oblast: Atlantské pobřeží Severní Ameriky, cílová oblast: Evropa



Obr. 39: Mapa zobrazující klimatickou shodu druhu *R. harrisi* z atlantského pobřeží Severní Ameriky v Evropě. Barevná škála ukazuje míru shody klimatu se zdrojovou oblastí.

5.3 Klimatická shoda infrařádu Caridea

Zdrojová oblast: Číny, Koreje, Tchaj-wanu a Vietnamu, cílová oblast: Evropa



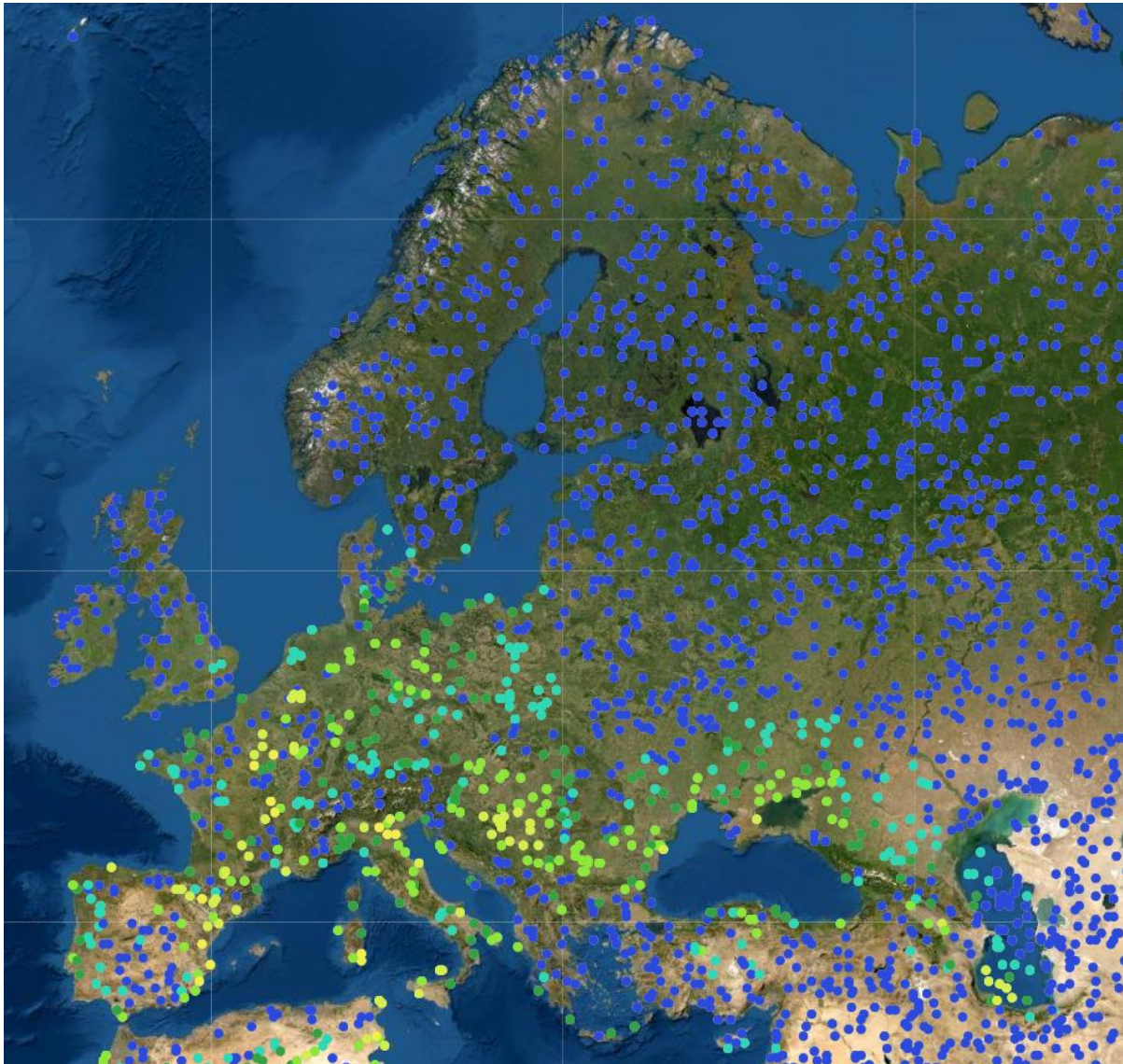
Obr. 40: Mapa zobrazující klimatickou shodu druhu *N. davidi* z oblastí Číny, Koreje, Tchaj-wanu a Vietnamu v Evropě. Barevná škála ukazuje míru shody klimatu se zdrojovou oblastí.

Zdrojová oblast: Střední, Západní a Jižní Indie, cílová oblast: Evropa



Obr. 41: Mapa zobrazující klimatickou shodu druhu *C. babaulti* ze Střední, Západní a Jižní Indie v Evropě. Barevná škála ukazuje míru shody klimatu se zdrojovou oblastí.

Zdrojová oblast: Východní Himálaj a severovýchod Indie po Myanmar, cílová oblast: Evropa



Obr. 42: Mapa zobrazující klimatickou shodu druhu *M. dayanum* z východního Himálaje a severovýchodní Indie po Myanmar v Evropě. Barevná škála ukazuje míru shody klimatu se zdrojovou oblastí.

6. Diskuze

Programem Climatch byla porovnávána podobnost klimatických podmínek původních oblastí výskytu jednotlivých taxonů (zdrojové oblasti) a v Evropě (cílové oblasti). U oblastí, u kterých byla stanovena shoda vyšší či rovna sedmi, se předpokládá, že jsou vhodné pro uchycení a založení životaschopných populací. Z výsledků je patrné, že druhy raků z čeledi Cambaridae s původním areálem rozšíření v Severní Americe mají na základě shody klimatu větší šanci rozšířit se do volné přírody Evropy, než druhy raků z čeledí Astacidae a Cambaroididae. Dále je z výsledku patrné, že při případnějším rozsáhlejším

rozšíření *H. sanguineus* a *R. harrisi*, jsou tyto krabi schopni na základě klimatických podmínek se uchytit, což dokazuje i výskyt druhu *E. sinensis* v České republice. V neposlední řadě je z výsledků patrné, že zástupci *M. dayanumi* a *C. babaulti* z infrařádu Caridea vykazují velice malé riziko pro případné etablování, výjimkou je však kreveta *N. davidii*, která vykazuje daleko větší klimatickou shodu.

Z hlediska klimatických s původním areálem výskytu s cílovými oblastmi v určitých částech Evropy se prokázaly jako nejvíce rizikové následující druhy: *P. clarkii*, *P. virginalis*, *F. immunis*, *F. limosus*, *F. virilis*, *P. leniusculus* a *P. acutus*. Pro příklad rak červený, *P. clarkii*, nepředstavuje v současnosti jen potenciální hrozbu, ale již je vysoce invazním druhem. Jedná se o nejrozšířenější druh na světě, který se vyskytuje na všech kontinentech s výjimkou Austrálie a Antarktidy (CABI 2022). Vzhledem k jeho strategii, vysoké odolnosti a rezistenci vůči patogenu račího moru představuje mimořádnou hrozbu pro původní druhy raků. Z hlediska globálních klimatických změn, které se stále výrazněji odrážejí v teplotních nárůstech (IPCC 2022), je možné očekávat, i dle výsledků z programu Climatch, že se tento druh a mnoho dalších rozšíří do oblastí, kde by dříve nedokázaly přežít.

Lidská činnost je nejvýraznější faktor, který ovlivňuje biodiverzitu v současnosti spíše negativním způsobem. Značné snižování populací raků a dalších korýšů pro konzumní účely, které je stále doprovázeno nešetrnou úpravou a rekultivací vodních toků, znečištěním a nevhodnými zásahy s cílem chránit přírodu, jsou jedny z hlavních příčin úbytku původních raků v Evropě. Přitom obchod s raky stále roste vzhledem ke zvyšování popularity raků jako domácích mazlíčků i jejich vyhledávání spotřebiteli jako pochoutky a kulinářské zajímavosti. Dnes se vyskytuje na trhu s akvarijními druhy široké spektrum živočichů a stejně tak mnoho druhů raků (Patoka et al. 2014c). I přesto, že existuje poměrně široká právní úprava na evropské úrovni regulující druhy, které mají nebo mohou mít negativní vliv na životní prostředí, biologickou rozmanitost, ekonomiku a v obecném měřítku i na lidskou činnost, se v jednotlivých členských státech legislativa v této oblasti liší (Faulkes et al. 2015; Uderbayev et al. 2017).

Nejvýraznější legislativní mezera se objevuje pro příklad v celkové regulaci obchodu s akvarijními živočichy a rostlinami. První úroveň v zabránění konečného rozšíření nepůvodního druhu je celní kontrola, evaluace jejich invazního charakteru a povolení k prodeji a koupi těchto druhů. Další úroveň je prevence a také osvěta a poskytnutí informací o hrozbách nepůvodních druhů pro biodiverzitu široké veřejnosti a především informovanost akvaristů, kteří se stávají stále častějším a běžnějším vektorem, kterým se nepůvodní druh dostane do volné přírody. V některých evropských zemích i mimo Evropskou unii je dovoz živých raků zakázán (např. Norsko, Irsko, Skotsko, Španělsko, Švédsko; Holdich et al. 2006), ale opět se to týká pouze chovu a prodeje pro konzumní účely a akvarijní sféra je v právní úpravě víceméně opomenuta.

Radikálním řešením, jak snížit riziko introdukce, uchycení a rozšíření do volné přírody, by byl absolutní zákaz importu celé skupiny nepůvodních organismů, tedy i desetinožých sladkovodních korýšů, do Evropy. Ale vzhledem k tomu, že určité druhy jsou významné z hlediska vědy i vzdělávání nejen odborné veřejnosti, je daleko efektivnější zvolit cestu částečných zákazů a povolení. V tomto smyslu již prosazuje podobnou strategii Nařízení

Evropského parlamentu a Rady (EU) č. 1143/2014 o prevenci a regulaci zavlékání či vysazování a šíření invazních nepůvodních druhů, které vymezuje konkrétní druhy představující hrozbu pro evropské ekosystémy. Ovšem v ideálním případě je třeba zefektivnit prosazování tohoto předpisu národními orgány a poskytovat jednodušší mechanismus pro správní úřady a soudy členských států porušení zákonné úpravy sankcionovat v širší rovině (např. v případě obchodu s okrasnými raky, kraby a krevetami). Je zcela nezbytné, aby stávající i nová legislativní úprava obsahovala přísné obligatorní minimum, které by transformovaly do svého právního řádu všechny státy Evropské unie. Toto minimum by mělo obsahovat posouzení rizik a predikci s ohledem na klimatické podmínky poskytující možnost uchycení a rozšíření nepůvodním druhům. Na základě těchto vědecky podložených informací by se potenciálně invazní druh měl umístit na seznam druhů s vysokým stupněm hrozby ve všech členských státech EU.

Ve shrnutí: pro zlepšení aktuální situace napomohl jednotný, důslednější a přísnější přístup všech evropských států k problematice ochrany původních druhů a regulaci druhů nepůvodních. Aby bylo možné a dlouhodobě udržitelné obnovit populace původních druhů, je účelné zprvu vytvářet umělé, nezasažené oblasti nepůvodními druhy, které by sloužily jako dočasné místo před vypuštěním do volné přírody. K tomu je nutné připojit mapování a dlouhodobý monitoring populací jak původních druhů, tak i nepůvodních druhů ve volné přírodě (Holdich et al. 2006). Důležitá je také podpora stávajících původních populací a ochrana biotopů, ve kterých se vyskytují. Bez součinnosti neziskových organizací (např. AOPK ČR, ČSOP), odborné veřejnosti, podpůrné legislativní činnosti a především laické veřejnosti je velmi obtížné docílit zlepšení stávající situace z hlediska regulace nepůvodních živočišných i rostlinných druhů.

7. Závěr

V první části této bakalářské práce byly shromážděny informace ohledně původních a nepůvodních druhů raků, krabů a krevet vyskytujících se na území Evropy. Ve druhé části byla pomocí programu Climatch porovnána podobnost klimatických podmínek z původních oblastí výskytu jednotlivých taxonů s klimatickými podmínkami v Evropě. Výsledky této práce mohou pomoci státům, u nichž bylo na základě klimatických podmínek zjištěno největší riziko invazivity, soustředit pozornost na vytváření opatření proti nepůvodním druhům, které byly vyhodnoceny jako potenciálně nebezpečné. Dále je důležité věnovat zvýšenou pozornost monitoringu nepůvodních druhů raků, proškolení kontrolních orgánů, regulaci obchodu a především vzdělávání veřejnosti, aby se zabránilo introdukcím nových nebezpečných druhů a zároveň aby se pokud možno zamezilo dalšímu šíření druhů již zavlečených.

8. Seznam použitých zdrojů

8.1 Literatura

Alekhnovich A, Buřič M. 2017. NOBANIS — Invasive Alien Species Fact Sheet — *Orconectes limosus*. Online Database of the European Network on Alien Invasive Species.

Anker A. 2022. *Rhithropanopeus harrisi*. Crab Database. Available from <https://www.crabdatabase.info/krabi/brachyura/eubrachyura/heterotremata/xanthoidea/panopeidae/rhithropanopeus/rhithropanopeus-harrisi-2732> (accessed April 2022).

Bailey SA, Deneau M, Jean L, Wiley CJ, Leung B, Maclsaac HJ. 2011. Evaluating Efficacy of an Environmental Policy to Prevent Biological Invasions. *Environmental Science & Technology* **45**(7): 2554–2561.
doi: 10.1021/es102655j

Bláha M, Patoka J, Kozák P, Kouba A. 2016. Unrecognised diversity in New Guinean crayfish species (Decapoda, Parastacidae): The evidence from molecular data. *Integrative Zoology* **11**: 457–468. doi: 10.1111/1749-4877.12211

Bláha M, Uzhytchak M, Bondarenko V, Policar T. 2017. The least known European native crayfish *Astacus pachypus* (Rathke, 1837) revealed its phylogenetic position. *Zoologischer Anzeiger* **267**: 151–154. doi: 10.1016/j.jcz.2017.03.001

Bohman P, Edsman L, Martin P, Scholtz G. 2013. The first Marmorcrebs (Decapoda: Astacida: Cambaridae) in Scandinavia. *BioInvasions Records* **2**: 227–232.

Bracken HD, Toon A, Felder DL, Martin JW, Finley M, Rasmussen J, Palero F, Crandall KA. 2009. The Decapod tree of life: compiling the data and moving toward a consensus of Decapod evolution. *Arthropod Systematics & Phylogeny* **67**: 99–116.

Burkenroad MD. 1963. The evolution of the Eucarida, (Crustacea, Eumalacostraca), in relation to the fossil record. *Tulane Studies in Geology and Paleontology* **2**: 2–17.

Burkenroad MD. 1981. The higher taxonomy and evolution of Decapoda (Crustacea). *Transactions of the San Diego Society of Natural History* **19**: 251–268.

Buřič M, Hulák M, Kouba A, Petruske A, Kozák P. A successful crayfish invader is capable of facultative parthenogenesis: a novel reproductive mode in decapod crustaceans. *PloS ONE* **6**.

Buřič M, Kozák P, Kouba A. 2009. Movement patterns and ranging behavior of the invasive spiny-cheek crayfish in a small reservoir tributary. *Fundamental and Applied Limnology. Archiv für Hydrobiologie* **174**(4): 329–337.

CABI. 2022. *Procambarus clarkii* (red swamp crayfish). CABI — Invasive Species Compendium. Available from <https://www.cabi.org/isc/datasheet/67878> (accessed April 2022).

CABI. Invasive Species Compendium. *Procambarus fallax* f. *virginalis* (Marmokrebs). 2022. CAB International. Available from <https://www.cabi.org/isc/datasheet/110477> (accessed April 2022).

Castri F, Hansen AJ, Debussche M. 2012. Biological Invasions in Europe and the Mediterranean Basin. Springer Science and Business Media. ISBN 9789400918764.

Catford JA, Vesk PA, Richardson DM, Pyšek P. 2011. Quantifying levels of biological invasion: towards the objective classification of invaded and invulnerable ecosystems. *Global Change Biology* **18**: 44–62, doi: 10.1111/j.1365-2486.2011.02549.x

Chadwick DD, Pritchard EG, Bradley P, Sayer CD, Chadwick MA, Eagle LJ, Axmacher JC. A novel ‘triple drawdown’ method highlights deficiencies in invasive alien crayfish survey and control techniques. *Journal of Applied Ecology* 2020.

Chan FT, Maclsaac HJ, Bailey SA. 2015. Relative importance of vessel hull fouling and ballast water as transport vectors of nonindigenous species to the Canadian Arctic. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. doi: 10.1139/cjfas-2014-0473

Chucholl C, Daudey T. 2008. First record of *Orconectes juvenilis* (Hagen, 1870) in eastern France: update to the species identity of recently introduced orconectid crayfish (Crustacea: Astacida). **2**.

Chucholl C, Wendler F. 2017. Positive selection of beautiful invaders: long-term persistence and bioinvasion risk of freshwater crayfish in the pet trade. *Biological Invasions* **19**: 197–208. doi: 10.1007/s10530-0161272-5

Chucholl C. 2012. Understanding invasion success: life-history traits and feeding habits of the alien crayfish *Orconectes immunis* (Decapoda, Astacida, Cambaridae). *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* **404**: 4.

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

Chucholl CH, Morawetz K, Gross H. 2012. The clones are coming – strong increase in Marmokrebs (*Procambarus fallax* f. *virginalis*) records from Europe. *Aquatic Invasions* **7**: 511–519.

Churchill CH. 2013. Invaders for sale: trade and determinants of introduction of ornamental freshwater crayfish. *Biological Invasions* **15**(1): 125–141. doi: 10.1007/s10530-012-0273-2

Clear Seas. 2022. Invasive Species & Marine Shipping. Clear Seas Centre for Responsible Marine Shipping. Available from <https://clearseas.org/en/invasive-species/> (accessed April 2022).

Cohen AN, Carlton JT. 1995. Nonindigenous aquatic species in a U.S. estuary: a case study of the biological invasions of the San Francisco Bay and delta. A report for the US fish and wildlife service, Washington D.C. unpaginated

Coughran J, McCormack RB, Daly Garry. 2009. Translocation of the Yabby *Cherax destructor* into eastern drainages of New South Wales, Australia. *Australian Zoologist* **35**(1): 103.

Crandall KA, Buhay JE. 2008. Global diversity of crayfish (Astacidae, Cambaridae, and Parastacidae — Decapoda) in freshwater. *Hydrobiologia* **595**: 295–301.

Crandall KA, de Grave S. 2017. An updated classification of the freshwater crayfishes (Decapoda: Astacidea) of the world, with a complete species list. *Journal of Crustacean Biology* **37**: 615–653.

Crandall KA, Harris DJ, Fetzner JW Jr. 2000. The monophyletic origin of freshwater crayfish estimated from nuclear and mitochondrial DNA sequences. *Proceedings of the Royal Society London Ser. B* **267**:1679–86.

Curtis MC, Jones CM. 1995. Overview of redclaw crayfish *Cherax quadricarinatus* farming practices in northern Australia. *Freshwater Crayfish* **10**: 447–455.

DAISIE. 2009. Handbook of Alien Species in Europe (Invading Nature — Springer Series Invasion Ecology). Delivering Alien Species Inventories for Europe (DAISIE). Nentwig W (eds.). Springer Nature. ISBN: 97814020817995.

Dauvin JC, Rius AT, Ruellet T. 2009. Recent expansion of two invasive crabs species *Hemigrapsus sanguineus* (de Haan, 1835) and *H. takanoi* Asakura and Watanabe 2005 along the Opal Coast, France. *Aquatic Invasions* **4**(3):451–465.

Davis MA. 2009. *Invasion biology*. OUP Oxford, UK. ISBN 9780199218752.

Dorji K. 2014. Diversity of freshwater Decapods in Western Bhutan. doi: 10.13140/RG.2.1.5064.1524

Dorn NJ, Trexler JC. 2007. Crayfish assemblage shifts in a large drought-prone wetland: the roles of hydrology and competition. *Freshwater Biology* **52**: 2399–2411.

Dorn NJ, Volin JC. 2009. Resistance of crayfish (*Procambarus spp.*) populations to wetland drying depends on species and substrate. *Journal of the North American Benthological Society* **28**(4): 766–777.

Dundović Č, Kolanović I. 2013. Comparative Analysis of External Costs of Different Means of Transport. *Pomorstvo* **27**(2): 351–360.

Dunn JC, McClymont HE, Christmas M, Dunn AM. 2009. Competition and parasitism in the native white clawed crayfish *Austropotamobius pallipes* and the invasive signal crayfish *Pacifastacus leniusculus* in the UK. *Biological Invasions* **11**: 315–324.

Durland Donahou A. 2022. *Procambarus acutus acutus* (Girard, 1852). U.S. Geological Survey, Nonindigenous Aquatic Species Database. Gainesville, FL. Available from <https://nas.er.usgs.gov/queries/factsheet.aspx?SpeciesID=216> (accessed April 2022).

EASIN. European Alien Species Information Network - Notification System. NOTSYS. 2022. Joint Research Centre (JRC) of European Commission. Available from <https://easin.jrc.ec.europa.eu/notsys/> (accessed April 2022)

Edgerton BF, Henttonen P, Jussila J, Mannonen A, Paasonen P, Taugbøl T, Edsman L, Souty-Grosset C. 2004. Understanding the causes of disease in European freshwater crayfish. *Conservation Biology* **18**(6): 1466–74.

Englund RA, Cai Y. 1999. The occurrence and description of *Neocaridina denticulata sinensis* (Kemp, 1918) (Crustacea: Decapoda: Atyidae), a new introduction to the Hawaiian Islands. *Occasional papers of Bernice P. Bishop Museum*. **58**: 58–65.

Evans LH, Edgerton BF. 2002. Pathogens, Parasites and Commensals. In: Holdich DM (eds.). *Biology of Freshwater Crayfish* **377–438**. Blackwell Science Ltd. Oxford.

Faulkes Z. 2015. Marmorcrebs (*Procambarus fallax* f. *virginalis*) are the most popular crayfish in the North American pet trade. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* **416**: 20.

Faulkner KT, Hulme PE, Pagad S, Wilson JR, Robertson MP. 2020. Classifying the introduction pathways of alien species: are we moving in the right direction?. In: Wilson JR, Bacher S, Daehler CC, Groom QJ, Kumschick S, Lockwood JL, Robinson TB, Zengeya TA, Richardson DM (eds.). *Frameworks used in Invasion Science*. *NeoBiota* **62**: 143–159. doi: 10.3897/neobiota.62.53543

Faxon W. 1885. A revision of the Astacidae, Part I: The genera *Cambarus* and *Astacus*. *Memoirs of the Museum of Comparative Zoology at Harvard College* **10**(4): 1–86. doi: 10.5962/bhl.title.13329

Feria TP, Faulkes Z. 2011. Forecasting the distribution of Marmorkrebs, a parthenogenetic crayfish with high invasive potential, in Madagascar, Europe, and North America. *Aquatic Invasions* **6**: 55–67. doi: 10.3391/ai.2011. 6.1.07

Filipová I, Petrusek A, Kozák P, Polícar T. 2006. *Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1852) — rak signální. In: Mlíkovský J, Stýblo P (eds.). *Nepůvodní druhy fauny a flóry České republiky* **239–240**.

Filipová L, Grandjean F, Chucholl C, Soes DM, Petrusek A. 2011. Identification of exotic North American crayfish in Europe by DNA barcoding. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* **401**: 11.

Filipová L, Grandjean F, Chucholl C, Soes DM, Petrusek A. 2011. Identification of exotic North American crayfish in Europe by DNA barcoding. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* **401**: 11. doi: 10.1051/kmae/2011025

Fischer D, Bádr V, Vlach P, Fischerová J. 2004. Nové poznatky o rozšíření raka kamenáče v Čechách. *Živa* **52**: 2.

Frey MA, Simard N, Robichaud DD, Martin JL, Therriault TW. 2014. Fouling around: vessel sea-chests as a vector for the introduction and spread of aquatic invasive species. *Management of Biological Invasions* **5**(1): 21–30.

Galil B, Froggia C, Noël P. 2002. *CIESM Atlas of exotic species in the Mediterranean. Crustaceans: decapods and stomatopods* **2**. Monaco: CIESM Publishers.

Gherardi F (eds.). 2007. *Biological Invaders in Inland Waters: Profiles, Distribution and Threats, Invading Nature. Springer Series in Invasion Ecology*. Springer, Dordrecht, the Netherlands. **669–678**.

Gherardi F, Aquiloni L, Diéguez-Uribeondo J, Tricarico E. 2011. Managing invasive crayfish: is there a hope?. *Aquatic Sciences* **73**: 185–200.

Gollasch S. 2011. NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Eriocheir sinensis*. Online Database of the European Network on Invasive Alien Species.

González-Ortegón E, Cuesta JA, Drake P. 2005. La introducción del camarón oriental en el estuario del Guadalquivir. *Quercus* **234**: 20–24.

Govedič M. 2017. First record of the spiny-cheek crayfish (*Orconectes limosus*) in Slovenia - 300 km upstream from its known distribution in the Drava River. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* **7**.

Gross H. 2013. Blauer Floridakrebs (*Procambarus alleni*) im Rhein! *Forum Flusskrebse* **19**: 33–35.

Görner T (eds.). 2018. Invazní nepůvodní druhy s významným dopadem na Evropskou unii: jejich charakteristiky, výskyt a možnosti regulace. *Metodika AOPK ČR*. ISBN: 978-80-7620-001-2.

Görner T, Šíma J, Pergl J (eds.). 2021. Invazní nepůvodní druhy s významným dopadem na Evropskou unii: jejich charakteristiky, výskyt a možnosti regulace. *AOPK ČR, Praha*. ISBN 978-80-7620-095-1.

Görner T. 2017. Likvidace raka mramorovaného na Proseku. *Ochrana přírody* **5**: 11–13.

Haeckel E. 1899. *Kunstformen der Natur*. Verlag des Bibliographischen Instituts. Leipzig, Germany. doi: 10.5962/bhl.title.102214

Souty-Grosset C, Holdich DM, Noel PY, Reynolds JD, Haffner P. 2006. Atlas of Crayfish in Europe, *Museum National d'Histoire Naturelle Paris*. Series: Collection Patrimoines Naturels **64**: 1–188.

Hamr P. 2002. *Orconectes*. In: Holdich MD. *Biology of freshwater crayfish*. Blackwell Science 585-608.

Harlioğlu MM. 2008. The harvest of the freshwater crayfish *Astacus leptodactylus* Eschscholtz in Turkey: harvest history, impact of crayfish plague, and present distribution of harvested populations. *Aquaculture International* **16**:351–360.

Harrower CA, Scalera R, Pagad S, Schönrogge K, Roy HE. 2018. Guidance for interpretation of CBD categories on introduction pathways. Technical note prepared by IUCN for the European Commission.

Hatcher JM, Dunn AM. 2011. *Parasites in Ecological Communities From Interactions to Ecosystems*. Cambridge University Press. doi: 10.1017/CBO9780511987359

Heath WH, Stewart PM, Simon TP, Miller JM. 2010. Distributional survey of crayfish (Crustacea: Decapoda) in wadeable streams in the coastal plains of southeastern Alabama. *Southeastern Naturalist* **9**(3): 139–154.

Hejda M, Pyšek P. 2018. Environmentální a hospodářské důsledky rostlinných invazí. *Nakladatelství Academia, SSČ AV ČR*.

Hejda R, Farkač J, Chobot K (eds.). 2017. Červený seznam ohrožených druhů České Republiky. Bezobratlí. AOPK ČR, Praha. Příroda **36**: 1–162. ISBN: 978-80-88076-53-7.

Hendrix AN, Loftus WF, Armstrong D. 1999. Life history, ecology, and interactions of Everglades crayfishes in response to hydrological restoration. US Geological Survey Program on the South Florida Ecosystem **38–39**.

Henttonen P, Huner JV. 1999. The Introduction Of Alien Species Of Crayfish in Europe: A historical introduction. ISBN: 9781315140469.

Herrmann A, Schnabler A, Martens A. 2018. Phenology of overland dispersal in the invasive crayfish *Faxonius immunitus* (Hagen) at the Upper Rhine River area. Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems **419**: 30. DOI: 10.1051/kmae/2018018

Hijmans RJ, Cameron SE, Juan PL, Jones PG, Jarvis A. 2005. Very high resolution interpolated climate surface for global land areas. International Journal of Climatology **25**(15): 1965–1978. doi: 10.1002/joc.1276

Hobbs HH Jr. 1942. The crayfishes of Florida. University of Florida, Gainesville, FL.
Hobbs JR. 1989. An illustrated checklist of the American crayfishes (Decapoda: Astacidae, Cambaridae, and Parastacidae).

Holdich D, Sibley P, Peay S. 2004. The white-clawed crayfish – a decade on. British Wildlife **15**(3): 153–164.

Holdich DM, Haffner P, Noël P. 2006. Species files. In: Souty-Grosset C, Holdich DM, Noël PY, Reynolds JD, Haffner P (eds.). Atlas of Crayfish in Europe. Muséum national d’Histoire naturelle, Paris. Patrimoines naturels **64**: 50–129.

Holdich DM, Reynolds JD, Souty-Grosset C, Sibley PJ. 2009. A review of the ever increasing threat to European crayfish from non-indigenous crayfish species. Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems **11**: 394–395.

Holdich DM, Rogers WD. 1992. Crayfish populations in the British Isles, farming, legislation, conservation and management. Finnish Fisheries Research **14**: 23–32.

Holdich DM. 2003. Crayfish in Europe – an overview of taxonomy, legislation, distribution, and crayfish plague outbreaks. In: Holdich DM, Sibley PJ (eds.). 2002. Management & Conservation of Crayfish. Proceedings of a conference held on 7th November 2002 at the Nottingham Forest Football Club, Nottingham, UK **15–34**.

Holdich DM. 2003. Crayfish in Europe — an overview of taxonomy, legislation, distribution, and crayfish plague outbreaks. In: Holdich DM, Sibley PJ (eds.).

Holman P. 2022. *Caridina babaulti*. Rybicky.net. Available from <https://rybicky.net/fotogalerie.php?sekce=atlasostatnich&c=2234> (accessed April 2022).

Huerto Delgadillo R, Vargas Velázquez S. 2014. Estudio ecosistémico del Lago de Pátzcuaro. Aportes en Gestión ambiental para el fomento del desarrollo sustentable **2**: 95–130.

Hulme PE. 2020. Plant invasions in New Zealand: Global lessons in prevention, eradication and control. Biological Invasions **22**: 1539–1562.

Huner JV, Lindqvist OV. 1995. Physiological adaptations of freshwater crayfish that permit successful aquacultural ventures. American Zoologist **35**(1): 12–19.

Huner JV. 1994. Freshwater crayfish aquaculture in North America, Europe and Australia: families Astacidae, Cambaridae, and Parastacidae. The Haworth Press, Inc. Food Products Press. Binghamton, NY. ISBN: 1-56022-039-2.

Huxley TH. 1857. Referee report on 'On the Development of the Decapod Crustacea' by S. Bates. From The Royal Society.

Huxley TH. 1880. The Crayfish: An introduction to the Study of Zoology. D. Appleton and Company, New York.

IndustryARC. 2022. Crayfish Market — Industry Analysis, Market Size, Share, Trends, Application Analysis, Growth and Forecast 2021–2026. Furion analytics Research & Consulting LLP. Available from <https://www.industryarc.com/Research/Crayfish-Market-Research-507371> (accessed March 2022).

Ingle R. 1997. Crayfishes, lobsters and crabs of Europe. An illustrated guide to common and traded species. London, UK. Chapman and Hall.

IPCC Sixth Assessment Report. 2022. Climate Change 2022: Mitigation of Climate Change. Available from https://report.ipcc.ch/ar6wg3/pdf/IPCC_AR6_WGIII_FinalDraft_FullReport.pdf (accessed April 2022)

IUCN. 2003. An Assessment of Progress 2002: The IUCN Programme. IUCN. Gland, Switzerland and Cambridge, UK.

Jabłońska A, Mamos T, Gruszka P, Szlauer-Łukaszewska A, Grabowski M. 2018. First record and DNA barcodes of the aquarium shrimp, *Neocaridina davidi*, in Central Europe from thermally polluted River Oder canal, Poland. Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems **419**: 14.

Jaklič M, Vrezec Al. 2011. The first tropical alien crayfish species in European waters: The redclaw *Cherax quadricarinatus* (Von Martens, 1868) (Decapoda, Parastacidae). *Crustaceana* **84**(5–6): 651–665. doi: 10.1163/001121611X577936

Jaszczołt J, Szaniawska A. 2011. The spiny-cheek crayfish *Orconectes limosus* (Rafinesque, 1817) as an inhabitant of the Baltic Sea - Experimental evidences for its invasion of brakish waters. *Oceanological and Hydrobiological Studies* **40**(3): 52–60. doi:10.2478/s13545-011-0029-0

Johnsen SI, Taugbøl T. 2010. *Pacifastacus leniusculus*. NOBANIS Invasive Alien Species Fact Sheet. Online Database of the North European and Baltic Network on Invasive Alien Species - NOBANIS. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* **78**(1): 349-349. doi: 10.1017/S0025315400040182

Karge A, Klotz W. 2008 Süßwassergarnelen aus aller Welt [Fresh water shrimps of the world] **2**. Auflage, (Dähne Verlag) Ettlingen.

Karplus I, Sagi A, Khalaila I, Barki A. 2003. The Influence of Androgenic Gland Implantation on the Agonistic Behavior of Female Crayfish (*Cherax quadricarinatus*) in Interactions with Females. *Behaviour* **140**: 649–663.

Karplus I, Zoran M, Milstein A, Harpaz S, Eran Y, Joseph D, Sagi A. 1998. Culture of the Australian red-claw crayfish (*Cherax quadricarinatus*) in Israel. III. Survival in earthen ponds under ambient winter temperatures. *Aquaculture* **166**: 259–267.

Keith DE. 2008. Occurrence of *Rhithropanopeus harrisi* (mud crab) in Texas inland impoundments. Tarleton State University, unpaginated.

Klotz W, Miesen FW, Hüllen S, Herder F. 2013. Two Asian fresh water shrimp species found in a thermally polluted stream system in North Rhine-Westphalia, Germany. *Aquatic Invasions* **8**(3): 333–339. doi: 10.3391/ai.2013.8.3.09

Koese B, Soes M. 2011. De Nederlandse rivierkreeften (Astacoidae & Parastacoidae). Nederlandse Faunistische Mededelingen: Entomologische Tabellen **6**. Nederlandse Entomologische Vereniging.

Kotovská G, Khrystenko D, Patoka J, Kouba A. 2016. East European stocks at risk: arrival of non-indigenous crayfish species. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* **417**: 37. doi:10.1051/kmae/2016024

Kouba A, Petrussek A, Kozák P. 2014. Continental-wide distribution of crayfish species in Europe: update and maps. – *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* **413**(05): 31. doi: 10.1051/kmae/2014007

Kozubíková E, Petrusek A. 2009. Račí mor — přehled dosavadních poznatků o závažném onemocnění raků a zhodnocení situace v České republice. Bulletin VÚRH Vodňany **45**: 2–3

Kozubíková-Balcarová E, Beran L, Ďuriš Z, Fischer D, Horká I, Svobodová J, Petrusek A. 2014. Status and recovery of indigenous crayfish populations after recent crayfish plague outbreaks in the Czech Republic. *Ethology, Ecology & Evolution* **26**: 299–319.

Kozák P, Buřič M, Polícar T, Hamáčková J, Lepičová A. 2007. The effect of inter- and intra-specific competition on survival and growth rate of native juvenile noble crayfish *Astacus astacus* and alien spiny-cheek crayfish *Orconectes limosus*. *Hydrobiologia* **590**(1): 85–94.

Kuris A, Hechinger R, Shaw J. Ecosystem energetic implications of parasite and free-living biomass in three estuaries. *Nature* **454**: 515–518. doi: 10.1038/nature06970

Leadley PW, Krug CB, Alkemade R, Pereira HM, Sumaila UR, Walpole M, Marques A, Newbold T, Teh LSL, van Kolck J, Bellard C, Januchowski-Hartley SR, Mumby PJ. 2014. Progress towards the Aichi Biodiversity Targets: An Assessment of Biodiversity Trends, Policy Scenarios and Key Actions. Technical Series **78**. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montréal, Canada.

Leppakoski E, Gollasch S, Olenin S. 2013. Invasive Aquatic Species of Europe. Distribution, Impacts and Management. Springer Science and Business Media. ISBN 9789401599566.

Lewis MA, Petrovskii SV, Potts JR. 2016. The Mathematics Behind Biological Invasions. Springer International Publishing. Switzerland. ISBN 9783319320434. doi: 10.1007/978-3-319-32043-4

Libus J. 2011. *Macrobrachyum dayanum*. Krevetkus, s krevetkami, o krevetkách, pro krevety.

Lipták B, Mrugała A, Pekárik L, Mutkovič A, Gruľa D, Petrusek A, Kouba A. 2016. Expansion of the marbled crayfish in Slovakia: beginning of an invasion in the Danube catchment?. *Journal of Limnology* **75**: 305–312.

Lohrer AM, Whitlatch RB. 2002. Interactions among aliens: apparent replacement of one exotic species by another. *Ecology* **83**(3):719–732.

Longshaw M, Stebbing P. 2016 Biology and ecology of crayfish. First edition. CRC Press, Boca Raton, London; New York, New York. USA. 1–13. ISBN-13: 978-1-4987-6733-0.

Loughman ZJ, Welsh SA. 2010. Distribution and conservation standing of West Virginia crayfishes. *Southeastern Naturalist* **9**: 63–78.

Maceda-Veiga A, Domínguez-Domínguez O, Escribano-Alacid J, Lyons J. 2016. The aquarium hobby: can sinners become saints in freshwater fish conservation?. *Fish and Fisheries* **17**: 860–874.

Maciaszek R, Jabłońska A, Hoitsy M, Prati S, Świderek W. 2021. First record and DNA barcodes of non-native shrimp, *Caridina babaulti* (Bouvier, 1918) in Europe. *The European Zoological Journal* **88**(1): 816–823. doi: 10.1080/24750263.2021.1944337

Maitland RT. 1874. Checklist Dutch shellfish. *Naamlijst van Nederlandsche Schaaldieren. Tijdschrift der Nederlandsche Dierkundige Vereeniging* **228–229**.

Makkonen J, Jussila J, Kokko H. 2012. The diversity of the pathogenic Oomycete (*Aphanomyces astaci*) chitinase genes within the genotypes indicate adaptation to its hosts. *Fungal Genetic Biology* **49**(8): 635–642. doi: 10.1016/j.fgb.2012.05.014.

Marten M, Werth C, Marten D. 2004. Der Marmorkrebs (Cambaridae, Decapoda) in Deutschland – ein weiteres Neozoon im Einzugsgebiet des Rheins. *Lauterbornia* **50**: 17–23.

Martin JV, Crandall KA, Felder DL. 2016. *Decapod Crustacean Phylogenetics*. CRC Press. ISBN 9781420092592.

Martin P, Dorn N, Kawai T, van der Heiden C, Scholtz G. 2010. The enigmatic Marmorkrebs (marbled crayfish) is the parthenogenetic form of *Procambarus fallax* (Hagen, 1870). *Contributions to Zoology* **79**: 107–118.

Millennium Ecosystem Assessment. 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.

Morrissy NM, Cassells G. 1992. Spread of the introduced yabby, *Cherax albidus* Clark, 1936 in Western Australia. *Fisheries Research Report No. 92*. Western Australia, Australia: Department of Fisheries.

Mrugała A, Kozubíková-Balcarová E, Chucholl C, Resino SC, Viljamaa-Dirks S, Vukić J, Petrusek A. 2015. Trade of ornamental crayfish in Europe as a possible introduction pathway for important crustacean diseases: crayfish plague and white spot syndrome. *Biological Invasions* **17**: 1313–1326.

Musseau C, Boulenger C, Crivelli AJ, Lebel I, Pascal M, Boulêtreau S. 2015. Native European eels as a potential biological control for invasive crayfish. *Freshwater Biology* **60**: 636–645. doi: 10.1111/fwb.12510

National Biodiversity Data Centre. *Eriocheir sinensis*, Chinese Mitten Crab. 2022. Available from <https://species.biodiversityireland.ie/profile.php?taxonId=22443&taxonDesignationGroupId=25> (accessed April 2022).

National Research Council. 2002. Predicting Invasions of Nonindigenous Plants and Plant Pests. The National Academies. Washington, DC.

Natura 2000. Ministerstvo životního prostředí ČR. Available from https://www.mzp.cz/cz/natura_2000 (accessed April 2022).

Neveu A. Can resident carnivorous fishes slow down introduced alien crayfish spread? Efficacy of 3 fishes species versus 2 crayfish species in experimental design. Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture (France) 2001.

Nguyen TTT. 2005. A genetic investigation on translocation of Australian commercial freshwater crayfish, *Cherax destructor*. Aquatic Living Resources **18**(3): 319–323.

Nyhlén L, Unestam T. 1975. Ultrastructure of the crayfish integument by the fungal parasite, *Aphanomyces astaci*, Oomycetes. Journal of Invertebrate Pathology **26**: 353–366.

Nyhlén L, Unestam T. 1980. Wound reactions and *Aphanomyces astaci* growth in crayfish cuticle. Journal of Invertebrate Pathology **36**: 187–197.

Nálezová databáze AOPK ČR. 2022. Available from <https://portal.nature.cz/nd/> (accessed April 2022).

Oidtmann B, Geiger S, Steinbauer P, Culas A, Hoffmann RW. 2006. Detection of *Aphanomyces astaci* in North American crayfish by polymerase chain reaction. Diseases of Aquatic Organisms **72**: 53–64.

Oidtmann B, Heitz E, Rogers D, Hoffmann RW. 2002. Transmission of crayfish plague. Diseases of Aquatic Organisms **52**: 159–167.

Oidtmann B, Schaefer N, Cerenius L, Söderhäll K, Hoffmann RW. 2004. Detection of genomic DNA of the crayfish plague fungus *Aphanomyces astaci* (Oomycete) in clinical samples by PCR. Veterinary Microbiology **100**: 269–282

Oidtmann B. 2000. Diseases in freshwater crayfish. In: Rogers D, Brickland J (eds.). Proceedings of the Crayfish conference in Leeds in 2000 **9–18**.

Pandya PJ, Richard J. 2019. Report of *Caridina babaulti* Bouvier, 1918 (Crustacea: Decapoda: Caridea: Atyidae) and description of a new species *Caridina kutchi* sp. nov. from Gujarat, India. Zootaxa **4568**: 3.

Pantaleão JAF, Gregati RA, Costa RC, Greco LL. Post-hatching development of the ornamental 'Red Cherry Shrimp' *Neocaridina davidi* (Bouvier, 1904) (Crustacea, Caridea, Atyidae) under laboratorial conditions. *Aquaculture Research* **48**(2). doi: 10.1111/are.12903

Papavlasopoulou I, Perdikaris C, Vardakas L, Paschos I. 2014. Enemy at the gates: introduction potential of non - indigenous freshwater crayfish in Greece via the aquarium trade. *Central European Journal of Biology* **9**: 11–18.

Parker IM, Reichard SH. 1998. Critical issues in invasion biology for conservation science. In: Fiedler PL and Kareiva PM (eds). *Conservation Biology for the Coming Decade* **2**: 283–305.

Patoka J. 2010. *Krevety sladkovodní. Robimaus, Rudná u Prahy*. ISBN: 978-80-87293-15-7.

Patoka J. 2012. *Krabi a poustěvníčci. Robimaus — sdružení, Rudná u Prahy*. ISBN: 978-80-87293270.

Patoka J. 2013. *Sladkovodní raci. Robimaus, Rudná u Prahy*. ISBN: 978-80-87293-30-0.

Patoka J. 2022. *Camparellus patzcuarensis* — CPO. Available from <https://home.czu.cz/en/patoka/cambarellus-patzcuarensis---cpo?editmode=0> (accessed April 2022).

Patoka J, Bláha M, Buřič M, Kouba A, Ďuriš Z. 2017. České názvy živočichů VIII: desetinožci (Decapoda), infrařád rakotvární (Astacidea). Národní muzeum (zoologické oddělení), Praha.

Patoka J, Buřič M, Kolář V, Bláha M, Petrtýl M, Franta P, Tropek R, Kalous L, Petrušek A, Kouba A. 2016b. Predictions of marbled crayfish establishment in conurbations fulfilled: Evidences from the Czech Republic. *Biologia* **71**: 1380–1385. doi: 10.1515/biolog-2016-0164

Patoka J, Kalous L, Kopecký O. 2014c. Risk assessment of the crayfish pet trade based on data from the Czech Republic. *Biol. Invasions*. **16**: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, Kocánová B, Kalous L. 2016a. Crayfish in Czech cultural space: the longest documented relationship between humans and crayfish in Europe. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* **417**(5): 2–6.

Patoka J, Nývltová Fišánková M, Kalous L, Škrdla P, Kuča M. 2014a. Earliest evidence for human consumption of crayfish. *Crustaceana* **87** (13): 1578–1585.

Patoka J, Petrtýl M, Kalous L. 2014b. Garden ponds as potential introduction pathway of ornamental crayfish. doi: 10.1051/kmae/2014019

Peay S, Johnsen S, Bean C, Dunn A, Sandodden R, Edsman L. 2019. Biocide treatment of invasive signal crayfish: successes, failures and lessons learned. *Diversity* **11**: 29. doi: 10.3390/d11030029

Peay S. 2009. Invasive non-indigenous crayfish species in Europe: recommendations on managing them. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* **3**: 394–395.

Peay S, Guthrie N, Spees J, Nilsson E, BRADLEY P. 2009. The impact of signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) on the recruitment of salmonid fish in a headwater stream in Yorkshire, England. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* **12**.

Pergl J, Šíma J, Görner T, Pěkníková J. Biologické invaze a související právní nástroje. *Živa* **126**.

Perry WL, Lodge DM, Feder JL. 2002. Importance of hybridization between indigenous and nonindigenous freshwater species: an overlooked threat to North American biodiversity. *Systematic Biology* **51**(2): 255–75.

Petersen C. 2006. Range expansion in the Northeast Pacific by an estuary mud crab - a molecular study. *Biological Invasions* **8**(4): 565–576.

Petrusek A, Filipová L, Ďuriš Z, Horká I, Kozák P, Polícar T, Štambergová M, Kučera Z. 2006. Distribution of the invasive spiny-cheek crayfish (*Orconectes limosus*) in the Czech Republic. Past and present. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* **380–381**: 903–917.

Pyšek J, Sádlo J, Petrusek A, Pyšek P. 2013. Nepůvodní druhy živočichů a rostlin v ČR: návrh seznamů druhů vyžadujících zvláštní přístup (černý a šedý seznam). Ministerstvo životního prostředí ČR.

Pyšek P, Jarošík V, Pergl J. 2011. Alien Plants Introduced by Different Pathways Differ in Invasion Success: Unintentional Introductions as a Threat to Natural Areas. *PLoS ONE* **6**(9): e24890. doi:10.1371/journal.pone.0024890

Pârvulescu L, Zaharia C, Satmari A, Drâgut L. 2013. Is the distribution pattern of the stone crayfish in the Carpathians related to karstic refugia from Pleistocene glaciations? *Freshwater Science* **32**: 1410–1419.

Pârvulescu L. 2019. Introducing a new Austropotamobius crayfish species (Crustacea, Decapoda, Astacidae): A Miocene endemism of the Apuseni Mountains, Romania. *Zoologischer Anzeiger* **279**: 94–102. doi: 10.1016/j.jcz.2019.01.006

Radosta O. 2016a. *Eriocheir sinensis*. Flickr. Available from <https://www.flickr.com/photos/138009674@N08/30336264752> (accessed April 2022).

Radosta O. 2016b. *Hemigrapsus sanguineus*. Crab Database. Available from <https://www.crabdatabase.info/krabi/brachyura/eubrachyura/thoracotremata/grapsoidea/varunidae/hemigrapsus/hemigrapsus-sanguineus-1339> (accessed April 2022).

Reisinger LS, Lodge DM. 2016. Parasites alter freshwater communities in mesocosms by modifying invasive crayfish behavior. *Ecology* **97**: 1497–1506.

Report of the Institute of the Freshwater Research Drottningholm **52**: 192–198.

Rey P, Ortlepp J, Küry D. 2004. Wirbellose Neozoen im Hochrhein. Ausbreitung und ökologische Bedeutung [Invertebrate neozoa in upper Rhine. Distribution and ecological meaning]. Schriftenreihe Umwelt **380**. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern.

Reynolds J, Souty-Grosset C. 2012. Management of Freshwater Biodiversity: Crayfish as Bioindicators. Cambridge University Press. ISBN: 978-0-521-51400-2.

Riek EE. 1972. The phylogeny of the Parastacidae (Crustacea: Astacoidea), with descriptions of a new genus of Australian freshwater crayfishes. *Australian Journal of Zoology* **20**: 369–389.

Roche DG, Torchin ME. 2007. Established population of the North American Harris mud crab, *Rhithropanopeus harrisi* (Gould 1841) (Crustacea: Brachyura: Xanthidae) in the Panama Canal. *Aquatic Invasions* **2**(3): 155–161.

Rode AL, Babcock LE. 2003. Phylogeny of fossil and extant freshwater crayfish and some closely related nephropid lobsters. *Journal of Crustacean Biology* **23**: 418–435.

Roy D, Alderman D, Anastasiu P, Arianoutsou M, Augustin S, Bacher S, Başnou C, Beisel J, Bertolino S, Bonesi L, Bretagnolle F, Chapuis J L, Chauvel B, Chiron F, Clergeau P, Cooper J, Cunha T, Delipetrou P, Desprez-Loustau M, Détaint M, Devin S, Didžiulis V, Essl F, Galil B S, Genovesi P, Gherardi F, Gollasch S, Hejda M, Hulme P E, Josefsson M, Kark S, Kauhala K, Kenis M, Klotz S, Kobelt M, Kühn I, Lambdon P W, Larsson T, Lopez-

Vaamonde C, Lorvelec O, Marchante H, Minchin D, Nentwig W, Occhipinti-Ambrogi A, Olenin S, Olenina I, Ovcharenko I, Panov V E, Pascal M, Pergl J, Perglová I, Pino J, Pyšek P, Rabitsch W, Rasplus J, Rathod B, Roques A, Roy H, Sauvard D, Scalera R, Shiganova T A, Shirley S, Shwartz A, Solarz W, Vilà M, Winter M, Yésou P, Zaiko A, Adriaens T, Desmet P, Reyserhove L. 2020. DAISIE – Inventory of alien invasive species in Europe. Ver. 1.7. Research Institute for Nature and Forest (INBO). doi: 10.15468/ybwd3x

Royo F, Andersson G, Bangyeekhun E, Muzquiz JL, Söderhäll K, Cerenius L. 2004. Physiological and genetic characterisation of some new *Aphanomyces* strains isolated from freshwater crayfish. *Veterinary Microbiology* **104**:103–112.

Sakai T. 1976. Crabs of Japan and the Adjacent Seas. Tokyo, Japan. Kodansha Ltd.

Sandodden R, Johnsen SI. 2010. Eradication of introduced signal crayfish *Pacifastacus leniusculus* using the pharmaceutical BETAMAX VET®. *Aquatic Invasions* **5**(1): 75–81. doi: 10.3391/ai.2010.5.1.9

Sartore J. 2022. Joel Sartore, National Geographic Photographer and Speaker. Available from <https://www.joelsartore.com/search/calico+crayfish/> (accessed April 2022).

Scholtz G, Richter S. 1995. Phylogenetic systematics of reptantian Decapoda (Malacostraca: Crustacea). *Zoological Journal of the Linnean Society* **113**: 289–328.

Scholtz G. 1993. Teloblasts in decapod embryos: an embryonic character reveals the monophyletic origin of freshwater crayfishes (Crustacea, Decapoda). *Zoologische Anzeiger* **230**: 45–54.

Schoolmann G, Arndt H. 2018. Population dynamics of the invasive freshwater shrimp *Neocaridina davidi* in the thermally polluted Gillbach stream (North Rhine-Westphalia, Germany). *Limnologia* **71**: 1–7.

Schubart CD, Huber MGJ. 2006. Genetic comparisons of German populations of the stone crayfish, *Austropotamobius torrentium* (Crustacea: Astacidae). *Bulletin français de la pêche et de la pisciculture C* **380–381**: 1019–1028.

Secretariat of the Convention on Biological Diversity. 2020. Global Biodiversity Outlook 5 – Summary for Policy Makers. CBD, Montréal.

Seebens H, Blackburn TM, Dyer EE, Genovesi P, Hulme PE, Jeschke JM, Pagad S, Pyšek P, Winter M, Arianoutsou M, Bacher S, Blasius B, Brundu G, Capinha C, Celesti-Grapow L, Dawson W, Dullinger S, Fuentes N, Jäger H, Kartesz J, Kenis M, Kreft H, Kühn I, Lenzner B, Liebhold A, Mosena A, Moser D, Nishino M, Pearman D, Pergl J, Rabitsch W, Rojas-Sandoval J, Roques A, Rorke S, Rossinelli S, Roy HE, Scalera R, Schindler S, Štajerová K, Tokarska-Guzik B, van Kleunen M, Walker K, Weigelt P, Yamanaka T, Essl

F. No saturation in the accumulation of alien species worldwide. *Nature Communications*. **15**(8):14435. doi: 10.1038/ncomms14435.

Shrimp.cz. *Neocaridina davidi*. Available from <https://www.shrimp.cz/neocaridina-red-cherry> (accessed April 2022).

Simberloff D, Rejmánek M. 2011. *Encyclopedia of Biological Invasions*. University of California Press. Berkeley, CA. ISBN: 9780520264212.

Smith R. 2013. Calico crayfish (*Orconectes immunis*). Ninnescah life. Witchita State University Ninnescah Biology Field Station. Viola, Kansas. *Smithsonian Contributions to Zoology* **480**: 1–236. doi: 10.5479/si.00810282.480

Soes D, van Eekelen R. 2006. Rivierkreeften, een oprukkend problem?. *De Levende Natuur* **107**(2): 56–59

Spitz R. 1973. Crayfish in Austria: History and actual situation. *Freshwater Crayfish* **1**: 10–14.

Stephanou D. 1987. Cyprus Country Report for 1986–1987 **3–4**.

Straka M, Špaček J. 2009. First record of alien crustaceans *Atyaephyra desmarestii* (Millet, 1831) and *Jaera istri* Veuille, 1979 from the Czech Republic. *Aquatic Invasions* **4**: 397–399.

Svoboda J, Mrugała A, Kozubíková-Balcarová E, Petrusek A. 2017. Hosts and transmission of the crayfish plague pathogen *Aphanomyces astaci*: a review. *Journal of Fish Diseases* **40**: 127–140. doi:10.1111/jfd.12472

Svobodová J, Mourek J, Kozubíková E, Beránková M, Svobodová E. 2010. Prozkoumání možností realizace praktické ochrany raka kamenáče na Zákolánském potoce. AOPK ČR, Praha.

Söderbäck B. 1995. Replacement of the native crayfish *Astacus astacus* by the introduced species *Pacifastacus leniusculus* in a Swedish lake: possible causes and mechanisms. *Freshwater Biology* **33**: 291–21.

Söderhäll I, Söderhäll K. 2002. Immune reactions. In: Holdich DM (eds.). *Biology of Freshwater Crayfish* **439–464**. Blackwell Science Ltd. Oxford.

Söderhäll K, Cerenius L. 1999. The crayfish plague fungus: History and recent advances. *Freshwater Crayfish* **12**: 11–35.

Taylor CA, Schuster GA, Cooper JE. 2007. A reassessment of the conservation status of crayfishes of the United States and Canada after 10+ years of increased awareness. *Fisheries* **32**: 372–389.

Taylor CA, Schuster GA, Wylie D. 2015. Field guide to crayfishes of the Midwest. Illinois Natural History Survey.

Taylor CA, Schuster GA. 2004. The Crayfishes of Kentucky. Illinois Natural History Survey.

Taylor CA, Schuster GA. 2010. Monotypic no more, a description of a new crayfish of the genus *Barbicambarus* Hobbs, 1969 (Decapoda: Cambaridae) from the Tennessee River drainage using morphology and molecules. *Proceedings of the Biological Society of Washington* **123**(4): 324–334.

Taylor CA. 2000. Systematic studies of the *Orconectes juvenilis* complex (Decapoda: Cambaridae), with descriptions of two new species. *Journal of Crustacean Biology* **20**(1):132–152.

Tittizer T, Schöll F, Banning M, Haybach A, Schleuter M. 2000. Aquatische Neozoen im Makrobenthos der Binnenwasserstraßen Deutschlands. *Lauterbornia* **39**: 1–72.

Tobin PC. 2018. Managing invasive species. *F1000 Research* **7**: 1686. doi: 10.12688/f1000research.15414.1

Toon A, Finley M, Staples J, Crandall KA. 2009. Decapod phylogenetics and molecular evolution in Decapod Crustacean Phylogenetics (Crustacean Issues), eds. Martin JW, Crandall KA, Felder DL. Boca Raton. CRC Press. ISBN 978-1-4200-9258-5.

Transport Canada. 2010. Managing ballast water. Available from: <https://tc.canada.ca/en/marine-transportation/marine-pollution-environmental-response/managing-ballast-water> (accessed April 2022)

Turoboyski K. 1973. Biology and ecology of the crab *Rhithropanopeus harrisi* ssp. tridentatus. *Marine Biology* **23**(4): 303-313.

Uderbayev T, Patoka J, Beisembayev R, Petrtyl M, Bláha M, Kouba A. 2017. Risk assesment of pet-traded decapod crustaceans in the Republic of Kazakhstan, the leading country in Central Asia. doi: 10.1051/kmae/2017018

Unestam T. 1965. Studies on the crayfish plague fungus *Aphanomyces astaci*: I. Some factors affecting growth in vitro. *Physiologia Plantarum* **18**: 483–505.

Unestam T. 1966. Studies on the crayfish plague fungus *Aphanomyces astaci* II. Factors affecting zoospores and zoospore production. *Physiologia Plantarum* **19**: 1110–1119.

Unestam T. 1972. On the host range and origin of the crayfish plague fungus. Report of the Institute of the Freshwater Research Drottningholm **52**: 192–198.

Unestam T. 1975. Defence reactions in and susceptibility of Australian and New Guinean freshwater crayfish to European crayfish – plague fungus. *Australian Journal of Experimental Biology and Medical Science* **53**: 349–359.

UniversAquatique. 2022. *Caridina babaulti*. Univers Aquatique. Available from <https://www.universaquatique.fr/crevettes-d-eau-douce/9684-caridina-babaulti-stripes.html> (accessed April 2022).

Van Den Brink FWB, Van Den Velde G. 1986. Observations on the population dynamics and distribution of the white prawn *Palaemon longirostris* H. Milne-Edwards, 1837 (Crustacea, Decapoda, Natantia) in the Netherlands, with special reference to its occurrence in major rivers. *Archiv fuer Hydrobiologie* **107**: 465–495.

Vesely L, Buřič M, Kouba A. 2015. Hardy exotics species in temperate zone: can “warm water” crayfish invaders establish regardless of low temperatures?. *Scientific Reports* **5**: 1–7.

Vitousek PM, Antonio CM, Loope LL, Westbrooks R. 1996. Biological invasions as global environmental change. *American Scientist* **84**: 468–478.

von Petutschnig J, Honsig-Erlenburg W, Pekny R. 2008. Zumaktuellen Flusskrebs nund Fischvorkommen des Warmbachesin Villach. *Carinthia2* **198**: 95–102

Vrålstad T, Knutsen AK, Tengs T, Holst-Jensen A. 2009. A quantitative TaqMan MGB real-time polymerase chain reaction based assay for detection of the causative agent of crayfish plague *Aphanomyces astaci*. *Veterinary Microbiology* **137**: 146–155.

Vrålstad T, Strand DA, Grandjean F, Kvellestad A, Håstein T, Knutsen AK. 2014. Molecular detection and genotyping of *Aphanomyces astaci* directly from preserved crayfish samples uncovers the Norwegian crayfish plague disease history. *Veterinary Microbiology* **173**: 66–75.

Vrålstad T, Edsman L, Rusch J, Brand L, Haavi L, Rolén E, Strand DA. 2020. Testing ultrasonic treatment against the crayfish plague pathogen *Aphanomyces astaci*. In: Report of the 11th Annual Workshop of the National Reference Laboratories for Crustacean Diseases. Lyngby, Denmark.

Weiperth A, Bláha M, Szajbert B, Seprős R, Bányai Z, Patoka J, Kouba A. 2020. Hungary: a European hotspot of non- native crayfish biodiversity. *Knowledge and Management Aquatic of Ecosystem* **421**: 43.

Weiperth A, Csányi B, Gál B, György ÁI, Szalóky Z, Szerekes J, Tóth B, Puky M. 2015. Egzotikus rák-, hal- és kétéltűfajok a Budapest környéki víztestekben. Exotic crayfish, fish and amphibian species in various water bodies in the region of Budapest. *Pisces Hungarici* **9**: 65–70.

Weiperth A, Gábris V, Danyik T, Farkas A, Kuříková P, Kouba A, Patoka J. 2019. Occurrence of non-native red cherry shrimp in European temperate waterbodies: a case study from Hungary. *Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst.* **420**: 9.

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. doi: 10.1515/biolog-2017-0159

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-West J Zool* **15**: 42–47.

Williams AB. 1984. Shrimps, lobsters, and crabs of the Atlantic coast of the Eastern United States, Maine to Florida. Washington DC, USA: Smithsonian Institution.

Wilson D. 2014. *Cherax quadricarinatus*. Available from https://www.researchgate.net/figure/Redclaw-crayfish-C-quadricarinatus-von-Martens-1868-CDave-Wilson-Source_fig1_297388570 (accessed April 2022).

Wingfield M. 2002. An overview of the Australian freshwater crayfish farming industry. *Freshwater Crayfish* **13**: 177–184.

Withnall F. 2000. Biology of Yabbies (*Cherax destructor*). Aquaculture Notes of the Department of Natural Resources and Environment. State of Victoria, Australia: Department of Natural Resources and Environment.

WITS. 2019a. Crustaceans; shrimps and prawns, frozen (whether in shell or not, whether cooked by steaming or by boiling in water) export by country in 2019. World Bank. Available from <https://wits.worldbank.org/trade/comtrade/en/country/ALL/year/2019/tradeflow/Exports/partner/WLD/product/030613> (accessed March 2022).

WITS. 2019b. Crustaceans preparation; crab, prepared or preserved exports by country in 2019. World Bank. Available from <https://wits.worldbank.org/trade/comtrade/en/country/ALL/year/2019/tradeflow/Exports/partner/WLD/product/160510> (accessed March 2022).

WITS. 2019c. Crustacean preparations; prepared or preserved crustaceans (excluding crab, shrimps, prawns and lobster) exports by country in 2019. World Bank. Available from <https://wits.worldbank.org/trade/comtrade/en/country/ALL/year/2019/tradeflow/Exports/partner/WLD/product/160540> (accessed March 2022).

Wolfe JM, Breinholt JW, Crandall KA, Lemmon AR, Lemmon EM, Timm LE, Siddall ME, Bracken-Grissom HD. 2019. A phylogenomic framework, evolutionary timeline and genomic resources for comparative studies of decapod crustaceans **286**: 1. doi: 10.1098/rspb.2019.0079

Štambergová M, Svobodová J, Kozubíková E. 2009. Raci v České republice. AOPK ČR, Praha.

Štěpán VJ. 1933. Soudobý stav rakařství v Čechách. Vodňany.

8.2 Legislativní předpisy

Česká národní rada. 1992. Zákon č. 114/1992 Sb., ochraně přírody a krajiny.

Česká národní rada. 1992. Zákon č. 246/1992 Sb., na ochranu zvířat proti týrání.

European comission. 2016. Commission Implementing Regulation (EU) 2016/1141 of 13 July 2016 adopting a list of invasive alien species of Union concern pursuant to Regulation (EU) No 1143/2014 of the European Parliament and of the Council.

Evropská komise. 2006. Nařízení Komise (ES) č. 865/2006 ze dne 4. května 2006 o prováděcích pravidlech k nařízení Rady (ES) č. 338/97 o ochraně druhů volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin regulováním obchodu s těmito druhy. Available from <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/TXT/?uri=celex:32006R0865> (accessed April 2022).

Evropský parlament. Rada EU. 2014. Nařízení Evropského parlamentu a Rady (EU) č. 1143/2014 o prevenci a regulaci zavlékání či vysazování a šíření invazních nepůvodních druhů. Available from <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/TXT/PDF/?uri=CELEX:32014R1143&from=cs> (accessed April 2022)

IUCN. 1975. Úmluva o mezinárodním obchodu s ohroženými druhy volně žijících a planě rostoucích rostlin (CITES). Geneva, Switzerland.

MPŽP ČR. 1992. Vyhláška ministerstva životního prostředí České republiky, kterou se provádějí některá ustanovení zákona České národní rady č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny.

MPŽP ČR. 1992. Vyhláška, kterou se mění vyhláška č. 395/1992 Sb., kterou se provádějí některá ustanovení zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, ve znění pozdějších předpisů, ve znění pozdějších předpisů.

Parlament ČR. 2001. Zákon č. 254/2001 Sb., o vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon).

Parlament ČR. 2004. Zákon č. 78/2004 Sb., o nakládání s geneticky modifikovanými organismy a genetickými produkty.

Rada Evropských společenství. 2000. Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2000/60/ES ze dne 23. října 2000, kterou se stanoví rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky. Available from <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/ALL/?uri=CELEX%3A32000L0060> (accessed April 2022)

Rada Evropských společenství. 1992. SMĚRNICE RADY 92/43/EHS ze dne 21. května 1992 o ochraně přírodních stanovišť, volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin. Available from <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/TXT/PDF/?uri=CELEX:01992L0043-20070101&from=EN> (accessed April 2022).

UN. 1992. Convention on Biological Diversity. Rio de Janeiro, Brazil.

Vláda ČR. 2003. Nařízení vlády č. 71/2003 Sb., o stanovení povrchových vod vhodných pro život a reprodukci původních druhů ryb a dalších vodních živočichů a o zjišťování a hodnocení stavu jakosti těchto vod.

Vláda ČR. 2015. Nařízení vlády č. 401/2015 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech.