

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra zoologie a rybářství



Fakulta agrobiologie,
potravinových a přírodních zdrojů

**Vliv produkční a okrasné akvakultury na šíření
nepůvodních druhů raků**

Diplomová práce

Autor práce: Bc. Albert Dosedla

Obor: Akvakultura a péče o vodní ekosystémy

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

© 2024 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci "Vliv produkční a okrasné akvakultury na šíření nepůvodních druhů raků" jsem vypracoval samostatně pod vedením vedoucího diplomové práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autor uvedené diplomové práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušil autorská práva třetích osob.

V Praze dne _____

Poděkování

Rád bych touto cestou poděkoval doc. Ing. Jiřímu Patokovi, Ph.D., DiS., za jeho odborné a vstřícné vedení, čas věnovaný mé práci a cenné rady poskytnuté během zpracování této práce. Rád bych také poděkoval svým rodičům, kteří mi poskytovali plnou podporu během celého studia.

Vliv produkční a okrasné akvakultury na šíření nepůvodních druhů raků

Souhrn

Diplomová práce s názvem „Vliv produkční akvakultury na šíření nepůvodních druhů raků“ se zabývá problematikou biologických invazí, jejichž příčinou mezi dalšími způsoby introdukce nepůvodních organismů je produkční a okrasná akvakultura. V úvodní části je definován pojem akvakultury, nastíněny statistické údaje s tím související. Dále se tato práce zaměřuje na systematické vyhledávání publikací o nepůvodních a invazních druzích raků pomocí databáze Web of Science a Google Scholar. Byly stanoveny dva klíčové řetězce slov pro vyhledávání relevantních publikací v rámci meta-analýzy. První řetězec zahrnuje období od roku 1990 do 2024. Druhý řetězec pokrývá období od roku 1905 do roku 1990. Závěrem text popisuje problematiku produkčního a okrasného chovu raků, jejich environmentálních dopadech a legislativním rámci v ochraně před invazními druhy. Zdůrazňuje důležitost prevence invazivních druhů a potřebu komplexního a koordinovaného přístupu v boji proti nim.

Klíčová slova: Astacidea, invazní druhy, meta-analýza, nálezy z přírody, literatura, predikce, prevence

Spreading of non-native crayfish species supported by commercial and ornamental aquaculture

Summary

The thesis titled "The Impact of Aquaculture Production on the Spread of Non-Native Crayfish Species" addresses the issue of biological invasions, with aquaculture production and ornamental aquaculture being among the causes of the introduction of non-native organisms. The introductory section defines the concept of aquaculture and outlines related statistical data. Furthermore, the thesis focuses on systematically searching for publications on non-native and invasive crayfish species using the Web of Science and Google Scholar databases. Two key word chains were established for retrieving relevant publications and further meta-analysis. The first chain covers the period from 1990 to 2024, while the second chain spans from 1905 to 1990. In conclusion, the text describes the issues of production and ornamental crayfish farming, their environmental impacts, and the legislative framework for protecting against invasive species. It emphasizes the importance of invasive species prevention and the need for a comprehensive and coordinated approach in combating them.

Keywords: Astacidea, invasive species, meta-analysis, field findings, literature, prediction, prevention

Obsah

1. Úvod	8
2. Cíl práce a vědecká hypotéza	9
2.1 Cíl práce.....	9
2.2 Hypotézy.....	9
3. Literární rešerše	10
3.1 Vymezení pojmů.....	10
3.1.1 Akvakultura.....	10
3.1.1.1 Produkční akvakultura.....	12
3.1.1.2. Okrasná akvakultura.....	13
3.1.2 Desetinozí korýši a raci.....	14
3.1.3 Základní terminologie invazní biologie.....	15
3.1.3.1 Původní a nepůvodní druh.....	15
3.1.3.2 Invazní druh.....	15
3.1.3.3 Biologická invaze.....	16
3.2 Raci v akvakultuře.....	16
3.3 Pozitivní a negativní stránky produkčního a okrasného chovu.....	17
3.3.1 Produkční chov.....	17
3.3.2 Okrasný chov.....	19
3.3.3 Negativní vliv nepůvodních druhů na původní společenstva.....	20
3.4 Nepůvodní druhy raků ve světě.....	23
3.4.1 Evropa.....	22
3.4.2 Asie.....	24
3.4.3 Afrika.....	24
3.4.4 Austrálie.....	25
3.4.5 Severní Amerika.....	28
3.4.6 Jižní Amerika.....	29
3.5 Legislativní úprava akvakultury.....	29

3.6 Doporučený management.....	31
4. Metodika.....	33
5. Výsledky.....	34
6. Diskuze.....	35
7. Závěr.....	39
8. Seznam použitých zdrojů.....	40
8.1 Literatura.....	42
8.2 Právní předpisy.....	56

1. Úvod

Lidé už po celá staletí zavlékají nepůvodní druhy do jiných oblastí a umožňují tak jednotlivým druhům překonat geografické či biogeografické bariéry (Williamson 1996). Historické dokumenty hovoří o vůbec prvním zavlečení nepůvodního druhu raka *Austropotamobius fulcisanus* (Ninni, 1886) z Itálie do Španělska v roce 1588, kdy Francesco I. de' Medici směřoval utužovat diplomatické vztahy a měl tak být darován španělskému králi Filipu II. (Clavero et al. 2022). Úplně nejstarší důkaz o využití raků k lidské konzumaci sahá až do doby neolitu (4774 - 4500 př. n. l.), přičemž se na základě archeologického nálezu jednalo o raka říčního, *Astacus astacus* (Patoka et al. 2014a). Zvýšená poptávka po racích vedla k postupné změně od sběru raků pro obživu k jejich komerčnímu využití s přidruženými ekonomickými zájmy. Raci se tak postupně stávali důležitou komoditou v produkční akvakultuře (Ackefors 2000; Savini et al. 2010).

Úzce související okrasná akvakultura se v posledních několika desetiletích stala uznávanou jako další důležitá cesta pro šíření ještě většího počtu druhů raků (Chucholl 2013; Faulkes 2015). Globálně jsou hlavními cílovými trhy Evropa, Severní Amerika a Japonsko, zatímco jihovýchodní Asie je dominantním produkčním regionem, kde jsou vodní okrasní živočichové buď kultivováni (Chucholl 2013; Patoka et al. 2015; Faulkes 2015), nebo odchyceni ve volné přírodě, což je typické pro novoguinejské endemické druhy raků (Bláha et al. 2016; Yonvitner et al. 2020). Některé druhy raků jsou ohroženy vyhynutím kvůli ztrátě svého přirozeného prostředí, zatímco jiné se stávají invazními, škodícími ekosystémům mimo svá původní stanoviště. Mezi těmito raky vyniká jeden druh: rak červený (*Procambarus clarkii*), který pochází ze Severní Ameriky, odkud se rozšířil do ekosystémů po celém světě, přičemž jeho invazní vlastnosti často vedou k významným ekologickým změnám a hospodářským škodám.

Dnešní doba stále se zrychlujícího a zvětšujícího mezinárodního obchodu, cestování a dopravy, zejména od druhé poloviny 20. století, do značné míry rozšířila mísení bioty z celého světa. Tyto introdukce druhů často vedou k biologickým invazím, které způsobují nevratné změny v ekosystémech, snižují biodiverzitu a často vedou k lokálnímu vymírání druhů. Proto tento fenomén představuje společně s znečišťováním přírodních zdrojů, jejich nadužíváním a přeměnou klimatu vážnou hrozbu pro budoucnost ekosystémů na Zemi.

Mezi hlavní negativní vlivy nepůvodních a invazních druhů na původní populace patří konkurence, predace, hybridizace s původními druhy a přenos parazitů a chorob.

2. Cíl práce a vědecká hypotéza

2.1 Cíl práce

Cílem práce je pomocí meta-analýzy porovnat množství nálezů nepůvodních raků v přírodě, jejichž výskyt byl potvrzen a publikován ve vědecké literatuře, ve vztahu k množství druhů chovaných v produkční a okrasné akvakultuře. Zohledněny budou zároveň časové trendy a další aspekty, které ovlivňují šíření nepůvodních druhů obecně.

2.2. Hypotézy

H0: Okrasná akvakultura zaměřená na raky nemá zásadní vliv na invaze těchto korýšů, což se neodráží ani v množství tématicky zaměřených publikací.

H1: Okrasná akvakultura zaměřená na raky se významnou měrou podílí i na biologických invazích těchto korýšů, což je doloženo významným nárůstem publikací pojednávajících právě o těchto invazích od té doby, co se raci začali objevovat v zájmových chovech.

3. Literární rešerše

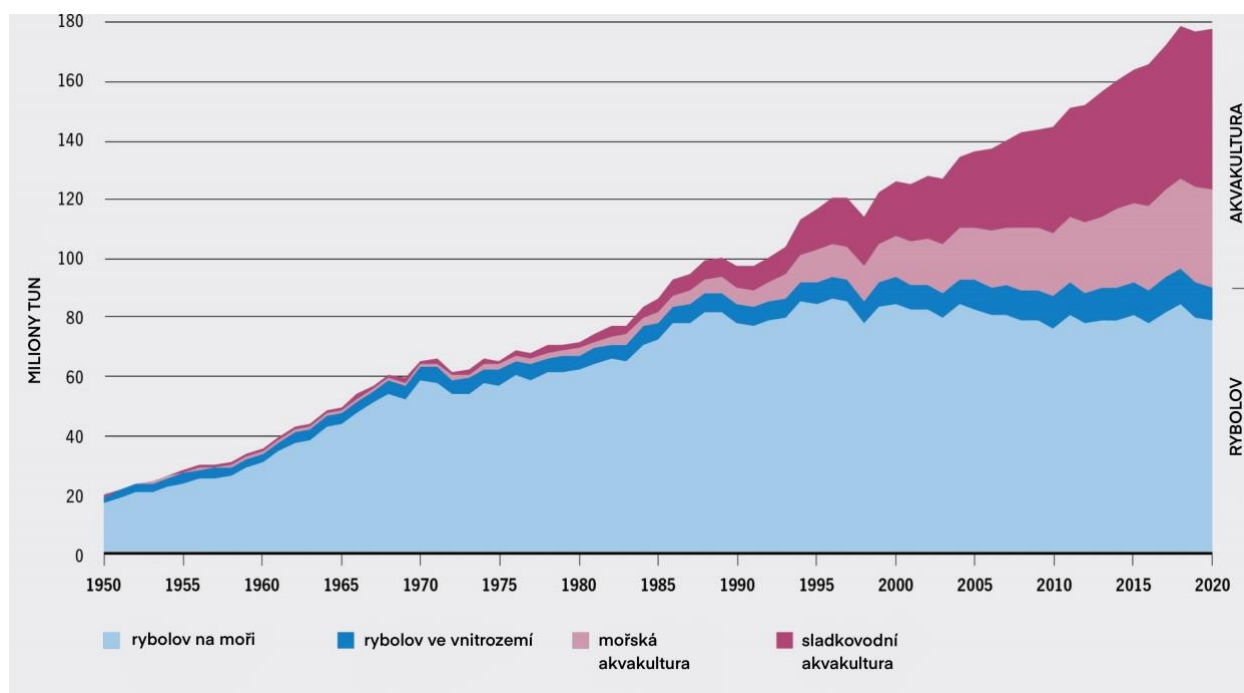
3.1. Vymezení pojmů

3.1.1. Akvakultura

Organizace pro výživu a zemědělství Spojených národů (Food and Agriculture Organization of the United Nations, dále jen „FAO“) definuje akvakulturu jako chov vodních organismů ve vnitrozemských i pobřežních oblastech, který zahrnuje určitou formu zásahu do procesu chovu za účelem zvýšení produkce a individuálního nebo podnikového vlastnictví daného chovu. Tato definice byla vypracována v 80. letech 20. století a užitá při sběru statistik v tomto odvětví, ovšem její základ je napříč vědeckou a legislativní komunitou přítomný dodnes. V rámci Evropské unie se užívá takové aktualizované definice, jež je zakotvena v Nařízení Evropského parlamentu a Rady (EU) č. 1380/2013 ze dne 11. prosince 2013, o společné rybářské politice, v platném znění: „*Pojem akvakultura představuje pěstování nebo chov vodních organismů za použití postupů určených ke zvýšení jejich produkce nad přirozenou kapacitu životního prostředí s cílem dosažení dlouhodobých stálých výnosů těchto organismů pro lidskou spotřebu.*“ Akvakultura se skládá z aktivit zaměřujících se na chov vodních živočichů a pěstování vodních rostlin, přičemž výsledkem těchto aktivit nejsou jen zpracované potraviny či krmiva, ale obecně tj. řasy, měkkýši, korýši a ryby.

Chov a pěstování těchto organismů se soustřeďuje na otevřeném moři, ve vodách v pobřežních oblastech, na samotném pobřeží či ve vnitrozemí (jezera, řeky, rybníky atd.). Stejně jako v zemědělství, akvakultura užívá výrobních metod v oblasti rozmnožování živočichů a rostlin, jejich požadavků na růst a výživu, kontroly chorob a jiných patogenů a proces zpracování. Akvakultura zajišťuje kontrolované a zdravé prostředí pro vodní organismy, produkuje mořské plody a sladkovodní druhy s méně kontaminanty a předvídatelnější kvalitou (OECD 2024; Kaiser et al. 2022). Kromě toho pokroky v technologiích, včetně recirkulačních systémů (RAS), automatizace a programů genetického zlepšování, zvýšily efektivitu produkce a snaží se snížit dopad na životní prostředí (FAO 2022; Semwal et al. 2021; Henares et al. 2019; Kaiser et al. 2022).

Odvětví akvakultury v posledních desetiletích celosvětově rychle roste. Rapidní nárůst v mořské i sladkovodní akvakultuře nastal s přelomem milénia (viz Obrázek č.1). Celková produkce rybolovu a akvakultury (kromě řas) se za posledních sedm desetiletí výrazně zvýšila z 19 milionů tun (ekvivalent živé hmotnosti) v roce 1950 na rekordní hodnotu přibližně 178 milionů tun v roce 2020 s průměrnou roční mírou růstu 3,3 % (FAO 2022; OECD 2024). Celková prodejní hodnota produkce vodních živočichů v tomto odvětví byla v roce 2020 odhadnuta na 406 miliard USD, z toho 265 miliard USD pochází z mořské a sladkovodní akvakultury (FAO 2022; OECD 2024).



Obrázek č. 1: Přehled světové produkce v odvětví rybolovu a akvakultury (FAO 2022).

Tento obecný profil zakrývá značné rozdíly mezi kontinenty, regiony a jednotlivými státy, které se na těchto hodnotách podílejí. V roce 2020 byly hlavními producenty v odvětví rybolovu a akvakultury asijské země, které zabírají 70 % celkové produkce, následované zeměmi v obou Amerikách (12 %), Evropě (10 %), Africe (7 %) a Oceánii (1 %).

Od roku 2018 se setkáváme s mírnou stagnací v odlovu mořských organismů, která je způsobena různými faktory včetně kolísavého odlovu pelagických druhů, nedávného snížení úlovků v Číně, která je stabilně majoritním producentem, a dopadů COVID-19 na toto odvětví v roce 2020 (FAO 2022). Ačkoliv jsou výnosy v sektoru akvakultury hybatelem růstu celkové produkce již od konce 80. let minulého století, vlivem této stagnace rybolovu během posledních dvou let rostla akvakultura dle statistik rychleji (FAO 2022). Podíl akvakultury na celkové produkci rybolovu a akvakultury se především v roce 2020 zvýšil tj. ze 178 milionů tun vyrobených v roce 2020 pocházelo 51 procent (90 milionů tun) z rybolovu a 49 procent (88 milionů tun) z akvakultury (FAO 2022). To představuje zásadní změnu oproti 4 % podílu akvakultury v 50. letech, 5 % v 70. letech, 20 % v 90. letech a 44 % v roce 2010 na celkové produkci v tomto odvětví (FAO 2022). Podíl akvakultury a rybolovu se liší regionálně např. v Asii, která v rámci vodního hospodářství produkuje více z akvakultury než z rybolovu: celkově akvakultura zaujímá 61,9 % z celkové produkce v tomto odvětví, a i když se v každém regionu vyloučí hlavní producent, je i tak na tomto kontinentu stále vysoký podíl akvakultury, tj. 44,7 % (FAO 2022; OECD 2024). Naproti Afrika ke světové produkci akvakultury přispívá nejméně, v roce 2020 zaujímala akvakultura pouhých 6,6 % na relevantním trhu (FAO 2022; OECD 2024).

3.1.1.1. Produkční akvakultura

Lidé manipulovali s mořskými a sladkovodními biotopy po tisíceletí, tak aby využili jejich potenciálu pro svou vlastní potřebu a přežití. Uvádí se, že sladkovodní akvakultura je mnohem starším způsobem chovu vodních organismů, než je produkční chov v mořských vodách. Chov ryb a měkkýšů se datuje do starověké Číny, Egypta, Říma a aztéckých komunit v oblasti Jižní Ameriky (Jones 1986). Ve středověké Evropě byla akvakultura významným zdrojem potravy pro příslušníky vyšších vrstev společnosti. Klášterní společenství se toho času zabývala nezávisle na koruně chovem, prodejem a zpracováním ryb, korýšů, měkkýšů i obojživelníků (Huner 1994).

Stoupající počet obyvatel planety zásadně ovlivnil vývoj a pokrok technologických postupů v produkční akvakultuře již v 19. století a tento proces pokračuje dodnes. Jak je znázorněno výše, tento trend a tlak na maximalizaci produkce se promítá i do statistických údajů. Nedávný růst v oblasti produkční akvakultury pomohl zvýšit nabídku mořských plodů, sladkovodních ryb a korýšů, a udržel celkovou cenu ryb na nízké úrovni a zmírnil tak tlak na populace ryb ulovených ve volné přírodě (FAO 2022). Jeden z účelů produkční akvakultury je výroba potravin a dalších produktů jako krmiv, farmaceutických či kosmetických produktů s cílem snížit tak dynamiku a rozsah, v kterém se působí na lovné kapacity moří, oceánů a řek. Ovšem produkční akvakultura je také nástrojem pro obnovu a posílení populací ohrožených druhů ve volné přírodě a obnovu biotopů.

Jednotlivé výrobní metody produkčního chovu a odchovu se liší podle biologie, ekologie a etologie jednotlivých druhů (Patoka 2016). Druh sladkovodního zařízení určeného k chovu závisí na velikosti farmy a typu chovu ryb a dalších živočichů. Tato zařízení jsou seskupena do čtyř typů: rybníky, klece, náhony a recirkulační systémy. V rámci každého typu zařízení lze dále rozlišovat na základě úrovně intenzity používané výrobcem. Faktory ovlivňující intenzitu chovu jsou zejména hustota obsádky, vodní plocha určená k chovu, práce a čas, krmivo, materiály nebo vybavení použitých ve výrobě aj.

Pro extenzivní chov jsou typické velké vodní plochy s nízkou hustotou obsádky, žádným doplňkovým krmením a vynaložením minimálních nákladů při nízké výsledné produkci. Polointenzivní chov se uplatňuje v menších vodních tělesech a s hustotou obsádky vyšší než v extenzivním chovu a užívá se doplňkového krmení (Diana et al. 2013; Guillen et al. 2013; Patoka 2016). Intenzivní způsob je výhodný z hlediska velké produkce, kdy se v malé vodní ploše či dokonce v nádržích vysadí obsádka vysoké hustoty (Patoka 2016; FAO 2023), ovšem kultivované organismy jsou zcela závislé na umělých, formulovaných krmivech. S tímto typem produkce jsou spojeny též vysoké náklady (Patoka 2016; FAO 2023). Polointenzivní a intenzivní kultivační systémy jsou tedy náročnější na pracovní sílu než rozsáhlé systémy, které vyžadují malou pozornost a jejich zřízení a provoz je nákladnější, nemluvě o tom, že také nesou vyšší riziko úmrtnosti v důsledku nemocí, špatného managementu, anebo zásahu *vis maior* (např. z anoxie v důsledku nefunkčních provzdušňovačů během výpadku proudu).

3.1.1.2. Okrasná akvakultura

Jedním z odvětví akvakultury, které bývá často ve srovnání s produkční akvakulturou přehlíženo i přes svůj velký ekonomický význam, je produkce okrasných druhů ryb, bezobratlých a rostlin (Love et al. 2015). Okrasná akvakultura představuje velký prostor pro podnikatelské příležitosti i vzhledem k tomu, že je na samotnou produkci napojena celá řada dalších prodejců např. s krmivem, chovatelskými potřebami apod. (Bartley 2000). Zároveň se jedná o vyhledávaný a oblíbený koníček (Novák et al. 2020), což podporuje exponenciální růst trhu s touto komoditou spolu s technologickým pokrokem, který usnadňuje péči o tyto okrasné živočichy (Livengood and Chapman 2007; Hoseinifar et al. 2023).

Toto odvětví akvakultury vzrostlo od 70. let o 14 % (Novák et al. 2020). Velikost trhu s okrasnými rybami si lze představit podle konkrétních částek, kdy v roce 2021 byl oceněn na 5,4 miliardy USD (Hoseinifar et al. 2023) a v roce 2022 5,97 miliard USD (Research Dive 2023). V rámci obchodu s okrasnými živočichy se ročně obchoduje s více než 9000 druhy. Ještě před dvaceti lety byl tento počet druhů rovnoměrně rozdělen mezi sladkovodní a mořské druhy (Livengood and Chapman 2007), ovšem nyní je tento počet značně asymetrický, jelikož více než 6500 druhů na trhu je sladkovodních a 1800 mořských (Hoseinifar et al. 2023, Novák et al. 2020).

Pozorování ryb v nádržích naplněných vodou v blízkosti lidských obydlí sahá podobně jako v případě produkčních chovů do starověké Číny. Tehdy se pěstovaly okrasné vodní rostliny a velké oblibě se u čínských vládnoucích vrstev těšil karas zlatý, *Carassius auratus* (Linnaeus, 1758; viz Komiyama et al. 2009, Novák et al. 2020), který se postupně od 16. století rozšířil jako okrasný živočich do dalších částí světa (Brunner 2003). Na konci 18. století byly doloženy první záznamy o výskytu této zlaté ryбки v přírodě (Novák et al. 2020).

V 19. století začala vycházet literatura, která pojednávala o chovu sladkovodních ryb v domácích akváriích a v publikacích vydaných Společností pro podporu křesťanského poznání (1862) a Jäger (1868), je obsažen i chov korýšů, hmyzu, měkkýšů, obojživelníků a vodních rostlin (Novák et al. 2020). Kromě prosté dekorace byla akvária a zároveň vlna zájmu o pozorování původních i exotických druhů v izolovaném prostředí využita i vědeckým způsobem. Například publikace vydávané během druhé poloviny 19. století se věnovaly obecné biologii a morfologii takto chovaných organismů. Biologii raků se v té době věnovali Huxley (1880) nebo Haeckel (1899), z českých autorů poté Scribani (1894, 1902), Frič a Nekut (1868). Tento zájem byl pravděpodobně zažehnut, narozdíl od barevných atraktivních rybek a květin chovaných a pěstovaných především pro dekorační účely, primárně jejich hospodářským významem v produkčních chovech. Raci se však čistě pro okrasné účely začali chovat až v 90. letech 20. století (Patoka 2016).

3.1.2. Desetinozí korýši a raci

Řád desetinožci, neboli Decapoda (Latreille, 1802) spadající do třídy rakovci tj. Malacostraca (Latreille, 1802), představuje rozmanitou skupinu korýšů rozšířených v mořském i sladkovodním prostředí. Zastupuje důležitou složku těchto ekosystémů při zpracování organické hmoty, vzhledem ke struktuře stanovišť a z hlediska potravní sítě (Benbow & McIntosh 2009). Jednotlivé rozdíly ve fenotypu desetinožců jsou výsledkem variací

ekologických podmínek, rolí ve společenstvu a chování na jejich různých stanovištích. Jejich vnější stavba nabízí množství druhově specifických rysů, které se tradičně používají pro jejich druhovou charakteristiku např. pět párů kráčivých končetin, od čehož byl odvozen i název tohoto řádu. Proto je druhové rozlišení desetinoých koryšů založeno především na srovnávací morfologii (Meyer 2014), zejména larvální morfologie napomáhá odlišit různé druhy koryšů od sebe navzájem v kombinaci s užitím metody “DNA barcoding”, která umožňuje pomocí čárových kódů DNA efektivně taxonomicky rozlišit známé druhy a urychluje objevování nových druhů (Kress & Erickson 2008). Kromě např. krevet, poustevníčků, humříků, humrů a krabů (viz Obrázek č. 2) se do řádu Decapoda řadí raci, kteří jsou dále taxonomicky rozděleni na čtyři čeledi: tři čeledi, jejíž zástupci se vyskytují na severní polokouli (Astacidae, Cambaridae, Cambaroididae) a jednu čeleď s exempláři na jižní polokouli (Parastacidae).

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

Obrázek č. 2: *Systém desetinoých koryšů přehledně znázorněn (Patoka et al. 2017).*

Sladkovodní raci se přirozeně vyskytují na všech kontinentech kromě Antarktidy, buď jako druhy původní nebo v důsledku zavlečení člověkem (Longshaw & Stebbing 2016). Rakovití (*Astacidae*) jsou rozšířeni v Evropě a také na západ od pohoří Skalisticých hor na severozápadě Spojených států amerických a oblast jejich původního rozšíření zasahuje do jižní Britské Kolumbie v Kanadě. *Cambaridae* se vyskytují na východě Spojených států a směrem na jih přes Mexiko. Zástupci čeledi *Cambaroididae* jsou rozšířeni v částech jihovýchodního Ruska, Japonska a na Korejském poloostrově. *Parastacidae* jsou rozšířeni v Austrálii, Nové Guineji, Novém Zélandu, Jižní Americe a též na Madagaskaru a Tasmánii.

Raci jsou schopni měnit základní vlastnosti ekosystémů např. redukovat vegetaci, celistvost břehů (Pearl et al. 2011), v neposlední řadě jsou konkurenti a predátoři ekologicky a rekreačně významných původních druhů ryb a raků. Tito koryši jsou z hlediska produkční a okrasné akvakultury komerčně významnou komoditou, kteří se pomocí člověka staly

v některých lokalitách zvláště destruktivními vetřelci (Gherardi et al. 2010) např. zavlečení severoamerických raků do Evropy vedlo ke snížení populací původních evropských druhů v důsledku konkurenčního vytlačení (Hill & Lodge 1999; Hobbs & Lodge 2010; Hanshew & Garcia 2012; Longshaw & Stebbing 2016) a též důsledkem šíření vysoce virulentního račího moru, *Aphanomyces astaci* (Schikora, 1906) (Holdich et al. 2014; Longshaw & Stebbing 2016).

3.1.3 Základní terminologie invazní biologie

S ohledem na to, že v rámci této práce jsou následující pojmy užívány frekventovaně, je nutné uvést jejich význam, jelikož se invazní biologie i přes snahy o ucelení, potýká s nesjednoceným odborným názvoslovím na úrovni mezinárodní i vnitrostátní. Níže uvedené termíny vycházejí z následujících publikací, které ve svém desetiletí, v němž byly vydány, učinily podstatný a významný pokrok směrem k přehlednějšímu a rozsáhlejšímu sjednocení terminologie ve zmíněném oboru: (1) *Taming the terminological tempest in invasion science* (Soto et al. 2024), (2) *A proposed unified framework for biological invasions* (Blackburn et al. 2011), (3) *Guidelines for the Prevention of Biodiversity Loss Caused by Alien Invasive Species* (IUCN 2000), (4) *On the terminology used in plant invasion studies. Plant invasions: general aspects and special problems* (Pyšek 1995).

3.1.3.1 Původní a nepůvodní druh

Původní neboli autochtonní vznikl na konkrétním území v průběhu evoluce či se do něj dostal přirozenou cestou z území, ve kterém je původní, a to vše bez ovlivnění lidským faktorem (Pyšek et al. 2008). Nepůvodní (též alochtonní) druh se vyskytuje mimo areál svého přirozeného výskytu. Po zavlečení neboli introdukci může u některých z těchto nepůvodních druhů dojít k naturalizaci (též zdomácnění; Pyšek et al. 2012). Tyto etablované druhy jsou schopny v přírodě vytvářet stále se rozmnožující populace, načež část těchto druhů se samovolně a nekontrolovatelně šíří mimo zdrojovou oblast, takové druhy označeny za invazní (Pyšek et al. 2002).

3.1.3.2. Invazní druh

Druh, který je označen jako invazní, se vyznačuje různými genetickými, fyziologickými a morfologickými vlastnostmi, které mu propůjčují vysoký kolonizační potenciál a schopnost konkurence ve vztahu k původním druhům (Cagri et al. 2012). Dle Mezinárodního svazu ochrany přírody (Veitch & Clout 2002) je nutné rozlišovat mezi: (i) nepůvodními druhy, které jsou zavlečeny mimo svůj přirozený areál výskytu a jsou v mnoha případech neškodné (non-indigenous species), (ii) nepůvodními druhy se škodlivým vlivem na původní ekosystém (invasive alien species).

Dále je nutné odlišovat invazní druhy od těch expanzivních, které se vlivem změny klimatických podmínek, působením člověka či kombinací těchto faktorů začínají nekontrolovatelně šířit, a které jsou na rozdíl od druhů invazních v dané geografické oblasti původní (Szporak-Wasilewska et al. 2017).

3.1.2.3. Biologická invaze

S rapidně rostoucí globalizací a mezinárodním obchodem roste i frekvence úmyslného i náhodného zavlečení (introdukcí) nepůvodních druhů. Invazní druhy jsou jednou z hlavních příčin poklesu biodiverzity (Diaz et al. 2019; Bohatá & Patoka 2023). Proces invaze se sestává ze čtyř fází: (i) způsob introdukce či transport, (ii) samotné zavlečení, (iii) usazení čili naturalizace, (iv) samostatné a nekontrolovatelné šíření (Frouz & Moldan 2015; Vanhellemont 2009). Alternativně můžeme do procesu biologické invaze přičíst fázi pátou a to důsledky, které jsou s ní spojené (Blackburn et al. 2011; viz kapitola 3.4 Negativní vliv nepůvodních druhů na původní společenstva).

3.2. Raci v akvakultuře

Raci jsou považováni za exkluzivní pochoutku, která si získala oblibu po celém světě, a to zejména díky svému jemnému a lahodnému masu, které je křehké a plné chuti (Leppakoski et al. 2013). V současnosti je chov raků pro spotřební účely zaměřen na hrstku druhů zastoupených třemi čeleděmi, přičemž určitá úroveň komerční produkce se vyskytuje na všech kontinentech kromě Antarktidy (McClain 2020). Rak červený, *Procambarus clarkii* (Girard, 1852), z čeledi Cambaridae a původem ze Spojených států, je nejzastoupenějším druhem v produkčních chovech po celém světě (McClain 2020). Ke zvýšení globální produkce raků v posledním desetiletí přispěl chov tohoto druhu v mělkých rybnících, ve kterých se pěstuje zároveň rýže, cukrová třtina nebo sója (Yuan et al. 2022; Dou et al. 2023)

Dalším chovateli oblíbeným druhem je severoamerický rak signální, *Pacifastacus leniusculus* (Dana 1852), z čeledi Astacidae. V Evropě byli využíváni z této čeledě raci říční, *Astacus astacus* (Linnaeus, 1785), a raci bahenní, *Pontastacus leptodactylus* (Eschscholtz, 1886), kteří jsou dnes chováni v malých provozech především v Severní Evropě a některých částech Asie (McClain 2020). V neposlední řadě se jedná o druhy z čeledi Parastacidae, všechny původem z Oceánie: rak ničivý, *Cherax destructor* (Clark, 1936), rak bělavý, *Cherax albidus* (Clark, 1936), rak červenoklepetý, *Cherax quadricarinatus* (von Martens, 1868) a rak Kainův, *Cherax cainii* (Austin 2002; McClain 2020).

Produkce raků se soustřeďuje na extenzivní a semiintenzivní akvakulturní chovy, které jsou realizovány v rybnících, ohrazených nádržích, přímo v tocích či v uzavřených nádržích a žlabech s malými objemy (Holdich 1993; Anras et al. 2010; Diana et al. 2013). Ve srovnání s brakickými nebo mořskými korýši nevyžadují sladkovodní raci vysokou sofistikovanost a údržbu kultivačních systémů a mohou produkovat přijatelné zisky pro zemědělce v oblastech, kde je vysoce kvalitních a levných bílkovin vždy málo (Wickins & Lee 2008). V Evropě je kultivace raků tzv. astacikultura 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 2019; Patoka et al. 2016). Produkce v USA je obvykle zaměřena na venkovní akvakulturu v oblastech s teplejším klimatem, jako jsou jižní státy, kde je tento druh raků hojně distribuován pro konzumaci i obchod s akvariijními zvířaty (Abdelrahman et al. 2017). Další země, jako například Vietnam a Indonésie, jsou také významnými producenty a exportéry sladkovodních raků. Tyto země využívají různé metody chovu, včetně venkovních akvakulturních systémů,

kteřé umožňují efektivní a rozsáhlou produkci raků pro domácí trh i export do zahraničí (Yuliana et al. 2021). Celkově lze říci, že venkovní akvakultura hraje klíčovou roli v produkci sladkovodních raků v dodavatelských zemích. Tato metoda chovu umožňuje masivní produkci za relativně nízké náklady a je jedním z hlavních zdrojů raků pro globální trh (De Silva et al. 2010).

Raci se od počátku milénia těší oblibě akvaristů (Patoka et al. 2015). Vedle Německa a USA (Chuchol 2013; Faulkes et al. 2015; Chucholl & Wendler 2016) se Česká republika (Patoka et al. 2016) řadí mezi přední importéry, exportéry a producenty akvariálních organizmů včetně raků (Novák et al. 2020). ČR je zároveň druhým největším vývozcem okrasných druhů raků (Patoka et al. 2014b, 2016), což dokazují i statistické údaje: odhadovaná domácí produkce činí kolem 60 – 100 tisíc okrasných raků ročně (Patoka et al. 2015).

Z obecné obchodní perspektivy jsou raci vhodné akvakulturní organizmy: snadno se v chovu rozmnožují, rychle rostou, jsou všežraví (Holdich 1993) a některé druhy raků jsou atraktivní také kvůli svému vzhledu, odolnosti a nenáročnosti (Maceda-Veiga et al. 2016). Oblast obchodu s nepůvodními druhy raků, krabů a krevet pro okrasné účely je v mnohých státech nedostatečně legislativně ošetřena, a proto je i přes snahu různých organizací včetně Evropské unie, státních orgánů a organizací na ochranu přírody, rostoucím rizikem (Papavlasopoulou 2014; Patoka et al. 2018). Raci určené pro chov v akváriích nejsou drženi výhradně ve vnitřních nádržích a jsou také vypouštěni do zahradních a městských jezírek nezodpovědnými chovateli, kteří se zbavují nechtěného domácího mazlíčka (Patoka et al. 2016). Často lhostejný přístup chovatelů a jejich neopatrný postup vede k rozšíření nepůvodních druhů a možnému rozvinutí jejich invazního chování.

3.3 Pozitivní a negativní stránky produkčního a okrasného chovu

3.3.1 Produkční chov

Nepřehlédnutelným pozitivem produkčního akvakulturního chovu je zejména její důležitost při řešení globálních výzev v oblasti poptávky po potravinách. Výhody spojené s tímto průmyslovým odvětvím lze shrnout do následujících bodů:

1. Schopnost zvýšit potravinovou nabídku, do čehož můžeme okrajově zahrnout i gastronomický turismus;
2. Potenciál posílit státní, podnikové i marginální ekonomiky zvýšením zaměstnanosti a snížením cen potravin;
3. Poskytuje prostor pro zlepšení hospodaření s vodními zdroji v závislosti na technologických a legislativních opatřeních;
4. Ochrana biologické rozmanitosti prostřednictvím doplňování stavů původních živočichů a rostlin do jejich přirozených habitatů;
5. Snížení tlaku na divoké populace využívaných druhů, pokud bude akvakultura fungovat na bázi udržitelného vývoje;
6. Stimulace výzkumu a technologický vývoj;
7. Zvýšit vzdělání a ekologické povědomí široké veřejnosti s ohledem na jejich spotřební rozhodnutí, tj. pokud spotřebitel sáhne po produktu získaném intenzivním rybolovem či šetrným chovem z renomovaného produkčního chovu (Nugent 2009).

Základem nepříznivých dopadů produkční (i okrasné akvakultury) je nedostatečná regulace ohledně samotného způsobu chovu, provozu zařízení na to určených a nezodpovědný přístup v nakládání s chovanými organizmy. Některé podnikající subjekty nebo jednotlivci, ale i státy, věnují pozornost pouze svým bezprostředním zájmům. Povědomí o ochraně životního prostředí v akvakultuře je stále nedostatečné (Guangjun et al. 2010, FAO 2022).

V moderní akvakultuře se k prevenci nemocí, odstranění škodlivých patogenů, dezinfekci, omezení znečištění vody a podpoře růstu chovaných živočichů používá mnoho chemikálií (Nugent 2009). K diagnóze chorob především v rozvojových zemích je užíváno zastaralých či žádných přístrojů, a vyšetření často provádějí nevzdělaní zaměstnanci, tudíž je téměř nemožné správně rozlišit bakteriální, virový, plísňový, parazitární, mechanický či nutriční původ onemocnění (Folorunso et al. 2019). Z tohoto důvodu dochází často ke zneužívání medikace a chemických látek k neefektivní léčbě chovu, jejíž důsledky snižují nejen kvalitu těchto produktů v chovu, ale také zatěžují životní prostředí. Voda, s obsahem těchto substancí mnohdy uniká z odpadních a přečerpávacích systémů z těchto farem či je tato zařízení přímo vypouštějí do volné přírody. V důsledku toho dochází k poškození místní fauny a flóry, například na úrovni potravních řetězců, kvůli bioakumulaci v bezobratlých živočiších a rybách (Yi et al. 2008; Impellitteri et al. 2024). Avšak je nutné vyzdvihnout, že toxický potenciál těchto látek nepůsobí negativně pouze na životní prostředí, ale také na lidské zdraví.

Dalším významným problémem je vliv produkčních chovů na degradaci suchozemského prostředí. Opět je tento jev častější v rozvojových zemích, kde často neodborná či nedůsledná výstavba a správa rybníků vede k problémům s erozí nebo porušení hrází. V pobřežních oblastech je způsobena tato degradace salinizací půdy. Zasolování je způsobeno kontinuálním odběrem mořské vody a jejím výparem (Kaushal et al. 2021). Půda na farmě a v jejím okolí je znehodnocena pro pěstování zemědělských plodin a mohou být kompromitovány zdroje pitné vody. V neposlední řadě je třeba zmínit plošné kácení mangrovů (El Deen & El Guindy 2006), na jejichž místě se často budují farmy na produkci mořských a brakických korýšů, což má pochopitelně fatální dopad na celý místní ekosystém (Islam & Haque 2004; Agarwal et al. 2019).

Produkční a okrasná akvakultura je jednou z hlavních příčin zavlečení a případně naturalizování nepůvodních druhů desetinožých korýšů a dalších organizmů na nových lokalitách (Mrugała 2016; Patoka et al. 2016). Vlivem šíření nepůvodních druhů dochází k snižování početnosti jednotlivých populací původních organizmů a v extrémních případech ke snižování druhové diverzity (konkrétní negativní vlivy nepůvodních a invazních druhů na původní populace obsahuje podkapitola 3.3.3 Negativní vliv nepůvodních druhů na původní společenstva). Ukázkovým příkladem je rozšíření raka červeného, *Procambarus clarkii*, který je v současnosti kvůli svému vysoce invaznímu potenciálu rozšířen kromě Austrálie a Antarktidy po celém světě.

3.3.2 Okrasný chov

Ačkoliv odvětví okrasné akvakultury může být z hlediska produkce biomasy (avšak ne z hlediska celkové hodnoty) zanedbatelné ve srovnání s odvětvím produkční akvakultury mnohdy se prostřednictvím vědeckých poznatků ukazuje, že má významnější negativní dopady na životní prostředí než akvakultura produkční.

Negativní dopad nepůvodních druhů na přírodní ekosystémy je podobný jako v případě produkční akvakultury, což zahrnuje konkurenci s původními druhy, degradaci životního prostředí a šíření chorob (Tlustý 2004). Vypouštění přebytečných zvířat může být sankcionováno státními orgány, což jasně ilustruje jeho nežádoucí dopad, neboť takové jednání přispívá k šíření nepůvodních druhů. Z toho vyplývá, že je nezbytné zaměřit se na osvětu veřejnosti zaměřující se na škodlivost nepůvodních a invazních druhů a nabídnout též postup nebo prostředky, které umožňují chovatelům řádně zacházet se svým chovem.

Akvariální trh je hojně zásobován prostřednictvím odchytu exemplářů z volné přírody. Tento odlov se provozuje v intenzivním měřítku a ohrožuje početnost populací především endemických druhů [např. velerak tasmánský, *Astacopsis gouldi* (Clark, 1936), který je kvůli produkčním a okrasným chovům zařazen do seznamu ohrožených druhů v červené knize IUCN (Walsh & Doran 2010)]. Akvariální trh komplikuje též vědecký popis a klasifikaci nabízených druhů. Raci se často prodávají pod zastaralými, komerčními názvy či smyšlenými názvy a pod jedním názvem bývá často prodáváno několik druhů (Patoka et al. 2017; Chucholl & Wendler 2017). Problém vzniká především u mladých jedinců, kteří nemají zřetelně rozpoznatelné určující znaky a může dojít k záměně s jiným exemplářem.

Tyto důsledky mohou dokonce převýšit s ohledem na své dopady negativní vliv produkčního chovu mořských a sladkovodních organismů (Tlustý 2004), jelikož je v rámci okrasné akvakultury manipulováno s mnohem větším množstvím rozličných druhů. Zatímco byly výše nastíněny nástrahy a hrozby okrasné akvakultury, má toto odvětví řadu pozitivních efektů. Kromě ekonomického profitu, který toto odvětví nabízí, jsou kladné přínosy chovu okrasných druhů tyto:

1. Stoupající produkce organismů z odchovů v akváriích účinně potlačuje tlak vyvíjený na volně žijící populace, které mohou být ohroženy odchycením za účelem dodání na akvariální trh. S tím souvisí produkce jedinců, kteří jsou často robustnější, prostí parazitů a lépe přizpůsobení podmínkám v zajetí, tudíž pro zákazníka-akvaristu atraktivnější. Celkové zdraví a přežití zvířat, která jsou dostupná v obchodech se zvířaty tak může být lepší ve srovnání se zvířaty chycenými ve volné přírodě (Tlustý 2004).
2. Přísné požadavky na kvalitu vody u mnoha okrasných druhů činí možné znečištění životního prostředí jako je to u produkčního chovu organismů méně pravděpodobné či je alespoň toto riziko sníženo.
3. Akvariální chov umožňuje široké veřejnosti seznámit se s životními nároky a projevy chovaných organismů a jak zmiňuje například Novoa et al. (2017), osvěta týkající se ochrany volně žijících populací je díky tomu mnohem snazší.
4. V této práci již byl zmíněn vědecký význam okrasné akvakultury z historické perspektivy (viz podkapitola 3.1.1.2 Okrasná akvakultura), ovšem tato funkce je silně relevantní i v současnosti. Díky importu korýšů odchycených ve volné přírodě pro akvariální účely bylo vědecky popsáno několik nových druhů např. v roce 2015 rak modronohý, *Cherax gherardii*

(Patoka, Bláha & Kouba 2015) z čeledi Parastacidae nebo ze stejné čeledi pocházející rak kalený, *Cherax woworae* (Patoka, Akmal, Bláha & Kouba 2023), který se morfologicky podobá rakovi modronohému a byl popsán jakožto samostatný druh v roce 2023 (Lukhaup 2015; Patoka et al. 2023). Dále s využitím korýšů v okrasných chovech bylo sestaveno české názvosloví v publikaci *České názvy živočichů VIII: desetinožci (Decapoda), infrařád rakotvární (Astacidea)* (Patoka et al. 2017) a byla tak sjednocena identifikace zahrnutých druhů rakotvárných korýšů.

3.3.3 Negativní vliv nepůvodních druhů na původní společenstva

V důsledku změny dynamiky a intenzity obchodu, s nímž jsou spojeny kontrolní postupy při přepravě, se míra zavlečení nepůvodních druhů zvyšuje (Hulme 2021). Příčinou pro rozšíření nepůvodních druhů raků v cizím prostředí v důsledku akvakulturní produkce je už z vlastní definice lidský faktor. Kromě hromadného zavlékání desetinožích korýšů do vodních toků je v současnosti nejčastější příčinou invaze záměrné vypouštění přebytečných zvířat do volné přírody z akvarijních a produkčních chovů. Kromě efektu nepůvodních druhů na životní prostředí a činnosti člověka, jsou vetřelecké druhy závažnou hrozbou pro původní společenstva. Hlavními negativními vlivy nepůvodních a invazních druhů na původní populace jsou tyto jevy: konkurence, predace, přenos chorob a parazitů či jejich přímá příčina a hybridizace s původními druhy.

Nepůvodní druhy raků jsou výrazně aktivnější a agresivnější, přičemž ve vzájemných interakcích a soubojích rozhoduje především velikost těla a klepet (Kouba et al. 2021). Všechny tyto aspekty (adaptabilita, r-strategie, aktivita) mohou být tedy významnou hrozbou pro původní druhy v kompetici o zdroje (Marten et al. 2004; Veselý 2017). Všežravost nepůvodních druhů může být hrozbou celkově pro sladkovodní živočichy i rostliny (Marten et al. 2004). Konzumací vodních rostlin jsou některé nepůvodní druhy raků schopny měnit strukturu stanovišť a tím podpořit erozi břehových linií (Peay 2009; Souty-Grosset et al. 2016). Nepůvodní druhy mohou snižovat druhovou diverzitu i na úrovni genetické, jelikož může docházet v důsledku procesu reprodukční interference (Söderbäck 1995) a introgresivní hybridizace mezi původními a nepůvodními druhy raků ke genetickým změnám (Gherardi 2007). Dle Parker et al. (1999) je tento jev v přírodě ojedinělý, avšak nelze pomíjet riziko, které může toto genetické znečištění znamenat pro původní taxony.

Se zavlečením nepůvodního druhu jsou též spojena rizika introdukce různých patogenů do ekosystému, proti nimž jsou často původní druhy bezbrané. Plísni podobný mikroskopický patogen ze skupiny Oomycetes, hnileček račí *Aphanomyces astaci*, je původcem nemoci račí mor (Unestam & Weiss 1970; Nyhlén & Unestam 1975 Svoboda et al. 2017; Mojžíšová et al. 2024). Předpokládá se, že původním areálem rozšíření *A. astaci* je Severní Amerika. První známé zavlečení severoamerického raka a následné propuknutí račího moru bylo zaznamenáno v Evropě v devatenáctém století (Cornalia 1860). Tento patogen způsobil masivní snížení populací evropských a asijských sladkovodních druhů raků a představuje hrozbu pro vnímavé druhy na Madagaskaru, v Oceánii a Jižní Americe. Zejména severoamerické druhy raků, především rak pruhovaný *Faxonius limosus*, rak signální *Pacifastacus leniusculus* a rak červený *Procambarus clarkii*, ale také rak mramorovaný *Procambarus virginalis* či krab říční, *Eriocheir sinensis* (Görner et al. 2021), popřípadě krab *Parathelphusa convexa* a kreveta

Macrobrachium lanchesteri (Putra et al. 2018), koexistují s *A. astaci* a slouží jako přenašeči tohoto patogenu. Životní cyklus *A. astaci* je poměrně jednoduchý. Rozmnožuje se nepohlavně a uvolňuje do vody pohyblivé spory (zoospory), které přežívají ve vodě maximálně několik týdnů (Oidtmann 2000; Görner 2018). Tyto zoospory jsou citlivé na vyschnutí a pro jejich přežití jsou příznivější nižší teploty (Unestam 1966). *Aphanomyces astaci* proniká do hostitele, kterým se stávají výhradně raci a někteří krabi a krevety, v místech zranění nebo v místech, kde je kutikula měkká: nejčastěji na spodní straně zadečku, ocasní ploutvička nebo klouby končetin (Nyhlén & Unestam 1980). Hnileček račí získává svými vlákny živiny ke svému růstu z tkání raka a za vhodných podmínek tyto vyrůstají opět ven z jeho těla (takto mohou opět do vody uvolňovat zoospory ze sporangií). Rychlost šíření infekce závisí na teplotě a chemickém složení vody (Harlioğlu 2008; Svoboda et al. 2017). Smrt hostitele nastává někdy již za šest dní po samotné expozici zoosporám (Makkonen et al. 2012). Zoospory se uvolňují do vody za života hostitele, ale především se velké množství uvolní při uhynutí hostitele (Soderhall & Cerenius 1999). Zasažení jedinci jsou neklidní, pohybují se v toku, což vede k šíření infekci proudem.

Druhy raků tolerujících račí mor žijí ve vyváženém vztahu hostitel-parazit s touto oomycetou a mají vyvinuté obranné mechanismy, které zabraňují rozvinutí infekce (Petrušek et al. 2006; Holdich et al. 2009; Vråstad et al. 2014; Rusch et al. 2020). Jedním z těchto mechanismů je produkce melaninu, který potlačuje růst vláken zvaných hyfy (Soderhall & Soderhall 2002; Cerenius et al. 2003). Avšak i u severoamerických raků mohou stresové podmínky (tj. chronické infekce, nepříznivé podmínky prostředí) zvýšit jejich náchylnost k patogenům (Chinchio et al. 2020) nebo negativně ovlivnit jejich zdatnost, růst a vývoj (Francesconi et al. 2021). Chronická infekce vede ke kompromisům z hlediska růstu či reprodukce (Lee et al. 2006; Schwenke et al. 2016; Kirschman et al. 2017).

Určení přítomnosti *A. astaci* je především u severoamerických raků (Kozubíková et al. 2009) bez laboratorní analýzy téměř nemožné, jelikož je morfologicky nerozeznatelný od dalších druhů rodu *Aphanomyces* (Royo et al. 2004) Při diagnostice se využívá především analýza DNA: izolace DNA ze vzorku kutikuly raka a aplikace kvantitativní polymerázové řetězové reakce (Oidtmann et al. 2006). Pokud je patogen přítomen, namnoží se úsek DNA vyskytující se pouze v genomu *A. astaci* a výsledek je následně pomocí elektroforézy na agarózovém gelu zviditelněn (Oidtmann et al. 2004). Pro úspěšnou diagnostiku pomocí molekulárních metod je důležitý správný odběr a konzervace vzorků.

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, a také predátoři raků (ulpění na povrchu těla, zažívací trakt studenokrevných živočichů; Oidtmann et al. 2000, 2002). Raky není prozatím možné léčit a možnosti vymýcení tohoto patogenu přímo ve vodním toku jsou velmi omezeny vzhledem k etickému provedení usmrcení nakažených jedinců a snaze výrazně nenarušit životní prostředí. Klíčová tedy zůstává prevence.

Račí mor představuje významný globální problém (Martín-Torrijos et al. 2021), který vážně ohrožuje biodiverzitu sladkovodních ekosystémů a to i v Asii, kde se nacházejí bohaté populace různých druhů raků (Martín-Torrijos et al. 2018; Putra et al. 2018; Martínéz-Rios et al. 2023). Na Tchaj-wanu se račí mor vyskytl mezi lety 2013 a 2014, kde způsobil značné ekonomické ztráty. Přesný původ tohoto výskytu není zcela jasný, avšak existuje podezření, že mohl být přenášen pomocí invazních druhů, jako je krab *Eriocheir sinensis* a severoamerické

druhy sladkovodních raků (Hsieh et al. 2016). Dalším případem negativního působení nepůvodních druhů raků je rozšíření račího moru po ostrově Jáva v Indonésii, kde byl tento patogen zaznamenán v otevřených farmářských rybnících s druhem *P. clarkii*, který je nosičem tohoto patogenu (haddawayhaddawaymarten et al. 2018; Yuliana et al. 2021).

Ve stínu račího moru ovšem číhají další patogeny: (1) virová onemocnění např. „syndrom bílých skvrn“ (Jiravanichpaisal et al. 2004), (2) paraziti např. *Psorospermium haeckeli* (Hilgendorf, 1883) (Ragan et al. 1996; Souty-Grosset et al. 2006) nebo *Thelohania contejeani* (Henneguy, 1892) (Souty-Grosset et al. 2006), a též (3) epibionti žijící nebo příležitostně se vyskytující na povrchu těla raků např. potočnice patřící do rodu *Branchiobdella* (Ďuriš et al. 2007; Skelton et al. 2016).

Mimo původní druhy raků jsou nepůvodní druhy (a především ty, které získaly invazní charakter) velkou hrozbou pro ostatní vodní živočichy a rostliny. S menšími druhy ryb, soupeří o potravu a úkryty (Reynolds 2011), ovlivňují makrofyta a zoobentos (Al-Ebrashy 2012), jejich adaptace na novou potravu mění celý ekosystém a zvyšuje celkovou spotřebu potravy (Carpenter 2005; Haddaway et al. 2012). Změna habitatu invazními raky zahrnuje ničení úkrytů, substrátu a může vést k erozi břehů, s dopadem na stabilitu vodního toku (Harvey et al. 2014).

3.4 Nepůvodní druhy raků ve světě zaznamenané v přírodě

3.4.1 Evropa

Latinský název	Čeleď	Český název	Komerční název	Původní rozšíření	Zdroj
<i>Cambarellus patzcuensis</i>	Cambaridae	rak mexický	Mexican dwarf crayfish, CPO	Mexiko	Weiperth et al. 2017
<i>Cherax boesemani</i>	Parastacidae	rak cihlový	Red brick crayfish	západní Nová Guinea	Bláha et al. 2022
<i>Cherax destructor</i>	Parastacidae	rak ničivý	Common yabby	Austrálie	Kouba et al. 2014 Souty-Grosset et al. 2006
<i>Cherax holthuisi</i>	Parastacidae	rak Holthuisův	Apricot crayfish	západní Nová Guinea	Weiperth et al. 2020
<i>Cherax quadricarinatus</i>	Parastacidae	rak červenoklepetý	Redclaw crayfish	jižní Nová Guinea, severní Austrálie	Kouba et al. 2014 Weiperth et al. 2018 Jaklič & Vrezec 2011 Patoka et al. 2015 Papavlasopoulou et al. 2013 Vodovsky et al. 2017 Haubrock et al. 2021 Bláha et al. 2022

Latinský název	Čeleď	Český název	Komerční název	Původní rozšíření	Zdroj
<i>Cherax snowden</i>	Parastacidae	rak ohňohrotý	Snowden's crayfish	západní Nová Guinea	Weiperth et al. 2020 Bláha et al. 2022
<i>Faxonius immunis</i>	Cambaridae	rak kalikový	Calico crayfish	USA	Herrmann et al. 2018 Kouba et al. 2014 Filipová et al. 2011
<i>Faxonius juvenilis</i>	Cambaridae	rak mladistvý	Kentucky river crayfish	USA	Chucholl & Daudey 2008 Kouba et al. 2014
<i>Faxonius limosus</i>	Cambaridae	rak pruhovaný	Spiny-cheek crayfish	USA	Kouba et al. 2014 Alekhovich & Buřič 2017 Govedič 2017 Puky 2014
<i>Faxonius rusticus</i>	Cambaridae	rak rusoboký	Rusty crayfish	USA	Panteleit et al. 2019 Laffitte et al. 2023
<i>Faxonius virilis</i>	Cambaridae	rak statný	Virile crayfish	Severní Amerika	André 1960 Brinck 1983 Kouba et al. 2014 Koese & Soes 2011
<i>Pacifastacus leniusculus</i>	Astacidae	rak signální	Signal crayfish	Severní Amerika	Chucholl et al. 2012 Kouba et al. 2014
<i>Pontastacus leptodactylus</i>	Astacidae	rak bahenní	Narrow-clawed crayfish	východní a střední Evropa	Ivanović et al. 2014 Gherardi et al. 2017
<i>Procambarus acutus</i>	Cambaridae	rak klínový	White river crayfish	Severní Amerika	Taylor et al. 2007, Soes & van Eekelen 2006 Filipová et al. 2011
<i>Procambarus alleni</i>	Cambaridae	rak floridský	Florida crayfish	Florida – USA (endemit)	Chucholl et al. 2012 Gross 2013 Weiperth et al. 2020
<i>Procambarus clarkii</i>	Cambaridae	rak červený	Red swamp crayfish	Mexiko a USA	Görner et al. 2021 Kouba et al. 2014
<i>Procambarus virginialis</i>	Cambaridae	rak mramorovaný	Marbled crayfish	původní výskyt v přírodě není znám	Kouba et al. 2014 Martin et al. 2016 Patoka et al. 2016a Weiperth et al. 2015; Lipták et al. 2016, Chucholl et al. 2012 Hossain et al. 2018

3.4.2 Asie

Latinský název	Čeleď	Český název	Komerční název	Původní rozšíření	Zdroj
<i>Cambarellus montezumae</i>	Cambaridae	rak montezumský	Acocil	endemit - Mexiko	Kamita 1973
<i>Cherax destructor</i>	Parastacidae	rak ničivý	Common yabby	Austrálie	Yuliana et al. 2021
<i>Cherax peknyi</i>	Parastacidae	rak zebra	Zebra crayfish	Nová Guinea	Yuliana et al. 2021
<i>Cherax quadricarinatus</i>	Parastacidae	rak červenoklepetý	Redclaw crayfish	jižní Nová Guinea, severní Austrálie	Ahyong & Yeo 2007 Zeng et al. 2019 Patoka et al. 2016 Patoka et al. 2018 Yuliana et al. 2021 Hsieh et al. 2016 Hin 2020 Kawai 2017 Soowannayan et al. 2015 Hsieh et al. 2016 Sze-man & Anthony 2020 Jutagate et al. 2023 Akmal et al. 2023 Haubrock et al. 2021
<i>Cherax snowden</i>	Parastacidae	rak ohňohrotý	Red tip crayfish	Západní Papua	Yuliana et al. 2021
<i>Cherax warsamsonicus</i>	Parastacidae	rak narůžovělý	Warsamson river crayfish	poloostrov Kepala Burung, Západní Papua	Yuliana et al. 2021
<i>Pacifastacus leniusculus</i>	Astacidae	rak signální	Signal crayfish	Severní Amerika	Nakata & Goshima 2003, 2006
<i>Procambarus clarkii</i>	Cambaridae	rak červený	Red swamp crayfish	Mexiko a USA	Zeng & Yeo 2018 Penn 1954 Unestam 1976 Huner 1977 Yue et al. 2021 Yuliana et al. 2021

3.4.3 Afrika

Latinský název	Čeleď	Český název	Komerční název	Původní rozšíření	Zdroj
<i>Astacus astacus</i>	Astacidae	rak říční	Noble crayfish	Evropa	Takudzwa et al. 2020
<i>Cherax destructor</i>	Parastacidae	rak ničivý	Common yabby	Austrálie	de Moor 2002
<i>Cherax quadricarinatus</i>	Parastacidae	rak červenoklepetý	Redclaw crayfish	jižní Nová Guinea, severní Austrálie	Robinet 2010 Madzivanzira et al. 2020 Madzivanzira et al. 2022 Douthwaite et al. 2018 Marufu et al. 2014 Takudzwa et al. 2020 Snovsky & Galil 2011 Chakandinakira et al. 2023 Haubrock et al. 2021
<i>Cherax tenuimanus</i>	Parastacidae	rak tenkonohý	Hairy marron	Austrálie	de Moor 2002
<i>Faxonius limosus</i>	Cambaridae	rak pruhovaný	Spiny-cheek crayfish	USA	Takudzwa et al. 2020
<i>Procambarus clarkii</i>	Cambaridae	rak červený	Red swamp crayfish	Mexiko a USA	Foster & Harper 2007 Huner 1977 Adegboye 1983 Nunes et al. 2017 Takudzwa et al. 2020 Bouaoud et al. 2020 Madzivanzira et al. 2022
<i>Procambarus virginalis</i>	Cambaridae	rak mramorovaný	Marbled crayfish	původní výskyt v přírodě není znám	Jones et al. 2008
<i>Procambarus zonangulus</i>	Cambaridae	rak východotexaský	Southern white river crayfish	jižní a střední oblast USA	Takudzwa et al. 2020 Chiwambo et al. 2019 Douthwaite et al. 2018 Nunes et al. 2017

3.4.4 Austrálie

Latinský název	Čeleď	Český název	Komerční název	Původní rozšíření	Zdroj
<i>Cherax destructor</i>	Parastacidae	rak ničivý	Australian Red Claw	Queensland a Nový Jižní Wales	Beatty et al. 2005 Coughran and Daly 2012
<i>Cherax quadricarinatus</i>	Parastacidae	rak červenoklepětý	Redclaw crayfish	jižní Nová Guinea, severní Austrálie	Coughran & Leckie 1997 Coughran & Daly 2012 Doupé et al. 2004 Leland et al. 2012 Haubrock et al. 2021
<i>Procambarus clarkii</i>	Cambaridae	rak červený	Red swamp crayfish	Mexiko a USA	Huner 1977 Huner 1986 de Oliveira et al. 2023

3.4.5 Severní Amerika

Latinský název	Čeleď	Český název	Komerční název	Původní rozšíření	Zdroj
<i>Cambarellus shufeldtii</i>	Cambaridae	rak Shufeldtův	Cajun dwarf crayfish	Arkansas, Kentucky, Missouri, Tennessee, Illinois, Florida	Procopio & Daniel 2019
<i>Cambarus robustus</i>	Cambaridae	rak mohutný	Big water crayfish	severovýchod USA až k Tennessee, jihovýchod Kanady	Guarino et al. 2012 Guíasu & Dunham 1999 Hamr & Berill 1985 Lodge et al. 2000 Loughman & Simon 2017
<i>Cherax destructor</i>	Parastacidae	rak ničivý	Common yabby	Austrálie	Austin 1985
<i>Cherax quadricarinatus</i>	Parastacidae	rak červenoklepětý	Redclaw crayfish	jižní Nová Guinea, severní Austrálie	Faulkes 2015 Morningstar et al. 2020 Rodriguez-Cruz et al. 2023 Bortolini-Rosales et al. 2007 Marufu et al. 2018 Nunes et al. 2017 Tapia-Varela et al. 2020 Torres-Montoya et al. 2016 Vega-Villasante et al. 2015 Haubrock et al. 2021
<i>Faxonius harrisonii</i>	Cambaridae	rak bělopásý	Belted crayfish	endemit - přítoky Missouri	DiStefano et al. 2015

Latinský název	Čeleď	Český název	Komerční název	Původní rozšíření	Zdroj
<i>Faxonius hylas</i>	Cambaridae	rak levhartí	Woodland crayfish	endemit - Missouri	DiStefano et al. 2012
<i>Faxonius immunis</i>	Cambaridae	rak kalikový	Calico crayfish	od Maine a Connecticutu, Kentucky až na západ do východního Colorada a Wyomingu (USA), jižní Manitoba, Ontario a Quebec (Kanada)	Unger 1978 Crocker 1957
<i>Faxonius juvenilis</i>	Cambaridae	rak mladistvý	Kentucky river crayfish	Ohio, Kentucky, Indiana (USA)	Hobbs & Walton 1966 Chucholl 2013
<i>Faxonius limosus</i>	Cambaridae	rak pruhovaný	Spiny-cheek crayfish	USA	Spitz 1973 Crocker 1979
<i>Faxonius neglectus</i>	Cambaridae	rak obručový	Gapped ringed crayfish	severovýchodní Oklahoma, severozápadní Arkansas, jihozápadní Missouri, řeka Kansas (USA)	Fitzpatrick 1966 Bouchard 1977 Daniels et al. 2001 Imhof et al. 2012 Magoulick & DiStefano 2007 Larson & Magoulick 2008 Mouser et al. 2019
<i>Faxonius obscurus</i>	Cambaridae	rak hnědavý	Allegheny crayfish	severovýchod USA	Bell 1971 Lieb et al. 2011 Lodge et al. 2000
<i>Faxonius placidus</i>	Cambaridae	rak klidný	Bigclaw crayfish	USA	Bouchard 1977
<i>Faxonius propinquus</i>	Cambaridae	rak severní	Big creek crayfish	oblast Velkých jezer, Vermont, Minnesota	USGS 2016 Morrill & Keller 2023
<i>Faxonius rusticus</i>	Cambaridae	rak rusoboký	Rusty crayfish	západní Ohio, Indiana	Lodge & Skurdal 2000 Bobeldi & Lamberti 2008 Kilian et al. 2012 Klocker & Strayer 2004 Crocker 1979 Bouchard 1977
<i>Faxonius virilis</i>	Cambaridae	rak statný	Virile crayfish	oblast Velkých jezer, horní část řeky Mississippi, dolní část řeky Ohio	Lodge & Skurdal 2000 Campos-Gonzalez Contreras-Balderas 1985 Clark & Lester 2005 Cooper & Armstrong 2007 Lieb et al. 2011 Larson & Olden 2011 Kilian et al. 2012 Welsh & Loughman 2015

Latinský název	Čeleď	Český název	Komerční název	Původní rozšíření	Zdroj
<i>Pacifastacus leniusculus</i>	Astacidae	rak signální	Signal crayfish	severní část USA, jihozápadní Kanada	Lodge & Skurdal 2000 Crawford et al. 2006 Larson & Olden 2011 Larson et al. 2012
<i>Procambarus acutus</i>	Cambaridae	rak klínový	White river crayfish	Severní Amerika	Smirh 1982 Lieb et al. 2011 Morrill & Keller 2023 DiStefano et al. 2015 Hein et al. 2007 Loughman 2007
<i>Procambarus clarkii</i>	Cambaridae	rak červený	Red swamp crayfish	severní Mexiko a jihovýchodní USA	Hobbs 1981 Smith 1982 Lieb et al. 2011 Bélouard et al. 2019 Bissattini et al. 2015 Bunk & Van Egeren 2016
<i>Procambarus virginalis</i>	Cambaridae	rak mramorovaný	Marbled crayfish	původní výskyt v přírodě není znám	Hamr 2023 Keller et al. 2014

3.4.6 Jižní Amerika

Latinský název	Čeleď	Český název	Komerční název	Původní rozšíření	Zdroj
<i>Cherax quadricarinatus</i>	Parastacidae	rak červenoklepetý	Redclaw crayfish	jižní Nová Guinea, severní Austrálie	Sacristán et al. 2016 Medley et al. 1994 Gutiérrez et al. 2012 Baudry et al. 2020 García Vasquez 2008 Macías 2014 Haubrock et al. 2021
<i>Procambarus clarkii</i>	Cambaridae	rak červený	Red swamp crayfish	Mexiko a USA	Huner 1977 Huner 1986 de Oliveira et al. 2023 Antunes et al. 2020

3.5 Legislativní úprava akvakultury

V předešlých kapitolách je patrné, že akvakultura představuje jednu z majoritních cest introdukce nepůvodních druhů a představuje tak zásadní hrozbu pro 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 (Souty-Grosset et al. 2012), kvůli znečištění a globalizaci, která s sebou nese prvek biologické invaze. Protože biologické invaze způsobují značné ekologické a ekonomické ztráty (Vitoušek et al. 1996; Patoka et al. 2017) a produkční a okrasná akvakultura je jednou z klíčových cest pro zavedení nepůvodních invazních druhů (Barroso Magalhaes & Vitule 2013), je v rámci národních kodifikací promítnuta řada omezení dovozu a jiného nakládání s nepůvodními druhy. Dle Provádečního nařízení Evropské komise (EU) 2016/1141, ze dne 13. července 2016, kterým se přijímá seznam invazních nepůvodních druhů s významným dopadem na Unii podle nařízení Evropského parlamentu a Rady (EU) č. 1143/2014 (viz níže) je speciálně upraveno nakládání s těmito druhy raků: *P. virginalis*, *F. limosus*, *F. virilis*, *P. leniusculus*, *P. clarkii*. Dovoz nepůvodních živých raků je z ekologických důvodů zakázán ve Francii, Portugalsku a Japonsku (Lodge et al. 2012; Patoka et al. 2017). Naproti tomu jiné státy, jako je Brazílie, obchod se zvířaty (i těmi nepůvodními) dokonce legislativně podporují (Patoka et al. 2017). Třetím typem přístupu k nepůvodním druhům je ignorace hrozby, kterou představují pro původní společenstva a tendence tento problém přehlížet kompletně (Patoka et al. 2017).

Účinnost vnitrostátních a mezinárodních omezení aplikovaných na obchod se zvířaty je sporná. Dle Magalhães & Andrade (2015) je dostupnost *P. clarkii* v brazilských obchodech se zvířaty a na internetových portálech naznačuje, že tamní Federální vyhláška č. 5 z roku 2008 není respektována. Evropským ekvivalentem k tomuto příkladu z Jižní Ameriky jsou zaznamenané prodeje raků *C. destructor*, *F. limosus* a *P. clarkii* ve Velké Británii přes zákaz zakotvený v nařízení z roku 1996 (Prohibition Order of 1996; Patoka et al. 2017). Jak uvádí Patoka et al. (2017), je podobná situace v jihovýchodní Asii a Oceánii. Z tohoto vyplývá, že jedno z hlavních úskalí zákonných úprav (pokud z nějaké stát vychází či má svou vlastní) je její špatné promítnutí do praxe, kde chybí informovanost běžného obyvatelstva, vymáhání sankcí při porušení těchto předpisů či nabídnutí preventivních opatření a jejich správná funkce při zacházení s nepůvodními druhy.

Spolu s vnitrostátními úpravami je třeba posilovat regionální a mezinárodní spolupráci v oblasti zmírňování biologických invazí (Perrings et al. 2010; Lucy et al. 2016). V současnosti mezinárodním legislativním nástrojům, které jsou soft-law charakteru, chybí kontrolní a sankční mechanismus, a proto jsou z hlediska praktického užití neefektivní. Patří mezi ně úmluvy, které primárně upravují ochranu biologické diverzity a hrozby spojené s šířením nepůvodních druhů. Mezi tyto úmluvy patří: (1) Úmluva o mezinárodním obchodu s ohroženými druhy volně žijících a planě rostoucích rostlin (Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora, zkráceně CITES; 1973), (2) Úmluva o biologické rozmanitosti (Convention on Biological Diversity, zkráceně CBD; 1992) (3) Code of Conduct for Responsible Fisheries (FAO 1995), (4) Úmluva o balastní vodě (Ballast Water Management Convention, zkráceně BWM) 2017.

Z povahy mezinárodní úpravy vyplývá, že jsou formulovány jako obecný základ pro řešení environmentálních, ekologických a sociálních problémů, které mohou být nesprávně interpretovány jako nabízející univerzální a všeobsažné řešení pro národní legislativu. Poměrně zavedenou praxí je uzavírání bi- či multilaterálních dohod, které se především zabývají úpravou rybolovu a akvakultury z hlediska průmyslové a ekonomické spolupráce, ale velmi minimálně se dotýkají ochrany biologické diverzity.

Specifickým modelem je poté kodifikace v rámci Evropské unie, která je více imperativně promítnuta do národních právních řádů členských států narozdíl od výše zmíněných mezinárodních úmluv. Stežejní předpisy pro oblast invazní biologie, které se sekundárně dotýkají regulace akvakultury jsou následující:

(a) Směrnice Rady č. 92/43/EHS, o ochraně přírodních stanovišť, volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin.

(b) 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 Evropské Unie a členských států v oblasti vodní politiky a usiluje o udržení a zlepšení vodního prostředí na území EU.

(c) 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 rámec pro akvakulturní postupy ve vztahu k nepůvodním druhům s cílem posoudit a minimalizovat možný vliv těchto druhů na vodní přírodní stanoviště.

(d) Nařízení Evropského parlamentu a Rady (EU) č. 1143/2014 o prevenci a regulaci zavlékání či vysazování a šíření invazních nepůvodních druhů. Ekvivalentem tohoto nařízení mimo Evropskou unii jsou například: zákon The Lacey Act of 1900 (USA) či australský EPBC Act tj. The Environmental Protection and Biodiversity Conservation Act z roku 1999.

(e) 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, v kterých Evropská unie jednotně reguluje mezinárodní a vnitrouní obchod s exempláři dle CITES. Výhodou zakotvení problematiky nepůvodních a původních druhů ve formě nařízení je jejich závaznost a míra vynutitelnosti orgány Evropské unie v členských státech, což samotná výchozí mezinárodní úprava nezajišťuje.

Co se týče národní zákonné úpravy, ve většině zemí neexistuje konkrétní dokument upravující přímo oblast akvakultury a toto odvětví je běžně zahrnuto v sektorových předpisech týkajících se rybolovu, či obecně průmyslu a životního prostředí. Z pohledu české legislativy jsou výchozími obecnými předpisy pro úpravu dopadů produkční a ochranné akvakultury zákon č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny; zákon č. 252/1997 Sb., o zemědělství; zákon č. 17/1992 Sb., o životním prostředí. Další právní předpisy, v nichž je zahrnuta úprava produkční akvakultury jsou: zákon č. 254/2001 Sb., o vodách a o změně některých zákonů; zákon č. 99/2004 Sb., o rybníkářství, výkonu rybářského práva, rybářské strážní, ochraně mořských rybolovných zdrojů; zákon č. 166/1999 Sb., o veterinární péči a o změně některých souvisejících zákonů; zákon č. 78/2004 Sb., o nakládání s geneticky modifikovanými organismy a genetickými produkty, vše v platném znění.

3. 6 Doporučený management

Prevence je obecně uznávána jako základní kámen managementu invazních druhů a v konečném hledisku je ekonomicky nejvýhodnější. Prevence zahrnuje i legislativu, ale tu je nutné doplnit o další prostředky, které zhodnocují a zvyšují úspěšnost prevence dále. Mezi tyto prostředky můžeme zahrnout prevenci spojenou se systémem kontrol, se zajištěním informovanosti o nepůvodních druzích a jejich efektu na životní prostředí v širší veřejnosti a s poskytnutím účinných nástrojů a metod k eradikaci nepůvodních druhů, aby se tak zabránilo jejich dalšímu šíření. S touto informovaností průměrného občana souvisí i onen legislativní aspekt: Jak zmiňuje Patoka et al. (2016) je nutné zpřístupnit relevantní právní předpisy pro širokou veřejnost např. s využitím specializovaných médií, jako jsou televizní pořady, sociální sítě či webové stránky. Dále je třeba přeformulovat stávající právní předpisy týkající se nepůvodních druhů a učinit je plně reaktivními v případech, kdy dojde k porušení jejich ustanovení tj. orgány státní správy podniknou příslušné kroky k udělení sankce odpovědnému subjektu. Orgány státní správy, vysokoškolské instituce a specializované agentury na ochranu životního prostředí by měly být více proaktivní v rámci poskytování aktualit o nepůvodních exemplářích a zároveň v poskytování instrukcí, jak nakládat s nechtěnými okrasnými živočichy (Patoka et al. 2018). Podpora vědeckých a naučných programů na národní i mezinárodní úrovni s cílem odhalovat a monitorovat jejich výskyt je též zásadní, jako i tvorba a sdílení volně dostupných a uživatelsky přívětivých identifikačních klíčů k rozpoznání relevantních druhů.

Přes svou nákladnost jsou přísná preventivní opatření, jako jsou hraniční kontroly, mohou zdát finančně nákladná, považována za investici do snížení či úplného zabránění budoucích škod (Vander Zanden & Olden 2008). Přeshraniční kontroly nákladu, dopravních prostředků, pasažérů a kontroly při záměrné přepravě nepůvodního druhu za účelem prodeje je zakotvena například v legislativě Evropské unie (viz Nařízení č. 1143/2014), jak bylo zmíněno výše. Přesto i v takto vyspělých zemích, jako jsou členské státy EU, jsou kontrolní standardy na nutné úrovni (tj. v současné době nedostatečné) a zabránění introdukce nepůvodních druhů je tedy implicitně omezené (Tobin 2018; Yang Liu et al. 2024). Dovoz organismů ze zahraničí je v některých zemích zakázán vnitřními předpisy, jedná se často o „černé listiny“ (tj. druhy zakázané, protože byly identifikovány jako rizikové) nebo „bílé listiny“ (tj. druhy, které byly identifikovány jako bezpečné; Genovesi et al. 2015). Vypracování těchto seznamů většinou zahrnuje podrobné hodnocení rizik, které odkazuje na proces hodnocení biologických a ekonomických dopadů potenciálních invazních druhů a stanovení úrovně rizika invaze spojeného s daným druhem (Roy et al. 2018). Tyto seznamy či dokumenty jim podobné nemají v každém státě stejný obsah či stejné standardy (někde nejsou vypracovány vůbec), a proto mechanismus povolení a zákazů v nadnárodním měřítku není efektivní (Patoka et al. 2018). V této šedé zóně je tedy přirozeně zvýšená nutnost mezinárodní spolupráce.

Větší důraz by se měl klást dále na včasné odhalení nepůvodních druhů před tím, než získají invazní charakter. Včasná detekce umožňuje implementaci vhodné prevence, ovšem tato může být extrémně obtížná, protože počáteční populace často čítají velmi nízké počty a často jsou detekovány pouze náhodně (Yang Liu et al. 2024). Úsilí potřebné k odhalení zavlečeného druhu může být efektivnější, pokud by se pozornost zaměřila na nejpravděpodobnější ohniska invaze, jako je okolí chovných farem. Co se týče okrasné akvakultury speciálně, vhodné by

bylo kontrolovat oblasti s vysokou lidskou populací, kde může docházet k vypouštění okrasných živočichů do přírody nezodpovědnými chovateli.

Včasná detekce a pozorování nepůvodních druhů se pozitivně mění s využitím analýzy DNA a technologií čárového kódování DNA (angl. DNA barcoding, Larson et al. 2020). Proto by tato metoda prevence měla být univerzitami, agenturami pro ochranu životního prostředí a jim podobným více a efektivně využívána k odlišení invazních nepůvodních druhů od nepůvodních druhů jim příbuzným např. čeledě Procambarus, Cherax, Faxonius (Patoka et al. 2018).

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. Metody používané při eliminaci invazních korýšů jsou následující kategorie: mechanické postupy (odchyt), autocidní regulace (odchyt, sterilizace, zpětné vypuštění), chemická eliminace (užití vápenných hnojiv či cypermethrinu), biomanipulace (uvedení predátora), umělá změna prostředí a alternativní postupy (uvedení patogenů do cílového prostředí; Hatcher & Dunn 2011; Musseau et al. 2015; Svobodová et al. 2020). Pro maximální účinnost je vhodné kombinovat více regulačních opatření a opakovat je (Chadwick et al. 2020).

4. Metodika

Publikované práce byly systematicky hledány v databázi Web of Science (<https://www.researchgate.net/>) a posléze na webové doméně Google Scholar (<https://scholar.google.com/>). Pro získání dat obsahující relevantní publikované a recenzované články, které v zmiňují nepůvodní nebo invazní druhy raků, byly stanoveny dva samostatné řetězce klíčových slov. První řetězec byl zaměřen na podrobnou analýzu dat z let 1990 až 2024. Výběr klíčových slov byl sestaven na základě osobní konzultace odborníka na biologické modelování a seznamu 10 článků, které by výsledné vyhledávání mělo obsahovat, včetně doposud nepublikovaných prací (Early Access). Zde uvádím parametry prvního klíčového řetězce: (*crayfish* OR crawdad* OR mudbug* OR yabby* OR astacidea*) AND (*invas* OR invad* OR alien OR exotic OR nonnat* OR "non nat*" OR non-nat* OR introduc* OR naturaliz* OR non-indigenous OR "non indigenous"*).

Druhý řetězec byl zaměřen na veškeré existující publikace bezpodmínečně zmiňující nepůvodní nebo invazní druhy raků. Zde uvádím parametry druhého klíčového řetězce: (*crayfish**) AND (*invasive OR alien OR non-native OR non-indigenous*). Data z prvního klíčového řetězce, využívající databázi Web of Science, vznikla ke dni 30. 1. 2024. Druhý datový soubor byl vytvořen k datu 8. 3. 2024, za použití domény Google Scholar. Následovalo manuálním tříděním prověřit obsahový potenciál jednotlivých článků. V tomto kroku, bylo zapotřebí procházet jednotlivé články a určit zdali v názvu publikace popřípadě abstraktu, autoři zmiňují nepůvodní případně invazní druhy raků. Z výsledného souboru byly vytvořeny dva grafické výstupy. Dále byla vypočítána linie trendu, její rovnice a koeficient determinace (R^2) dle vzorce (viz obrázek č. 3) pro vyjádření, jaký podíl variability závisle proměnné modely vysvětlují. Závěrem byl manuálním tříděním prověřen obsahový potenciál jednotlivých článků, což významně přispělo ke zlepšení kvality výstupních dat metaanalýzy.

$$R^2 = \left(\frac{n \sum xy - (\sum x)(\sum y)}{\sqrt{[n \sum x^2 - (\sum x)^2][n \sum y^2 - (\sum y)^2]}} \right)^2$$

Obrázek č. 3: Vzoreček pro výpočet koeficientu determinace (R^2).

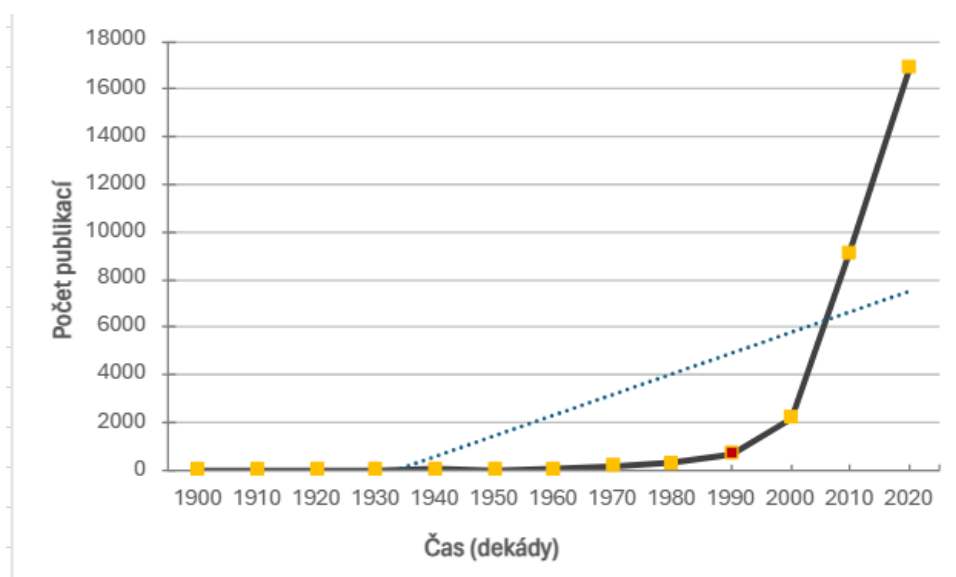


Obrázek č. 4: Schéma postupu: vyhledávání, výběr webových stránek, sběr dat, zpracování dat a analýza dat.

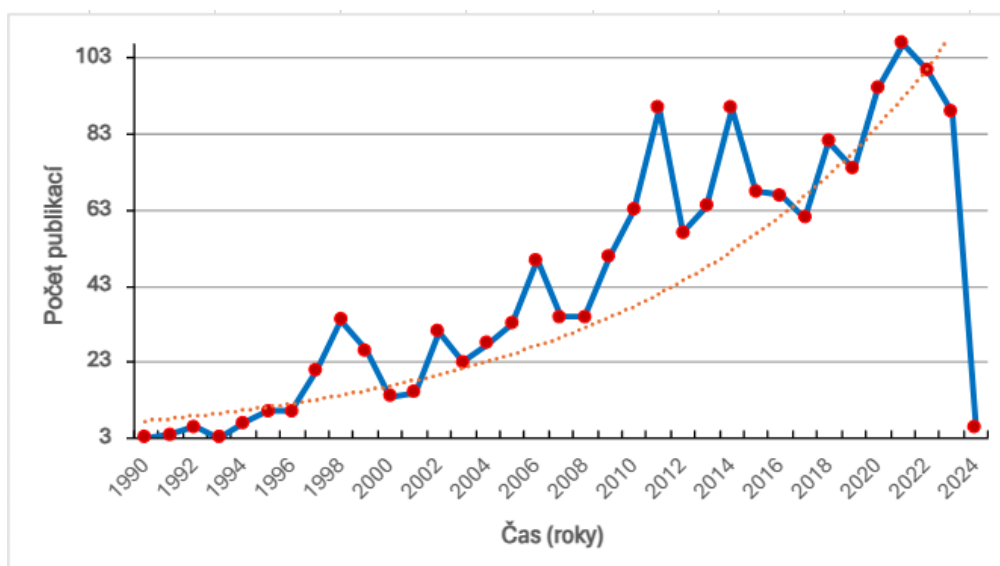
5. Výsledky

Z celkového počtu 1920 publikací, týkající se prvního klíčového řetězce: [(*crayfish** OR *crawdad** OR *mudbug** OR *yabby** OR *astacidea*) AND (*invas** OR *invad** OR *alien* OR *exotic* OR *nonnat** OR "non nat*" OR *non-nat** OR *introduc** OR *naturaliz** OR *non-indigenous* OR "non indigenous")], bylo extrahováno 368 studií nezmiňující nepůvodní nebo invazní druhy raků. Výsledná databáze shromažďuje výsledky z 1552 stávajících publikací z let 1990 až 2024. Drtivá část těchto studií je psána v anglickém jazyce (1533), zbylá část, je napsána ve francouzském jazyce (9), španělském jazyce (5), v ruském jazyce (2) a poslední dvě publikace byly napsány v tureckém a portugalském jazyce. Rovnice přímky tohoto datového souboru byla stanovena jako $y = 6,7003e 0,0819x$ a koeficient determinace nabýval hodnot 0,52.

Soubor záznamů týkající se druhého řetězce klíčových slov: [(*crayfish**) AND (*invasive* OR *alien* OR *non-native* OR *non-indigenous*)], započal první publikací (Ehui et al. 1905. AGRICULTURE AND NUTRITION) a končil rokem 1990, od kterého začíná detailní analýza (mezi léty 1990 až do 2024). V konečném výsledku soubor obsahoval 29 568 manuálně neprofiltrovaných záznamů. Rovnice přímky toho souboru dat byla stanovena jako $y = 2,6199x - 2,8437$ a koeficient determinace nabýval hodnoty 0,68.



Obrázek č. 5: Linie trendu znázorňující počet publikovaných prací zmiňující nepůvodní nebo invazní druhy raků v letech 1905-2024. Červený bod znázorňuje počátek okrasné akvakultury raků.



Obrázek č. 6: Linie trendu znázorňující počet publikovaných prací zmiňující nepůvodní nebo invazní druhy raků v letech 1990-2024.

6. Diskuze

Výše uvedené výsledky poskytují zajímavý vhled do vývoje výzkumu raků a jeho trendů v průběhu času. Zdá se, že zájem o tuto problematiku dramaticky vzrostl od roku 1990, což je období, kdy se počet publikací exponenciálně zvýšil. Tento nárůst může být výsledkem zlepšení metodiky výzkumu nebo zvýšeného povědomí o problematice invazních druhů raků a jejich dopadech (Smith & Jonson 2019). V analýze výsledků týkajících se výzkumu raků lze identifikovat několik zajímavých trendů a zjištění, které nám poskytují cenné poznatky o vývoji této problematiky. Záměrně se soustředíme na dva řetězce klíčových slov, abychom lépe porozuměli rozsahu a dynamice výzkumu invazních druhů raků. Jedním z klíčových zjištění je rozdíl mezi prvním a druhým souborem dat, který naznačuje, že výzkum zaměřený na invazní a nepůvodní druhy raků je komplexnější a poskytuje detailnější informace o vývoji této problematiky. Jak uvádí Kowarik et al. (2018), studie zaměřené na invazní druhy mají často širší ekologický a biologický dosah, což může být důvodem pro vyšší množství publikací v tomto období.

První klíčový řetězec, definovaný kombinací slov spojených s invazemi a nepůvodními druhy raků, poskytl zajímavé výsledky. Ze zhruba 1920 publikací bylo vyfiltrováno 368 studií, které se zabývaly jinými aspekty raků než jejich invazními vlastnostmi. Tato selekce nám umožnila vytvořit databázi obsahující výsledky z 1552 publikací, pokrývajících období od roku 1990 až do roku 2024. Rovnice přímky pro tento datový soubor naznačuje, že počet publikací stoupá s postupem času, přičemž koeficient determinace dosahuje hodnoty 0,52. Tato informace ukazuje na mírný pozitivní vztah mezi rokem publikace a počtem studií, což naznačuje rostoucí zájem o raky vědeckou komunitou (Kowarik et al. 2018).

Druhý klíčový řetězec, zaměřený na invazní a nepůvodní druhy raků, vykazoval ještě výraznější trendy. Soubor záznamů zahrnoval období od roku 1900 do roku 1990. Počet manuálně nefiltrovaných záznamů v tomto souboru dosáhl přibližně 29 568, což naznačuje výrazně vyšší množství publikací ve srovnání s prvním souborem. Rovnice přímky pro tento

datový soubor ukazuje ještě silnější spojení mezi rokem publikace a počtem záznamů, což je podpořeno koeficientem determinace dosahujícím hodnoty 0,68. Je zajímavé poznamenat, že data z období mezi lety 1900 a 1990 vykazují vyšší koeficient determinace, což naznačuje jejich konzistentnější povahu a možná i vyšší kvalitu. Tento fakt může být podpořený studií Smitha a Johnsona (2016), kteří zjistili, že starší vědecké práce často vynikají důkladnějším výzkumným přístupem a méně ovlivňuje trendy a módy v daném oboru.

V posledních letech se vědecká komunita intenzivně věnovala výzkumu raků, o čemž svědčí velké množství publikací, které se zabývají nejen ekologickými a biologickými aspekty těchto druhů, ale i jejich socioekonomickými dopady a managementem. V tomto kontextu vyniká rok 1990 jako zlomový moment, kdy se počet publikovaných článků na toto téma zdvojnásobil, což reflektuje obecný trend nárůstu. Tento rok se ukázal jako klíčový pro mnohé vědecké disciplíny, jelikož bylo dosaženo řady významných průlomů a inovací. Exponenciální nárůst publikací a citací lze přičíst spojení výzkumného úsilí a rozšířené akademické spolupráce, podpořené také vzájemným odkazováním vědců v rámci komunity (Azra et al. 2023). Významnou roli hrálo i značné zvýšení finančních investic do vědeckého výzkumu ze strany státních i soukromých zdrojů během 90. let, což umožnilo rozšíření výzkumných aktivit, zvýšení publikací a jejich následných citací (Azra et al. 2023). Rovněž rostoucí počet vědeckých časopisů indexovaných v databázi Web of Science v roce 1991 přispěl k usnadnění publikace a vyhledávání odborných článků, což dále podnítilo akademickou výměnu a citace. Specifický zájem o výzkum raků v roce 2011 vyvolává otázky ohledně faktorů, které tuto dynamiku podnítily. Předběžná analýza naznačuje, že výrazným podnětem k rostoucímu zájmu o výzkum raků v tomto období mohlo být jejich celosvětové zavlečení mezi lety 2001 a 2011 (FAO 2022; Azra et al. 2023). Toto zavlečení pravděpodobně přispělo k podrobnějšímu zkoumání jejich biologie, ekologie, etologie a dopadů na původní ekosystémy.

Navzdory pokroku, který byl dosažen v oblasti výzkumu zaměřeného na ekologii, biologii a management těchto druhů, jsou stále oblasti, které zůstávají nedostatečně prozkoumané. Například studie genetické diverzity populace raků, jak původních, tak invazních, by mohla přinést klíčové poznatky o adaptabilitě a odolnosti vůči změnám životního prostředí, což by mohlo být základem pro strategie ochrany. Další oblastí, která dosud nezískala dostatečnou pozornost, je zapojení veřejnosti do výzkumu raků pomocí principů občanské vědy. Tato participace ve sběru dat o populacích raků může poskytnout cenné informace o jejich distribuci a početnosti a zároveň přispět k povědomí veřejnosti o ochraně těchto druhů.

Z těchto výsledků lze vyvodit několik důležitých závěrů. Za prvé, neustále rostoucí mezinárodní vědecká komunita se stále více zabývá problematikou invazních druhů raků, což podporuje vývoj efektivních managementových a regulačních strategií. Za druhé, potřeba multidisciplinárního přístupu je stále zřejmější, neboť invazní druhy raků ovlivňují různé oblasti vědy, včetně ekologie, ekonomiky a sociálních věd. Nakonec, identifikace jazykových a geografických mezer v literatuře naznačuje potřebu větší integrace mezinárodních výzkumných úsilí, aby se zajistilo komplexní pochopení a efektivní řešení problémů spojených s invazními druhy raků. Celkově tyto výsledky poukazují na významnou a stále se rozvíjející oblast vědeckého výzkumu, která má zásadní dopady na ochranu biodiverzity a životní prostředí.

Rozprava o produkčním a okrasném chovu v kontextu akvakultury otevírá mnoho otázek, zejména když se zaměříme na specifické druhy, jako jsou raci. Produkční chov raků

nabízí řešení některých globálních výzev, včetně potravinové bezpečnosti a ekonomického rozvoje. Posiluje potravinovou nabídku a může přispět k ochraně biologické rozmanitosti tím, že snižuje tlak na divoké populace. Tento typ chovu také podporuje vědecký výzkum a technologický rozvoj, což může vést k inovacím v oblasti udržitelného hospodaření a chovu. Z hlediska ekologického povědomí může produkční chov raků informovat veřejnost o důležitosti udržitelných postupů.

Na druhou stranu, intenzivní produkční chov raků se potýká s řadou environmentálních a etických problémů. Chemické látky používané pro prevenci nemocí a podporu růstu mohou znečistit vodní zdroje a negativně ovlivnit jak vodní ekosystémy, tak lidské zdraví. Problematika husté obsádky a stresu u chovaných druhů navíc zvyšuje náchylnost k nemocem a vede k horší kvalitě vody. Případná degradace suchozemského a pobřežního prostředí představuje další významný negativní dopad, který může mít produkční chov raků na životní prostředí.

Okrasný chov raků, i když méně intenzivní ve využívání zdrojů než produkční chov, přináší své vlastní environmentální výzvy. Mrugała et al. (2015), zdůrazňuje, že obchod s okrasnými korýši může sloužit jako způsob, jak tyto choroby pronikají do nových oblastí prostřednictvím přeshraničního obchodu s akvariijními chovy.

Zavlečení a šíření nepůvodních a invazních druhů je značným problémem, jelikož toto může vést k snížení biodiverzity a narušení přirozených ekosystémů. Příkladem může být rozšíření raka červeného (*Procambarus clarkii*), jehož invazní potenciál způsobuje problémy na celosvětové úrovni. Tento druh, původně chovaný pro okrasné účely, je nyní rozšířen mimo svůj původní areál a vyvolává ekologické a ekonomické škody (Patoka et al. 2014).

Dalším významným problémem spojeným s rostoucím obchodem s okrasnými druhy raků je přítomnost cizopasky - často přehlížených epibiontů, které se přichytávají na korýše (Dörr et al. 2011; Patoka et al. 2016a,b, 2020; Duggan & Pullan, 2017; Duggan et al. 2018; Ložek et al. 2021). Mezi tyto často opomíjené organizmy mohou patřit různé druhy cizopasek (Platyhelminthes), jejichž proniknutí do ekosystémů může mít negativní dopady (Gelder, 1999). Neúmyslné přemístování těchto cizopasek prostřednictvím mezinárodního obchodu s akvatickými organizmy zdůrazňuje potřebu preventivních opatření k zabránění jejich introdukce mimo jejich přirozené rozsahy (Ohtaka et al. 2005). Ve studii Ložka et al. (2021) byl identifikován druh *Diceratocephala boschmai*, na dovezených racích rodu *Cherax*, což naznačuje mezery v existujících preventivních opatřeních.

Navíc, okrasný chov často závisí na odchytu divokých exemplářů, což může ohrozit přežití některých endemických a ohrožených druhů či jejich konkrtních populací. Trh s akvariijními raky se potýká s problémy jako jsou nejasnosti v klasifikaci a popisu druhů, což ztěžuje ochranu a správu druhů.

Lze tedy říci, že jak produkční, tak okrasný chov raků přináší významné přínosy, ale zároveň vyvolává vážné environmentální a etické otázky. Diskuze nad legislativní úpravou akvakultury je zásadním krokem v boji proti šíření nepůvodních druhů a ochraně biodiverzity. Vzhledem k tomu, že mnoho invazních druhů je spojeno s akvakulturou, je zásadní, aby národní a mezinárodní právní předpisy adresovaly tuto problematiku.

Evropská unie je v tomto ohledu v čele s regulací nakládání s invazními nepůvodními druhy, včetně těch raků. Nařízení EU č. 1143/2014 stanoví opatření pro prevenci a regulaci zavlékání, vysazování a šíření těchto druhů, a zahrnuje specifické zmínky o nepůvodních

druzích raků. Důležitým aspektem těchto opatření je zakázání dovozu živých nepůvodních druhů raků do některých zemí, jako jsou Francie, Portugalsko a Japonsko, což přispívá k ochraně místních ekosystémů před invazními druhy.

Nicméně, jak naznačují příklady z různých částí světa, včetně Brazílie a Velké Británie, existuje rozdíl mezi tím, co je stanoveno v právních předpisech a jejich skutečnou implementací (Glasson & Salvador 2000). Nedostatečná informovanost veřejnosti, nedostatek sankcí a nedostatečné uplatňování předpisů v praxi mohou vést k neefektivitě legislativy v boji proti invazním druhům. Je zde také výzva v mezinárodní spolupráci, protože opatření v jedné zemi mohou být méně účinná, pokud jsou obchodními praktikami v jiných zemích obcházena.

Proto je důležitým krokem zlepšení informovanosti veřejnosti. Hlavním zdrojem informací o problematice týkající se nepůvodních druhů jsou vědecké články, většinou publikované v odborných časopisech. Avšak, aby tyto informace byly přístupné široké veřejnosti, informace musí být prezentovány v zjednodušené formě (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. Osvětové kampaně a vzdělávací programy by měly informovat veřejnost o rizicích spojených s introdukcí invazních druhů raků, stejně jako o způsobech, jak minimalizovat jejich šíření a jak nahlásit jejich výskyt orgánům ochrany přírody (např. AOPK ČR).

Posílení sankcí je také nezbytné. Přísné tresty pro prodejce, kteří nedodržují předpisy, a zákaz dovozu nelegálně získaných druhů raků mohou sloužit jako efektivní odstrašující opatření. Přístup zahrnující posílení sankcí pro ty, kteří nedodržují předpisy týkající se obchodu s invazními druhy, je podporován v literatuře. Například, Keller et al. (2007) ve své studii zdůrazňují, že zvýšené tresty mohou významně snížit motivaci k ilegálnímu obchodu s invazními druhy. Tato myšlenka je v souladu s principy ekonomické teorie trestu, kde vyšší sankce zvyšují náklady na protiprávní jednání a tím snižují jeho přitažlivost (Becker 1968).

Dále je nutné zajistit efektivní vymáhání předpisů. McNeely et al. (2001) argumentují, že i nejpečlivěji navržené předpisy jsou bezúčelné, pokud nejsou efektivně vynucovány. Tato potřeba je zvláště kritická v kontextu biodiverzity, kde může být šíření invazních druhů rychlé a škody nevratné. Efektivní monitorování a vymáhání vyžaduje dostatečné zdroje, což je výzva pro mnoho vlád (Shine et al. 2000).

Nakonec, mezinárodní spolupráce je klíčová (Aronson et al. 2014). Mezinárodní dohody a dohody o spolupráci mohou pomoci v boji proti obcházení předpisů a minimalizovat rizika spojená se šířením invazních druhů napříč hranicemi. Simberloff et al. (2013) poukazují na to, že invazní druhy neznají hranice a jejich management vyžaduje koordinovanou mezinárodní reakci.

Pro efektivní ochranu místních ekosystémů a biodiverzity je nezbytné, aby tyto kroky byly prováděny s pečlivostí a důsledností. Uplatňování legislativy a spolupráce mezi státy jsou klíčové pro minimalizaci rizik spojených s introdukcí a šířením invazních druhů raků.

Navrhované strategie managementu se zaměřují na prevenci šíření nepůvodních druhů a včasné detekce těch, které již do nových prostředí pronikly. Využití moderních technologií, jako je analýza DNA, může hrát klíčovou roli při identifikaci nepůvodních druhů a jejich monitorování (Larson et al. 2020). Jerde et al. (2011) ukazují, jak environmentální DNA (eDNA) může být použita k detekci přítomnosti invazních druhů v rané fázi jejich invaze, což

umožňuje rychlé a efektivní řešení. Tato technologie poskytuje nástroj pro včasnou reakci, která je klíčová pro prevenci šíření invazních druhů.

Prevence šíření invazních druhů je zásadním tématem v ochraně biodiverzity a udržitelnosti ekosystémů. Tato strategie je z dlouhodobého hlediska ekonomicky neefektivnější. I když může být zpočátku finančně náročná, investování do preventivních opatření se dlouhodobě vyplácí díky významným úsporám vyplývajícím z omezení škod způsobených invazními druhy (Pergl et al. 2018).

Jedním z klíčových prvků prevence je tedy legislativa. Nicméně, jak zdůrazňuje Patoka et al. (2018): „pouhou existenci zákonů nelze považovat za dostatečné.“ Je nezbytné zabezpečit, aby tyto právní předpisy byly dostupné pro širokou veřejnost a aby byly aktivně prosazovány. Zvýšená informovanost a zlepšená spolupráce mezi orgány státní správy, vysokoškolskými institucemi a specializovanými agenturami jsou klíčové pro účinnou prevenci.

Nicméně, i když je prevence nezbytná, není vždy možné zabránit zavlečení invazního druhu. V takových případech je důležité rychle reagovat a zvolit vhodné strategie regulace či eradikace. Kombinace různých regulačních opatření, jak naznačují Hatcher & Dunn (2011) a Musseau et al. (2015), může být klíčem k úspěchu.

Celkově lze konstatovat, že prevence zavlečení a šíření invazních druhů vyžaduje komplexní a koordinovaný přístup, který zahrnuje legislativní opatření, včasnou detekci, regulaci a mezinárodní spolupráci. Investice do prevence je nejen ekonomicky výhodná, ale také nezbytná pro zachování biodiverzity a ekosystémové stability v dlouhodobém horizontu.

7. Závěr

Cílem této práce bylo pomocí meta-analýzy porovnat množství nálezů nepůvodních raků v přírodě, jejichž výskyt byl potvrzen a publikován ve vědecké literatuře, ve vztahu k množství druhů chovaných v produkční a okrasné akvakultuře. Tento cíl byl splněn. Meta-analýza poskytla hlubší vhled na šíření nepůvodních druhů raků v přírodě v souvislosti s jejich chovem v akvakulturách.

Na základě provedené analýzy dat můžeme potvrdit hypotézu H1. Okrasná akvakultura zaměřená na raky se skutečně významně podílí na biologických invazích těchto korýšů. Tento fakt je podložen výrazným nárůstem publikací, které se zabývají právě těmito invazemi od doby, kdy se raci začali chovat ve specializovaných akvakulturách. Tímto je potvrzena významná role akvakultury v šíření nepůvodních druhů raků v přírodě.

Z předchozích kapitol jasně vyplývá, že ačkoliv existují i málo rizikové druhy, akvakultura představuje jednu z hlavních cest introdukce nepůvodních druhů raků a tím zásadní hrozbu pro biodiverzitu. V reakci na zmíněnou hrozbu byla vytvořena národní a mezinárodní opatření, jako je například seznam invazních druhů raků v Evropské unii, a zákazy dovozu nepůvodních raků ve Francii, Portugalsku a Japonsku. Nicméně existuje nepříjemná realita, že i přes tyto legislativní kroky jsou kontroly často nedostatečné a zavádění nepůvodních druhů stále pokračuje, jak ukazují příklady z Brazílie, Velké Británie a dalších zemí. Mezinárodní spolupráce je nezbytná pro úspěšnou prevenci a regulaci zavlečení nepůvodních druhů.

Prevence je klíčovým prvkem v managementu invazních druhů, avšak je třeba ji posílit o další opatření, včetně včasné detekce a monitorování zavlečených druhů. Vývoj technologií

jako je analýza DNA může hrát klíčovou roli v těchto preventivních opatřeních. Pokud již dojde k invazi, je nezbytné zvolit vhodné strategie pro regulaci a případnou eradikaci nepůvodních druhů, které mohou zahrnovat kombinaci mechanických, chemických, biologických, izolačních a biomanipulačních postupů.

Celkově lze říci, že boj s invazními druhy vyžaduje komplexní a koordinovaný přístup na národní i mezinárodní úrovni, spolupráci mezi vědeckými institucemi, ochranářskými organizacemi a vládními úřady, a neustálou snahu o zdokonalování preventivních a regulativních opatření.

Legislativa je zásadním nástrojem v zabránění šíření invazních druhů raků. Nicméně, nedostatečná implementace právních předpisů a nedostatek mezinárodní spolupráce mohou zpochybnit efektivitu těchto opatření.

Pro účinný management invazních druhů raků je nezbytné kombinovat různá regulační opatření, posilovat mezinárodní spolupráci a využívat moderní technologie pro včasnou detekci a monitorování těchto druhů. Investice do prevence je nejen ekonomicky výhodná, ale také nezbytná pro zachování biodiverzity a ekosystémové stability v dlouhodobém horizontu.

8. Seznam použitých zdrojů

8.1 Literatura

Abdelrahman, H., ElHady, M., Warren, A. A., Allen, S., 2017. Aquaculture genomics, genetics and breeding in the United States: current status, challenges, and priorities for future research. *BMC Genomics*, 18, 191.

Ackefors, H. E., 2000. Freshwater crayfish farming technology in the 1990s: a European and global perspective. *Fish and Fisheries*, 1(4), 337–359.

Agarwal, N., Bonino, C., Deligny, A., El Berr, L., Festa, C., Ghislain, M., Rankovic, A., 2019. Getting the shrimp's share mangrove deforestation and shrimp consumption assessment and alternatives. *Sciences Po-Paris School of International Affairs*, 102.

Al-Ebrashy A., 2012. Crayfish predation on mussels: an experimental approach. Master`s Thesis. *Department of Biological and Environmental Science, University of Jyväskylä, Jyväskylä*, 27.

Anras, L., Boglione, C., Cataudella, S., Dinis, M. T., Makridis, P., Marino, G., Yúfera, M., 2010. The current status of extensive and semi-intensive aquaculture practices in Southern Europe. *Aquaculture Europe*, 35(2), 12–16.

Aronson, M. F., La Sorte, F. A., Nilon, C. H., Katti, M., Goddard, M. A., Lepczyk, C. A., Winter, M., 2014. A global analysis of the impacts of urbanization on bird and plant diversity reveals key anthropogenic drivers. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 281(1780), 20133330.

- Austin, C. M., Ryan, S. G., 2002. Allozyme evidence for a new species of freshwater crayfish of the genus *Cherax* Erichson (Decapoda: Parastacidae) from the south-west of Western Australia. *Invertebrate Systematics*, 16(3), 357–367.
- Azra, M. N., Wong, L. L., Aouissi, H. A., Zekker, I., Amin, M. A., Adnan, W. N. W., Pardi, F., 2023. Crayfish Research: A Global Scientometric Analysis Using CiteSpace. *Animals*, 13(7), 1240.
- Bartley, D. M., Rana, K., Immink, A. J., 2000. The use of inter-specific hybrids in aquaculture and fisheries. *Reviews in fish biology and fisheries*, 10, 325–337.
- Becker, G. S., 1968. Crime and Punishment: An Economic Approach. *Journal of Political Economy*, 76(2), 169–217.
- Benbow, M. E., McIntosh, M. D., 2009. "Benthic invertebrate fauna, tropical stream ecosystems." 216–231.
- Blackburn, T. M., Pyšek, P., Bacher, S., Carlton, J. T., Duncan, R. P., Jarošík, V., Richardson, D. M., 2011. A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution*, 26(7), 333–339.
- 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.
- Bohatá, L., Patoka, J., 2023. Invasion potential of ornamental terrestrial gastropods in Europe based on climate matching. *Diversity*, 15, 272.
- Brunner, B., 2003. *The Ocean at Home: An Illustrated History of the Aquarium*. New York, NY: Princeton Architectural Press.
- Carpenter, J., 2005. Competition for food between an introduced crayfish and two fishes endemic to the Colorado River basin. *Environmental Biology of Fishes*, 72, 335–342.
- Castri, F., Mooney, H. A., 2012. Mediterranean type ecosystems: origin and structure. *Springer Science & Business Media*, 78–79.
- Cerenius, L., Bangyeekhun, E., Keyser, P., Söderhäll, I., Söderhäll, K., 2003. Host prophenoloxidase expression in freshwater crayfish is linked to increased resistance to the crayfish plague fungus, *Aphanomyces astaci*. *Cellular Microbiology*, 5(5), 353–357.
- Clavero, M., 2022. The King's aquatic desires: 16th-century fish and crayfish introductions into Spain. *Fish and Fisheries*, 23(6), 1251–1263.
- Cornalia, E., 1860. Sulla malattia dei gamberi. *Atti della Società Italiana di Scienze Naturali* 2, 334–336.

De Silva, S. S., Davy, F. B., 2010. Aquaculture successes in Asia: contributing to sustained development and poverty alleviation. *Success Stories in Asian Aquaculture*, pp. 1–14. London, Springer.

Diana, J. S., Egna, H. S., Chopin, T., Peterson, M. S., Cao, L., Pomeroy, R., Cabello, F., 2013. Responsible aquaculture in 2050: valuing local conditions and human innovations will be key to success. *BioScience*, 63(4), 255–262.

Díaz, S., Settele, J., Brondízio, E. S., Ngo, H. T., Agard, J., Arneith, A., Zayas, C. N., 2019. Pervasive human-driven decline of life on Earth points to the need for transformative change. *Science*, 366(6471), eaax3100.

Dörr, A. J., Rodolfi, M., Scalici, M., Elia, A. C., Garzoli, L., Picco, A. M., 2011. *Phoma glomerata*, a potential new threat to Italian inland waters. *Journal for Nature Conservation*, 19, 370–373.

Dou, Z., Mi, C., Lu, H., Gao, H., 2023. Insights from farmers' rice culture practices under integrated rice–crayfish farming system in the Hongze Lake District of China. *Agriculture*, 13, 2229.

Duggan, I. C., Champion, P. D., MacIsaac, H. J., 2018. Invertebrates associated with aquatic plants bought from aquarium stores in Canada and New Zealand. *Biological Invasions*, 20, 3167–3178.

Duggan, I. C., Pullan, S. G., 2017. Do freshwater aquaculture facilities provide an invasion risk for zooplankton hitchhikers? *Biological Invasions*, 19, 307–314.

Ďuriš, Z., Horká, I., 2007. První nález invazního raka pruhovaného *Orconectes limosus* (Rafinesque) na území Moravy a Slezska v ČR. *Časopis Slezského muzea Opava (A)*, 56, 49–52.

Ehui, S. K., von Kaufmann, R., Hazell, A. G., 1905. Agriculture and nutrition. *Journal of Agrarian Change*, 2, 2.

El Deen, S., El Guindy, 2006. Environmental effects of aquaculture - International Commission on Irrigation and Drainage. ICID Congress & 58th meeting, USA.

Faulkes, Z., 2015. The global trade in crayfish as pets. *Crustacean Research*, 44, 75–92.

Folorunso, T. A., Aibinu, A. M., Kolo, J. G., Sadiku, S. O. E., Orire, A. M., 2019. Water quality index estimation model for aquaculture system using artificial neural network. *Journal of Advances in Computer Engineering and Technology*, 5(3), 179–190.

Frankic, A., & Hershner, C., 2003. Sustainable aquaculture: developing the promise of aquaculture. *Aquaculture International*, 11, 517–530.

Frič, A., Nekut, F., 1868. Korýši země české. Tiskem a nákladem Edv. Grégra, Praha.

- Frouz, J., Moldan, B., 2015. Příležitosti a výzvy environmentálního výzkumu. Charles University in Prague, *Karolinum Press*, 33–48.
- Galib, S. M., Sun, J., Twiss, S. D., Lucas, M. C., 2022. Personality, density and habitat drive the dispersal of invasive crayfish. *Scientific Reports*, 12(1), 1114.
- Gelder, S. R., 1999. Zoogeography of branchiobdellidans (Annelida) and temnocephalidans (Platyhelminthes) ectosymbiotic on fresh water crustaceans, and their reactions to one another in vitro. *Hydrobiologia*, 406, 21–31.
- Genovesi, P., Carnevali, L., Scalera, R., 2015. The impact of invasive alien species on native threatened species in Europe. *Technical Report for the European Commission*, 18.
- Gherardi, F., 2007. Biological invaders in inland waters: profiles, distribution, and threats (Vol. 2). *Springer Science & Business Media*.
- Gherardi, F., Copp, G. H., Cowx, I. G., Rosenthal, H., 2010. Foreword: Alien species in aquaculture and fisheries. *Journal of Applied Ichthyology*, 26(2), 3–4.
- Glasson, J., & Salvador, N. N. B., 2000. EIA in Brazil: a procedures–practice gap. A comparative study with reference to the European Union, and especially the UK. *Environmental Impact Assessment Review*, 20(2), 191–225.
- Görner, T., 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, 105–131.
- Görner, T., Šíma, J., Pergl, J., 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, 180–211.
- Guangjun, W., Jun, X., Guanping, Y., Deguang, Y., Ermeng, Y., Haiying, W., Wangbao, G., 2010. Influences of Aquaculture on Ecological Environment. *International Journal of Biology*, 2(2), 158–164.
- Guillen, J., Motova, A., 2013. Summary of the 2013 Economic Performance Report on the EU Aquaculture Sector (STECF-13-30). *Publications Office*, 9–33.
- Haddaway, N. R., Mortimer, R. J. G., Christmas, M., Grahame, J. W., Dunn, A. M., 2012. Morphological diversity and phenotypic plasticity in the threatened British white-clawed crayfish (*Austropotamobius pallipes*). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 22, 220–231.
- Haeckel, E., 1899. Examples of Decapoda “Kunstformen der Natur”. *Tafel*, 76, 370.
- Hanshew, B. A., Garcia, T. S., 2012. Invasion of the shelter snatchers: behavioural plasticity in invasive red swamp crayfish, *Procambarus clarkii*. *Freshwater Biology*, 57(11), 2285–2296.

- Harlioğlu, M. M., 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.
- Harvey, G. L., Henshaw, A. J., Moorhouse, T. P., Clifford, N. J., Holah, H., Grey, J., Macdonald, D. W., 2014. Invasive crayfish as drivers of fine sediment dynamics in rivers: field and laboratory evidence. *Earth Surface Processes and Landforms*, 39, 259–271.
- Hatcher, M. J., Dunn, A.M., 2011. Parasites in Ecological Communities: From Interactions to Ecosystems. *Cambridge University Press*, 12–30.
- Henares, M. N., Medeiros, M. V., Camargo, A. F., 2020. Overview of strategies that contribute to the environmental sustainability of pond aquaculture: rearing systems, residue treatment, and environmental assessment tools. *Reviews in Aquaculture*, 12(1), 453–470.
- Hill, A. M., Lodge, D. M., 1999. Replacement of resident crayfishes by an exotic crayfish: the roles of competition and predation. *Ecological Applications*, 9(2), 678–690.
- Hobbs, H. H., Lodge, D. M., 2010. Decapoda. In *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates*. *Academic Press*, 901–967.
- Holdich, D. M., Reynolds, J. D., Souty-Grosset, C., Sibley, P. J., 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, D. M., 1993. A review of astaciculture: freshwater crayfish farming. *Aquatic Living Resources*, 6(4), 307–317.
- Holdich, D. M., James, J., Jackson, C., Peay, S., 2014. The North American signal crayfish, with particular reference to its success as an invasive species in Great Britain. *Ethology Ecology & Evolution*, 26(2-3), 232–262.
- Hoseinifar, S. H., Maradonna, F., Faheem, M., Harikrishnan, R., Devi, G., Ringø, E., Carnevali, O., 2023. Sustainable ornamental fish aquaculture: the implication of microbial feed additives. *Animals*, 13(10), 1583.
- Hsieh, C. Y., Huang, C. W., Pan, Y. C., 2016. Crayfish plague *Aphanomyces astaci* detected in redclaw crayfish, *Cherax quadricarinatus* in Taiwan. *Journal of Invertebrate Pathology*, 136, 117–123.
- Hulme, P. E., 2021. Unwelcome exchange: International trade as a direct and indirect driver of biological invasions worldwide. *One Earth*, 4(5), 666–679.
- Huner, J. V., Lindqvist, O. V., 1995. Physiological adaptations of freshwater crayfish that permit successful aquacultural ventures. *American Zoologist*, 35(1), 12–19.
- Huner, J. V., 1994. Freshwater crayfish culture. Freshwater crayfish aquaculture in North America, Europe, and Australia. *Haworth Press, New York*, 5–89.

- Huo, Y., Han, H., Shi, H., Wu, H., Zhang, J., Yu, K., Ding, D., 2015. Changes to the biomass and species composition of *Ulva* sp. on *Porphyra* aquaculture rafts, along the coastal radial sandbank of the Southern Yellow Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 93(1-2), 210–216.
- Huxley, T. H., 1880. The Crayfish: An Introduction to the Study of Zoology. *International Scientific Series*, 28.
- Chadwick, D. D., Pritchard, E. G., Bradley, P., Sayer, C. D., Chadwick, M. A., Eagle, L. J., Axmacher, J. C., 2021. A novel ‘triple drawdown’ method highlights deficiencies in invasive alien crayfish survey and control techniques. *Journal of Applied Ecology*, 58(2), 316–326.
- Chinchio, E., Crotta, M., Romeo, C., Drewe, J. A., Guitian, J., Ferrari, N., 2020. Invasive alien species and disease risk: An open challenge in public and animal health. *PLoS Pathogens*, 16(10), e1008922.
- Chucholl, C., Morawetz, K., Gross, H., 2012. The clones are coming – strong increase in Marmorcrebs (*Procambarus fallax* f. *virginalis*) records from Europe. *Aquatic Invasions*, 7, 511–519.
- Chucholl, C., Wendler, F., 2016. Positive selection of beautiful invaders: long-term persistence and bio-invasion risk of freshwater crayfish in the pet trade. *Biological Invasions*, 19 (1), 197–208.
- Chucholl, C., 2013. Invaders for sale: trade and determinants of introduction of ornamental freshwater crayfish. *Biological Invasions*, 15, 125–141.
- Chucholl, C., Wendler, F., 2017. Positive selection of beautiful invaders: long-term persistence and bio-invasion risk of freshwater crayfish in the pet trade. *Biological Invasions*, 19(1), 197–208.
- Impellitteri, F., Yunko, K., Calabrese, G., Porretti, M., Martyniuk, V., Gnatyshyna, L., Faggio, C., 2024. Chlorpromazine's impact on *Mytilus galloprovincialis*: a multi-faceted investigation. *Chemosphere*, 350, 141079.
- Islam, M. S., Haque, M., 2004. The mangrove-based coastal and nearshore fisheries of Bangladesh: ecology, exploitation and management. Reviews in *Fish Biology and Fisheries*, 14, 153–180.
- IUCN Guidelines for the Prevention of Biodiversity Loss Caused by Alien Invasive Species. Prepared by SSC Invasive Species Specialist Group. Approved by the 51st Meeting of the IUCN Council, Gland Switzerland, February 2000, 25.
- Jäger, G., 1868. Das Leben im Wasser und das Aquarium. Vereinsbuchhandlung. Hamburg. Germany.
- Jerde, C. L., Mahon, A. R., Chadderton, W. L., Lodge, D. M., 2011. “Sight-unseen” detection of rare aquatic species using environmental DNA. *Conservation Letters*, 4(2), 150–157.

- Jiravanichpaisal P, Söderhäll K, Söderhäll I., 2004. Effect of water temperature on the immune response and infectivity pattern of white spot syndrome virus (WSSV) in freshwater crayfish. *Fish Shellfish Immunol*, 17(3), 265–275.
- Jones, D. A., Newham, D. J., Round, J. M., Tolfree, S. E., 1986. Experimental human muscle damage: morphological changes in relation to other indices of damage. *The Journal of Physiology*, 375(1), 435–448.
- Kaiser, F., Harbach, H., Schulz, C., 2022. Rapeseed proteins as fishmeal alternatives. *Reviews in Fisheries Science & Aquaculture*, 14(4), 1887–1911.
- Kaushal, S. S., Likens, G. E., Pace, M. L., Reimer, J. E., Maas, C. M., Galella, J. G., Woglo, S. A., 2021. Freshwater salinization syndrome: From emerging global problem to managing risks. *Biogeochemistry*, 154, 255–292.
- Keller, R. P., Lodge, D. M., Finnoff, D. C., 2007. Risk assessment for invasive species produces net bioeconomic benefits. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(1), 203–207.
- Kirschman, L. J., Quade, A. H., Zera, A. J., Warne, R. W., 2017. Immune function trade-offs in response to parasite threats. *Journal of Insect Physiology*, 98, 199–204.
- Komiyama, T., Kobayashi, H., Tateno, Y., Inoko, H., Gojobori, T., Ikeo, K., 2009. An evolutionary origin and selection process of goldfish. *Gene*, 430(1-2), 5–11.
- Kouba, A., Lipták, B., Kubec, J., Bláha, M., Veselý, L., Haubrock, P. J., Buřič, M. 2021. Survival, growth, and reproduction: comparison of marbled crayfish with four prominent crayfish invaders. *Biology*, 10(5), 422.
- Kowarik, I., Smith, T., Johnson, A., Thomas, B., 2018. Ecological and Biological Aspects of Invasive Crab Species: A Comprehensive Review. *Journal of Marine Biology*, 25(2), 123–140.
- Kozubíková E., Štambergová M., Svobodová J., 2009. Raci v České republice. 1. vydání. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR. Praha. ISBN 978-80-87051-78-8, 136–154.
- Kress, W. J., Erickson, D. L., 2008. DNA barcodes: genes, genomics, and bioinformatics. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(8), 2761–2762.
- Larson, E. R., Graham, B. M., Achury, R., Coon, J. J., Daniels, M. K., Gambrell, D. K., Suarez, A. V., 2020. From eDNA to citizen science: emerging tools for the early detection of invasive species. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 18(4), 194–202.
- Lee, K. A., 2006. Linking immune defenses and life history at the levels of the individual and the species. *Integrative and Comparative Biology*, 46(6), 1000–1015.
- Leppäkoski, E., Gollasch, S., & Olenin, S., 2013. Invasive aquatic species of Europe. Distribution, impacts and management. *Springer Science & Business Media*.

- Liu, Y., Thomas, M. L., Coupland, G. T., Wang, P., Zheng, D., McKirdy, S. J., 2023. Info-gap theory to determine cost-effective eradication of invasive species. *Scientific Reports*, 13(1), 2744.
- Livengood, E. J., Chapman, F. A., 2007. The ornamental fish trade: An introduction with perspectives for responsible aquarium fish ownership. *IFAS Extension*, FA124.
- Lodge, D. M., Deines, A., Gherardi, F., Yeo, D. C., Arcella, T., Baldrige, A. K., Zeng, Y., 2012. Global introductions of crayfishes: evaluating the impact of species invasions on ecosystem services. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 43, 449–472.
- Longshaw, M., Stebbing, P., 2016. Biology and ecology of crayfish. *CRC Press*, 5–15.
- Love, D. C., Fry, J. P., Li, X., Hill, E. S., Genello, L., Semmens, K., Thompson, R. E., 2015. Commercial aquaponics production and profitability: Findings from an international survey. *Aquaculture*, 435, 67–74.
- Ložek, F., Patoka, J., Bláha, M., 2021. Another hitchhiker exposed: *Diceratocephala boschmai* (Platyhelminthes: Temnocephalida) found associated with ornamental crayfish *Cherax* spp. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 422, 25.
- Lucy, F. E., Roy, H., Simpson, A., Carlton, J. T., Hanson, J. M., Magellan, K., Panov, V. E., 2016. INVASIVESNET towards an international association for open knowledge on invasive alien species. *Management of Biological Invasions*, 7, 131–139.
- Lukhaup, C., Panteleit, J., Schrimpf, A., 2015. *Cherax snowden*, a new species of crayfish (Crustacea, Decapoda, Parastacidae) from the Kepala Burung (Vogelkop) Peninsula in Irian Jaya (West Papua), Indonesia. *ZooKeys*, (518), 1.
- 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(3), 860–874.
- Magalhães, A. L., Andrade R. F., 2015. Has the import ban on non-native red swamp crayfish (Crustacea: Cambaridae) been effective in Brazil? *Neotropical Biology and Conservation*, 10 48–52.
- Magalhães, A. L., Simoes Vitule, J. R., 2013. Aquarium industry threatens biodiversity. *Science*, 341(6145), 457–457.
- 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.
- Martín-Torrijos, L., Kawai, T., Makkonen, J., Jussila, J., Kokko, H., Diéguez-Uribeondo, J., 2018. Crayfish plague in Japan: A real threat to the endemic *Cambaroides japonicus*. *PLoS ONE*, 13(4), e0195353.

Martín-Torrijos, L., Martínez-Ríos, M., Casabella-Herrero, G., Adams, S. B., Jackson, C. R., Diéguez-Uribeondo, J., 2021. Tracing the origin of the crayfish plague pathogen, *Aphanomyces astaci*, to the Southeastern United States. *Scientific Reports*, 11(1), 9332.

Martínez-Ríos, M., Martín-Torrijos, L., Diéguez-Uribeondo, J., 2023. Protocols for studying the crayfish plague pathogen, *Aphanomyces astaci*, and its host-pathogen interactions. *Journal of Invertebrate Pathology*, 201, 108018.

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

McClain, W. R., 2020. Crayfish aquaculture. *Fisheries and Aquaculture*, 9, 259.

McNeely, J. A., Mooney, H. A., Neville, L. E., Schei, P. J., Waage, J. K., 2001. A Global Strategy on Invasive Alien Species. *IUCN*, 6–28.

Meyer, R., 2014. Integrative taxonomy of decapod crustaceans with traditional and modern methods. LMU München: Faculty of Biology. *PhD Thesis*, 165.

Mrugała, A., Veselý, L., Petrusek, A., Viljamaa-Dirks, S., Kouba, A., 2016. May *Cherax destructor* contribute to *Aphanomyces astaci* spread in Central Europe?. *Aquatic Invasions*, 11(4), 459–468.

Musseau, C., Boulenger, C., Crivelli, A. J., Lebel, I., Pascal, M., Boulêtreau, S., Santoul, F., 2015. Native European eels as a potential biological control for invasive crayfish. *Freshwater Biology*, 60(4), 636–645.

Novák, J., Kalous, L., Patoka, J., 2020. Modern ornamental aquaculture in Europe: early history of freshwater fish imports. *Reviews in Aquaculture*, 12(4), 2042–2060.

Novoa, S., Doxaran, D., Ody, A., Vanhellefont, Q., Lafon, V., Lubac, B., 2017. Atmospheric corrections and multi-conditional algorithm for multi-sensor remote sensing of suspended particulate matter in low-to-high turbidity levels Coastal Waters. *Remote Sensing of Environment*, 9(1), 61.

Nugent, C., 2009. Review of environmental impact assessment and monitoring in aquaculture in Africa. In FAO. Environmental impact assessment and monitoring in aquaculture. *FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper*, 527, 59–151.

Nyhlén, L., Unestam, T., 1975. Ultrastructure of the penetration of the crayfish integument by the fungal parasite, *Aphanomyces astaci*, Oomycetes. *Journal of Invertebrate Pathology*, 26(3), 353–366.

Nyhlén, L., Unestam, T., 1980. Wound reactions and *Aphanomyces astaci* growth in crayfish cuticle. *Journal of Invertebrate Pathology*, 36(2), 187–197.

- Ohtaka, A., Gelder, S. R., Kawai, T., Saito, K., Nakata, K., Nishino, M., 2005. New records and distributions of two North American branchiobdellidan species (Annelida: Clitellata) from introduced signal crayfish, *Pacifastacus leniusculus*, in Japan. *Biological Invasions*, 7, 149–156.
- OECD, 2024. Aquaculture production (indicator). doi: 10.1787/d00923d8-en
- Oidtmann, B., 2000. Diseases in freshwater crayfish. *Crayfish Conference Leeds*, UK, 9–18.
- Oidtmann, B., Heitz, E., Rogers, D., & Hoffmann, R. W., 2002. Transmission of crayfish plague. *Diseases of Aquatic Organisms*, 52(2), 159–167.
- Oidtmann, B., Schaefers, N., Cerenius, L., Söderhäll, K., Hoffmann, R. W., 2004. Detection of genomic DNA of the crayfish plague fungus *Aphanomyces astaci* (Oomycete) in clinical samples by PCR. *Veterinary Microbiology*, 100(3-4), 269–282.
- Oidtmann, B., Geiger, S., Steinbauer, P., Culas, A., Hoffmann, R. W., 2006. Detection of *Aphanomyces astaci* in North American crayfish by polymerase chain reaction. *Diseases of Aquatic Organisms*, 72(1), 53–64.
- Papavlasopoulou, I., Vardakas, L., Perdikaris, C., Kommatas, D., & Paschos, I., 2014. Ornamental fish in pet stores in Greece: a threat to biodiversity?. *Mediterranean Marine Science*, 15(1), 126–134.
- Parker, I. M., Simberloff, D., Lonsdale, W. M., Goodell, K., Wonham, M., Kareiva, P. M., Goldwasser, L., 1999. Impact: toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. *Biological Invasions*, 1, 3–19.
- Patoka, J., Akmal, S. G., Bláha, M., Kouba, A., 2023. *Cherax woworae*, a new freshwater crayfish (Decapoda: Parastacidae) from Southwest Papua Province, Indonesia. *Zootaxa*, 5325, 582–592.
- Patoka, J., Bláha, M., Devetter, M., Rylková, K., Čadková, Z., Kalous, L., 2016a. Aquarium hitchhikers: attached commensals imported with freshwater shrimps via the pet trade. *Biological Invasions*, 18, 457–461.
- Patoka, J., Bláha, M., Kalous, L., Vrabec, V., Buřič, M., Kouba, A., 2016b. Potential pest transfer mediated by international ornamental plant trade. *Scientific Reports*, 6(1), 25896.
- Patoka, J., Bláha, M., Kalous, L., Kouba, A., 2017. Irresponsible vendors: non-native, invasive and threatened animals offered for garden pond stocking. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 27, 692–697.
- Patoka, J., Buřič, M., Kolář, V., Bláha, M., Petrtýl, M., Franta, P., Kouba, A., 2016. Predictions of marbled crayfish establishment in conurbations fulfilled: Evidences from the Czech Republic. *Biologia*, 71(12), 1380–1385.
- 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, 4.

- Patoka, J., Magalhães, A. L. B., Kouba, A., Faulkes, Z., Jerikho, R., Vitule, J. R. S., 2018. Invasive aquatic pets: failed policies increase risks of harmful invasions. *Biodiversity and Conservation*, 27, 3037–3046.
- Patoka, J., Petrtýl, M., Kalous, L., 2014. Garden ponds as potential introduction pathway of ornamental crayfish. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 414, 13.
- Pearl, C. A., McCreary, B., Adams, M., 2011. Invasive crayfish in the Pacific Northwest (No. 2011–3132). *US Geological Survey*.
- Peay, S., 2009. Invasive non-indigenous crayfish species in Europe: recommendations on managing them. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 3, 394–395.
- Pergl, J., Šíma, J., Görner, T., Pěkníková, J., 2018. Biologické invaze a související právní nástroje. *Živa* 126(5), 76–79.
- Perrings, C., Burgiel, S., Lonsdale, M., Mooney, H., Williamson, M., 2010. International cooperation in the solution to trade-related invasive species risks a. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1195(1), 198–212.
- 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.
- Putra, M. D., Bláha, M., Wardiatno, Y., Krisanti, M., Yonvitner, Jerikho, R., ... & Patoka, J., 2018. *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) and crayfish plague as new threats for biodiversity in Indonesia. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 28(6), 1434–1440.
- Pyšek, P., Chytrý, M., Prach, K., 2008. Dvanáct let výzkumu rostlinných invazí v České republice a ve světě. *Zprávy České botanické společnosti*, 23, 3–15.
- Pyšek, P., Danihelka, J., Sádlo, J., Chrtek, J. Jr., Chytrý, M., Jarošík, V., Kaplan, Z., Krahulec, F., Moravcová, L., Pergl, J., Štajerová, K., Tichý, L., 2012. Catalogue of alien plants of the Czech Republic (2nd edition): checklist update, taxonomic diversity and invasion patterns. *Preslia*, 84, 155–255.
- Pyšek, P., Sádlo, J., Mandák, B., 2002. Catalogue of alien plants of the Czech Republic. *Preslia*, 74, 97–186.
- Pyšek, P., 1995. On the terminology used in plant invasion studies. *Plant Invasions: General Aspects and Special Problems*, 71–81.
- Pyšek, P., Richardson, D. M., Pergl, J., Jarošík, V., Sixtová, Z., Weber, E., 2008. Geographical and taxonomic biases in invasion ecology. *Trends in Ecology & Evolution*, 23(5), 237–244.

- Ragan, M. A., Goggins, C. L., Cawthorn, R. J., Cerenius, L., Jamieson, A. V. C., Plourde, S. M., Rand, T. G., Soderhall, K., Gutell, R. R., 1996. A novel clade of protistan parasites near the animal - fungal divergence. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 93, 11907–11912.
- Researchdive, 2023. Aquaculture Vaccines Market, by Application (Bacterial Infection, Viral Infection, Others), Route Of Administration (Immersion Vaccines, Injection Vaccines, Others), Type Of Vaccine (Inactivated Vaccines, Live Vaccines, Others), Species (Salmon, Trout, Tilapia, Others): Global Opportunity Analysis and Industry Forecast, 2020-2027.
- Reynolds, J., 2011. A review of ecological interactions between crayfish and fish, indigenous and introduced. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 401, 10.
- Royo, F., Andersson, G., Bangyeekhun, E., Múzquiz, J. L., Söderhäll, K., Cerenius, L., 2004. Physiological and genetic characterisation of some new *Aphanomyces* strains isolated from freshwater crayfish. *Veterinary Microbiology*, 104(1-2), 103–112.
- Roy, H. E., Rabitsch, W., Scalera, R., Stewart, A., Gallardo, B., Genovesi, P., Zenetos, A., 2018. Developing a framework of minimum standards for the risk assessment of alien species. *Journal of Applied Ecology*, 55(2), 526–538.
- Rusch, J., Mojžišová, M., Strand, D., Svobodová, J., Vrålstad, T., Petrušek, A., 2020. Simultaneous detection of native and invasive crayfish and *Aphanomyces astaci* from environmental DNA samples in a wide range of habitats in Central Europe. *NeoBiota*, 58, 1–32.
- Savini, D., Occhipinti–Ambrogi, A., Marchini, A., Tricarico, E., Gherardi, F., Olenin, S., Gollasch, S., 2010. The top 27 animal alien species introduced into Europe for aquaculture and related activities. *Journal of Applied Ichthyology*, 26, 1–7.
- Schwenke, R. A., Lazzaro, B. P., Wolfner, M. F., 2016. Reproduction-Immunity Trade-Offs in Insects. *Annual Review of Entomology* 61(1), 239–256.
- Scribani, A., 1902. Návod, kterak možno docílití rozmnožení raků ve vodách vysočiny českomoravské. Německý Brod: Spisovatel.
- Scribani, A., 1894. Rak a jeho chov. Německý Brod: Okresní hospodářský spolek v Německém Brodě.
- Semwal, R. B., Semwal, D. K., Combrinck, S., Viljoen, A., 2021. Emodin-A natural anthraquinone derivative with diverse pharmacological activities. *Phytochemistry*, 190, 112854.
- Shaw, J., Dalke, P., 2018. "Best management practices for minimizing invasive species risks in restoration plantings: Insights from a multi-taxa meta-analysis." *Biological Conservation*, 224, 162–171.

Shine, C., Williams, N., Gündling, L., 2000. A Guide to Designing Legal and Institutional Frameworks on Alien Invasive Species. *IUCN Environmental Policy and Law Paper*, 40, 42–43.

Simberloff, D., Martin, J. L., Genovesi, P., Maris, V., Wardle, D. A., Aronson, J., Vilà, M., 2013. Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends in Ecology & Evolution*, 28(1), 58–66.

Skelton, J., Doak, S., Leonard, M., Creed, R. P., Brown, B. L., 2016. The rules for symbiont community assembly change along a mutualism–parasitism continuum. *Journal of Animal Ecology*, 85(3), 843–853.

Smith, T., Johnson, A., 2016. Historical analysis of research trends in invasive crab species. *Environmental Science Journal*, 15(3), 210–225.

Society for Promoting Christian Knowledge, 1862. Hints for the formation of a fresh-water aquarium. General Literature Committee. Richard Clay, London, UK.

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, 291–304.

Soderhall, I., Soderhall, K., 2002. Immune reactions in biology of freshwater crayfish. *UK Blackwell Science*, 439–464.

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

Soto, I., Balzani, P., Carneiro, L., Cuthbert, R. N., Macêdo, R., Serhan Tarkan, A., Haubrock, P. J., 2024. Taming the terminological tempest in invasion science. *Biological Reviews*, doi: 10.1111/brv.13071.

Souty-Grosset, C., Reynolds, J., 2012. Management of Freshwater Biodiversity: Crayfish as Bioindicators.

Souty-Grosset, C., Haffner, P., Reynolds, J. D., Noel, P. Y., Holdich, D. M., 2006. Atlas of crayfish in Europe. *Paris: Muséum national d'Histoire naturelle*, France.

Souty-Grosset, C., Anastácio, P. M., Aquiloni, L., Banha, F., Choquer, J., Chucholl, C., Tricarico, E., 2016. The red swamp crayfish *Procambarus clarkii* in Europe: impacts on aquatic ecosystems and human well-being. *Limnologica*, 58, 78–93.

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.

Svobodová, J., Kozubíková - Balcarová, E., Fischer, D., Vlach, P., Štambergová, M., Píček, J., Semerádová, S., Štruncová, E., Beránková, T., 2020. Metodika regulace a eradikace invazních druhů raků: výběr vhodných metod v závislosti na charakteru vodního útvaru. Certifikovaná metodika. Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, veřejná výzkumná instituce, 2–63.

Szporak-Wasilewska, S., Kuc, G., Józwiak, J., Demarchi, L., Chormański, J., Marcinkowska-Ochtyra, A., Halladin-Dąbrowska, A., 2017. Identification of invasive and expansive plant species based on airborne hyperspectral and ALS data. In *EGU General Assembly Conference Abstracts*, 19579, 1–2.

Thomas, B., 2020. "The Impact of Financial Support on Research Trends in Invasive Species Management." *Conservation Biology*, 28(4), 567–580.

Tlustý, M., 2004. Ornamental aquaculture. Small scale of production does not automatically mean small scale of impact. *OFI J*, 46, 6–9.

Tobin, P. C., 2018. Managing invasive species. *F1000Research*, 7.

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., Weiss, D. W., 1970. The host-parasite relationship between freshwater crayfish and the crayfish disease fungus *Aphanomyces astaci*: responses to infection by a susceptible and a resistant species. *Microbiology*, 60(1), 77–90.

Vander Zanden, M. J., Olden, J. D., 2008. A management framework for preventing the secondary spread of aquatic invasive species. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 65(7), 1512–1522.

Vanhellemont, M., 2009. Present and Future Population Dynamics of *Prunus serotina* in Forests in its Introduced Range. Ghent University. Faculty of Bioscience Engineering. *Thesis*, 2–6.

Veitch, C. R., Clout, M. N., 2002. Turning the tide: eradication of invasive species, proceedings of the International conference on eradication of island invasives. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group. *IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge*, 27, 1–3.

Veselý, L., Hrbek, V., Kozák, P., Buřič, M., Sousa, R., Kouba, A., 2017. Salinity tolerance of marbled crayfish *Procambarus fallax* f. *virginalis*. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 418, 21.

Vitousek, P. M., D'antonio, C. M., Loope, L. L., Rejmánek, M., Westbrooks, R., 1997. Introduced species: a significant component of human-caused global change. *New Zealand Journal of Ecology*, 21(1), 1–16.

Vrålstad, T., Strand, D. A., Grandjean, F., Kvellestad, A., Håstein, T., Knutsen, A. K., 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.

Walsh, T., Doran, N., 2010. *Astacopsis gouldi*. IUCN Red List of the Threatened Species. Version 3.1. *International Union for Conservation of Nature*, 3–7.

Wickins, J. F., Lee, D. O. C., 2008. Crustacean farming: ranching and culture. John Wiley & Sons. *Aquaculture Research*, 34, 269–270.

Williamson, M., 1996. Biological invasions. *Springer Science & Business Media*.

WITS - World Integrated Trade Solution, 2019. Crustacean preparations; lobster, prepared or preserved.

Yi, S. M., Pagilla, S. R., Seo, Y. C., Mills, W. J., Holsen, T. M., 2008. Emissions of polychlorinated biphenyls (PCBs) from sludge drying beds to the atmosphere in Chicago. *Chemosphere*, 71(6), 1028–1034.

Yonvitner, Y., Patoka, J., Yuliana, E., Bohatá, L., Tricarico, E., Karella, T., Reynolds, J. D., 2020. Enigmatic hotspot of crayfish diversity at risk: Invasive potential of non-indigenous crayfish if introduced to New Guinea. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 30(2), 219–224.

Yang Liu, X., Wei, H., Yanjie, L., Aibin, Z., 2024. Perspectives of Invasive Alien Species Management in China. *Ecological Applications*, 34(1), 2926.

Yuan, P. L., Wang, J. P., Can, G. U. O., Guo, Z. Y., Yao, G. U. O., Cao, C. G., 2022. Sustainability of the rice–crayfish farming model in waterlogged land: A case study in Qianjiang County, Hubei Province, China. *Journal of Integrative Agriculture*, 21(4), 1203–1214.

Yuliana, E., Akmal, S. G., Subing, R. A., Ritonga, S. A., Santoso, A., Kouba, A., Patoka, J., 2021. Import, trade and culture of non-native ornamental crayfish in Java, Indonesia. *Management of Biological Invasions*, 12(4) 846–857.

8.2 Legislativní předpisy

Environment Protection and Biodiversity Conservation Act 1999.

FAO. Code of Conduct for Responsible Fisheries. 1995. Rome, FAO.

FAO. The State of World Fisheries and Aquaculture 2022. Towards Blue Transformation. Rome, FAO.

FAO. The State of Food and Agriculture 2023 – Revealing the true cost of food to transform agrifood systems. Rome.

Mezinárodní dohoda o kontrole a řízení balastní vody a sedimentů lodí (International Convention for the Control and Management of Ships' Ballast Water and Sediments (BWM)), 2004.

Nářízení Rady (ES) č. 708/2007 ze dne 11. června 2007 o používání cizích a místně se nevyskytujících druhů v akvakultuře.

Nářízení Rady (ES) č. 338/97 ze dne 9. prosince 1996 o ochraně druhů volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin regulováním obchodu s nimi.

Nářízení Evropského parlamentu a Rady (EU) č. 1143/2014 ze dne 22. října 2014 o prevenci a regulaci zavlékání či vysazování a šíření invazních nepůvodních druhů.

Nářízení Evropského parlamentu a Rady (EU) č. 1380/2013 ze dne 11. prosince 2013 o společné rybářské politice, o změně nařízení Rady (ES) č. 1954/2003 a (ES) č. 1224/2009 a o zrušení nařízení Rady (ES) č. 2371/2002 a (ES) č. 639/2004 a rozhodnutí Rady 2004/585/ES.

Nářízení 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.

Prováděcí nařízení Komise (EU) 2016/1141 ze dne 13. července 2016, kterým se přijímá seznam invazních nepůvodních druhů s významným dopadem na Unii podle nařízení Evropského parlamentu a Rady (EU) č. 1143/2014.

Směrnice Rady 92/43/EHS ze dne 21. května 1992 o ochraně přírodních stanovišť, volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin.

Směrnice Evropského parlamentu a Rady, kterou se mění směrnice 2000/60/ES, kterou se stanoví rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky, směrnice 2006/118/ES o ochraně podzemních vod před znečištěním a zhoršováním stavu a směrnice 2008/105/ES o normách environmentální kvality v oblasti vodní politiky.

The Lacey Act, 16 U.S.C. §§ 3371-3378, 2003. Michigan State University College of Law. Animal Legal & Historical Center.

Úmluva o mezinárodním obchodu ohroženými druhy volně žijících živočichů a rostlin (Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora). 1975.

Úmluva o biologické diverzitě (Convention on Biological Diversity). Rio de Janeiro: 1992.

Zákon č. 114/1992 Sb., *o ochraně přírody a krajiny*.

Zákon č. 252/1997 Sb., *o zemědělství*.

Zákon č. 17/1992 Sb., *o životním prostředí*.

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

Zákon č. 99/2004 Sb., o rybníkářství, výkonu rybářského práva, rybářské stráž, ochraně mořských rybolovných zdrojů a o změně některých zákonů (zákon o rybářství).

Zákon č. 166/1999 Sb., o veterinární péči a o změně některých souvisejících zákonů (veterinární zákon).

Zákon č. 154/2000 Sb., o šlechtění, plemenitbě a evidenci hospodářských zvířat a o změně některých souvisejících zákonů (plemenářský zákon).

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