

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

KATEDRA ZOOLOGIE A RYBÁŘSTVÍ (FAPPZ)



Fakulta životního  
prostředí

VLIV AKVAKULTURY NA VOLNĚ ŽIJÍCÍ VODNÍ  
ORGANISMY

BAKALÁŘSKÁ PRÁCE

VEDOUCÍ PRÁCE: doc. Ing. PAVEL HORKÝ, Ph.D.

BAKALANT: ALŽBĚTA RÖSLEROVÁ

© 2024 ČZU V PRAZE

## ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Alžběta Röslerová

Aplikovaná ekologie

Název práce

**Vliv akvakultury na volně žijící vodní organismy**

Název anglicky

**Impact of aquaculture on wild aquatic organisms**

---

### Cíle práce

Akvakultura je hospodaření s vodními organismy, jako jsou ryby, měkkýši, korýši a vodní rostliny, za účelem produkce jejich biomasy. Biomasa je následně využívána především pro lidskou výživu, ale i pro technické účely. Akvakulturní chovy jsou stále významnější pro zásobování rybami a dalšími druhy potravin, jejichž celosvětová spotřeba neustále roste. S rostoucími nároky na zemědělskou výrobu je akvakultura vysoce účinnou produkční jednotkou, která nadále roste rychleji než ostatní potravinářská odvětví. Rozvoj akvakultury s sebou ale nese i značná rizika. Jedním z řady problémů očekávané expanze sladkovodních i mořských akvakulturních chovů je snížená dostupnost dalšího prostoru, dále udržitelnost a zejména možné enviromentální dopady. Cílem této bakalářské práce je shrnutí negativních vlivů akvakulturních chovů na volně žijící vodní organismy a návrh vhodných opatření pro jejich minimalizaci.

### Metodika

Bakalářská práce je kompilačního charakteru založená na samostatném zpracování zvoleného tématu za využití vědecké literatury (vědeckých článků a knih; zdroj zejména Web of Science).

## Doporučený rozsah práce

40

## Klíčová slova

společenstva ryb, výživa, environmentální dopady, expanze nepůvodních druhů

---

## Doporučené zdroje informací

- Bradbury IR, Duffy S, Lehnert SJ, Jóhannsson R, Fridriksson JH, Castellani M, Burgetz I, Sylvester E, Messmer A, Layton K, Kelly N, Dempson JB, Fleming IA (2020). Model-based evaluation of the genetic impacts of farm-escaped Atlantic salmon on wild populations AEI 12:45-59
- Encina-Montoya F, Boyero L, Tonin AM, Fernanda Aguayo M, Esse C, Vega R, Correa-Araneda F, Oberti C, Nimptsch J (2020). Relationship between salt use in fish farms and drift of macroinvertebrates in a freshwater stream AEI 12:205-213
- Laura N. Rickard, Caroline L. Noblet, Kevin Duffy & W. Christian Brayden (2018) Cultivating Benefit and Risk: Aquaculture Representation and Interpretation in New England, Society & Natural Resources, 31:12, 1358-1378, DOI: 10.1080/08941920.2018.1480821
- P. Hartman, D. Bednářová a R. Mikl (2012) Management akvakultury. ISBN: 978-80-87437-39-1
- X. Liu, J. C. Steele, X. Meng (2017). Usage, residue, and human health risk of antibiotics in Chinese aquaculture: A review. Environmental Pollution Volume 223, Pages 161-169
- 

## Předběžný termín obhajoby

2022/23 LS – FŽP

## Vedoucí práce

doc. Ing. Pavel Horký, Ph.D.

## Garantující pracoviště

Katedra zoologie a rybářství

## Konzultant

prof. Ondřej Slavík, Ph.D.

Elektronicky schváleno dne 25. 10. 2021

**prof. Ing. Iva Langrová, CSc.**

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 24. 11. 2021

**prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.**

Děkan

V Praze dne 24. 01. 2023

## PROHLÁŠENÍ

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci na téma: Vliv akvakultury na vodní organismy vypracovala samostatně pod vedením doc. Ing. Pavla Horkého, Ph.D. a citovala jsem všechny informační zdroje, které jsem v práci použila a které jsem rovněž uvedla na konci práce v seznamu použitých informačních zdrojů. Jsem si vědoma, že na moji bakalářskou práci se plně vztahuje zákon č. 121/2000 Sb., o právu autorském, o právech souvisejících s právem autorským a o změně některých zákonů, ve znění pozdějších předpisů, především ustanovení § 35 odst. 3 tohoto zákona, tj. o užití tohoto díla. Jsem si vědoma, že odevzdáním bakalářské práce souhlasím s jejím zveřejněním podle zákona č. 111/1998 Sb., o vysokých školách a o změně a doplnění dalších zákonů, ve znění pozdějších předpisů, a to i bez ohledu na výsledek její obhajoby. Svým podpisem rovněž prohlašuji, že elektronická verze práce je totožná s verzí tištěnou, a že s údaji uvedenými v práci bylo nakládáno v souvislosti s GDPR.

V Praze dne 28.03.2024

---



## PODĚKOVÁNÍ

Ráda bych touto cestou poděkovala vedoucímu práce, doc. Ing. Pavlovi Horkému, Ph.D., za vedení této práce, věcné rady a připomínky a trpělivý i vstřícný přístup. Zároveň chci poděkovat rodině a přátelům, kteří mě podporovali jak během práce, tak během studia. Zvláštní poděkování bych chtěla věnovat babičce.

## ABSTRAKT

Akvakultura je nejrychleji se rozvíjející odvětví živočišné výroby na světě. Akvakulturní hospodaření zahrnuje chov veškerých vodních organismů v různých typech produkčních systémů. Tato práce se zabývá problematikou vlivu akvakulturních chovů na okolní prostředí. Cílem bakalářské práce bylo na základě literární rešerše zhodnotit nejzávažnější negativní dopady akvakultury na volně žijící vodní organismy a na prostředí, které obývají. Zároveň byla v rámci cílů práce navržena vhodná opatření k minimalizaci těchto dopadů. Výsledky práce poukazují na skutečnost, že nejzávažnější dopady na okolní prostředí jsou důsledkem nešetrných akvakulturních postupů. V práci jsou popsány nejrizikovější postupy generující kumulativní nežádoucí efekty. Tyto postupy zahrnují chov nepůvodních druhů, chov geneticky modifikovaných jedinců, hustě obsazené intenzivní chovy, nevhodné krmné postupy, excesivní využívání farmaceutik a pesticidů včetně vypouštění neošetřených odpadních vod z akvakulturních zařízení přímo do prostředí vod. V práci jsou shrnuty nejzávažnější výsledné efekty nešetrných chovných postupů na volně žijící organismy původních druhů a prostředí, které obývají. K největším hrozbám pramenícím z akvakultury patří především zavlečení nepůvodních patogenů a parazitů, predáční a kompetiční tlak na původní druhy, vytlačení původních druhů z jejich přirozeného areálu výskytu, snížení početnosti populací původních druhů, eutrofizace vod, snížení fitness původních populací, ztráta genetické variability, rozrušování biotopů původních druhů a v konečném důsledku ztráta druhové a genetické biodiverzity volně žijících druhů ryb, měkkýšů, korýšů i bezobratlých. V závěru byly formulovány konkrétní kroky ke zmírnění nežádoucích efektů, především využití nejlepších postupů managementu (BMPs), vhodných krmných postupů, integrovaných multitrofických systémů akvakultury (IMTAs) spolu s moderními technologickými postupy, omezení nadměrné aplikace farmaceutik a pesticidů a pečlivá selekce druhů a lokalit pro budoucí akvakulturní operace.

## KLÍČOVÁ SLOVA:

společenstva ryb, výživa, environmentální dopady, expanze nepůvodních druhů

## ABSTRACT

Aquaculture is the fastest growing industry in the world. Aquaculture involves the rearing of all aquatic organisms in different types of production systems. This paper deals with the issue of the impact of aquaculture on the surrounding environment. The aim of the bachelor thesis was to evaluate the most serious negative impacts of aquaculture on wild aquatic organisms and the environment they inhabit, based on a literature search. At the same time, appropriate measures to minimize these impacts were proposed within the objectives of the thesis. The results of the work indicate that the most serious impacts on the surrounding environment are due to unsustainable aquaculture practices. The most risky practices generating cumulative adverse effects are described in the thesis. These practices include breeding of non-native species, breeding of genetically modified individuals, densely stocked intensive farms, inappropriate feeding practices, excessive use of pharmaceuticals and pesticides, along with the discharge of untreated effluents from aquaculture facilities directly into the aquatic environment. The paper summarizes the most serious resulting effects of unsustainable breeding practices on wild organisms of native species and the environments they inhabit. The major threats arising from aquaculture include the introduction of non-native pathogens and parasites, predation and competition pressure on native species, displacement of native species from their natural range, reduction in the abundance of native species populations, eutrophication of waters, reduced fitness of native populations, loss of genetic variability, habitat disturbance of native species and ultimately loss of species and genetic biodiversity of wild fish, shellfish, crustacean and invertebrate species. Specific steps to mitigate the adverse effects were formulated in the conclusion, especially the use of best management practices (BMPs), appropriate feeding practices, integrated multi-trophic aquaculture systems (IMTAs) along with modern technological practices, reduction of excessive application of pharmaceuticals and pesticides, and careful selection of species and sites for future aquaculture operations.

## KEY WORDS:

fish communities, nutrition, environmental impacts, expansion of non-native species

# OBSAH

1. ÚVOD .....	8
2. CÍLE PRÁCE .....	9
3. LITERÁRNÍ REŠERŠE .....	10
3.1 Vymezení pojmu akvakultura.....	10
3.1.1 Legislativní definice akvakultury .....	10
3.1.2 Dělení akvakultury podle systémů .....	13
3.2 Pozitivní vlivy akvakultury .....	16
3.3 Negativní vlivy akvakultury.....	17
3.3.1 Introdukce nepůvodních druhů chovaných organismů .....	18
3.3.2. Introdukce nepůvodních patogenů a parazitů .....	35
3.3.3 Ostatní biologické znečištění okolních vod.....	41
3.3.4 Chemické znečištění.....	45
3.3.5 Ničení habitatu výstavbou .....	50
3.4 Návrhy opatření na minimalizaci dopadů.....	52
3.4.1 Selektce druhů.....	52
3.4.2 Selektce oblastí .....	52
3.4.3 Ochranné zóny vod .....	53
3.4.4 Úprava velikosti zařízení a systémů.....	54
3.4.5 Krmiva.....	54
3.4.6 Omezení aplikace chemických látek.....	55
3.4.7 Nejlepší praktiky managementu (BMPs).....	56
3.4.8 Využití moderních technologií .....	57
4. VÝSLEDNÉ ZHODNOCENÍ.....	60
5. DISKUSE .....	62
6. ZÁVĚR.....	67
7. PŘEHLED LITERATURY A POUŽITÝCH ZDROJŮ .....	69
8. SEZNAM VYOBRAZENÍ.....	78

## PŘEHLED POUŽITÝCH ZKRATEK

AI	Artificial Intelligence
BMP	Best Management Practices
ČR	Česká republika
ED	Endokrinní disruptory
EPA	U.S. Environmental Protection Agency
EU	Evropská unie
FAO	Food and Agriculture Organization
FDA	U.S. Food and Drug Administration
HDP	Hrubý domácí produkt
IMTA	Integrated Multi-Trophic Aquaculture
IoT	Internet of Things
JSA	Joint Subcommittee on Aquaculture
NOAA	National Oceanic and Atmospheric Administration
OSN	Organizaci spojených národů
PeCP	Pentachlorofenol
RAS	Recirkulační akvakulturní systémy
TBT	Tributylcíny
USA	United States of America
USC	United States Code
USDA	United States Department of Agriculture

# 1. ÚVOD

Akvakultura je celosvětově jedno z nejrychleji se rozvíjejících odvětví potravinářského průmyslu (Clements et Chopin 2017). Rozvíjí se rychleji než všechna ostatní odvětví živočišné výroby (Gang et al 2005). Hlavním důvodem rostoucí produkce je zvýšená poptávka po rybách a mořských plodech napříč světem (Cao et al 2007).

Trend růstu produkce akvakulturních chovů potvrzují i výroční zprávy Organizace pro výživu a zemědělství Spojených národů (dále jen FAO). Celková produkce biomasy (živočišná produkce spolu s vodními rostlinami, převážně mořskými řasami) v roce 2002 činila 45.7 milionu tun živé váhy (FAO 2002). V roce 2020 byla celková produkce biomasy 122.6 milionu tun, z čehož vyprodukovaná živočišná biomasa samotná činila 87.5 milionu tun (FAO 2022). Podle modelu Světové banky (World Bank) budou do roku 2030 tvořit akvakulturní chovy přes 60 % rybí biomasy určené k přímé lidské spotřebě a celková živočišná produkce dosáhne až 186 milionů tun (World Bank 2013). Největší podíl na celosvětové produkci rybí biomasy (včetně rybolovu) má od roku 1990 Čína (Cao et al 2007). V roce 2013 Čína vyprodukovala 43.5 milionu tun ryb (FAO 2014). Jedná se o jedinou zemi na světě, jejíž produkce biomasy z akvakulturních chovů převyšuje rybolov a v roce 2015 činila téměř 70 % celosvětové produkce (Zou et Huang 2015). Podle modelové projekce Světové banky by v roce 2030 mělo z Číny pocházet 57 % celkové produkce světové akvakultury (World Bank 2013). Rostoucí produkce biomasy se očekává i u ostatních asijských a afrických zemí.

V posledních letech je věnována zvýšená pozornost rizikům a enviromentálním dopadům, které s rostoucí akvakulturní produkcí souvisejí (Bert 2007). Znečištění, vznikající chovem organismů, může ovlivnit nejen produkci samotného akvakulturního systému, ale i jeho okolní prostředí (Cao et al. 2007). Celosvětový rozmach akvakultury společně s řadou úspěchů totiž přinesl i poznání, že se akvakultura rozvíjí na úkor životního prostředí. Současným trendem vývoje a prioritní osou je provozování akvakulturního hospodaření v souladu se životním prostředím směrem k udržitelnému rozvoji (Zou et Huang 2015). V této práci byly

shrnuty nejzávažnější negativní vlivy a dopady akvakulturních chovů na volně žijící vodní organismy a okolní prostředí.

## 2. CÍLE PRÁCE

Cílem této bakalářské práce je shrnutí negativních vlivů akvakulturních chovů na volně žijící vodní organismy a návrh vhodných opatření pro jejich minimalizaci na základě rešerše odborné literatury.

## 3. LITERÁRNÍ REŠERŠE

### 3.1 Vymezení pojmu akvakultura

Pojem akvakultura obecně zahrnuje veškeré způsoby hospodaření s vodními živočichy a rostlinami ve všech druzích vodního prostředí. Takto významově obecná definice z akvakultury vylučuje pouze hospodaření s terestrickými živočichy a rostlinami. Definici akvakultury pak lze upřesnit na základě charakteristik konkrétního chovu. Například podle používaných postupů a systémů (rybníční chov, klecový chov, průtočné nebo recirkulační systémy), podle skupiny chovaných organismů (ryby, mlži, korýši, vodní řasy), podle typu vodního prostředí (chovy sladkovodní, mořské, brakické), případně podle specifických vlastností daného chovu, jakými jsou například teplota vody nebo oblast chovu (pobřežní/vnitrozemní akvakultura) (Pillay et Kutty 2005). Důležitou definici akvakultury na mezinárodní úrovni představila FAO, spadající pod mezivládní Organizaci spojených národů (OSN). FAO charakterizuje akvakulturu jako chov vodních organismů, včetně ryb, měkkýšů, korýšů a vodních rostlin (FAO 1988). Chov podle definice znamená určitou formu zásahu do procesu chovu za účelem zvýšení produkce. Zásahem se rozumí mj. pravidelné zarybňování, krmění, ochrana před predátory atd. S chovem se také pojí individuální nebo firemní vlastnictví chovaných organismů. Pro statistické účely se dle FAO řadí do akvakultury vodní organismy, které jsou využívány jednotlivcem nebo právnickou osobou, která je vlastní po celou dobu jejich chovu, zatímco za produkty rybolovu se označují vodní organismy, které může využívat veřejnost jako zdroje ve společném vlastnictví, ať už s příslušnými licencemi, nebo bez nich. Uvedená definice FAO je významná právě z důvodu, že zavádí kritérium pro vlastnictví organismů po celou dobu jejich chovu a tím odlišuje akvakulturu od rybolovu (Edwards et Demaine 1997). Pojem akvakultura lze dále vymežit definicí upřesněnou v legislativě jednotlivých zemí.

#### 3.1.1 Legislativní definice akvakultury

Pillay et Kutty (2005) uvádí, že pro řádný rozvoj akvakultury je stěžejní vhodný právní rámec. Proto je podstatné zaměřit se na zákony daného státu a zhodnotit, jakým způsobem akvakulturu upravují nebo jak na ni mohou být aplikovány.



V mnoha případech se může ukázat, že neexistuje právní definice akvakultury a pojmů s ní souvisejících. Absence definice pojmu akvakultura sice nevylučuje existenci dílčích právních předpisů, které ji nějakým způsobem regulují. Nicméně právní předpisy, vztahující se např. k rybolovu, nelze aplikovat zároveň na akvakulturu, protože nesplňují její specifické požadavky a potřeby.

Příkladem neexistující právní definice akvakultury jsou její největší světoví producenti jako je Čína, Indie a Vietnam. V Číně je hlavním správním orgánem řídicím odvětví rybolovu a akvakultury Úřad pro rybolov, který spadá pod ministerstvo zemědělství. I když je problematika akvakultury, zejména vlastnická práva, způsob odchytu a reprodukce, uvedena ve druhé části Zákona o rybolovu Čínské lidové republiky (Zákon o rybolovu Čínské lidové republiky 1986), samostatná definice akvakultury v zákoně zcela chybí. Indie, stejně jako Čína, postrádá právní definici akvakultury. Existuje zde sice Zákon o rybolovu z roku 1897, nicméně pro ucelenější náhled na regulaci akvakultury v Indii je třeba zaměřit se na několik zákonů dohromady. Ve Vietnamu se problematikou zabývá Zákon o rybolovu z roku 2003. I když právní definice akvakultury opět neexistuje, alespoň pojmy „akvakulturní země“ a „mořské oblasti pro akvakulturu“ v zákoně definované jsou. Vietnam dále jako člen FAO podléhá článku FAO „Code of Conduct for Responsible Fisheries 1995“ (FAO 2023).

Ve Spojených státech amerických (USA) akvakulturní hospodářství spadá pod příslušné úřady na úrovni federální i státní. Na federální úrovni se problematikou akvakultury zabývají především Úřad pro kontrolu potravin a léčiv (FDA), Agentura pro ochranu životního prostředí (EPA) a Ministerstvo zemědělství USA (USDA). Další vládní organizací zabývající se akvakulturou je Národní úřad pro oceán a atmosféru (NOAA), který spadá pod Ministerstvo obchodu USA. Stěžejní legislativní dokument upravující definici akvakultury na federální úrovni je „Národní zákon o akvakultuře z roku 1980 (National aquaculture act of 1980)“. Zákon je součástí Zákoníku Spojených států amerických (United States Code). Definuje akvakulturu jako „rozmnožování a chov vodních druhů v kontrolovaném nebo vybraném prostředí, mimo jiné včetně oceánského chovu (s výjimkou soukromého oceánského chovu tichomořských druhů lososů za účelem zisku v těch státech, kde je takový chov zakázán zákonem“ (16 USC § 2802 (1)). Pro upřesnění, pojmem tichomořské druhy lososa, v anglickém originále Pacific salmon, se rozumí zástupci

rodu *Oncorhynchus spp.* (NOAA Fisheries 2023). Národní zákon o akvakultuře stanovil akvakulturu jako prioritu národní politiky USA. V rámci toho byl také zřízen meziagenturní podvýbor pro akvakulturu – Joint Subcommittee on Aquaculture (JSA), jehož prostřednictvím NOAA koordinuje s ostatními federálními agenturami regulační, politické, ekonomické a vědecké činnosti související s akvakulturou. Jednotlivé úřady nebo organizace USA vycházejí z definice uvedené v Národním zákoně o akvakultuře z roku 1980 a v některých případech ji upravují nebo doplňují. USDA uvádí, že „akvakulturou se rozumí produkce vodních živočichů a rostlin v kontrolovaných podmínkách během všech etap jejich životního cyklu“ (USDA 2021). FDA vymezuje akvakulturu jako chov vodních organismů a specifikuje, že „důvodem pro označení akvakultury jako chovu, jsou zásahy do chovu a pěstitelského procesu, zlepšování zdraví a produkce“ (FDA 2023). NOAA definuje akvakulturu jako chov, odchov a následnou sklizeň rostlin nebo odlov živočichů ve všech typech vodních prostředí (NOAA 2023).

Evropská unie definuje akvakulturu podle Nařízení evropského parlamentu a rady (EU) č. 1380/2013 z roku 2013, s tím, že „akvakulturou se rozumí chov nebo pěstování vodních organismů pomocí technik určených ke zvýšení produkce daných organismů nad přirozenou kapacitu prostředí, přičemž organismy zůstávají ve vlastnictví fyzické nebo právnické osoby po celou dobu chovu a pěstování až do sklizně včetně“.

Výše uvedené nařízení je v platnosti i v rámci legislativy České republiky (ČR). Oficiální definice akvakultury v ČR vyplývá z tohoto nařízení v tomto znění: „akvakulturou se rozumí pěstování nebo chov vodních organismů za použití postupů určených ke zvýšení produkce těchto organismů nad přirozenou kapacitu životního prostředí, přičemž tyto organismy zůstávají po dobu pěstování nebo chovu majetkem fyzické nebo právnické osoby až do doby svého sběru a po tuto dobu“.

Z výše uvedeného textu je zřejmé, že ačkoliv se doslovná definice akvakultury v rámci legislativy na celosvětové úrovni mírně odlišuje, základní rysy jsou shodné. Definici akvakultury tak lze zobecnit na chov vodních organismů ve vlastnictví určitého subjektu, se zásahy do chovu s cílem zajistit zvýšení produkce. Představení v legislativním rámci může sloužit k lepší představě o tom, co vše pojem akvakultura

zahrnuje. K definici konkrétních chovů je třeba zahrnout více kritérií, viz následující podkapitola.

### 3.1.2 Dělení akvakultury podle systémů

Na celém světě se používá řada akvakulturních systémů pro velkou škálu organismů (Baluyut 1989). Neexistuje tak pouze jeden parametr, podle kterého lze chovy rozdělit. Základní charakteristikou chovů je druh vodního prostředí, ve kterém probíhají. Podle tohoto parametru se chovy dělí na sladkovodní, brakické a mořské. V případě prostředí mořských vod se užívá pojem marikultura (Nesar et al 2017). Vodní prostředí úzce souvisí s oblastí, ve které lze chovy realizovat. Na základě toho se chovy dále upřesňují na vnitrozemské nebo pobřežní (Pillay et Kutty 2005). Vnitrozemské chovy jsou zpravidla realizovány ve sladkovodním prostředí, pobřežní chovy ve vodách brakických (Baluyut 1989). Další základní vlastností, podle které lze chovy rozlišit, je druh a případně počet druhů chovaných organismů.

Podle počtu druhů se chovy dělí na monokultury (pouze jeden druh vodních organismů), polykultury (dva a více druhů vodních organismů) nebo takzvaný integrovaný systém chovu, tedy chov hospodářských zvířat a ryb zároveň (Nesar et al 2017). Podle chovaných druhů rozlišujeme akvakultury ryb, měkkýšů, korýšů a mořských řas (Pillay et Kutty 2005).

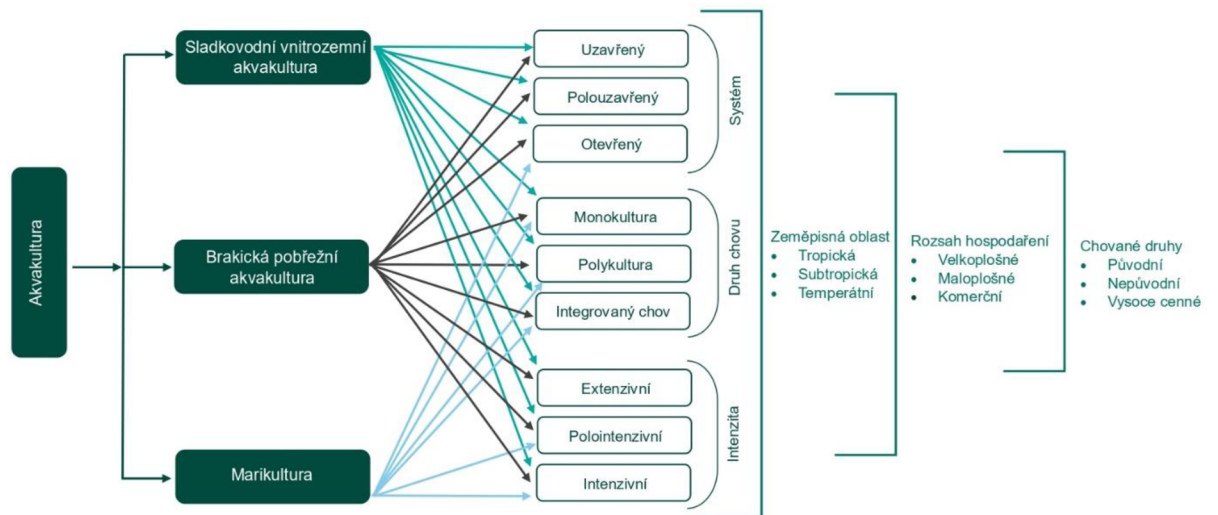
Dalšími vlastnostmi, které rozlišují chovy, jsou druh systému a způsob hospodaření. Akvakulturní hospodářství lze provozovat na různých úrovních intenzity od velmi extenzivních chovů až po hyperintenzivní (Funge-Smith et Phillips 2001). Míru intenzifikace systému určuje více faktorů. Jedním z nich je hustota obsádky, tedy jak hustě je daný systém zarybněný/obsazený jedinci chovaného druhu. Například v extenzivním systému lze chovat 10 kg organismů na hektar vodní plochy, zatímco v intenzivním systému je to 10 kg organismů na metr čtvereční. Další faktory ovlivňující intenzitu systému, a tím pádem i produkce, jsou zásahy do chovů. V případech extenzivních chovů jsou takové zásahy minimální. Například v některých systémech akvakultury měkkýšů je prvotním a jediným vnějším zásahem přidání substrátu, na kterém se mohou organismy vyvíjet. Naprostým opakem jsou intenzivní recirkulační systémy, v nichž jsou opakované zásahy do chovu nezbytné pro přežití organismů. Akvakulturista v nich zajišťuje téměř všechny biologické

potřeby organismů, například koncentraci kyslíku, teplotu, krmné dávky, kvalitu vody a další. Je tak zodpovědný za veškeré abiotické podmínky nádrže. Dalším faktorem pro určení míry intenzity chovu jsou energetické vklady do systému. Čím intenzivnější je systém, tím více energie je do něj investováno, například v podobě provzdušnění systému, filtrace, nebo zahřívání. Úrovně intenzifikace systémů představují kontinuum. Při použití této terminologie je tedy nezbytné vymezit konkrétní vlastnosti každého systému, jelikož neexistuje jasně daná hranice a intenzifikace může plynule přecházet z jedné úrovně na druhou (Tidwell 2012). Nesar et al (2017) podle intenzity klasifikuje systémy na extenzivní, polointenzivní a intenzivní. Extenzivní systémy zpravidla využívají upravené verze tradičních metod hospodaření s minimálními zásahy do chovu. Polointenzivní metody Nesar et al (2017) popisuje jako meziúroveň mezi intenzivními a extenzivními. Do chovů se tedy zasahuje častěji než do extenzivních, ale méně často než do intenzivních. V rámci kontinua rostoucí intenzity Tidwell (2012) popisuje tři hlavní skupiny akvakulturních systémů: otevřené, polouzavřené a uzavřené. Dělení akvakultury do těchto kategorií je založeno především na míře kontroly základních podmínek, které musí každý systém plnit. Každý chovatel tak musí zajistit především dostatečnou koncentraci kyslíku, teplotu vody a odstranění odpadních látek. Otevřené systémy zcela spoléhají na přirozené ekologické procesy. Obvykle se jedná o přírodní vodní plochy, které jsou pouze doplňovány jedinci chovaného organismu za účelem vyšší produkce. Hustota chovaných jedinců na jednotku plochy je zpravidla nízká, zásahy do systému jsou minimální a tři hlavní funkce, kterými jsou dostatek kyslíku, teplota vody i odstranění odpadních látek, zastávají přírodní procesy. Jedná se o nejstarší akvakulturní systémy na světě. Metod využívaných v otevřených systémech existuje několik. V případě chovu mlžů to jsou plováky a vory umístěné na dně vodní plochy. Další metodou jsou klecové a síťové ohrady. V klecích se chovají především ryby, v jezerech a zátokách velmi zřídka i koryši, síťové ohrady se používají hlavně na volném moři pro velkoplošné chovy ryb (Tidwell 2012). Polouzavřené systémy z větší části stále spoléhají na přirozené ekologické procesy, což se kyslíku, teploty a odstranění odpadu týče. Prostředí pro chovy již není zcela přírodní, protože je většinou vystavěné člověkem. Metody těchto systémů jsou hlavně vodní nádrže a rybníky. Je častěji využíváno zásahů do chovu, například pomocí kontroly nad množstvím vody a doplňováním nebo posilováním přírodních procesů, které zvyšují míru produkce. Oproti otevřeným systémům mají polouzavřené až tisíckrát vyšší

produkcí. Ve vodních nádržích zajišťuje množství kyslíku a odstranění odpadních látek proudící voda, která musí být okysličená (Tidwell 2012). Druhy chované touto metodou jsou především ryby, ale i korýši a menší bezobratlí (Funge-Smith et Phillips 2001). V chovech ryb jsou hodnoty kyslíku většinou závislé na množství kyslíku vyprodukovaného fotosyntetizujícím planktonem. V případě vysoké hustoty ryb a velkého množství příkrmů je třeba zajistit mechanické provzdušnění. Odstranění odpadních látek v rybnících probíhá přírodními procesy sedimentace (Tidwell 2012). Uzavřené systémy vyžadují neustálé zásahy. Akvakulturista má naprostou kontrolu a tím i zodpovědnost nad vodním prostředím, ve kterém chov probíhá. Musí svými zásahy zajistit vhodné abiotické podmínky nutné pro přežití a zdraví organismů. Pokud jsou uzavřené systémy umístěné ve vnitřním prostředí, nejsou ovlivňovány vnějšími faktory, k nimž patří například záplavy, bouře nebo poklesy teploty. Uzavřené systémy umožňují chov druhů v oblastech, kde by za normálních podmínek nepřežili, lze například chovat tropické druhy v oblastech mírného pásu.

Jedná se především o takzvané recirkulační akvakulturní systémy (RAS). Tato intenzivní metoda akvakultury využívá stále stejnou vodu na rozdíl od vodních nádrží, kam neustále přitéká voda nová. V systémech RAS musí být voda okysličována a odstranění odpadních látek se provádí filtrací (Tidwell 2012).

Výše uvedené dělení systémů podle vodního prostředí, oblasti, intenzity produkce, technologických postupů, chovaných druhů a jejich počtu je mezi autory v literatuře obecně nejvyužívanější způsob, jak jednotlivé chovy odlišit. Kombinací těchto parametrů jsou realizovány rozmanité akvakulturní systémy po celém světě (Funge-Smith et Phillips 2001). Je třeba si uvědomit, že každý systém chovu bude spadat nejméně pod jeden parametr. Obvykle ale spadá pod parametrů více, a tak jsou v literatuře i v dalších kapitolách práce uváděny termíny jako „pobřežní rybníční akvakultura krevet“ nebo „mořské síťové chovy ryb“ za účelem přesné definice konkrétního systému chovu. Schéma (obr. 1) ilustruje možné kombinace parametrů akvakulturních systémů.



**Obr. 1: Možné druhy akvakulturních systémů podle kombinace parametrů. Upraveno z Nesar et al (2017)**

### 3.2 Pozitivní vlivy akvakultury

Akvakultura hraje důležitou roli v celosvětovém boji proti chudobě, hladomoru a podvýživě (Subasinghe 2007). Obyvatelé pobřežních oblastí často patří k jedné z nejchudších sociálních skupin na světě a akvakultura nabízí mnoho příležitostí pro zmírnění chudoby (GESAMP 2001). Rozvoj akvakultury v Jižní Americe a Karibiku výrazně přispívá k regionálnímu rozvoji. Díky akvakultuře vzrostl počet zaměstnaných obyvatel regionů, v nichž není dostatek pracovních příležitostí. Došlo tak ke snížení migrace obyvatel venkova do okrajových oblastí velkých měst, která nemají dostatečnou infrastrukturu, aby nově příchozí obyvatele podpořila (Hernández-Rodríguez et al 2001). Akvakulturní produkce výrazně přispívá k hrubému domácímu produktu (HDP) v zemích Asie a Latinské Ameriky. Ke zvýšení produkce biomasy se často využívá chovu nepůvodních druhů. Například lososovité ryby podporují akvakulturu v Chile natolik, že v roce 1997 tvořili 20% světové produkce biomasy lososovitých ryb (Bartley 2007). V sektoru akvakulturního hospodaření bylo v roce 2004 vytvořeno 12 miliónů pracovních míst v Asii (Subasinghe 2007). Akvakultura také pomáhá menším komunitám, které zasáhl pokles komerčního rybolovu. Obyvatelé pobřežní oblasti státu Florida (USA) čelili úbytku pracovních příležitostí a ekonomickému úpadku kvůli zákazu tradičně

využívaných způsobů rybolovu. Zavedení akvakulturních chovů měkkýšů a korýšů vytvořilo nové pracovní příležitosti pro bývalé rybáře a výrazně přispívá k udržení zaměstnanosti (Colson et Sturmer 2000). Konzumace ryb má pozitivní účinky na lidské zdraví, jelikož je zdrojem bílkovin, esenciálních mastných kyselin a snižuje riziko srdečních onemocnění (Subasinghe 2007). Bert (2007) zdůrazňuje, že akvakultura může být přínosná jak pro lidi, tak pro životní prostředí pouze za předpokladu využití ekologicky bezpečných způsobů. To se ale často neslučuje s požadavky na produkci. V posledních letech je v souvislosti s akvakulturou pozornost věnována spíše negativním dopadům (Diana et al 2013).

### 3.3 Negativní vlivy akvakultury

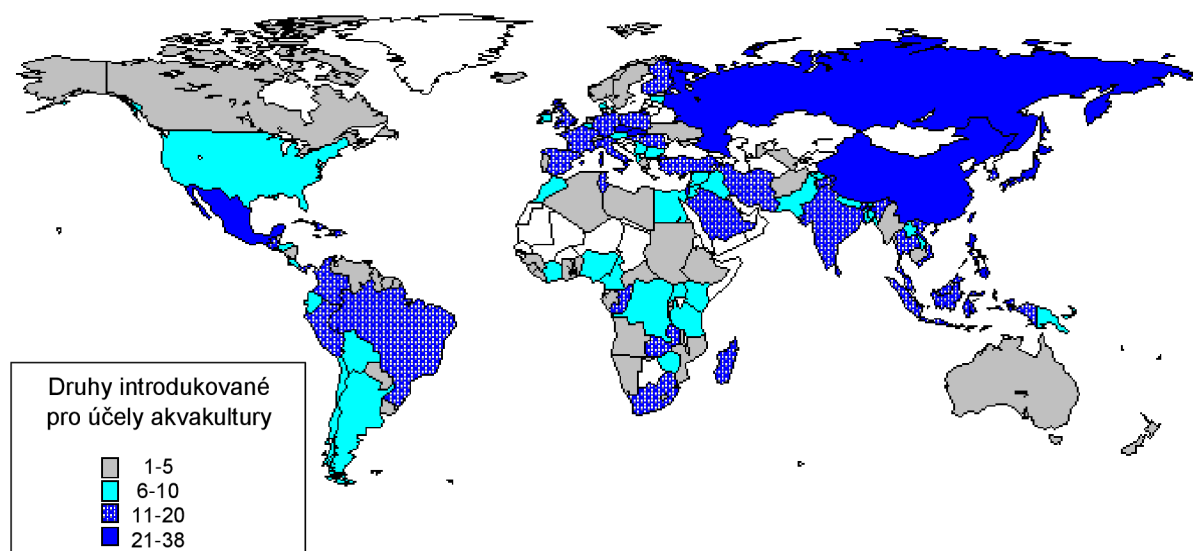
Akvakulturní hospodářství je realizováno mnoha způsoby. Ačkoliv Read et Fernandez (2003) uvádí, že některé způsoby, například extenzivní formy hospodaření, mají menší dopady na okolní prostředí, je třeba mít na paměti důležitý poznatek - veškeré formy akvakultury do určité míry ovlivňují přirozené ekosystémy (Bert 2007). Costanza et al (1997) hodnotí vodní prostředí jako nejvýznamnější přírodní zdroje na světě, a to především díky jejich biologické rozmanitosti. Negativní vlivy spojené s akvakulturou přímo ohrožují právě biodiverzitu (Beardmore et al 1997) a nejzávažnějším výsledným efektem akvakultury na volně žijící vodní organismy a ekosystémy je snížení biologické rozmanitosti (Bert 2007). Bartley et Pullin (1999) řadí úroveň biodiverzity ve vodním prostředí sestupně od ekosystémů, společenstev, populací konkrétních druhů po genotypy jednotlivých organismů až ke skutečným genům, které mají konkrétní jedinci ve výbavě. Každá úroveň má jedinečnou funkci, která přispívá k celkovému rozvoji ekosystému a poskytuje podporu dalším úrovním (Bartley et Pullin 1999). Ztráta biologické rozmanitosti na jedné úrovni má v konečném důsledku vliv na biologickou rozmanitost všech úrovní (Bert 2007). Většina negativních dopadů je způsobena nevhodným managementem chovů (Bert 2007) a využíváním postupů, které generují množství kumulativních nežádoucích efektů. Jsou to především intenzivní monokultury (Kongkeo 2001), chov nepůvodních druhů organismů (Bert 2007), ničení stanovišť za účelem výstavby akvakulturních zařízení (Beardmore et al 1997) a nadměrné užívání chemických látek (Bert 2007). Důsledkem využívání nevhodných postupů je znečištění prostředí vod a z toho pramenící celá řada komplexních nežádoucích efektů, které mohou vést

k narušení všech úrovní biologické rozmanitosti (Bert 2007). Znečištění pocházející z akvakultury lze rozdělit na chemické a biologické (Goldburg et Triplett 1997). Mezi biologické znečištění se řadí především introdukce nepůvodních druhů organismů včetně parazitů a patogenů (Goldburg et Triplett 1997) a odpadní látky vyprodukované chovanými organismy jako fekálie nebo nezkonsumované zbytky potravy, které znečišťují prostředí vod kolem oblastí chovů (Ackefors et Enell 1994) a způsobují eutrofizaci. Zdrojem chemického znečištění jsou buď přímo chemikálie používané v chovu jako antibiotika a pesticidy nebo živiny obsažené v odpadních vodách vypouštěných ze zařízení (Goldburg et Triplett 1997).

### 3.3.1 Introdukce nepůvodních druhů chovaných organismů

Welcomme (1988) definuje dva mechanismy šíření druhů v rámci akvakultury (1) introdukci a (2) přenos. Pojem introdukované, rovněž tzv. zavlečené druhy zahrnuje jakýkoliv druh, který byl člověkem převezen a následně úmyslně nebo náhodně vypuštěn do prostředí mimo jeho současný areál výskytu. Oproti tomu pojem přenesené druhy zahrnuje jakýkoliv druh úmyslně nebo náhodně přenesený a vypuštěný v rámci svého současného areálu výskytu. Účelem introdukce je začlenit do prostředí zcela nový prvek, zatímco cílem přenosu je obvykle podpora nebo obnova populací a vnesení genetické rozmanitosti do populace (Welcomme 1988). Terminologie označující druhy jako nepůvodní, cizokrajné, zavlečené nebo exotické se v kontextu mnoha odborných publikací i této práce významově vztahuje na organismy, které byly do dané oblasti introdukované obecně, za účelem akvakulturního hospodaření. Akvakultura je hlavním důvodem introdukce nepůvodních druhů. Například do vnitrozemních sladkovodních chovů bylo celosvětově introdukováno nejméně 291 druhů ryb do více než 148 zemí (Welcomme 1992). Nejčastěji introdukované skupiny ryb jsou Cyprinidae, Cichlidae (Brummett 2007) a Salmonidae (Bartley 2007).





**Obr 2: Počet introdukovaných druhů pro účely akvakultury do jednotlivých států (FAO ©2024)**

Introdukované druhy byly FAO (2006) označeny za jednu z nejvýznamnějších hrozeb pro biologickou rozmanitost vodních organismů. Bert (2007) řadí chov nepůvodních druhů mezi nejrizikovější formy akvakultury, jelikož je významným původcem biologického znečištění. Úniky chovaných jedinců do přírodních ekosystémů představují riziko pro původní druhy i celé ekosystémy. Kromě přímých interakcí uniklých jedinců s původními, mohou mít introdukované druhy i nepřímé dopady. Mohou například vyvolat změny uvnitř ekosystémů a podnitit jejich zranitelnost vůči enviromentálním stresorům jakými jsou změna klimatu a eutrofizace (Su et al 2021).

Beardmore et al (1997) identifikuje úniky jako vliv přímo ohrožující biodiverzitu, protože dochází k interakcím uniklých jedinců často nepůvodních druhů s volně žijícími jedinci druhů původních. Introdukované druhy mohou ovlivnit druhovou skladbu populací původních druhů, vyvíjet na ně predáční a kompetiční tlak, narušit jejich preferovaná stanoviště, zavléct nové patogeny i parazity a narušit genetickou variabilitu, což může vést k úbytku původních druhů a tím pádem i biodiverzity. Výsledný efekt kompetičního a predáčního tlaku může být vytlačení původních druhů z přirozeného areálu výskytu až jejich vyhynutí (Krueger et May 1991). Úniky jedinců zároveň do jisté míry znemožňují odvrácení negativních důsledků. Důvod je zřejmý - jakmile ze zařízení uniknou, nelze je pochyťat zpátky (Bert 2007) a tím pádem prostředí, ve kterém se vyskytují, budou negativně ovlivňovat nadále. Po introdukci nepůvodních druhů často dochází ke změnám početnosti populací

původních druhů. Zavlečené druhy mohou skrze interakce pozměnit druhovou skladbu, vyloučit původní druhy z areálu výskytu, upravit prostorové uspořádání druhů v biotopech a snížit populační hustotu i genetickou variabilitu. Hlavní příčinou snížení početnosti společenstev původních druhů jsou populační vztahy mezi nimi a introdukovanými druhy, zejména (1) kompetice a (2) predace (Bartley 2007). Druhy ryb chované v akvakultuře jsou vybírány zejména díky maximální velikosti, které dorůstají. Upřednostňovány jsou druhy dorůstající větší velikosti a tím pádem produkující více biomasy. Větší velikost často poskytuje nepůvodním druhům výhodu nad původními, jak v kompetici, tak při predaci (McDowall 2003).

### Predace

Dle Moyle et Light (1996) je predace ze strany masožravých ryb nepůvodních druhů nejvýznamnější hrozbou introdukcí. Predace přímo snižuje velikost populací potravních druhů. Může způsobit kaskádový efekt, jakým je zvýšený růst rostlin v momentě, kdy vrcholoví predátoři vyvíjí silný predáčnický tlak na konzumenty prvního řádu (Bartley 2007). V důsledku toho dojde k nárůstu fytoplanktonu, který by za normálních podmínek zkonsumovali herbivorní druhy ryb. Větší množství fytoplanktonu zhoršuje kvalitu vodního sloupce. Po odumření schránky fytoplanktonu klesají ke dnu, kde by je za normálních okolností zkonsumovali detritivorní druhy ryb. Odumřelý fytoplankton se ukládá na dně a vytváří v bentickém prostředí anoxickou vrstvu, která negativně ovlivňuje bentické komunity (Barel et al 1985). Příkladem toho je introdukce okouna nilského (*Lates niloticus* Linnaeus 1758) do východní Afriky. Tato introdukce je považována za nejznámější a ukázkový příklad toho, jak devastující mohou introdukce nepůvodních druhů být. Za účelem podpory rybářství a akvakultury byl *L. niloticus* vysazen do oblasti kolem Viktoriina jezera, ve které je nepůvodní. Viktoriino jezero bylo před vysazením *L. niloticus* oblastí s vysokou biologickou rozmanitostí druhů ryb. *L. niloticus* je piscivorní sladkovodní ryba z čeledi Latidae, která dorůstá do velkých rozměrů, a proto je cenným druhem pro produkci biomasy. Do oblasti kolem jezera byl introdukován v 50. letech 20. století do rybníčních chovů. V roce 1960 byl poprvé zaznamenán jeho výskyt přímo v jezeře. Zda do jezera unikl z rybníčních chovů nebo byl úmyslně vysazen není známo. Od té doby se úspěšně usadil a jeho počty vzrůstají. Predáčnický tlak *L. niloticus* je přímým důsledkem lokálního vymizení několika druhů herbivorních a detritivorních druhů ryb kmene *Haplochromini* z čeledi Cichlidae,

kteře se v novém prostředí staly potravními druhy pro *L. niloticus* a kteře postupně zkonzumoval. Winamský záliv, severovýchodní část Viktoriina jezera, byl důležitou oblastí výskytu endemického druhu tlamouna jedlého (*Oreochromis esculentus* Graham 1928), kteřý stejně jako zástupci *Haplochromini* v oblasti vymizel po introdukci *L. niloticus*. Výsledný efekt introdukce nepůvodního druhu je tedy ztráta populační i druhové diverzity rozsáhlé oblasti, kteřý je navíc nezvratný, jelikož *L. niloticus* nelze z jezera odlovit (Barrel et al 1985). Podobný efekt jako *L. niloticus* měla piscivorní cichlida ocasooká (*Cichla ocellaris* Bloch et Schneider 1801) na původní ichtyofaunu v jezerech v Brazílii, kde současně s jejím výskytem nebyly zaznamenány jiné potravní druhy menších ryb, kteřé *C. ocellaris* konzumuje (Bernardo M. Alvez et al 2007). Na jihovýchodě země bylo v jezerech, kam byla *C. ocellaris* introdukována, zaznamenáno lokální vymizení původních druhů ryb (Godinho et al 1994 ex Bernardo M. Alvez et al 2007). Metynis paránský (*Metynnis* cf. *roosevelti* Eigenmann 1915), původní druh stojatých vod severovýchodní Brazílie, vymizel v oblastech s výskytem *C. ocellaris* (Molina et al 1996 ex Bernardo M. Alvez et al 2007). Bartley (2007) uvádí další příklad predace ze strany nepůvodních druhů v jezerních ekosystémech, a to introdukci ryb rodu *Oncorhynchus* spp, Salmonidae do oblasti Austrálie, Nového Zélandu a Chile. V jezerech na Novém Zélandu vymizely populace původních galaxií krátkoploutvých (*Galaxias brevipinnis* Günther 1866) v důsledku predace introdukovaného pstruha duhového (*Oncorhynchus mykiss* Walbaum 1791). Stejně jako *G. brevipinnis*, populace galaxie štíhlé (*Galaxias gracilis* McDowall 1967) utrpěly v novozélandských jezerech kolaps kvůli predačnímu tlaku *Oncorhynchus* spp. (McDowall 2006). Velikostní převaha *Oncorhynchus* spp. nad *Galaxias* spp. je hlavním důvodem úspěšné predace a poklesu početnosti *Galaxias* spp. Konkrétně pstruh obecný (*Salmo trutta* Linnaeus 1758) má velikostní převahu nejen jako dospělec, ale i v juvenilní fázi vývoje. *S. trutta* přejde na piscivorii přibližně ve věku tři let (Jonsson et al 1999) a dokáže značně ovlivnit populační strukturu potravních druhů. Predační tlak vyvíjejí zejména na juvenilní stádia ostatních ryb, zřídka na vlastní potěr. Početnost nedospělých jedinců potravních druhů klesá s rostoucím počtem *S. trutta* (Jensen et al 2006). *S. trutta* se v juvenilní fázi vývoje vyskytuje v prostředí trdlišť a mělčin společně s larválními stádii *Galaxias* spp. Jedinci *S. trutta* využívají své velikostní převahy a vyvíjejí silný predační tlak na larvální stádia *Galaxias* spp, což výrazně přispívá ke snižování jejich početnosti (McDowall 2003).

Jensen et al (2006) uvádí, že populace *S. trutta* v počtu 8455 jedinců každoročně zkonsumovala v zálivu severního Norska 1.5 milionu juvenilních jedinců původního síha malého (*Coregonus albula* Linnaeus 1758) a 400 000 jedinců síha sled'ovitého (*Coregonus chupeaformis* Mitchell 1818). Porovnání početností populací ilustruje, jak mohou nepůvodní predátoři ve větších počtech negativně ovlivnit původní populace (Fetherman et al 2016). Predace na juvenilních stádiích původních druhů ovlivňuje populace na západním pobřeží USA v prostředí zálivů a delt řek ve státě Kalifornie. Juvenilní stádia *O. mykiss*, na západě USA v oblasti svého přirozeného areálu, se stal potravním druhem nepůvodnímu morčákovi pruhovanému (*Morone saxatilis* Walbaum 1792), který byl introdukovaný z východního pobřeží USA (Bartley 2007). Brandl et al (2021) určili podíl původní ichtyofauny v obsahu žaludků odchycených *M. saxatilis*. Původní druhy tvořili 60 % všech zkonsumovaných ryb *M. saxatilis*, z toho 16 % tvořil jelec velký (*Ptychocheilus grandis* Ayres 1854) a 13 % losos čavyča (*Oncorhynchus tshawytscha* Walbaum 1792). *M. saxatilis* zkonsumoval jedince *O. tshawytscha* před tím, než pohlavně dospěli a podnikli migraci. Je evidentní, že v případě zamýšlené introdukce nepůvodních druhů by měla být věnována zvláštní pozornost piscivorním druhům ryb. Ačkoliv jsou v akvakultuře a rybářství oblíbené pro svou velikost, predací tlak na původní druhy ryb představuje vážnou hrozbu pro druhovou rozmanitost. Vzhledem k přirozenému alopatrickému výskytu nejsou původní druhy přizpůsobené na přítomnost introdukovaných predátorů. Stávají se tak snadným potravním druhem, kterému chybí adaptace na zmírnění predací tlaku. Výsledným efektem predace může být značné snížení početnosti původních populací, které může vést až k úplnému vymizení původního druhu (Bernardo M. Alvez et al 2007). Ryby nejsou jedinou skupinou, jejichž introdukce v rámci akvakultury negativně ovlivňuje původní populace. Jsou ale zřejmě skupinou nejlépe zdokumentovanou. Rak červený (*Procambarus clarkii* Girard 1852) je jeden z nejvíce introdukovaných druhů napříč kontinenty (Souty-Grosset et al 2016). Do Evropy byl dovážen ze Severní Ameriky za účelem akvakultury od roku 1973, poprvé byl introdukován ve Španělsku (Habsburgo-Lorena 1978). Kvůli útěkům z chovů se rozšířil napříč Evropou a úspěšně usadil v 16 evropských zemích. Nejlépe jsou na tom populace v Itálii, Portugalsku, Španělsku a ve Francii (Souty-Grosset et al 2016). Původně se šířil pouze v rámci sladkovodních vodních ploch, do kterých se dostal přímo z akvakulturních zařízení. Díky jeho toleranci k salinitě obsadil nejen prostředí sladkovodních toků, jezer,

rybníku a řek, ale i ústí řek s brakickou vodou (Souty-Grosset et al 2016). *P. clarkii* má širokou škálu dopadů na prostředí, do kterého je introdukován. Jedním z nich je predanční tlak na původní druhy především bezobratlých organismů (Savini et al 2010). Vlivem predace *P. clarkii* došlo k vymizení původních druhů plžů uchátky toulavé (*Lymnaea peregra* O. F. Müller 1774) a plovatky bahenní (*Lymnaea stagnalis* Linnaeus 1758) v přírodním parku Doñana ve Španělsku (Montes et al 1993 ex Souty-Grosset et al 2016). Konzumací larev obojživelníku negativně působí na jejich rozmnožování a snižuje početnost populací. V laboratorních podmínkách konzumuje larvy obojživelníku ve větším počtu než původní druh, rak bělonohý (*Austropotamobius pallipes* Lereboullet 1858) (Gherardi et al 2001), jelikož jed obojživelníků na něj nepůsobí (Souty-Grosset et al 2016). Predančním tlakem vyloučil původní druh skokana Perézova (*Pelophylax perezi* López-Seoane 1885), který upravil své návyky tak, aby nedošlo k výskytu těchto dvou druhů ve stejném biotopu. V oblastech, kde se vyskytuje *P. clarkii*, se *P. perezi* nezdržuje (Nunes et al 2013). Poraněním ocasů pulcům blatnice západní (*Pelobates cultripes* Cuvier 1829) přímo snižuje šanci na přežití a může tak výrazně snížit jejich početnost (Nunes et al 2013). *P. clarkii* vykazuje agresivní projevy chování i vůči rybám (Reynolds 2011). Konzumuje jikry okounka pstruhového (*Micropterus salmoides* Lacépède 1802) a pravděpodobně i štiky obecné (*Esox lucius* Linnaeus 1758) (Souty-Grosset et al 2016).

### Kompetice

Stejně jako predace i kompetice může mít za následek změny v početnosti původních populací. Introdukované druhy často vyvíjejí kompetiční tlak o potravní zdroje a prostor (McDowall 2003). Kompetice je hlavním důvodem vyloučení druhů z jejich přirozeného biotopu (Katsanevakis et al 2014). Vyloučení z biotopu a preferovaných míst ke krmení nebo odpočinku má negativní vliv na populace původních druhů (Gatz et al 1987). Kompetiční tlak na západním pobřeží USA nepůvodního *S. trutta* a negativní výsledné efekty pozoroval Faush et White (1981) na původním druhu sivena amerického (*Salvelinus fontinalis* Mitchell 1815). Na stanovištích v řece Michigan (USA) spolu *S. trutta* a *S. fontinalis* soupeří především o prostor k odpočinku. Po odlovu *S. trutta* začali jedinci *S. fontinalis* obsazovat výhodnější stanoviště v horním toku řeky a přestali vynakládat tolik energie s cílem obsadit stanoviště, kde se *S. trutta* nevyskytuje. Posun niky v důsledku odstranění druhu naznačuje silný kompetiční tlak ze strany *S. trutta* (Faush et White 1981). Wang et

White (1994) zaznamenali kompetici *S. trutta* s původním pstruhem žlutohrdlým (*Oncorhynchus clarkii* Richardson 1836). Další příklad zdokumentované kompetice mezi nepůvodním *S. trutta* a původním *O. mykiss* je v oblasti potočních systémů ve státech Tennessee a Severní Karolíny (USA).

Vzhledem k vytlačení *O. mykiss* mimo jeho niku po zaznamenaném výskytu *S. trutta*, Gatz et al (1987) došel k závěru, že *O. mykiss* nebyl schopen odolávat kompetičnímu tlaku. Oproti tomu v Brazílii je *O. mykiss* nepůvodní a dominuje v říčním systému Amazonky blízko oblasti národního parku Rio Abiseo, kde vyvíjí kompetiční tlak na původní zástupce rodu *Astroblepus spp.* V roce 1989 bylo v rámci výzkumu chyceno 1081 jedinců ryb, z toho 98 % jedinců bylo určeno jako *O. mykiss* (Ortega et al 2007). Kompetice může probíhat v rámci jednoho druhu mezi jedinci odchovanými v akvakultuře a divoce žijícími jedinci s výrazně odlišnými genofondy. Kompetiční výhodu mají zřejmě uměle odchovaní jedinci *S. salar* díky velikosti. Nejen v chovech, ale i ve volné přírodě dorůstají větších rozměrů než divocí jedinci. Navíc mají jedinci stejného druhu podobné preference a tím se zvyšuje pravděpodobnost kompetice. Příkladem kompetice jsou pravděpodobně larvální a juvenilní stadia *S. salar*. Přestože se samice divokých lososů a lososů uniklých z chovů vytřely ve stejných oblastech, prostorová distribuce jejich potomstva se značně lišila. To může vypovídat o kompetici a vytlačení divokých plůdků lososy z farem v důsledku větší velikosti (Fleming et al 2000). Tlamoun nilský (*Oreochromis niloticus* Linnaeus 1758) je dalším druhem chovaným pro rychlý růst a přizpůsobivost na více typů vodního prostředí (Canonico et al 2005). *O. niloticus* negativně ovlivňuje ekosystémy v severní části Mexického zálivu, kde vyvíjí kompetiční tlak na původní slunečnici červenoskvřnnou (*Lepomis miniatus* Jordan 1877). *L. miniatus* je nejpočetnějším zástupcem původních oligohalinních druhů ryb. V rámci experimentu, kdy byly v kontrolovaném prostředí přítomny oba druhy, strávila *L. miniatus* na simulovaném preferovaném stanovišti méně času, pokud byl současně přítomný *O. niloticus*. Navíc bylo v rámci experimentu zaznamenáno její agresivní napadání ze strany *O. niloticus* (Martin et al 2010). Většina zástupců čeledi Cichlidae je známá svým agresivním chováním během tření (Shafland 1979). Nižší početnost původních druhů *M. salmoides* a slunečnice velkoplotvé (*Lepomis macrochirus* Rafinesque 1819) ve státě Mississippi (USA) jsou přisuzovány agresivitě *O. niloticus* během tření a obsazení nejvýhodnějších trdlišť (Canonico et al

2005). O kompetiční výhodě *O. niloticus* napovídá i studie z Peru. V oblasti Rio Grande nebyly v říčních tocích zaznamenány žádné původní druhy ryb v ústí a v 10kilometrovém úseku toku. Odchycenými druhy byly pouze nepůvodní živorodka duhová (*Poecilia reticulata* Peters 1859) a *O. niloticus*. Jediný odchycený původní druh, kandiru tečkatý (*Trichomycterus punctulatus* Valenciennes 1846), se začal vyskytovat až po 50 km v horních tocích řeky (Ortega et al 2007). Sporadický výskyt původních druhů v tocích řek po introdukci nepůvodních druhů byl zaznamenán i v České republice. Sumeček americký (*Ameirus nebulosus* Lesueur 1819) byl zavlečen do Evropy z USA za účelem rybníční akvakultury. Vyskytuje se ve spodních tocích řek Labe a Moravy na úsecích s členitými břehy, které patrně preferuje. V oblastech, kde byla zaznamenána velká početnost *A. nebulosus* se původní druhy hrouzek obecný (*Gobio gobio* Linnaeus 1758) a mřenka mramorovaná (*Barbatula barbatula* Linnaeus 1758) objevovaly pouze sporadicky, což může svědčit o kompetičním tlaku *A. nebulosus* kvůli prostoru a úkrytu (Lusk et al 2010). Ačkoliv v přirozeném areálu výskytu *M. salmoides* a *L. macrochirus* podléhají kompetičnímu tlaku, jako nepůvodní druhy byly introdukované do sladkovodních systémů Korejské republiky, adaptovali se na zdejší prostředí a úspěšně se rozšířili do vodních ekosystémů. Vyvíjejí silný kompetiční tlak o potravní zdroje a o životní prostor na původní druhy paokouna Scherzerova (*Siniperca scherzeri* Steindachner 1890), hadohlavce skvrnitého (*Channa argus* Cantor 1842) a sumce amurského (*Silurus asotus* Linnaeus 1758) (Ahn et Kong 2007). Podobně úspěšně se dovedl rozšířit introdukovaný tlamoun zlatý (*Oreochromis aureus* Steindachner 1864) ve vodách jihovýchodních a jihozápadních států USA. Ve státě Nevada (USA) se po zavlečení *O. aureus* rozšířil do zálivů jezera Mead. Zde je mu připisován pokles početnosti původních ohrožených druhů trněnky nevadské (*Moapa coriacea* Hubbs et Miller 1948) a *Crenichthys baileyi moapae* (Williams et Wilde 1981) (Canonico et al 2005). Společentva ryb původních druhů jezera George ve státě Florida (USA) také čelí kompetičnímu tlaku *O. aureus*. *Dorosoma petenense* (Günther 1867) a *Dorosoma cepedianum* (La Sueur 1818) mají stejné potravní niky jako *O. aureus*. Lze předpokládat, že bude docházet ke kompetici o potravní zdroje. Podle Zale et Gregory (1990) je kompetice důvodem snížení početnosti *D. petenense* a *D. cepedianum*, k němuž začalo docházet po introdukci *O. aureus*. Ve vodních tocích, kde se *O. aureus* vyskytuje ve větších počtech, došlo k vymizení veškeré vegetace a původních druhů ryb (Courtenay et Richard Robins 1973). Dalším

příkladem zaznamenaného snížení početnosti původních druhů je introdukce cípala východního (*Liza haematocheila* Temminck et Schlegel 1845) do oblasti kolem Černého moře. *L. haematocheila*, původní ve vodách Tichého a Indického oceánu, byl zavlečen do Černého moře za účelem klecových chovů. Po únicích z klecí se úspěšně usídlil a tvoří soběstačné populace v Černém a severním Egejském moři (Corsini-Foka et Economidis 2007). Rozšíření *L. haematocheila* při pobřeží Černého moře koreluje s úbytkem původních druhů. Úlovky biomasy klesly z 14189 tun na 1518 tun (Erdogan et al 2010). Kompetiční tlak o potravní zdroje vyvíjí *L. haematocheila* na původní druhy ryb: cípala hlavatého (*Mugil cephalus* Linnaeus 1758) a cípala zlatého (*Mugil auratus* Risso 1810) (Katsanevakis et al 2014). Zástupci čeledi Cyprinidae patří společně s Cichlidae k dalším nejčastěji chovaným a introdukovaným druhům (Goldburg et Triplett 1997). Tolstolobik bílý (*Hypophthalmichthys molitrix* Valenciennes 1844) a tolstolobik pestrý (*Hypophthalmichthys nobilis* Richardson 1845) jsou chováni v rybníční akvakultuře v jezeru Qiandao (Čínská lidová republika). Abiotické podmínky jezera *H. molitrix* a *H. nobilis* zamezují v úspěšné reprodukci, kvůli hustotě vody v jezeře jejich vajíčka klesají ke dnu. Z toho důvodu musí být pro zachování akvakultury populace pravidelně doplňovány jedinci z líhní a tak jsou v jezeře považováni za nepůvodní druhy. Su et al (2021) porovnáním rybářských údajů o odlovu z let 1936-2016 a modelové analýzy oscilací populací ryb v jezeře zjistili, že kompetiční tlak *H. nobilis* a *H. molitrix* způsobil kolaps lokální ichtyofauny. Od roku 1983 začalo docházet k úbytku početnosti populací původních druhů. Kolaps nastal po roce 2002 pravděpodobně z toho důvodu, že se časem snižovala odolnost lokální ichtyofauny vůči kompetičnímu tlaku nepůvodních Cyprinidae. Modelová analýza potvrdila přítomnost hystereze. Početnost populací výrazně oscillovala v závislosti na četnosti a počtu doplněných *H. molitrix* a *H. nobilis*, přičemž po roce 1983 začal převažovat klesající trend početnosti původních druhů. Obnovení společenstva do původního stavu před stresory prostředí, jakými jsou právě nepůvodní druhy, které zapříčinily hysterezi původních populací, je po narušení stability populace složité anebo přímo nemožné (Su et al 2021). *H. nobilis* byl za účelem zvýšení produkce biomasy v řece Ganga zavlečen do Indie. Důsledkem kompetice bylo vyloučení původní katly obecné (*Catla catla* Hamilton 1822) a snížení početnosti populací, zaznamenané v úbytku úlovků *C. catla* (Singh et al 2013). Nejen ryby vyvíjejí silný tlak na původní druhy. V USA je nejčastěji chovaným měkkýšem ústřice velká



(*Crassostrea gigas* Thunberg 1793), rozšířená především v oblastech Tichého oceánu při severozápadním pobřeží USA. *C. gigas* je původní v Japonsku. Při introdukci se předpokládalo, že nebude schopná reprodukce v chladných vodách Tichého oceánu (Goldburg et Triplett 1997). Navzdory tomu se úspěšně rozšířila do prostředí zálivů ve státě Washington (USA), ve fjordu Hoodova zálivu tvořila dokonce polovinu populace měkýšů. Valdez et Ruesink (2017) předpokládá, že *C. gigas* bude mít kompetiční výhodu proti původním druhům z důvodu klimatické změny. Ohřívání oceánů může mít za následek vyšší reprodukční úspěšnost *C. gigas*, které vyšší teploty k reprodukci vyhovují na rozdíl od původních druhů, které na ně nejsou zvyklé a k reprodukci vyžadují nižší teploty než *C. gigas* (Valdez et Ruesink 2017). Slávička mnohotvárná (*Dreissena polymorpha* Pallas 1771) byla neúmyslně zavlečena do Severní Ameriky na území USA a Kanady. *D. polymorpha* je charakteristická rychlým růstem a reprodukčním potenciálem. Jakmile se usadí, začne rychle filtrovat vodní sloupec (Fanslow et al 1995). Výsledkem životní strategie *D. polymorpha* je odčerpání částic z pelagiálu, které se ukládají v bentickém prostředí. V oblasti velkých jezer způsobila *D. polymorpha* úbytek početnosti populací fytoplanktonu i primární produkce ve vodním sloupci (Holland 1993). Snížení početnosti bylo v souvislosti s výskytem *D. polymorpha* zaznamenáno u populace mlžů z čeledi Unionidae v jezeře St. Clair. *D. polymorpha* se do oblasti prokazatelně rozšířila v roce 1990, kdy byl potvrzen její výskyt v jezeře St. Clair. Během let 1986-1994 došlo k lokálnímu vymizení 15 druhů Unionidae a ke značnému snížení početnosti populací ostatních druhů. Například zatímco zástupců *Elliptio dilatata* (C. S. Rafinesque 1820) bylo v roce 1990 zaznamenáno v jezeře 29 jedinců, v roce 1994 nebyl zaznamenán žádný. Populace původního a v oblasti zároveň nejpočetnějšího druhu *Lampsilis siliquoidea* (D. H. Barnes 1823), zaznamenaly úbytek ze 127 jedinců v roce 1986 na pouhé 2 jedince v roce 1994. Společenstvo mlžů, dříve druhově rozmanité, se kvůli introdukované *D. polymorpha* stalo společenstvem jednoho taxonu, který dál ovlivňuje dynamiku ekosystému z koncentrace energetických procesů a vkladů do bentického prostředí (Nalepa et al 1996). Ačkoliv introdukce *D. polymorpha* byla náhodná, a nebyla vedena přímo za účelem akvakultury (Hebert et al 1991), nastínění dopadů této introdukce dovoluje získat představu o tom, co může *D. polymorpha* v novém prostředí způsobit druhové diverzitě. Omylem byla *D. polymorpha* dovezena i do ČR, v zásilce okrasných řas *Aegagropila linmaei* (Kützing) z Ruska, převážených za účelem akvakultury (Patoka

et Patoková 2021). Přímá kompetice druhů není jediný efekt, kterým nepůvodní druhy působí na původní. Nepřímo ovlivněny mohou být druhy jiných taxonomických skupin. Příkladem toho je introdukce *C. ocellaris* v Brazílii, kde původní druh trahir malabarský (*Hoplias malabaricus* Bloch 1794) změnil v důsledku introdukce *C. ocellaris* své potravní preference. Z konzumace menších ryb, které konzumuje i *C. ocellaris*, přešel *H. malabaricus* na konzumaci většího množství bezobratlých, zejména larev hmyzu. Změna nastala pravděpodobně z toho důvodu, aby se vyhnul kompetici s *C. ocellaris* o potravní zdroje (Pompeu et Godinho 2001 ex Bernardo M. Alvez et al 2007).

### Degradace prostředí

Mnoho zejména sladkovodních organismů rozrušuje prostředí, do kterého je zavlečeno. Výsledné efekty jsou nejlépe zdokumentované na vlivu Cyprinidae a Astacidea. *P. clarkii* kromě predačního tlaku vyvíjí i kompetiční tlak. Působí tak změny v potravních řetězcích a sítích a často se stává dominantním v působení snížení lokální biodiverzity (Savini et al 2010). Jedním ze způsobů, jak ovlivňuje ekosystém, je konzumace makrofyt. *P. clarkii* intenzivním spásáním rostlin ovlivňuje pokryv makrofyt v evropských říčních systémech. Z hustého porostu makrofyt s čistou vodou mění vodní prostředí na zakalené oblasti s velkým počtem fytoplanktonu (Rodríguez et al 2003). Destrukce prostředí v důsledku těchto změn byla zaznamenána v Německu, kde došlo k velkému snížení populační i druhové početnosti původních makrofyt. Společenstva makrofyt v oblasti severního Rýnu byla pět let po introdukci *P. clarkii* na pokraji vymizení (Gross 2013 ex Souty-Grosset et al 2016). Zástupci Cyprinidae intenzivně rozrušují prostředí, ve kterém se vyskytují. Například v Korejské republice bylo zdokumentováno rozrušování prostředí dna kaprem obecným (*Cyprinus carpio* Linnaeus 1758). Pro získání potravy hrabe do dna, čímž rozrušuje jeho prostředí. Opětovně uvádí do koloběhu živiny, které se na dně usadily, což vede ke stimulaci nárůstu planktonu (Ahn et Kong 2007). Podobný efekt má nepůvodní *O. tsawyscha* na *G. vulgaris* v potocích na Novém Zélandu. Prostředí dna potoků je rozrušováno, když si *O. tsawyscha* hrabe jamky na kladení jiker. Výsledkem bylo vyloučení a přesun endemické *G. vulgaris* mimo biotopy s narušeným dnem (McDowall 1990). Amur bílý (*Ctenopharyngodon idella* Valenciennes 1844) a *H. molitrix* nadměrně spásají vegetaci v litorální zóně

korejských jezer, čímž způsobují devastaci vegetace v jezerních ekosystémech (Ahn et Kong 2007). *C. idella*, způsobuje škody na vegetaci i v ČR a negativně ovlivňuje úspěšnost reprodukce fytofilních ryb (Lusk et al 2010).

Introdukované druhy mohou značně snížit diverzitu původních druhů na všech úrovních podle (Pullin et Bartley 1999). Riziko pro rozmanitost (1) ekosystémů představují zejména druhy rozrušující prostředí jako např. zástupci Cyprinidae nebo Astacidea. Rozmanitosti (2) populací hrozí nepůvodní druhy svým kompetičním a predačním tlakem, což může mít za následek vytlačení původních druhů z jejich biotopů a narušení potravních sítí. Úroveň (3) druhové variability může být snížena kombinací vlivů kompetice, predace nebo mechanického rozrušování. Výsledným efektem je lokální vymizení původních druhů, které nedokáží odolávat tlaku a přizpůsobit se změnám podmínek v jejich přirozeném areálu výskytu. Introdukované druhy mohou negativně působit i na (4) genetickou variabilitu v případě, že se uniklým jedincům podaří rozmnožení (Pullin et Bartley 1999). Ztráta genetické variability může mít pro původní druhy a jejich ochranu zcela nejzávažnější následky. Bartley (2007) proto navrhuje nakládat s geneticky odlišnými druhy v akvakultuře stejně jako s geograficky nepůvodními, v čemž se shoduje s Goldberg et Triplett (1997), kteří za nepůvodní druhy považují i druhy s modifikovaným genofondem za účelem vyšší produkce. Z toho důvodu je kapitola o vlivu na genetickou variabilitu v práci uvedena jako součást dopadů nepůvodních druhů chovaných organismů.

#### Snížení genetické variability

Genetické dopady introdukce nepůvodních druhů jsou charakterizovány jako změny v genofondech původních druhů. Krueger et May (1991) rozšiřují efekty na (1) přímé a (2) nepřímé. Jak přímé, tak nepřímé efekty mohou ve výsledku zapříčinit ztrátu genetické variability. Dopady byly studovány převážně na skupině Salmonidae (Goldberg et Triplett 1997).

##### Nepřímé efekty

Mezi nepřímé efekty řadí Krueger et May (1991) snížení početnosti populací v důsledku změn genofondu a snížení efektivní velikosti populace. Snížení efektivní velikosti populace zvyšuje riziko změn alelických frekvencí, jelikož zvyšuje míru genetického driftu a pravděpodobnost inbreedingu (Krueger et May 1991).

##### Přímé efekty

Introgresivní hybridizace je definována jako genový tok z genofondu jednoho druhu do genofondu druhého druhu. Nazývána je též jako introgrese. Introgresivní hybridizace může mít za následek ztrátu některých genů a v případě, že genový tok neustane, i nahrazení celého genofondu geny nepůvodních druhů. Introgresí může rovněž dojít ke vzniku neplodných hybridů. Dalším přímým efektem genetických změn je vnitrodruhový genetický tok, tzv. interbreeding, což je genetický tok mezi odlišnými populacemi stejného druhu (Krueger et May 1991).

#### Introgresivní hybridizace

Introdukce nepůvodních druhů odstraní přirozené geografické bariéry mezi druhy. V případě, že genový tok neustane nebo probíhá ve větší míře, dojde ke kompletnímu nahrazení genofondu jednoho druhu genofondem druhého druhu a ke ztrátě původní genetické informace. V případě, že genový tok ustane, bude mít introgrese dlouhodobé dopady na evoluci genů původních druhů. Introgrese mezi původními a introdukovanými druhy byla dokumentována v USA mezi zástupci Salmonidae. Introdukovaný *O. mykiss* se začal křížit s původním pstruhem aguabonita (*Oncorhynchus aguabonita* Jordan 1892) v takovém rozsahu, že *O. aguabonita* byl zahrnut do programu managementu ohrožených druhů (Moyle 1976). Doplnění volně žijících populací nepůvodního *S. trutta* vedlo k hybridizaci s původním *S. fontinalis*. Ze spojení vznikl mezidruhový hybrid označovaný jako pstruh tygří (*Salmo trutta* × *Salvelinus fontinalis*), který byl zpozorován ve vodách Kanady v Ontariu (Whitzel 1983) a Albertě (Allan 1977). Introgrese mezi původním *O. clarkii* a nepůvodním *O. mykiss* byla zdokumentovaná ve státě Utah (USA), kde se podařilo již spolehlivě prokázat, protože oba druhy mají mezi sebou značné genotypové i fenotypové rozdíly (Martin et al 1985). Mwanja et al (2010) porovnával molekulární analýzou původní i nepůvodní druhy *Oreochromis* spp v oblasti Viktoriina jezera. V oblastech, kde se v biotopech souběžně vyskytovaly všechny druhy zástupců *Oreochromis* spp. byla zjištěna fyletická speciace. V oblastech, kde se nevyskytují zástupci *Oreochromis* spp. náhle zjištěna nebyla. Fyletická speciace pozorovaná u zástupců všech druhů *Oreochromis* spp. poskytuje pádný důkaz o rozsáhlé introgresivní hybridizaci. Ke křížení pravděpodobně dochází mezi všemi druhy *Oreochromis* spp., které se vyskytují v jezeře Kyoga, a to jak původních, tak nepůvodních, a představuje riziko pro genofond a vývojové linie původních druhů. Zejména ohrožená je *O. esculentus*, která se v geneticky původních populacích vyskytuje už jen v jezerech v oblasti Nabugabo. Souběžně s ní se ovšem v jezeře

vyskytují další druhy *Oreochromis spp.*, velmi početné jsou populace *O. niloticus* a *O. leucosticus*. Pravděpodobná hybridizace ohrožuje nejen zachování genetické variability, ale i samotné přežití evolučního i biologického druhu *O. esculentus* (Mwanja et al 2010). Hybridizace ohrožuje i ohroženého tlamouna jipe (*Oreochromis jipe* Lowe 1955). V Tanzanii byly zdokumentovány dva případy hybridizace mezi *O. jipe* a introdukovanými *O. niloticus* a *O. leucosticus* (Bradbeer et al 2019).

### Interbreeding

Interbreeding je nejobtížněji dokazatelný efekt genetických vlivů kvůli často neurčitému rodičovství potomků. Na rozdíl od potomků introgresivní hybridizace nejsou potomci mezidruhového páření rozpoznatelní morfologicky (Krueger et May 1991). Přitom interbreeding mezi původními divokými populacemi a geneticky nepůvodními chovanými může vyústit ve snížení genetické variability, outbreední depresi a snížení fitness populací. Přirozené populace se geneticky vyvíjejí tak, aby se co nejlépe přizpůsobily ekologické nise, kterou zaujímají. Evoluce vede ke změnám genofondu populací a ke vzniku specifických genů, tzv. lokálních adaptací. Tyto zajišťují přizpůsobení organismu na podmínky prostředí (Krueger et May 1991) a jsou nezbytné k úspěšné reprodukci a přežití (Gausen et Moen 1991). V případě, že se geneticky nepůvodní ryby chované v akvakultuře úspěšně rozmnoží s geneticky původními rybami, lokální adaptace postupně vymizí (Krueger et May 1991). Divoké populace *S. salar* jsou charakteristické genetickou variabilitou. Populace jsou zpravidla menší a výrazně geneticky odlišné, s množstvím lokálních adaptací, zejména na prostředí trdlišť. (Gausen et Moen 1991). Oproti tomu odchované populace jsou geneticky téměř homogenní. Uniformní genofond uměle odchovaných ryb je upraven tak, aby se umocnily vlastnosti výhodné pro akvakulturu jako je rychlý růst, malá agresivita a odolnost vůči chorobám (Gausen et Moen 1991). Dopady prisuzované interbreedingu jsou poměrně dobře zdokumentované na útěcích *S. salar* z chovů v Evropě a v Severní Americe (Goldburg et Triplett 1997). Útěky jsou časté a převážně ze síťových chovů unikají velké počty jedinců *S. salar*, příkladů je zdokumentováno několik. Např. v roce 1996 přílivové vlny zničily síť farmy v oblasti Washingtonu a 101 000 jedinců uteklo a následně bylo odchyceno více než 210 dospělců, kteří unikli ve 29 řekách v Britské Kolumbii (McKinnell et Thompson 1997). Další příklad rozsáhlého útěku je z farem v Norsku. Odhadem tam

v zimě mezi lety 1988-89 uniklo 700 000 jedinců kvůli poničení klecových chovů. Pro úniky z otevřených systémů je charakteristické špatné počasí, jako např. bouře, přílivové vlny, které utrhnou kotviště klecí nebo potrhají sítě (Gausen et Moen 1991). Poničené systémy umožnily únik 48 000 jedinců z farmy ve Skotsku v roce 2020 (Burns et al 2021). Další útěk byl zaznamenán v Kanadě, kde se uniklí jedinci *S. salar* rozmnožili v řece Tsitika (Volpe et al 2000). Útěky nepůvodních druhů, ať již geograficky nebo geneticky, tedy nejsou neobvyklé. Velkou roli ve výsledném efektu úniku nepůvodních druhů hraje možnost rozptylu. Jedinci *Salmo spp.* jsou nacházeni v říčních tocích daleko od oblastí farem, ze kterých unikli, a velice rychle se rozšíří do říčních systémů. Po útěku ve Skotsku byli jedinci z farmy nalezeni napříč říčními systémy v západním Skotsku až po Severozápadní Anglii. V tomto případě se povedlo prokázat jejich původ díky spolupráci s rybáři, kteří je odchytili a nahlásili (Burns et al 2021). Studie v Norsku po útěku v roce 1988 potvrdila přítomnost chovaných jedinců v 38 řekách, což odpovídalo 70 % z celkového počtu zkoumaných řek. Přítomnost chovaných jedinců byla 15 % z celkového počtu odchycených ryb v jižním Norsku a pouze 1 % v severním Norsku. Na jihu země je soustředěna většina akvakulturních zařízení (Gausen et Moen 1991). K podobným závěrům došel Gilbey et al (2021), kdy na západním pobřeží Skotska v oblastech s nejvíce marikulturními zařízeními zaznamenal nejvyšší koncentraci introgrese genetického materiálu. Geny jedinců divokých populací ve Skotsku byly shodné s geny chovaných jedinců v Norsku (Gilbey et al 2021). Geneticky nepůvodní *S. salar* vykazuje v přirozeném prostředí nízkou reprodukční efektivitu v porovnání s divokými jedinci. Fleming et al (2000) na základě výsledků interakcí a přítomnosti divokých i odchovaných jedinců v norské řece Imsa dospěli k závěru, že chovaní jedinci vykazují nevhodné reprodukční chování. Samci projevovali malý zájem o samice a úspěšně oplodnili pouze 24 % jiker oproti celkovému počtu oplození divokými samci. Samice si stavěly méně hnízd a jejich jikry měly nízkou životnost. Geneticky nepůvodní samice dosáhly pouze 32 % reprodukčního úspěchu v porovnání s divokými samicemi. Hybridi vznikali ze spojení odchovaných samic s divokými samci. Genotypy odchovů z farem vykazovaly nižší úspěšnost přežití než ty divoké (Fleming et al 2000), což se shoduje s poznatky McGinnity et al (1997), který zdokumentoval výrazný rozdíl mezi přežitím odchovaných jedinců vysazených do přírody a divokých juvenilních stádií v Irsku. Navzdory horšímu fitness měly geneticky nepůvodní ryby kompetiční výhodu zřejmě díky genofondu. Distribuce

potomstva se lišila i přesto, že samice obou populací *S. salar* hnízdily na podobných místech, což může svědčit o kompetiční výhodě odchovaných jedinců. Pokud i přes nepříznivé výsledky přežijí útlé fáze vývoje, mají rychlejší růst než divocí jedinci, a tak potomstvo chovaných a hybridů roste rychleji a vytlačuje čistě divoké potomstvo (McGinnity et al 1997). Fleming et al (2000) zaznamenal, že počet jedinců *S. salar*, kteří podniknou tahy na moře, byla o 30 % nižší, než se očekávalo, i přes vhodné podnebné a enviromentální podmínky pro migraci. Důvodem může být právě kompetiční tlak hybridních potomků na původní, kteří kvůli vynakládání energie na kompetici nepodniknou migraci. Vzhledem k tomu, že hybridní potomci vykazují nižší schopnost přežití v mořském prostředí než jedinci divocí, hybridové nenahradí ztrátu divokých jedinců před tím, než tito podniknou migraci a úspěšně se rozmnoží a genetická informace původních *S. salar* může být navždy ztracena. Introgresivní hybridizace tedy vede ještě k větším změnám. Kompetice mezi juvenilními jedinci totiž snižuje fitness původních populací a přímo tak dochází k poklesu početnosti efektivní velikosti populací a celkovému snížení genetické variability (McGinnity et al 2003). Skaala et al (2012) došli k podobnému závěru, kdy geneticky nepůvodní jedinci *S. salar* vykazovali vysokou mortalitu raných životních fází a následně kompetici s původními jedinci ve sladkovodním prostředí norských říčních systémů. Bradbury et al (2020a) podle modelu došel k závěru, že úbytek jedinců divokých populací a genetické změny začínají být patrné, jakmile výskyt uniklých odchovaných jedinců v řece přesáhne 10 % celkové skladby populací. Dopady se zvyšují úměrně s rostoucím podílem uniklých jedinců (Bradbury et al 2020a). Kromě změn v genofondu byly zaznamenány i behaviorální změny. Při návratu dospělců *S. salar* z moře do řek vykazovali geneticky nepůvodní jedinci odchovaní v akvakultuře při vypuštění do přírodních vod jiné chování než jedinci původní. Heggberget et al (1993) zaregistroval, že odchovaní samci často váhali před vstupem do řeky, zůstávali v toku kratší dobu než divocí jedinci a poměrně velké množství ryb, včetně samic, řeku opustilo, aniž by se vytřelo. Nepůvodní jedinci měli při migraci více zranění na těle, ploutvích a hlavě. Tato skutečnost byla pozorována spíše u samců než u samic. Zranění mohou vést ke sníženému úspěchu reprodukce. Svědčí to pravděpodobně o větší agresivitě samců v říčních systémech, kde vynakládají velké množství energie na souboje. To může vést k jejich vyčerpání a nížit dobu, po kterou se mohou aktivně třít v řece (Heggberget et al 1993). Vývoj juvenilních stádií v přirozeném prostředí je nezbytný k orientaci v řece a k ideálně

načasovanému zahájení návratu do třeňišť dospělců. Odchovaní jedinci *S. salar* nemají zkušenosti s říčním tokem, o čemž svědčí doba jejich pohybu v řece. V tocích tráví delší dobu než divocí jedinci a často je předčasně opouštějí bez reprodukčního úspěchu (Heggberget et al 1993). Youngston et al (2001) sice míní, že genetické dopady akvakultury na jiné druhy než na zástupce Salmonidae, budou obecně méně závažné, ale předvídat genetické dopady v případě akvakulturních chovů morčáka evropského (*Dicentrarchus labrax* Linnaeus 1758) se ukázalo jako nespolehlivé. Kvůli migraci dospělců, velkému rozptylu larválních stádií a probíhajícímu genovému toku bez bariér v oblasti mediteránu se předpokládalo, že divoké populace *D. labrax* budou relativně homogenní. Populace jsou ale geneticky strukturované (Castilho et McAndrew 1998) a rozdíly mezi genofondem divokých a chovaných populací byly značné (Sola et al 1998). Youngston et al (2001) zároveň uvádí, že ačkoliv budou dopady na ostatní druhy ryb mírnější, principy interakcí a výsledných efektů budou podobné.

Geneticky nepůvodní druhy všech ryb mohou ohrozit původní populace ryb (1) změnou genetické struktury původních ryb, především ztrátou lokálních adaptací (2) snížením genetické variability (3) snížením fitness (4) snížením efektivní velikosti populace (4) kompetičním tlakem, umocněným geneticky podmíněným rychlejším růstem (5) snížením početnosti geneticky původních populací (Youngston et al 2001, Krueger et May 1991, Fleming et al 2000). Genetická diverzita divokých původních populací tedy může být pozmeněna a jako v případě většiny zdokumentovaných útěků, například *O. niloticus* ve Viktoriině jezeře (Barel et al 1985), i tento dopad může být nezvratný (Bert 2007).

Společným jmenovatelem, který představuje závažnou hrozbu pro původní, ale i introdukované druhy a celé akvakulturní operace a má za následek veškeré výše uvedené efekty, tedy snížení genetické variability, pokles početnosti populací, snížení fitness, snížení efektivní velikosti populace, lokální vymizení druhů, jsou paraziti a zavlečené patogeny. a. Introdukci nepůvodních druhů parazitů, cizích patogenů a důsledkům z toho plynoucích pro volně žijící vodní organismy je proto věnována samostatná kapitola.



### 3.3.2. Introdukce nepůvodních patogenů a parazitů

S introdukcí nepůvodních druhů v akvakultuře zároveň dochází k zavlečení cizích patogenů a parazitů. Hlavní riziko pro původní druhy představuje obranyschopnost jejich imunitního systému proti neznámým patogenům. Introdukované druhy jsou vůči nim často rezistentní a slouží jako přenašeči nebo se u nich patologie onemocnění výrazně neprojevuje. Což neplatí pro druhy původní, u nichž tak cizí nemoci a infekce mohou způsobit devastaci původních populací (Krueger et May 1991). K šíření parazitů dochází dvěma základními mechanismy (1) Spill-over efekt (2) Spill-back efekt. Klimatická změna a náchylnost původních i nepůvodních hostitelských druhů ovlivňuje oblast rozšíření (obr. 3). Spill-over efekt nastane v případě, kdy nepůvodní hostitelský druh přenáší parazity na původní druhy. Spill-back efekt nastane v momentě, kdy se nepůvodní druh stane vhodným hostitelským druhem pro původní parazity. Parazité infikují nepůvodní druh a posléze zpětně infikují druhy původní ve větších počtech, jelikož se mohli rozmnožit na více hostitelích (Costello et al 2021).

Příkladem introdukce nepůvodních patogenů a parazitů je přenos nepůvodních patogenů jedinců ze sít'ových chovů *S. salar* na volně žijící jedince. Bakterie *Aeromonas salmonicida* (Lehmann et Neumann 1896), která u lososovitých ryb způsobuje onemocnění furunkulózu, infikovala volně žijící jedince *S. salar* v Norsku. První výskyt furunkulózy byl v Norsku detekován v roce 1964 po introdukci *O. mykiss* z Dánska. V roce 1966 byla nemoc detekována u volně žijících jedinců *S. salar* v řece Numedalslågen pravděpodobně z důvodu vypuštění *O. mykiss* do jejich přítoků (Hastein 1990 ex Heggberget et al 1993). *A. salmonicida* v oblasti způsobila zvýšenou mortalitu volně žijících jedinců *S. salar* mezi lety 1968-1969 (Heggberget et al 1993). Další zmínka o výskytu *A. salmonicida* je z roku 1985, kdy importovaný *S. salar* ze Skotska (Hastein et al 1989 ex Heggberget et al 1993) přenášel kmen *A. salmonicida*, který byl nakažlivější než kmeny původně detekované v Norsku (Munro 1988). Důsledkem byla epidemie furunkulózy napříč 507 akvakulturními zařízeními po celém západním pobřeží Norska (Stewart 1991). *A. salmonicida* se rozšířila do říčních systémů a potoků v Norsku a furunkulóza usmrtila značné množství jedinců *S. salar*. V rámci říčních systémů se šířila podobně efektivně jako mezi akvakulturními zařízeními. Na konci roku 1989 byla nemoc nalezena ve 22 tocích a v roce 1991 bylo potvrzeno úmrtí *S. salar* na furunkulózu v 66 potocích. K

přenosu došlo z jedinců, kteří unikli ze zamořených chovů. Jako modelový příklad šíření *A. salmonicida* a furunkulózy a dopadů nemoci na volně žijící jedince *S. salar* slouží studie toku menší řeky Aursunda v centrálním Norsku. V červenci 1990 bylo v řece nalezeno 700 dospělých jedinců *S. salar*, kteří uhynuli na furunkulózu. V té době měla voda vyšší teplotu. Mortalita se snížila v srpnu a v září bylo zpozorováno minimum mrtvých ryb. Bylo určeno, že ryby se nakazí rychleji při koncentraci *A. salmonicida* 10<sup>6</sup>/ml. *A. salmonicida* byla navíc izolována z vody až 20 km vzdálených od infikovaných chovů. Nejen, že se nepůvodní patogen dokáže efektivně šířit, ale jeho dopady na populace nového hostitelského druhu, který vůči patogenu nemá žádnou resistenci, mohou být devastující (Munro 1987). Stejný problém v Norsku byl zaznamenán s ektoparazitem žábrohliště (*Gyrodactylus salaris* Malmberg 1957) způsobující nemoc gyrodaktilózu. V roce 1975 byl poprvé potvrzen výskyt infikovaných jedinců *S. salar* (Johnsen 1978). *G. salaris* způsobila během dvou let 100% mortalitu u juvenilních stádií *S. salar*, která ještě neabsolvovala migraci. Na konci roku 1985 byl počet vodních toků s potvrzeným výskytem *G. salaris* 26, do roku 1991 vzrostl na 35. Původ je pravděpodobně v akvakultuře. Po celé zemi bylo během roku 1986 nahlášeno 35 líhní s výskytem parazita, z nichž 25 líhní bylo chovem *O. mykiss*, který je známým přenašečem toho parazita. Akvakulturní zařízení následně vypouštěla jedince, kteří pocházeli z infikovaných líhní. Početnost populací juvenilních jedinců *S. salar* výrazně klesla v řekách s potvrzeným výskytem *G. salaris* (Heggberget et al 1993).

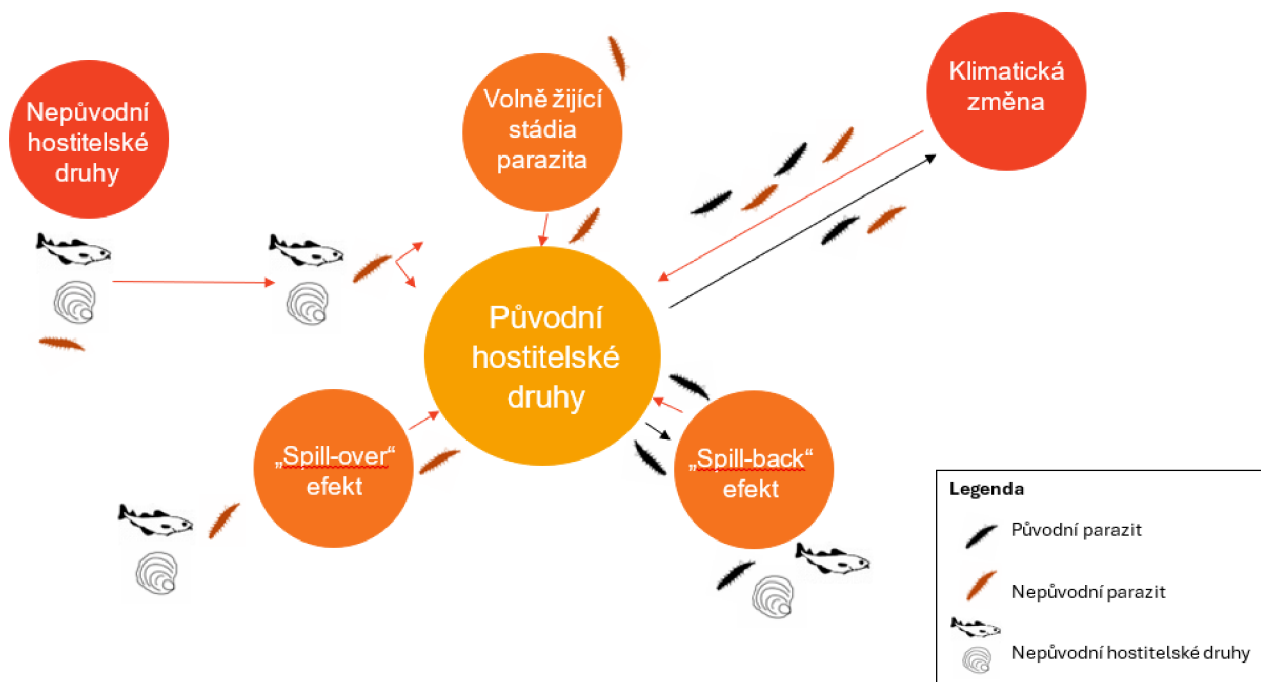
V Irsku mořská veš (*Lepeophtheirus salmonis* Krøyer 1838) způsobila kolaps populace. Od jedinců *S. salar* chovaného v akvakultuře pocházelo 95 % larválních stádií nauplia fáze I. Epidemie způsobila snížení početnosti populací volně žijících jedinců *S. salar* a *S. trutta*, kteří jsou v Irsku původní. Mezi lety 1986 až 1991 došlo k výraznému úbytku populace *S. trutta* při západním pobřeží Irska. V roce 1991 se do ústí říčních systémů Delphi a Errif vrátilo velké množství jedinců, kteří byli napadeni mnoha jedinci *L. salmonis*. Jedinci *S. trutta* měli poškozené ploutve a bylo zpozorováno množství leklých a skomírajících ryb. Došlo ke kolapsu reprodukce schopné populace, například v oblasti Burrishoole se vytřelo pouze 12 párů *S. trutta*. Vzhledem k vážným morfologickým deformacím, zejména na dorzální ploutvi a vysokému počtu *L. salmonis* na jednom hostiteli došlo v řadě lovišť k úhynu jedinců, což přispělo ke kolapsu jak chovaných, tak divokých populací *S. trutta*.

*L. salmonis* si po přechodu do stádia nauplia fáze II musí najít nového hostitele během několika dní, z čehož vyplývá, že k přenosu *L. salmonis* dochází pravděpodobně v těsné blízkosti chovů (Tully et Wheelan 1993). Na západě USA nepůvodní *S. trutta* přenáší parazita rybomorku pstruží (*Myxobolus cerebralis* Hofer 1903), která u něj patologické projevy nevyvolává, ale u původního *O. mykiss* je původcem onemocnění vrtohlavosti pstruhů (Bartley 2007). Parazit se úspěšně usadil ve vodách USA, konkrétně ve státě Colorado, kde způsobil značný úbytek populací divokých původních *O. mykiss*. Důvodem odolnosti *S. trutta* vůči parazitovi je fakt, že se ve svém původním areálu rozšíření v Evropě vyvíjel sympatricky s *M. cerebralis* a tak se u *S. trutta* vyvinula odolnost vůči parazitovi (Hedrick et al 2003). *M. cerebralis* měla za následek propuknutí vrtohlavosti pstruhů a pokles početnosti populací *O. mykiss*, zatímco počty rezistentního *S. trutta* vzrostly (Nehring et Thompson 2001). Podobný model zvýšení počtu jedinců *S. trutta* byl pozorován ve státě Montana (USA) po úbytku *O. mykiss*, kterého napadla *M. cerebralis* (Granath et al 2007). V případě, že nepůvodní parazité napadají jak chované druhy, tak volně žijící, dochází k vyšší mortalitě chovaných organismů. Proto chovy musí být doplňovány volně žijícími jedinci z původních populací, což vede k úbytku početnosti populací původních druhů. To je příkladem parazitické hlístice úhořů krevnatky úhoří (*Anguillicola crassus* Kuwahara, Niimi et Itagaki 1974) a *Anguillicola novaezealandiae* (Moravec et Taraschewski 1988). Parazité byli podle všeho do Evropy zavlečeni společně s *Anguilla spp.* z Japonska a Nového Zélandu v rámci akvakultury (Peters et Hartmann 1986). Ačkoliv svému původnímu hostiteli úhoři japonskému (*Anguilla japonica* Temminck et Schlegel 1946) nepůsobí výrazné patologické jevy (Nagasawa et al 1994), nepůvodním hostitelům může působit vážné zdravotní obtíže, poškodit plynový měchýř a zabránit migraci zpět do vytíracích potoků, protože ovlivňuje schopnost plavat (Palstra et al 2007). *A. crassus* a *A. novaezealandiae* navíc způsobují sníženou toleranci nízkých teplot u napadených chovaných jedinců *Anguilla spp.*, což znemožňuje manipulaci v rámci produkce. Parazité se velmi úspěšně usadili ve vodách Evropy, působí škody v akvakultuře a chovy jsou doplňovány jedinci z volně žijících populací. Vyčerpání volně žijících populací je jedno z rizik, před kterým varuje Bert (2007). *A. crassus* byla introdukována do ČR spolu s importem úhoře říčního (*Anguilla anguilla* Linnaeus 1758) z Itálie v roce 1991. Infikovaní jedinci *A. anguilla* byli následně vypuštěni do povodí řeky Moravy, kde byli považováni za nepůvodní, jelikož se zde před

vypuštěným přirozeně nevyskytovali. Současně byla do povodí Moravy introdukována i *A. crassus*, což způsobilo lokální úhyn úhořů (Lusk et al 2010). Ve vodní nádrži Vranov uhynul na následky přítomnosti *A. crassus* počet jedinců *A. Anguilla*, odpovídající 3.5 tuny celkové biomasy (Baruš et al 1999). *A. crassus* negativně ovlivňuje populace úhoře amerického (*Anguilla rostrata* Le Sueur 1817) v USA. V roce 1995 akvakulturní zařízení ve státě Texas (USA) dlouhodobě vypouštělo odpadní vody obsahující larvy *A. crassus*, která se úspěšně usadila prostředí vodních toků, napadá jedince původního *A. rostrata* a šíří se dál, v roce 2009 byla *A. crassus* zaznamenána v Kanadě (Rockwell et al 2009). Hlavním nebezpečím introdukce měkkýšů a korýšů jsou parazité a patogeny, které přenáší na původní druhy, v několika případech mohou zástupci těchto skupin sloužit jako vektor pro více parazitů najednou (Bartley 2007). Příkladem šíření nepůvodních patogenů s devastujícími dopady je plíseň *Aphanomyces astaci* Schikora 1906), která je původcem onemocnění račí mor. Od roku 1860 postupně vymýtila raka říčního (*Astacus astacus* Linnaeus 1758) z většiny původního areálu rozšíření v Evropě. K přenosu *A. astaci* došlo z introdukce raka signálního (*Pacifastacus leniusculus* Dana 1852), u kterého je běžně přítomná jako součást mikrobioty a který slouží jako vektor onemocnění. Naprostým opakem je *A. astacus* i ostatní evropské druhy raků, které jsou vůči onemocnění náchylní a infekce jsou pro ně fatální (Stewart 1991). Pokles početnosti populací původní ústřice bledé (*Ostrea lurida* P. P. Carpenter 1864) v USA způsobili parazité *Ocenebra japonica* (R. W. Dunker 1860) a *Pseudostylochus ostreophagus* (Hyman 1955), introdukovaní spolu s *C. gigas* (Clugston 1990). Ústřice jedlá (*Ostrea edulis* Linnaeus 1758) čelí ve Francii napadání nepůvodním parazitem *Mycicola ostreae* (Hoshina et Sugiura 1953), který byl zavlečen z Japonska spolu s *C. gigas* (Costello et al 2021). Dalším příkladem je introdukce parazita čeledi Sabellidae do státu Kalifornie (USA) spolu s importem plže rodu ušň (*Haliotis spp.* Linnaeus 1758) z jižní Afriky za účely akvakultury. Parazit je původní v prostředí skalnatých přílivů jižní Afriky (Culver 1999). Parazit byl na území USA poprvé zaznamenán v roce 1993 v chovech ušně červené (*Haliotis rufescens* W. A. Swainson 1822), u kterých způsobil zastavení růstu a viditelné morfologické porušení ulity, do níž se paraziti zavrtávají. Parazit byl popsán jako nový druh *Terebrasabella heterouncinata* (Fitzhugh et Rouse 1999). *T. heterouncinata* se usadila ve vodách Kalifornie a v akvakultuře působí značné ztráty. Culver et Kuris (1999) provedli v roce 1995 studii na lokalitě, kam se z lokálního

akvakulturního zařízení s chovy *Haliotis spp.* vypouští odpadní vody. Prokázali výskyt *Haliotis spp.* v bentickém prostředí. *Haliotis spp.* přítomné na místě studie byly (1) vypuštěné z akvakultury a za (2) jsou napadené *T. heterouncinata*. Původními druhy, které se vyskytovaly na lokalitě, byly *Tegula montereyi* (Kiener 1850) a *Tegula brunnea* (Philippi 1848). *T. montereyi* a *T. brunnea* jsou běžně přítomné spolu s *Haliotis spp.* v chovech. Jelikož se *T. montereyi* přirozeně nevyskytuje v zónách přílivu, byla do oblasti pravděpodobně vypuštěna v odpadních vodách. Studie dále potvrdila výskyt *T. heterouncinata* na původních hostitelích. Mnoho jedinců rodu *Tegula funebris* (A. Adams 1855) a *T. heterouncinata* bylo napadeno. *T. funebris* je jen zřídka přítomná v akvakulturních zařízeních, a tak podle Culver et Kurtis (1999) k přenosu *T. heterouncinata* došlo mezi druhy *Tegula spp.* ve volné přírodě. *T. heterouncinata* nemá specifického hostitele a představuje velké riziko pro všechny původní druhy plžů ve státu Kalifornie a pravděpodobně i v dalších státech (Culver et Kuris 1999). Moore et al (2007) na základě své studie podporují závěry Culver et Kuris (1999) a dokázali, že se *T. heterouncinata* šíří mezi jedinci původních populací Kalifornských druhů plžů. Na *T. funebris* se parazit přichytil na uliti, prošel vývojovým cyklem a produkoval larvy, kdy některé z nich se usadily na uliti původního hostitele a další migrovaly na jiné hostitele, na kterých dokončily vývojový cyklus v dospělosti, což svědčí o disperzním potenciálu *T. heterouncinata* (Moore et al 2007). *D. polymorpha* při expanzi do oblasti Velkých jezer zavlekla i nepůvodní motolici *Bucephalus polymorphus* (Baer 1827) (Crowl et al 2008). *B. polymorphus* je zásadně závislý na *D. polymorpha*, jelikož mu slouží jako první povinný mezihostitel (Mühlegger et al 2009). *B. polymorphus* napadá trávicí soustavu dravých ryb. Během životního cyklu má dva mezihostitele, prvním jsou mlži Dreissenidae nebo Unionidae, druhým mezihostitelem může být široká škála ryb, nicméně většinou jsou to zástupci Cyprinidae, jako v oblasti velkých jezer (Crowl et al 2008) a finálním hostitelem jsou piscivorní ryby (Ondráčková et al 2015). Parazit vykazuje nízkou specifikaci pro druhého mezihostitele, byl hlášen v rybách napříč různými vodními prostředími (Overstreet et Curran 1907). Nejnebezpečnější fází životního cyklu jsou cercárie, které napadají druhé mezihostitele. Cercárie poškozují těla ryb při průniku a způsobují jim rozsáhlé krvácení a stav hyperémie. Úmrtí ryb napadených cercáriemi byla zdokumentována spolu s úmrtím plůdků ryb (Baturo 1978) a v oblasti Velkých jezer cercárie způsobují původním populacím drastické ztráty (Crowl et al 2008). *D. polymorpha* se úspěšně šíří dál do

nearktické oblasti (Lajtner et al 2008), je tedy na místě se mít na pozoru i před *B. polymorphus*. Dalším místem, kde se *B. polymorphus* vyskytuje v nepůvodních mezihostitelích, je Dunaj v Rakousku. Zde Mühlegger et al (2009) identifikoval cercárie v hlaváčovi černotlamém (*Neogobius melanostomus* Pallas 1814). Přítomnost nepůvodních složek v životním cyklu *B. polymorphus*, jimiž se rozumí nepůvodní druhy, na které není zvyklý, mu umožňuje větší rozptyl v kolonizované oblasti. Příkladem toho je právě nakažení nepůvodních zástupců bentických ryb Gobiidae. Jsou menší než Cyprinidae a tak by mohlo dojít k šíření parazita na více hostitelů přes potravní sítě (Kvach et Mierzejewska 2010). K přenosům *B. polymorphus* z nepůvodních druhů došlo i ve střední Evropě, konkrétně v Polsku a České republice, kde byla přítomnost *B. polymorphus* prokázána u nepůvodních Gobiidae a zároveň v původních Cyprinidae. V České republice došlo ke zvýšení počtu infekcí a početnosti přítomnosti *B. polymorphus* po introdukci Gobiidae. A ačkoliv po vývoji uvnitř těchto ryb nedosahuje parazit vysokého fitness, stále dochází k přenosu na Cyprinidae v regionu původních (Ondráčková et al 2015).



Obr. 3: Schéma interakcí mezi hostiteli původních druhů, parazity a nepůvodními druhy. Převzato a upraveno z Costello et al (2021)

Z výše uvedených příkladů vyplývá, že introdukce nepůvodních patogenů a parazitů mohou ohrozit populace původní. V případě introdukcí je složité odhadovat, jak se patogeny zachovají v cizím prostředí, jak efektivně se budou šířit, jak daleko se mohou rozptýlit nebo budou-li mít preferenci na hostitelský druh (Langdon 1990). Navíc v případě, že propukne epidemie, může být složité dostat onemocnění pod kontrolu (Heggberget et al 1993). Na efektivitu rozšíření patogenů a parazitů má vliv i klimatická změna.

Conn (2014) uvádí, že v tropických pásmech je větší biodiverzita infekčních patogenů, tudíž by se v souvislosti s introdukcemi neměla opomíjet spojitost mezi těmito skutečnostmi a potenciálním vlivem klimatické změny na šíření nepůvodních parazitů a patogenů.

### 3.3.3 Ostatní biologické znečištění okolních vod

Akvakulturní systémy s hustou obsádkou mohou vyprodukovat množství odpadních látek srovnatelné například se zemědělskými drůbežími chovy (Bert 2007). Ačkoliv některé publikace uvádějí, že intenzivní systémy produkce produkují více odpadních látek, Naylor et al (1998) uvádí, že o množství odpadních látek rozhoduje jednak hustota obsádky, ale především množství krmiva, které je do systému vkládáno (Naylor et al 1998). Hlavními zdroji znečištění jsou (1) nestrávené zbytky potravy (2) fekálie v případě ryba a pseudofekálie v případě mlžů (Ackefors et Enell 1994). Na rozdíl od odpadních látek ze zemědělských chovů jsou odpadní vody z akvakultury vypouštěny přímo do vodního prostředí (Goldbur et Triplet 1997). Vodní prostředí, do kterého jsou odpady vypouštěny, tzv. „recipient waters“, tak mohou být obohacovány o (1) živiny, zejména fosfor a dusík, (2) pevnou organickou hmotu, zejména nestrávené zbytky potravy, (3) chemické látky, včetně toxinů (Bert 2007), a (4) o metabolity, zejména fekálie, pseudofekálie, moč, oxid uhličitý (CO<sub>2</sub>) a amoniak (NH<sub>3</sub>) (Jegatheesan 2011). Nežádoucí vklady způsobují širokou škálu negativních dopadů, zejména eutrofizaci vod, změny pH a salinity, zvýšenou kalnost a snížení početnosti populací bentických společenstev (Goldburg et Triplett 1997).

#### Eutrofizace vod

Odpadní vody z akvakultury jsou charakteristické vysokým podílem živin, zejména fosforu (P) a dusíku (N), které jsou do okolních vod vypouštěny naprosto neošetřené (Jegatheesan 2011). Poměr mezi celkovým N a celkovým P, rozpuštěných ve vodě

v jejich organických i anorganických formách, je často používán jako ukazatel možného znečištění způsobujícího eutrofizaci. Zvýšené koncentrace fosforu a dusíku nebo nerovnováha poměru P:N vedou ze začátku k hypernutrifikaci vod, která stimuluje růst řas a sinic. Hypernutrifikaci Officer et Ryther (1980) definují jako „výrazné a měřitelné zvýšení koncentrace živin“. V případě, že nedojde k ustálení rovnováhy a koncentrace prvků ve vodním sloupci se zvyšuje, přejde hypernutrifikace do stavu eutrofizace (Goldburg et Triplett 1997). Eutrofizace, tedy obohacování vodního sloupce živinami, se projevuje intenzivním bujením řas, sinic a makrofyt (Ahn et Kong 2007). Vodní květy fytoplanktonu mohou negativně ovlivnit vodní ekosystémy v momentě, kdy odumrou. Odumřelá těla se rozkládají v bentickém za úbytku kyslíku, což může způsobit smrt ostatních organismů v ekosystému a produkci toxických látek (Bhavsar 2016). V mořském prostředí je růst fytoplanktonu limitován dostupným dusíkem, ve sladkovodních systémech je limitujícím prvkem fosfor. Vyšší koncentrace dusíku tak může zapříčinit květy sinic v prostředí mořském a nadbytečná koncentrace fosforu zase ve sladkovodním (Goldburg et Triplett 1997). Hlavním zdrojem eutrofizace vod jsou chovy ryb, protože produkty vylučování ryb spolu se zbytky potravy dohromady způsobují velmi rychlý růst koncentrace odpadních látek (Bhavsar 2016). Eutrofizace jako přímý důsledek chovu ryb, její průběh, chemické změny vodního prostředí a dopady na původní volně žijící organismy, byly popsány na modelovém příkladu rybníčních chovů v jezeře Soyang v Korejské republice. Jezero je intenzivně využíváno v rámci akvakultury. Ačkoliv eutrofizace za přírodních podmínek představuje přirozený proces stárnutí jezera, které časem přijímá přítoky vody z okolního povodí, akvakultura tento proces výrazně urychlila. Jestliže v roce 1980 byla průhlednost vodního sloupce v jezeře až 6 metrů, na konci 80.let se snížila na 2 metry. Postupnou eutrofizaci značila i zvýšená koncentrace chlorofylu *a*. Od roku 1988 klesala koncentrace rozpuštěného kyslíku a v roce 1989 se vytvořila anoxická vrstva ve hloubce větší než 70 metrů. Během procesu eutrofizace došlo ke snížení druhové diverzity společenstev fytoplanktonu. Před procesem eutrofizace se druhová skladba fytoplanktonu měnila sezónně. Vyšší koncentrace fosforu ve vodním sloupci zapříčinila pokles druhové početnosti fytoplanktonu. Sinice *Anabaena microspora* (Kleb) byla dominantním druhem až do roku 1990, kdy se voda z metalimnia s nejvyšší koncentrací fosforu vyplavila z jezera v důsledku silných dešťů. Od roku 1991 se nicméně populace *A microspora* objevily opět početné, pravděpodobně kvůli



narůstající koncentraci fosforu poté, kdy deště ustaly a voda přestala z jezera odtékat (Ahn et Kong 2007). Eutrofizace tedy může pozměnit celý ekosystém od druhové skladby fytoplanktonu a bujení sinic až po kvalitu a průhlednost vody. Koncentrace celkového fosforu v jezeře se zvýšila ze 3 g/l na 40 g/l během let 1984-1990 a v oblasti síťových chovů ryb byla koncentrace 10x větší než v centru jezera (Lee 1995 ex Ahn et Kong 2007), což by naznačovalo, že hlavním zdrojem celkového fosforu je akvakulturní chov. V roce 1999 došlo k odstranění všech chovů z jezera. Kvalita vody se zlepšila, a ačkoliv se koncentrace chlorofylu *a* snižuje, celkové množství fosforu se nepodařilo snížit na původní koncentrace (Ahn et Kong 2007). Koncentrace živin byla vyšší v prostředí uvnitř síťových chovů chanose stříbřitého (*Chanos chanos* Forsskål 1775) než v prostředí kolem chovů (Holmer et al 2002). Eutrofizace představuje riziko nejen pro kvalitu vody a druhovou diverzitu. Květy některých sinic mohou způsobit úhyn organismů ve vodním prostředí a mít nebezpečné dopady na lidské zdraví. V prostředí, kde je limitovaná dostupnost křemičitanů jako stavebních látek pro většinu druhů fytoplanktonu, se druhy, které nejsou závislé na křemičtanech, mohou stát dominantním druhem společenstev (Officer et Ryther 1980). Některé druhy fytoplanktonu, které nejsou závislé na křemíku (Si), obvykle zástupci kmene obrněnky, například Dinoflagellata, jsou schopné produkovat toxiny smrtící pro ostatní mořské organismy a velmi nebezpečné pro lidské zdraví (Goldburg et Triplet 1997). Květy Dinoflagellata jsou označovány termínem toxické vodní květy řas, které jsou zodpovědné za tzv. rudé přílivy, zabíjející velké množství ryb a kontaminující měkkýše (Goldburg et Triplett 1997). Maso chovaných organismů, které byly toxickým květům vystaveny, může být pro lidi smrtelně nebezpečné (Bhavsar 2016). Zdokumentován je případ z roku 1997 ve státě Maryland (USA), kde lidé přišli do kontaktu s vodou, v níž byla potvrzena přítomnost *Pfiesteria piscicida* (Steidinger et Burkholder 1996) z kmene Dinoflagellata. Skupina lidí, kteří použili vodu s květy *P. piscicida*, trpěla ztrátou paměti a dalšími nespecifikovanými zdravotními obtížemi (Shields et Hsu 1997). Nitrifikace může způsobit stimulaci vodních květů a tzv. hnědé přílivy. Příkladem může být zvýšení početnosti řasy *Aureococcus anophagefferens* (Hargaves et Sieburth 1988), která byla dominantním druhem v pobřežních zátokách obohacených dusíkem a způsobila hnědý příliv. Eutrofizace pobřežních systémů je výsledkem antropogenní aktivity, včetně akvakultury (Berg et al 1997). Becker et al (2017) na základě studie zaznamenal eutrofizaci korálových útesů blízko pobřežních chovů

*Litopenaeus vannamei* (Boone 1931) v Saudské Arábii. Byla prokázána zvýšená koncentrace amonia ( $\text{NH}_4^+$ ) a fosfátu ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) ve vodách, do kterých jsou z akvakulturního zařízení vypouštěny odpadní vody (Becker et al 2017). Eutrofizace může ovlivnit areál rozšíření nepůvodních i původních druhů. Úspěšné usídlení a rozšíření, u nepůvodních druhů označované jako invaze, je podmíněno abiotickými faktory (Moyle et Light 1991) a eutrofizované prostředí může nepůvodním druhům poskytnout výhodu nad původními. Eutrofizace má za následek prázdné niky opuštěné původními druhy, které nejsou tolerantní k hypoxii nebo vyšší koncentraci živin. Naopak introdukované druhy mohou těmto podmínkách přizpůsobit své životní zvyklosti, maximálně využít fitness v eutrofních ekosystémech a obsadit tyto niky. Příkladem je nepůvodní glyptoper (*Pterygoplichthys spp.* Gill 1858). Díky schopnosti samic využívat nadbytečný fosfor a samců využít přebytečný dusík, dospívají v eutrofizovaných vodách v Číně jedinci *Pterygoplichthys spp.* rychleji. Tato schopnost využít obohacení živinami může *Pterygoplichthys spp.* usnadnit další šíření v rámci nepůvodního areálu (Wei et al 2018).

#### Sedimentace

Obohacení sedimentů je přímým důsledkem eutrofizace. Výsledným efektem jsou změny početnosti a druhové složení bentických společenstev (Goldburg et Triplett 1997). Odpadní vody jsou obohaceny zejména o dusík, fosfor a uhlík. Odpadní látky i odumřelé schránky fytoplanktonu klesají ke dnu. V bentickém prostředí začínají probíhat procesy sedimentace a rozkladu. Látky odpadních vod, které způsobují znečištění, se nazývají kaly, tzv. „sludge“ (Jegatheesan 2011). Akumulace kalů bohatých na uhlík, fosfor a dusík, což jsou prvky, které se v kálech nacházejí ve zvýšených koncentracích nejčastěji (Jegatheesan 2011), mají za následek tvorbu anaerobických i anoxických sedimentů. Kaly se usazují na dně, kde postupně tvoří obohacené sedimenty, které mohou mít za následek vymizení bentických organismů (Wu et al 1994). V prostředí sedimentů probíhá anaerobický rozklad, jeho meziprodukty jsou látky  $\text{NH}_4^+$ , organická síra (S) a sulfan, ( $\text{H}_2\text{S}$ ), který je toxický pro ryby (Gowen et Rosenthal 1993, Jegatheesan 2011). Anoxické sedimenty a  $\text{H}_2\text{S}$  byly zdokumentovány v bentickém prostředí pod chovy *S. salar* a *S. trutta* ve Finsku (Björklund et al 1990). Dopady na bentická společenstva jsou prostorově omezené. Nicméně rozsah postižené oblasti může být značný. Studie Findlay et Watling (1995) neprokázala dopady na bentická společenstva dále než 20 metrů od síťových *S. salar* ve státě Maine (USA). Oproti tomu Weston (1990) potvrdil dopady na bentická

společenstva od sítí *S. salar* vzdálená až 150 metrů v Pugetově zálivu ve státě Washington (USA). Johannssen et al (1994) dokumentovat druhovou diverzitu makrobentosu před a po akvakulturních chovech v Norsku. Před konstrukcí farmy se bentická společenstva skládala z 65 druhů. Během jednoho roku provozu zařízení rozmanitost klesla na 11 druhů. 11 měsíců po odstranění farmy se zvedla na 29 druhů. V oblastech otevřených chovů s rybami, kde eutrofizované vody neodtékají, jako například v pobřežních zálivech, kde spodní voda zůstává delší dobu, se kaly usazovaly na dně rychleji. Koncentrace kyslíku (O) rapidně klesala. Chemické změny způsobily nerovnováhu mezi oxidačními a redukčními procesy v bentickém prostředí. Přisun dalších živin z odpadních vod a anaerobický rozklad a redukce převažovaly nad oxidačními procesy, což vedlo k deoxidaci a zvýšené bakteriální aktivitě (Gowen et Rosenthal 1993). Bakteriální aktivita v obohacených sedimentech pod rybími chovy může být natolik vysoká, že způsobí uvolňování plynů (Braaten et al 1983) H<sub>2</sub>S (Gowen et Rosenthal 1993) a metanu (CH<sub>4</sub>) (Samuelsen et al 1988). K podobným závěrům došel ve své studii Wu et al (1994), kdy se rozsah i úroveň znečištění značně lišily - v oblastech s dobrou cirkulací vody a menším obsazením chovů byla míra znečištění menší oproti oblastem s nedostatečnou cirkulací vody a hustě obsazenými chovy (Wu et al 1994). To potvrzuje i Jegatheesan (2011), pobřežní oblasti s minimálním odtokem a výměnou vody, tj. zátoky jsou více eutrofizované v důsledku vypouštění odpadních vod z chovů. V Řecku jsou klecové chovy zdrojem eutrofizace bentického prostředí. Nasvědčuje tomu studie Farmaki et al (2014), během které bylo zjištěno, že nejvyšší koncentrace N a P jsou pod chovy v oblasti s nízkou cirkulací vody. Naopak farma s nejnižší koncentrací prvků se nacházela v oblasti se silnými proudy (Farmaki et al 2014).

#### 3.3.4 Chemické znečištění

V akvakultuře jsou chemické látky využívány neustále kvůli jejich schopnosti zvýšit produktivitu a kontrolovat nemoci (Ahmad et al 2021). Využívá se široké škály chemických přípravků. Nejpoužívanějšími jsou (1) antibiotika ke kontrole nemocí, (2) pesticidy ke kontrole parazitů, řas a ostatních problematických organismů a na protihnilobné nátěry, (3) dezinfekční prostředky, (4) hormony k iniciaci tření a (5)

anestetika používaná při manipulaci s organismy. (Ahmad et al 2021, Bhavsar 2016). Aplikace chemikálií ve velkých dávkách je zdrojem chemického znečištění vod, které může ovlivnit širokou škálu organismů, včetně lidí (Bhavsar 2016).

#### Antibiotika

Antibiotika jsou pravděpodobně nejkontroverznější chemikálie používané v akvakultuře. Rybám jsou aplikována buď ve formě (1) injekční nebo (2) koupele v rozpuštěných přípravcích nebo (3) orálně spolu s krmivem (Goldburg et Triplett 1997). Antibiotika mohou vstoupit do prostředí v nezkonsumovaných zbytcích potravy a v odpadních metabolitech ryb. Za účelem zvýšené produkce je běžným postupem aplikace antibiotik preventivní a ve velkém množství, což má negativní následky nejen pro životní prostředí, ale i pro samotné akvakulturní chovy a jejich produkci (Zou et Huang 2015). Čína je největší výrobce a zároveň spotřebitel antibiotik na světě. Stopové množství antibiotik bylo zaznamenáno v množství produktů akvakultury. V testovaných produktech bylo zdokumentováno 243 případů produktů obsahujících antibiotika. Z toho bylo stopové množství nalezeno v mase ryb ve 24 případech, v mase korýšů v 8 případech a u měkkýšů ve 4 případech. Z konkrétních druhů v sobě nejvíce stopového množství měly ryby *C. auratus* a vidlatka skvrnitá (*Trachinotus ovatus* Linnaeus 1758), krab říční (*Eriocheir sinensis* H. Milne Edwards 1853) a krevetka *Macrobrachium nipponense* (de haan 1849) (Liu et al 2017). Kromě toho studie měřením prokázala, že mořská voda je antibiotiky více kontaminovaná než sladkovodní. Riziky konzumace produktů se stopovým množstvím antibiotik pro lidské zdraví jsou (1) akutní nežádoucí reakce na přípravek (2) potenciální vytvoření rezistence vůči antibiotikům (Liu et al 2017). Rezistenci si mohou vytvořit i ostatní organismy, což může mít za následek neefektivní ochranu proti patogenům, vysokou mortalitu chovaných organismů a následný přenos na volně žijící jedince. Velkoplošné a excesivní používání antibiotik vede například k vytvoření rezistence v mikrobiálních společenstvech (Gowen et Rosenthal 1993). V jezeře Paldang v Korejské republice vedlo extenzivní používání antibiotik k vytvoření rezistentních kmenů bakterie *Brevibacillus brevis* (Shida et al 1996). *B. brevis* byla izolovaná z *Paralichthys olivaceus* (Temminck et Schlegel 1846), u kterého v jezeře způsobuje krvácení tkání. Izolovaný vzorek *B. brevis* byl rezistentní vůči 12 druhům antibiotik (Joe et al 1996 ex Ahn et Kong 2007). Vysoká rezistence vůči antibiotikům tetracyklinu, oxytetracyklinu a furazolidonu byla pozorována u bakterií v integrovaných systémech chovu *O. niloticus* a drůbeže. Drůbeži byla

pravidelně podávána antibiotika spolu s krmivem. Bakterie *Salmonella sp.* (Lignieres 1900), *Aeromonas hydrophila* (Stanier 1943) a *Plesiomonas shigelloides* (Habs et Schubert 1962) byly izolovány z *O. niloticus*. Ze 118 odebraných vzorků mikroorganismů, vyskytujících se v prostředí systému, včetně *Salmonella sp.*, *A. hydrophila* a *P. shigelloides*, vykazovalo rezistenci vůči tetracyklinu 75 % všech organismů, proti oxytetracyklinu to bylo 74 % furazolidonu 47 % (Twiddy et Reilly 1994). Antibiotika byla izolována i ze vzorků divokých jedinců ve Finsku. U volně žijících a původních jedinců oukleje obecné (*Alburnus alburnus* Linnaeus 1758) a plotice obecné (*Rutilus rutilus* Linnaeus 1758) byl zaznamenán oxytetracyklin po tom, kdy byl aplikován jedincům *O. mykiss* a *S. salar* trpících vibriózou. Oxytetracyklin byl nalezen i v sedimentech pod chovy, kde byl zaznamenán až 419 dnů po nasazení antibiotika do chovů. Zjištění naznačuje, že se ukládá v sedimentech (Björklund et al 1990).

### Pesticidy

Ze skupiny pesticidů jsou v akvakultuře využívány zejména herbicidy pro kontrolu rozkvětu řas, sinic a makrofyt. Aplikace herbicidů způsobuje úhyn makrofyt a fytoplanktonu. Většinou jsou herbicidy aplikovány při zvýšeném počtu makrofyt nebo fytoplanktonu. Úhyn většího množství těchto organismů může mít smrtící následky pro ryby. Ačkoliv výlov makrofyt možný je, výlov mikroorganismů fytoplanktonu při velkoplošných operacích je prakticky nemožný. Odumřelé schránky tak klesnou ke dnu a za anaerobického rozkladu velkého počtu schránek dojde ke snížení koncentrace kyslíku, což může vést až k úhynu chovaných ryb (Goldburg et Triplett 1997). Další využívaná skupina jsou insekticidy. Například sumithion ze skupiny organofosfátů byl v rámci studie aplikovaný na bentická společenstva Oligochaeta, Chironomidae a Mollusca. Skupiny Mollusca nevykazovaly změny po aplikaci sumithionu, ale počty skupin Oligochaeta a Chironomidae výrazně klesly v průběhu 120denní studie. Početnost skupin stejných organismů, které v rámci experimentu nebyly sumithionu vystavené, stejně výrazně neklesla. Insekticid sice výrazně nezhoršil kvalitu vody a půdy, ale negativní dopad na početnost bentosu byl značný (Uddin et al 2015). Ostatní používané pesticidy jsou například protihnilobné látky, sloužící ke kontrole nárůstových organismů. Nárosty organismů mohou zničit akvakulturních zařízení, pokud se na nich začnou množit a způsobovat hnilobu nebo rozklad materiálu. Protihnilobné nátěry nebo postřiky se aplikují hlavně na klece. Používané pesticidy obsahují měď (Cu) a organické

sloučeniny cínu (Sn), zejména pak tributylcín (TBT). Bylo zdokumentováno, že se TBT akumuluje v prostředí kolem klecových chovů a v organismech, které ho obývají (Goldburg et Tripplet 1997). TBT je tzv. endokrinním disruptorem (EDs), neboli látkou, která je schopná reagovat s hormonálním systémem organismů. Může způsobovat poruchy funkce endokrinního systému a hormonálně řízených procesů jako například rovnováhu minerálů, osmotickou regulaci, růst, vývoj a reprodukci (Beyer et al 2022, Kar et al 2020). Ačkoliv je TBT je zakázáno, v oblastech, kde se dříve využívalo, jsou jeho koncentrace v sedimentech stále vysoké (Beyer et al 2022).

#### Dezinfekční přípravky

Kromě antibiotik jsou ke kontrole onemocnění používány dezinfekční prostředky jako je formalin, oxid chloričitý, ozon nebo ultrafialové záření. Základní princip jejich užívání by měl fungovat tak, že tyto látky budou v prostředí v bezpečných koncentracích, aby zajistily účinek neutralizující patogeny a zároveň neškodily prostředí. Důsledky použití těchto látek nejsou dostatečně prozkoumané, nicméně je známo, že jsou aplikovány ve velkém množství navzdory uvedenému základnímu principu jejich akumulace může negativně ovlivnit vodní organismy a potenciálně i lidské zdraví (Ahmad et al 2021). Navíc některé dezinfekce, jako například pentachlorofenol (PeCP), obsahují endokrinní disruptory (Kar et al 2020), jejichž závažné negativní účinky již byly popsány výše.

#### Salinizace

Salinizace okolních vod a půdy je způsobena akvakulturou buď aplikací sloučenin chloru nebo odčerpáváním vody. V oblasti rybníčních chovů krevet v mangrovech způsobuje salinizaci půdy odčerpávání podpovrchových vod potřebné k získání požadované úrovně salinity uvnitř rybníků. Výslednými efekty jsou, kromě salinizace půdy, snížení hladiny půdní vláhly a úplné odčerpání podzemní vody ze zvodnělé vrstvy a následná subsidence půdy. Konkrétně k jevům v tomto pořadí došlo například na Taiwanu (Primavera 2006). K salinizaci dochází nejen v pobřežních oblastech chovů. Zvýšená salinita je rostoucím problémem i ve sladkovodních systémech. Akvakultura je jedním z důvodů salinizace sladkovodních systémů v Chile. Chlorid sodný (NaCl) je zde využíván v chovech *S. salar* jako prevence plísňových onemocnění (Encina-Montoya et al 2020). Zvýšená koncentrace soli je známým důvodem pro drift bezobratlých organismů. Dále byly popsány změny druhové skladby bentických společenstev ve prospěch druhů tolerantějších

k salinitě. Ve sladkovodních systémech jsou nejdůležitějšími zástupci bentických populací larvy hmyzu. Kefford et al (2016) zaznamenal poklesy citlivějších druhů jako Ephemeroptera Plecoptera a Trichoptera, zatímco populace odolnějších Oligochaeta neutrpěla významné změny. Encina-Montoya et al (2020) prokázal spojitost se změnou druhové skladby larev hmyzu. Druhy *Smicridea sp.* (Trichoptera) a *Andesiops sp.* (Ephemeroptera) vykazovaly značnou citlivost na zvýšené koncentrace NaCl ve vodním sloupci. Koncentrace NaCl byly srovnatelné s koncentracemi naměřenými po vypuštění odpadních vod z akvakulturního zařízení. Zvýšená přítomnost NaCl způsobila změny v rychlosti driftu a vliv na reprodukci bentických společenstev.

#### Kontaminace těžkými kovy

Těžké kovy představují nejnebezpečnější zdroje znečištění. Největší hrozbou pro udržitelný rozvoj akvakultury jsou zejména olovo (Pb), nikl (Ni), arsen (As), rtuť (Hg), kobalt (Co), kadmium (Ca) a chrom (Cr). Velkým nebezpečím jsou nejenom pro vodní organismy kvůli své vysoké toxicitě a nerozložitelnosti, ohrožují i lidské zdraví a okolní prostředí (Emenike 2022). Ke zdrojům těžkých kovů patří především těžba, zemědělství a komunální odpadní vody (Dixit et al 2015), kromě toho je obsahují hnojiva využívaná ke zvýšení produkce některých systémů (Boyd et Massaut 1999). Chované organismy jsou vystavené těžkým chovům konzumací potravy a nepoživatelných částic, absorpcí kůží, příjmem vody žábami (Choi et al 2016). Nejohroženější skupinou organismů jsou ryby. Jsou často na vrcholu potravní sítě, a tak konzumují prvky ve větším množství (Emenike 2022). Efekty na ryby byly pozorovány v rámci experimentální studie na *O. niloticus*. Těžké kovy jí způsobily poškození stavby tkání, změny koncentrace glukózy, osmotické regulace a aktivity enzymů a patologické změny krevních buněk (Al-Asgah et al 2015). V případě vystavení organismů menším koncentracím těžkých kovů je složité jejich přítomnost detekovat. Nemusí totiž docházet k viditelným změnám či potížím, ale přesto mají i menší koncentrace vážné dlouhodobé následky. Negativně ovlivňují růst a reprodukci, způsobují deformaci larválních stadií a opožděné líhnutí, a ohrožují tak celkové přežití oslabených organismů (Sfakianakis et al 2015). Juvenilní jedinci i dospělci sumička indického (*Mystus vittatus* Bloch 1794) byli v rámci experimentu vystaveni toxicitě mědi. Smrtelná dávka pro juvenilní stádia byla dvakrát nižší než pro dospělé. Ovšem obě stádia po vystavení vykazovala behaviorální změny jako hyperaktivita, změna pigmentace a ztráta rovnováhy, která následně vedla k úmrtí

(Emenike 2022). Keříčkovec červenolemý (*Clarias gariepinus* Burchell 1822) po vystavení nižší dávce olova vykazoval povolení kůže, celkovou slabost a ztrátu rovnováhy (Olaifa et al 2003). Těžké kovy (Cu, Cd, Pb, Hg, Mn, Zn, As) a makrobiogenní prvky (P, N, Cl) byly odhaleny v sedimentech pod klecovými chovy v Řecku ve vzdálenosti přímo pod sítěmi, ale i 50 a 100 metrů od nich. Živiny a zinek byly v mnohem větší koncentraci pod chovy s písčítými sedimenty. Hlavním zdrojem Cu, Zn, Cd, Pb je pravděpodobně protihnilobné ošetření klecí (Farmaki et al 2014).

### 3.3.5 Ničení habitatu výstavbou

Ničení habitatu za účelem výstavby akvakulturních zařízení je dalším ze závažných efektů na životní prostředí (Bert 2007). Odlesňování mangrovů za účelem výstavby rybníčních chovů krevet je jedním z nejznámějších negativních dopadů akvakultury na okolní prostředí (Primavera 1993). Mangrovové lesy jsou soustavou halofytických rostlin rostoucích v brakické až slané vodě na pobřeží a březích řek v tropickém až subtropickém pásu. Mangrovové porosty mohou být charakterizovány jako samostatné ekosystémy, jelikož poskytují habitat různorodým organismům (Boyd 2002). Mangrovy jsou nesmírně cenné ekosystémy, které slouží jako prevence proti erozi, zlepšují kvalitu pobřežní vody a podporují reprodukční úspěchy mnoha mořských organismů. Jsou přínosem i pro lidi, jejich dřevo je zdrojem paliva a živočišného uhlí (Bhavsar 2016). Mangrovy chrání pobřežní oblasti před tropickými bouřemi. - snižují jejich energii. Jsou cennými nástroji k ochraně pobřežních vod - voda jimi protékající je vyčištěna přírodními procesy sedimentace, filtrace a mikrobiální aktivity. Navíc jsou zdrojem biodiverzity (Boyd 2000). Přesto jen v západních pobřežních oblastech tropického pásu Indického a Tichého oceánu bylo do roku 1991 přeměněno 1.2 miliónu hektarů mangrovových porostů na akvakulturní chovy (Bhavsar 2016). Rozsáhlé porosty byly zničeny ve státech Latinské Ameriky, kde hlavní akvakulturní produkce pochází z Brazílie a Mexika, dále ve státech Asie a Indonésie, kde jsou hlavními producenty ryb Vietnam, Thajsko, Čína, Indonésie, Indie a Filipíny. Pobřežní akvakultura není zdaleka jediným důvodem destrukce mangrovů, mnohem více porostů bylo zničeno kvůli zemědělství a urbanizaci. Intenzivní klecové chovy krevet měly za následek devastaci habitatu mnoha druhů. Pobřežní akvakultura v mangrovech představuje neudržitelnou formu akvakultury.

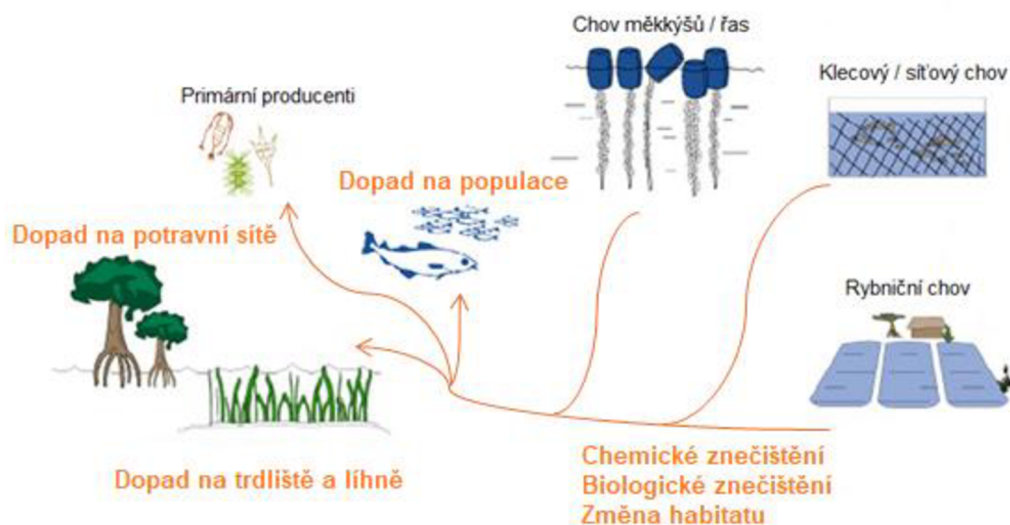


Kvůli neustálému čerpání vody pro dosažení optimální salinity je prostředí vyčerpáno a produkce postupně klesá. Akvakulturní zařízení jsou následně opuštěna bez obnovy ekosystémů (Primavera 1993, Primavera 2006).

Kombinace všech výše popsaných sfér vlivů akvakultury na okolní prostředí (obr. 4) a na volně žijící organismy (obr. 5) může ohrozit globální biodiverzitu, a tak je třeba provozovat akvakulturu zodpovědně a s pomocí nejlepších dostupných technologií a opatření, aby znečištění z produkce bylo minimální.



Obr. 4: Schéma vlivu akvakultury na okolní prostředí Upraveno z Ogunfowora et al (2021)



Obr. 5: Schéma vlivu akvakultury na volně žijící vodní organismy Upraveno z Troell et al (2017)

## 3.4 Návrhy opatření na minimalizaci dopadů

### 3.4.1 Selektce druhů

Akvakultuřníci by měli při výběru druhů preferovat druhy původní nebo alespoň druhy, které nemají vysokou pravděpodobnost způsobit větší množství kumulativních nežádoucích efektů. Předmětem výzkumu by měly být především (1) pravděpodobnost usídlení populací v zamýšlené oblasti, což zahrnuje poměry mezi dostupnými zdroji prostředí a potřebou introdukovaných druhů jako je potrava a prostor, (2) odolnost prostředí včetně původních druhů vůči invazi, (3) abiotické a biotické vlastnosti prostředí. Studie zaměřené na nepůvodní druh by měly uvádět (1) schopnost rozptylu, (2) přizpůsobivost na prostředí, (3) efekt na původní ekosystémy, (4) trofické interakce, (5) transformace habitatu, (6) interakce s původními druhy a (7) pravděpodobnost přenosu nepůvodních patogenů a parazitů (Ruesink et al 2005). Cílem managementu by mělo být omezení chovu nepůvodních druhů a návrat k chovu původních druhů, které mohou dorůstat velkých velikostí a tím splnit požadavky na produkci biomasy. Dalším cílem by měl být postupný přechod na chovy druhů v nižších trofických úrovních a pozvolné opuštění strategie chovu nepůvodních dravých ryb a korýšů (Primavera 2006, Zou et Huang 2015). V případě, že zamýšlený záměr počítá s chovem nepůvodních ryb, by měly být pečlivě zhodnoceny potenciální dopady druhů na ostatní druhy v zamýšlené oblasti (Wang et White 1994) a praktikovaná zkušební doba provozu zařízení, během které budou sledovány dopady na okolní prostředí (Gowen et Rosenthal 1993). Výzkum a vyhodnocení dopadů by se měl zaměřit na pravděpodobnost usídlení nepůvodního druhu v zamýšlené oblasti. Je nutné tuto oblast podrobně zmapovat (Ruesink et al 2005). Další prioritou by měl být výběr druhů, které jsou v jiných trofických úrovních a jejich ekologické role se navzájem doplňují (Diana et al 2013).

### 3.4.2 Selektce oblastí

Dalším způsobem vedoucím k minimalizaci dopadů akvakultury je umístění zařízení do vhodné oblasti. Při výběru lokalit je třeba zmapovat oblast a zdokumentovat abiotické i biotické podmínky. Při výběru by se na základě podkladových studií měl brát ohled na nosnou kapacitu prostředí. V pobřežních oblastech pak zejména na

dostupné zásoby vody, přílivové zóny, kvalitu půdy a kapacitu prostředí absorbovat odpadní látky. Kapacitě prostředí by se měla přizpůsobit intenzita i rozsah kulturního systému (Primavera 2006). Marikulturní chovy by se měly umísťovat do oblastí s co možná největší výměnou vody, ať už cirkulací nebo silnými proudy, a ne do oblastí s malou výměnou vody. V oblastech zálivů a zátok, kde má akvakultura výraznější negativní dopady na bentická prostředí, by se akvakulturisté měli umístění chovů zcela vyhnout (Wu et al 1994, Jegatheesan et al 2011, Farmaki et al 2014). Významným posunem by bylo směřování chovů z otevřeného moře na pevninu. Z otevřených systému nelze zabránit útekům, z důvodu poničení sítí nebo klecí bouřemi, přílivu, predací ze strany přirozených predátorů vyšších skupin jako jsou například vodní ptáci či savci. Chov na pevnině by minimalizoval vliv uniklých jedinců na vodní organismy na populace predátorů, které jsou často usmrcovány kvůli ochraně chovaných organismů (Goldburg et Triplett 1997). Bekkevold (2006) se domnívá, že jedním ze způsobů, jak minimalizovat genetické dopady na divoké populace, je pečlivé zdokumentování fyzikálních a populačních charakteristik zamýšlené oblasti včetně výběru vhodných oblastí pro realizaci záměrů akvakultury na základě výstupů této dokumentace. Oblasti nevhodné k realizaci záměru by se mohly stanovit faktory jako je blízkost k říčním systémům s trdlišti a oblasti bez přírodních bariér mezi říčním systémem a předpokládanou lokalitou chovů. Naopak oblasti izolované od trdlišť by představovaly lokality vhodné k realizaci záměru. Dalším doporučeným opatřením je ověření kontaminace těžkými kovy v zamýšlené oblasti chovu. Případná konstrukce zařízení by neměla zasahovat a narušovat prostředí.

### 3.4.3 Ochranné zóny vod

Na základě zmapování oblasti kolem zamýšleného záměru akvakulturního zařízení by se měly vytvořit ochranné zóny vod. Prioritou ochrany by měly být již zmíněné říční systémy pro reprodukci. Dalšími oblastmi, které by měly spadat pod ochranu, jsou menší říční toky, v nichž se dá předpokládat výskyt méně početných populací. Kolem těchto toků by se měly vytvořit rozsáhlé zóny ochrany a akvakulturní operace by se měly situovat do větší vzdálenosti od nich (Heggberget et al 1993). Ochranné zóny by měly zahrnovat prostředí pobřežních vzácných ekosystémů s mimořádným

přírodního bohatství a měly by chránit vzácné ekosystémy jako například korálové útesy (Jegatheesan 2011).

#### 3.4.4 Úprava velikosti zařízení a systémů

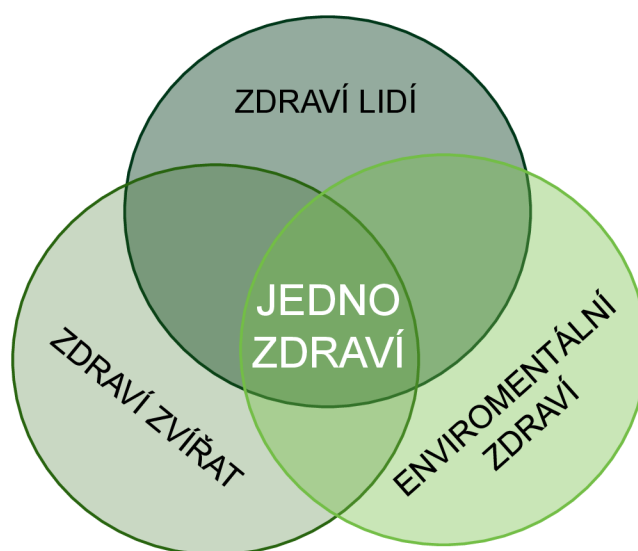
Menší akvakulturní zařízení produkují menší množství útěků (Heggerbert et al 1991) a zároveň by mohla sloužit k obnově mangrovů. Chovy v ekosystémech mangrovů jsou možné v menším rozsahu, díky kterému nemusí za účelem produkce krevet docházet k dalšímu odlesňování (Primavera 2006). Usazeniny se mohou odstraňovat manuálně a využívat jako substrát pro obnovu mangrovů na místě opuštěných farem (Primavera 2006).

#### 3.4.5 Krmiva

Přesné informace o obsahu rybí biomasy v systému přítomné jsou stěžejní pro stanovení přesných krmných dávek. Je potřeba vyhodnotit příjem organismů, aby nedocházelo k překrmování nebo podvýživě. Předpokládaný přírůstek systému se ověřuje kontrolními odlovy a na jeho základě je zpracovaný předpoklad celkové vyprodukované biomasy systému (Mikl 2012). Yogev et al (2019) ve své studii popsal krmení chovů v recirkulačních systémech herbivorního druhu sumce *C. gariepinus* a piscivorního hybrida *M. saxatalis* × *M. chrysops*. Odhady rybí biomasy jsou většinou založené na odlovu méně než 2 % jedinců z celkového počtu ryb v systému. Na základě odebrání tak malého vzorku je potenciální zkreslení odhadu celkové biomasy poměrně velké. Odhad celkové biomasy na základě vzorků odebraných sumců se ukázal jako přeceněný, což vedlo k nepřesnému odhadu celkové biomasy *C. gariepinus* a nadbytečných krmným dávkám. Opačný trend byl zaznamenán u *M. saxatalis* × *M. chrysops* kde rybám byly přidělovány menší krmné dávky (Yogev et al 2019). Opatření k minimalizaci dopadů jsou (1) přesné informace o biomase a (2) zamezení produkci odpadů z přebytečných nezkonsumovaných zbytků potravy (Dauda et al 2019).

### 3.4.6 Omezení aplikace chemických látek

K omezení antibiotik může vést lepší pochopení dynamiky mezi hostitelem a parazitem. Místo preventivní aplikace antibiotik by bylo lepší podávat probiotika na podporu imunitního systému organismů (Primavera 2006). K prevenci místo chemikálií zavést pravidelný diagnostický program na přítomnost patogenů, který by mohl zabránit epidemiím vysoce patogenních parazitů (Benites de Pádua et al 2015).



**Obr. 6: Schéma konceptu „Jedno zdraví“ (Conn 2014)**

Conn (2014) vyzdvihuje aplikaci principů konceptu „Jedno zdraví“ (obr. 6) jakožto přístup, který usiluje o integraci nejlepších vědeckých poznatků z oblasti zdraví enviromentálního, lidského a zvířecího, které se především v souvislosti se šířením patogenů v akvakultuře prolínají. Dalším opatřením by mělo být upuštění od klecových chovů, což by omezilo aplikaci protihnilobných postřiků, které obsahují látky EDs. Budoucí výzkum by měl být směřován do oblasti vývoje rostlinných hnojiv využitelných v akvakultuře (Ahmad et al 2021).

### 3.4.7 Nejlepší praktiky managementu (BMPs)

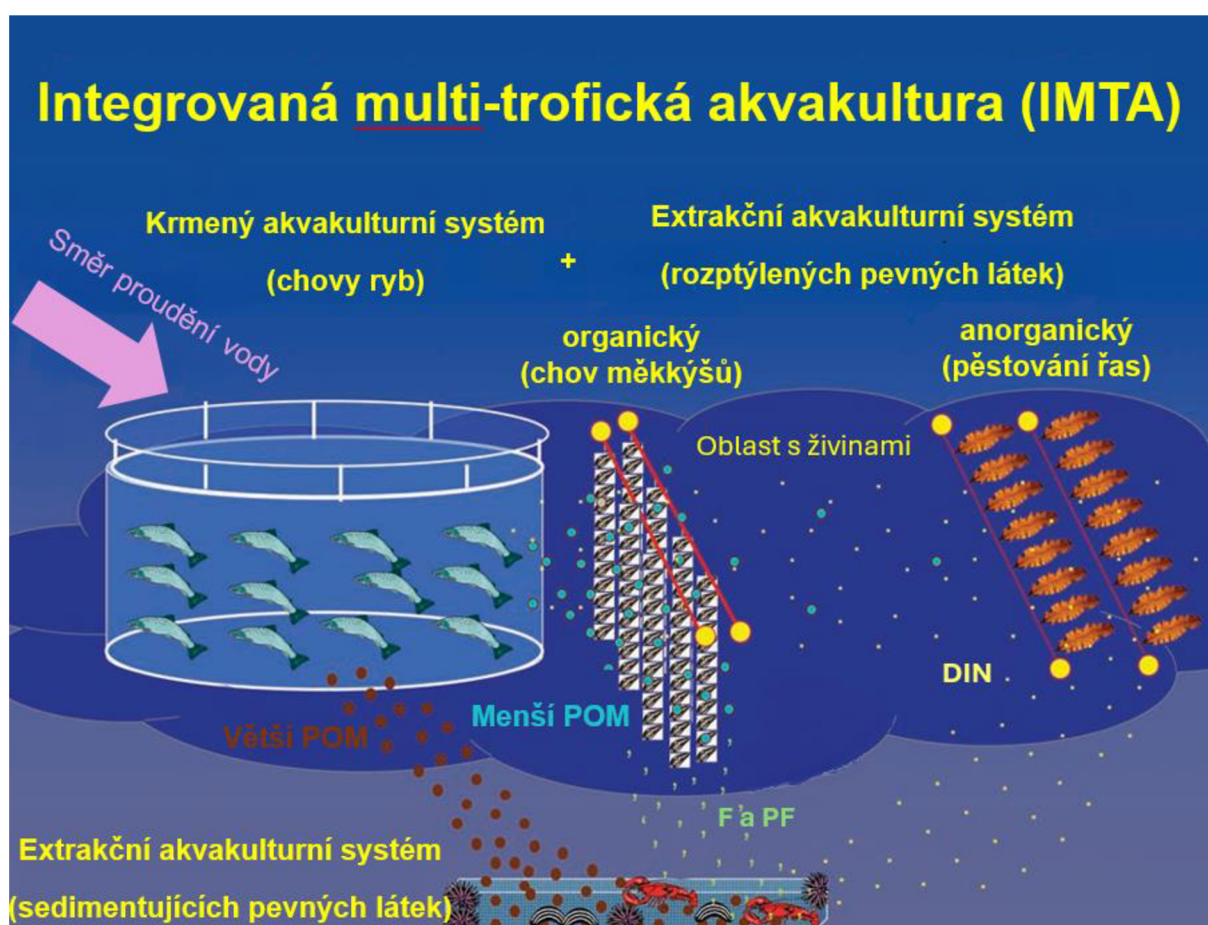
BMPs byly uznány za nejefektivnější dostupné metody ke snížení dopadů akvakultury na životní prostředí a zároveň kompatibilní s požadavky na produkční cíle. Země s platnými regulacemi by měly do legislativy zabývající se akvakulturou integrovat standardy na limity odpadních vod z akvakultury. Země, kde regulace neexistují nebo jsou nedostatečné, by se měly držet zásad BMPs (Ozbay et al 2014). Sedimentační a retenční nádrže jsou jedny z metod BMPs (Dauda et al 2019) a jsou využívány v integrovaných multitrofitických systémech akvakultury (IMTAs).

#### Integrované multitrofitické systémy akvakultury (IMTAs)

Vývoj lepších technologií umožňuje integraci více druhů vodních organismů. IMTAs jsou uzavřené nebo polouzavřené systémy, které recyklují vodu skrze retenční nádrže, ve kterých se se chovají filtrátoři (Primavera 2006). Cílem IMTAs je zmírnění dopadů akvakultury na vodní prostředí a snížení množství odpadních látek z intenzivní klecové nebo síťové akvakultury pomocí živých organismů. Princip funkce systému je založen na chovu organismů, které jsou na jiných trofitických úrovních a zároveň se jejich ekologické role vzájemně doplňují. Díky tomu produkují přidanou hodnotu a odpadní látky z vodního sloupce (Diana et al 2013). Odpadní meziprodukty (metabolity) jednoho druhu jsou recyklovány jako potrava nebo hnojení pro další druh, což přináší vyvážený produkční systém, který je v souladu s udržitelným rozvojem. Příkladem funkčního IMTA je chov krevet-ryb-měkkýšů-mořských řas v propojených rybnících s recirkulačními systémy a nádržemi (obr. 7), nebo chov ryb-hmyzu-rostlin v Číně (Zou et Huang 2015), kde se pěstují keře morušovníku (*Morus spp.*), jejichž listy poskytují potravní zdroje bourci morušovému (*Bombyx mori* Linnaeus 1758). Výkaly *B. mori* slouží jako krmivo pro ryby, které se chovají v rybnících blízko porostů morušovníku. Každou zimu jsou sedimenty z rybníčních chovů vykopány a použity jako hnojivo pro *Morus spp.* (Li et al 2021). Dalším IMTA jsou například chovy *S. salar* a ruduchy *Gracilaria sp.* na provazech blízko farem v Chile, kde 1 hektar porostu *Gracilaria sp.* vzdálené od klecí 10 metrů pohltí 5 % rozpuštěného dusíku a 27 % rozpuštěného fosforu (Troell et al 1997).

### 3.4.8 Využití moderních technologií

Integrace moderních technologií představuje velkou výhodu pro kontrolu nad akvakulturním zařízením. Pomocí podvodních kamerových systémů lze monitorovat stav ryb a kalnost vody (Marini et al 2018). Dalším opatřením by mohl být přesun od nástrojů kvantifikující úroveň eutrofizace k vývoji nástrojů předvídajících dopad akvakultury na koncentraci živin v ekosystému. (Lacoste et al 2019).



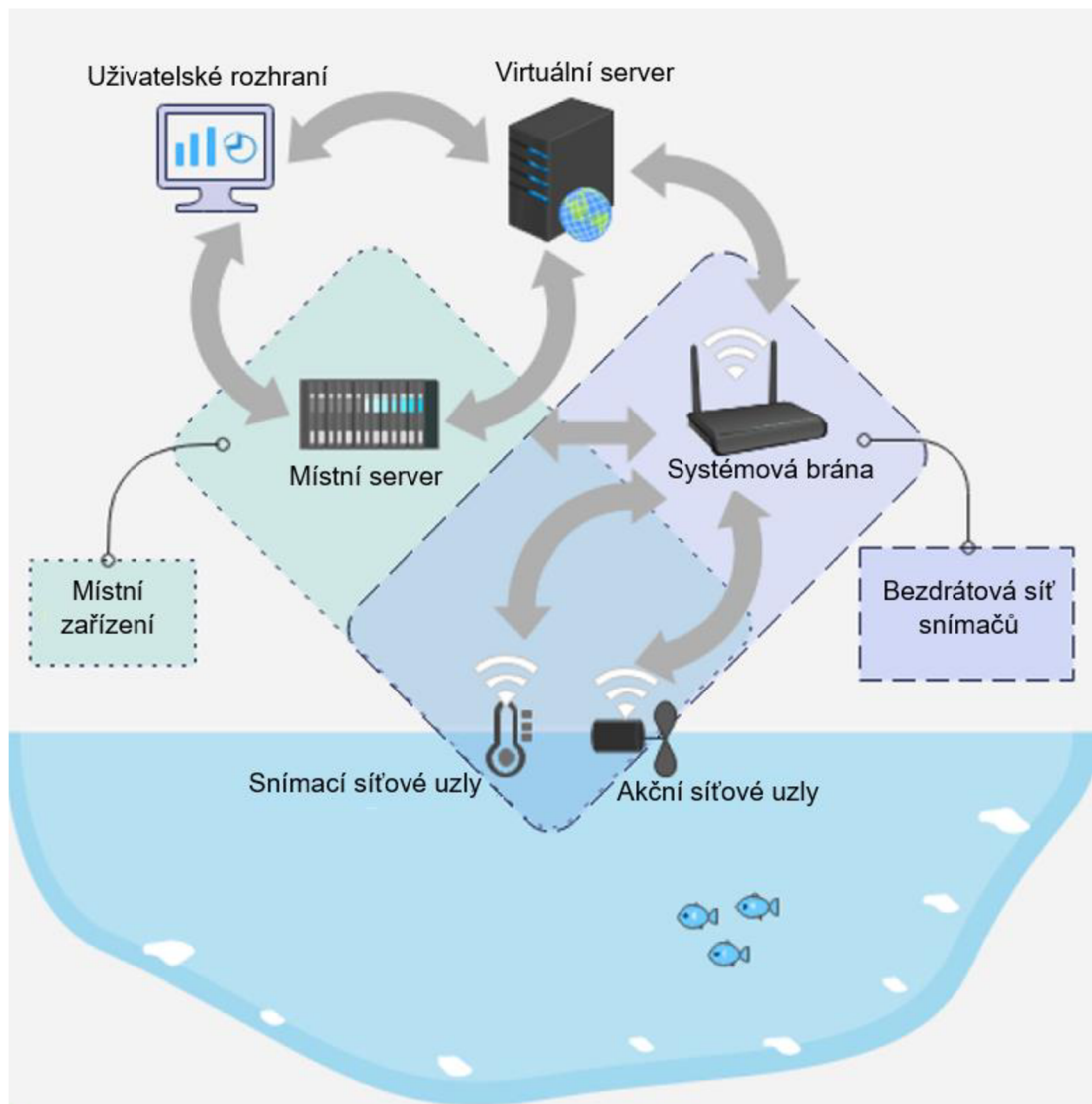
Obr. 7: Schéma složek IMTA (POM – pevná organická hmota, F – fekálie, PF – pseudofekálie, DIN – rozpuštěný anorganický dusík) Upraveno z Diana et al (2013)



Inteligentní akvakultura („Smart aquaculture“)

těž označovaná jako třetí zelená revoluce, je budoucí vize integrace moderních informačních technologií do akvakulturních systémů. Mezi tyto technologie patří zařízení. S pomocí vyjmenovaných technologií by byla dosažena inteligentní produkce s cílem zlepšit kvalitu a produktivity systému (Yang et al 2020). Navíc lze předpokládat, že trend klesajícího podílu mladých lidí na trhu manuální práce a stárnutí zaměstnanců v sektoru zemědělství zasáhne i akvakulturní sektor. K řešení tohoto problému jsou nutné zásadní změny a automatizace operací, které by mohly být pomocí IoT monitorovány a řízeny dálkově (obr. 8). Senzory umístěné v systému by sbíraly data o koncentracích rozpuštěného kyslíku, přítomnosti parazitů nebo přenosu nemocí uvnitř systému. Tak by akvakulturní systémy založené na IoT mohly současně monitorovat kvalitu vody i mikroklima. Součástí systému jsou i varovné funkce. Hlavní výhodou integrace moderních informačních technologií je včasná detekce problému a zkrácení doby reakce. S využitím monitoringu v reálném čase umožňuje inteligentní akvakultura rozpoznat problémy jako je snížená hladina kyslíku nebo propuknutí nemocí dříve, než se projeví na zdraví organismů. Monitorovací systém může být napojený na inteligentní skříňku s kontrolními funkcemi řídit vodu, čerpadla, krmné stroje a další vybavení systému (Chiu et al 2022). Pomocí kamerových systémů mohou akvakulturisté analyzovat fotografie v reálném čase a přesně určit zdravotní stav a chování organismů, především ryb, aniž by zasahovali do systému a rušili chovaná zvířata (Chiu et al 2022).





**Obr 8: Schéma interakce složek systému IoT. Snímací a akční síťové uzly monitorují kvalitu vody a posílají informace do bezdrátové sítě, která je tvořena uzly a branami systému, které informace posílají dál. Místní zařízení systému IoT zpracovávají data lokálně. Data z místního zařízení i bezdrátového sítě jsou vkládány na servery místní, virtuální nebo na oba. Servery jsou hostiteli dat systému IoT. Prostřednictvím uživatelských rozhraní by mohl uživatel komunikovat se systémem IoT a získávat informace. Upraveno z (Rastegari et al 2023)**

## 4. VÝSLEDNÉ ZHODNOCENÍ

Výstupy rešerše byly porovnány s poznatky v reálném prostředí. Akvakultura bude v nadcházejících letech čelit hlavním dvěma výzvám (1) nedostatku pracovních sil v hospodářském sektoru a (2) klimatické změně.

Nedostatek pracovních sil v akvakultuře může zapříčinit snížení produkce a dovozu potravin do oblastí, v nichž akvakultura pomáhá s bojem proti chudobě a podvýživě. Tento problém by mohla vyřešit automatizace akvakulturních zařízení. Ta by zároveň mohla přispět ke kvalitě podmínek v prostředí chovů a tím snížit biologickou i chemickou zátěž akvakultury v okolním prostředí. Pomocí integrace moderních technologií do chovů by bylo možné monitorovat podmínky v chovech a optimalizovat krmné dávky, čímž by se zamezilo vzniku přebytečného odpadu v podobě nezkonsumované potravy. Zároveň by monitoring v reálném čase umožnil sledovat stav chovů. Mohlo by se tím zamezit propukání epidemií a infestací parazitů ve větší míře. V návaznosti na což by se mohlo výrazněji snížit biologické i chemické znečištění. Omezilo by se množství šířených patogenů a parazitů a mohla by se tak snížit i koncentrace chemických látek aplikovaných k jejich kontrole. Pro přesný monitoring jsou nutné kamerové systémy, umožňující sledování organismů v chovu. Budoucí výzkum by se měl ubírat směrem k vývoji nové technologie podvodních kamerových systémů. Tyto by následně mohly být využívány i pro přesnější mapování interakcí vodních organismů. A to nejen chovaných organismů v rámci akvakultury, ale i v rámci výzkumů populačních interakcí divoce žijících jedinců v přirozeném prostředí. Výzkumný směr by mohl přinést zásadní poznatky jak pro akvakulturisty, tak pro vědecké pracovníky. Spolupráce při vývoji technologií by mohla akvakulturu více blíže k udržitelnosti a mohla by se rozvíjet v souladu s životním prostředím i potřebami lidstva (Chiu et al 2022, Lacoste et al 2019, Marini et al 2018, Subasinghe 2007, Yang et al 2020, Zou et al 2017).

Nejen pro akvakulturu jsou další výzvou dnešního světa měnící se klimatické podmínky. Klimatická změna může v budoucnu výrazně změnit dynamiku biologických invazí nepůvodních druhů, včetně jejich parazitů a patogenů, zavlečených společně s nimi. Této hrozbě je třeba věnovat zvýšenou pozornost. Mírnější teploty mohou mít za následek rozšíření nepůvodních druhů mimo jejich současný areál výskytu. Vzhledem k tomu, že v tropických pásmech je

zdokumentovaná vyšší druhová diverzita infekčních patogenů než v mírném pásmu, je třeba klást si otázku, jak se bude měnit infekčnost patogenů v prostředí, kde jsou nepůvodní v souvislosti s rostoucími teplotami. Rovněž je třeba mít na paměti, že již dnes jsou původní druhy mírných pásem pod teplotním a osmotickým stresem. Dá se předpokládat, že jsou původní druhy v důsledku klimatických změn oslabené a náchylnější k možnému napadení exotickými patogeny a parazity a tím k potenciálně vyšší mortalitě. Ačkoliv se tématem populačních interakcí nepůvodních druhů s původními a šířením nepůvodních patogenů a parazitů druhů zabývalo mnoho studií, jen málo z nich zahrnuje možné negativní vlivy klimatické změny. Lze předpokládat, že akvakulturisté budou čelit novým problémům přidruženým k těm stávajícím. Jedním z nich jsou vyšší patogenita a virulence onemocnění. Dalšímu vlivu klimatické změny, kterému je třeba věnovat zvýšenou pozornost, je otázka, jak moc se může geograficky rozšířit areál výskytu introdukovaných nepůvodních druhů, které se do volné přírody již rozšířily. Budoucí směr výzkumu nepůvodních druhů by měl být zaměřen na biologické invaze v měnícím se klimatu. Zároveň s novými studiemi by o modelace rozšíření nepůvodních druhů za měnících se teplot měly být doplněny již existující modely invazí. Moderní dostupné techniky, například Bayesovské odhady parametrů, které řeší problémy spojené s omezeností dat, by se při modelacích měly rovněž využívat (Burge et al 2016, Conn 2014, Costello et al 2021, Crowl et al 2008, Melline et al 2016).

## 5. DISKUSE

Z výsledků bakalářské práce je zřejmé, že akvakultura má vliv na biotické i abiotické složky životního prostředí. Z pohledu mezioborového přístupu k životnímu prostředí „Jedno zdraví“ akvakultura ovlivňuje všechny sektory konceptu, což je zdraví ekosystémů, zvířat i lidí. Vliv akvakultury na jednotlivé složky může být pozitivní i negativní.

Pozitivním vlivem akvakulturní produkce je především pomoc v celosvětovém úsilí snížit chudobu, nezaměstnanost, podvýživu a hladomor. Akvakultura tím výrazně přispívá sektoru lidského zdraví. Oproti tomu sektory zdraví ekosystémů a zvířat akvakultura zatím ovlivňuje spíše negativně. Hlavním důvodem negativních dopadů jsou běžně praktikované nezodpovědné akvakulturní postupy. Takové postupy mají za následek ztrátu biodiverzity v oblastech, kde jsou provozovány. Podle tvrzení Bert (2007) může mít akvakultura kladné přínosy pro všechny sektory současně, ale pouze v případě, že je provozována ekologicky bezpečnými způsoby. Výstupy rešerše poukazují na to, že v akvakulturním hospodářství dosud převažují praktiky, pro životní prostředí rizikové a prokazatelně generují širokou škálu nežádoucích efektů na okolní prostředí. Nejrizikovější akvakulturní praktiky, z nich pramenící dopady a výsledné efekty, na kterých se shoduje většina autorů, jsou shrnuty v tabulce (Tab. 1). Tabulka zároveň obsahuje souhrn přínosů akvakultury a opatření k minimalizaci nežádoucích vlivů. Ačkoliv je z výsledného souhrnu patrné, že nežádoucí efekty akvakulturní produkce na volně žijící organismy a okolní prostředí převažují nad pozitivními přínosy akvakultury pro lidstvo, Bartley et Cassal (1999) toto rozdělení odmítají s tím, že k těmto skutečnostem nelze přistupovat odděleně. Pro posun akvakultury vpřed je třeba neoddělovat akvakulturní vlivy na „pozitivní pro lidi“ a „negativní pro životní prostředí“. Naopak, je třeba hledat způsoby, jak tyto složky propojit a dojít k environmentálně zodpovědné akvakultuře, která je přínosná pro lidi a zároveň šetrná k životnímu prostředí. Černobílému pohledu na problematiku akvakultury bohužel nepomáhá vyobrazení v médiích. Veřejnost je ovlivněna neúplnými a zkreslenými informacemi, a na jejich základě si o akvakultuře vytváří zkreslené představy. Přitom pozitivní ohlasy veřejnosti jsou pro úspěšný a zodpovědný vývoj akvakultury stěžejní. Ačkoliv se ve spojitosti s akvakulturou poslední dobou často v médiích objevují termíny jako „environmentální rizika“ nebo

„udržitelný růst“, nepřesná interpretace informací má na environmentálně zodpovědný vývoj akvakultury negativní vliv. Aktuálním negativním dopadům je v médiích věnováno více pozornosti než pozitivům. Naopak zdokumentované negativní vlivy z předešlých let jsou často zlehčovány (Francesca et al 2017, Rickard et al 2018, Olsen et Osmundsen 2024). Toto vyobrazení akvakultury podsouvá veřejnosti pouze dva pohledy na věc. Buď se akvakultura vnímá aktuálně jako dobrá nebo špatná, což brání celkovému chápání komplexní problematiky historicky, v čase. Akvakultura byla, je a velmi pravděpodobně bude součástí potravinářského odvětví. A jako taková stále musí plnit požadavky na produkci potravin pro výživu obyvatelstva napříč kontinenty. Zároveň v rámci zachování globální biodiverzity není možné, aby byla nadále provozována na úkor životní prostředí. Pro udržitelný rozvoj akvakultury je třeba hledat způsoby, které by nejlépe sloučily nároky obou pohledů. Ostatně jedním ze tří základních principů ochrany přírody je člověk jakožto její součást, nikoliv nezávislá složka. A nejen v akvakultuře je třeba hledat kompromisy, jak být v souladu.

Sloučení pohledů může výrazně pomoci výzkum, který by mohl přinést nové poznatky o vlivech akvakultury na okolní prostředí a usnadnit rozhodovací proces v kontextu environmentálně udržitelné akvakultury. Stávající akvakulturní zařízení měla využívat dostupné BMPs, které mají vysokou produkci a zároveň jsou šetrné k okolnímu prostředí. Jde především o systémy IMATs. Postupy BMPs by měly být využívány, pokud možno v všech akvakulturních systémech, bez ohledu na legislativní rámec akvakultury v zemi, kde jsou chovy realizovány. Naopak země s pevně vymezenou legislativní definicí akvakultury by měly zavést požadavky na limity odpadních vod z akvakultury (Ahmad et al 2021, Zou et Huang 2015).

Ovšem ani pokročilé technologické postupy nedokáží zabránit negativním dopadům na okolní prostředí a na organismy, pokud nejsou respektovány předchozí zkušenosti. Introdukce nepůvodních druhů a patogenů je největší hrozbou pro volně žijící organismy a pro budoucí rozvoj akvakultury. Tento názor sdílí naprostá většina odborníků zabývajících se problematikou.

	PRAKTIKY	DOPADY	EFEKTY	OPATŘENÍ
NEGATIVA	<ul style="list-style-type: none"> <li>• chov nepůvodních druhů</li> <li>• chov geneticky modifikovaných jedinců</li> <li>• otevřené systémy</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• zavlečení cizích patogenů a parazitů</li> <li>• populační interakce s původními druhy organismů</li> <li>• introgrese</li> <li>• interbreeding</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• vysoká mortalita po infekci nepůvodními patogeny</li> <li>• vytlačení původních druhů z přirozených nik</li> <li>• vymizení původních druhů</li> <li>• ztráta genetické variability</li> <li>• ztráta druhové rozmanitosti</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• omezení chovu nepůvodních druhů</li> <li>• zamezení útekům</li> <li>• využívání BMPs</li> <li>• polykulturní chovy, IMTAs,</li> <li>• selekce druhů</li> <li>• selekce oblastí</li> </ul>
	<ul style="list-style-type: none"> <li>• hustě obsazené intenzivní monokultury</li> <li>• nevhodné krmné postupy</li> <li>• vypouštění neošetřených odpadních vod</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• zhoršení kvality vody</li> <li>• toxické vodní květy</li> <li>• nízká koncentrace rozpuštěného kyslíku</li> <li>• vznik anoxické vrstvy u dna</li> <li>• eutrofizace</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• změny v druhové skladbě původních populací</li> <li>• úbytek početnosti populací původních druhů</li> <li>• ztráta fitness</li> <li>• narušení potravních sítí</li> <li>• ztráta biotopů a lůhnišť pro mnoho druhů</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• omezení preventivní aplikace ATB a dezinfekčních přípravků</li> <li>• pravidelný screening patogenů a parazitů</li> <li>• monitoring chovaných organismů v reálném čase</li> <li>• zpřesnění krmných dávek</li> </ul>
	<ul style="list-style-type: none"> <li>• výstavba nových zařízení</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• ničení habitatu</li> <li>• ztráta cenných ekosystémů</li> </ul>		<ul style="list-style-type: none"> <li>• výzkum moderních technologií</li> <li>• výzkum populačních interakcí</li> </ul>
	<ul style="list-style-type: none"> <li>• extenzivní využívání chemických látek</li> <li>• preventivní aplikace ATB</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• uvolňování antibiotik</li> <li>• pesticidů</li> <li>• dezinfekčních přípravků a těžkých kovů do prostředí</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• rezistence patogenních organismů vůči ATB</li> <li>• hotspots chemikálií</li> <li>• stopové množství ATB v produktech</li> <li>• riziko pro lidské zdraví</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• výzkum interakcí parazitů a hostitelů</li> <li>• výzkum vlivu klimatické změny na biologické invaze</li> </ul>
	POZITIVA	<ul style="list-style-type: none"> <li>• vznik pracovních pozic</li> <li>• boj s chudobou</li> <li>• boj s podvýživou</li> <li>• produkce zdraví prospěšných potravin</li> </ul>		

**Tab.1: Souhrn negativních a pozitivních vlivů akvakultury včetně opatření k minimalizaci nežádoucích efektů**

Welcomme (1988) navrhol jako jediný účinný prostředek zcela zakázat chov nepůvodních druhů. Heggberget et al (1993) sdílí názor, že by se chov nepůvodních druhů měl buď zakázat nebo omezit na minimum, a to v uzavřených systémech na pevnině, nikoliv v otevřených systémech na moři. Opatření v podobě zákazu chovu nepůvodních druhů navrhuje i Bradbeer et al (2019). Téměř o 30 let později docházejí odborníci stále ke stejnému názoru na problematiku nepůvodních druhů, což naznačuje, že jiné skutečně efektivní řešení patrně neexistuje. Zároveň tato skutečnost poukazuje na fakt, že subjekty provozující akvakulturní chovy nepůvodních druhů nedbají varování odborníků na rizika, která tato praktika představuje. Proto chov nepůvodních druhů stále globálně převažuje. Zástupci nejčastěji introdukovaných a chovaných skupin Cichlidae, Salmonidae a Cyprinidae přitom patří k druhům, které generují více kumulativních efektů na okolní prostředí a zároveň jsou zvláště náchylné k nemocem, především celosvětově rozšíření *O. mykiss*, *S. trutta*, *S. salar* a *C. carpio* (Hartman 2012). Ačkoliv v posledních letech panují sílící obavy o používání antibiotik a ostatních chemických látek ke kontrole onemocnění a jejich vlivu na lidské zdraví, lze si jen těžko představit akvakulturu s náchylnými druhy, v níž se nebudou muset ve větším množství aplikovat antibiotika a dezinfekční prostředky. Totéž platí v případě intenzivních monokultur, které lze těžko realizovat bez většího množství aplikovaných farmaceutik. V případě intenzivních monokultur nepůvodních druhů bude pravděpodobně obtížné dojít ke kompromisu mezi produkcí a životním prostředím. (Barel et al 1985, Kongkeo 2001, Liu et al 2017, Moyle et Light 1991, Primavera 2006, Zou et al 2017).

Environmentálně bezpečná akvakultura spočívá v čerpání z již existujícího poznání a současným zaplňováním mezer ve vědomostech o komplexních interakcích mezi akvakulturou a životním prostředím. Výzkum vlivu akvakultury na jednotlivé trofické úrovně potravních sítí a lepší porozumění taxonům bentické meiofauny a bakteriím vidí Lacoste et al (2019) jako důležitou oblast budoucího výzkumu. Bradbury et al (2020b) považuje za podstatné prohloubit poznání genetických změn v divokých populacích ryb. Ačkoliv studie interbreedingu geneticky modifikovaných jedinců z líhní a divokých jedinců původních populací existují, efekty na divoké populace například *S. trutta* jsou stále z větší části neprobádané. Přestože Salmonidae slouží jako modelový taxon k řadě studií genetických interakcí, celkový dopad chovů Salmonidae na původní populace by měl být zmapován podrobněji. S využitím

moderních technologií by mohly být přesněji popsány i populační interakce mezi původními a nepůvodními druhy. Snížení početnosti druhů je zaznamenáno na základě úbytku odlovu druhu a silné korelaci s introdukcí nepůvodních druhů, přičemž úbytek odlovu původních druhů nastává zpravidla po introdukci. Navíc jsou terénní studie podpořeny laboratorními experimenty zaznamenávajícími kompetici a predaci mezi druhy. Záznamy interakcí v přirozeném prostředí ovšem nejsou dostatečně zdokumentované. Kameratechniky by mohly být cestou do budoucna k přesnému posouzení interakcí nepůvodních druhů s původními druhy jakými je například kompetice či predace na vybraných lokalitách v reálném prostředí, což by mohlo posunout další výzkum dopadů nepůvodních druhů. Nové poznatky těchto výzkumných směrů by mohly pomoci v rozhodovacím procesu. Na základě dat by rozhodovací proces akvakulturních postupů mohl být doplněn o modelaci pravděpodobných efektů, které akvakulturní zařízení bude mít na okolní prostředí v oblasti realizace chovů.



## 6. ZÁVĚR

V této práci byly popsány pozitivní i negativní vlivy akvakultury na okolní prostředí. Cílem bylo na základě literární rešerše shrnout především negativní vlivy akvakultury na volně žijící vodní organismy a na prostředí, které obývají. Bakalářská práce byla dále zaměřena na navržení vhodných opatření, která by mohla zmírnit nežádoucí efekty. Výsledky práce poukazují na skutečnost, že většina běžně využívaných postupů managementu akvakultury negativně ovlivňuje okolní prostředí. Zároveň akvakultura coby nejrychleji se rozvíjející odvětví potravinářského průmyslu výrazně pomáhá v boji proti chudobě a podvýživě. Negativní dopady akvakultury jsou důsledkem nešetrných postupů. Jako nejrizikovější postupy byly v práci vyhodnoceny chovy nepůvodních druhů, chovy geneticky modifikovaných jedinců, otevřené systémy a intenzivní monokultury, nevhodné krmné postupy, vypouštění neošetřených odpadních vod ze zařízení přímo do okolních vod, nadměrná aplikace antibiotik, pesticidů a dezinfekčních přípravků a v neposlední řadě ničení habitatů za účelem výstavby akvakulturních zařízení. Výše popsané praktiky jsou zdrojem biologického i chemického znečištění a generují širokou škálu nežádoucích efektů, představujících hrozbu pro globální biodiverzitu. K nejvážnějším nežádoucím efektům v práci popsaných patří snížení početnosti populací původních druhů, ztráta druhové a genetické variability, lokální extinkce původních druhů, eutrofizace vod a ztráta cenných ekosystémů. Zároveň práce shrnuje návrhy konkrétních opatření, jejichž implementace by mohla zmírnit negativní dopady akvakultury na volně žijící vodní organismy a okolní prostředí.

Těmito opatřeními jsou:

1. selekce druhů vhodných do chovu,
2. selekce vhodných lokalit na základě pečlivého zmapování oblasti zamýšlené pro akvakulturní chovy,
3. přechod z otevřených systémů, které nezamezují únikům chovaných jedinců, na uzavřené nebo polouzavřené systémy,
4. využití nejlepších postupů managementu (BMPs) a polykulturních integrovaných multitrofických systémů akvakultury (IMTAs),
5. omezení preventivní aplikace antibiotik, pesticidů a dezinfekčních přípravků,

6. pravidelný screening patogenů a parazitů a monitoring chovaných organismů v reálném čase,
7. zpřesnění krmných dávek,
8. další výzkum populačních interakcí introdukovaných a původních druhů, interakcí parazitů a hostitelů, integrace moderních technologií do systémů a vlivu klimatické změny na akvakulturní operace tak, aby poznatky z výzkumu mohly být implementovány do rozhodovacího procesu managementu akvakultury.

Zároveň byla v práci řešena otázka, jakým směrem by se akvakultura měla dál ubírat.

Klíč k udržitelnému rozvoji akvakultury je pravděpodobně v respektování již získaných poznatků, v prohlubování vědomostí o komplexních vlivech akvakultury na volně žijící vodní organismy a jejich prostředí, ve využívání lokálních zdrojů, v implementaci dosavadního poznání do návrhů a využití BMPs, v lepší informovanosti veřejnosti a v postupném sloučení pohledů na pozitiva a negativa, které akvakultura přináší všem složkám životního prostředí tak, aby výsledkem byly environmentálně bezpečné praktiky, nezatěžující okolní prostředí a zároveň splňující požadavky produkce.

## 7. PŘEHLED LITERATURY A POUŽITÝCH ZDROJŮ

16 U.S. Code § 2802 (1)

- ACKEFORS H. et ENELL M., 1994: The release of nutrients and organic matter from aquaculture systems in Nordic countries. *Journal of Applied Ichthyology* 10: 225–241.
- AHMAD A., ROZAIMAH SHEIKH ABDULLAH S., ABU HASAN H., RAZI OTHMAN A. et IZZATI ISMAIL N., 2021: Aquaculture industry: Supply and demand, best practices, effluent and its current issues and treatment technology. *Journal of Environmental Management* 287: 1-14.
- AHN T.S. et KONG D., 2007: Disturbance of Korean lake ecosystems by aquaculture and their rehabilitation. In: Bert T.M. (ed.): *Ecological and Genetic Implications of Aquaculture Activities*. Springer Publications, New York City: 199-217.
- AL-ASGAH N.A., ABDEL-WARITH A.A., YOUNIS E.M. et ALLAM H.Y., 2015: Haematological and biochemical parameters and tissue accumulations of cadmium in *Oreochromis niloticus* exposed to various concentrations of cadmium chloride. *Saudi Journal of Biological Sciences* 5: 543-550.
- ALLAN. B. H., 1977: First report of the tiger trout hybrid, *Salmo trutta* Linneaus X *Salvelinus fontinalis* (Mitchill) in Alberta. *Canadian Field-Naturalist* 91: 85-86.
- BALUYUT E. A., 1989: Aquaculture systems and practices: a selected review. UNDP/FAO, Rome, 90 s.
- BAREL C.D.N., DORIT R., GREENWOOD P.H., FRYER G., HUGHES N., JACKSON P.B.N., KAWANABE H., LOWE-McCONNELL R.H., NAGOSHI M., RIBBINK A.J., TREWAVAS E., WITTE F. et YAMAOKA K., 1985: Destruction of fisheries in Africa's lakes. *Nature* 315: 19-20.
- BARTLEY D. et CASAL C.V., 1999: Impacts of introductions on the conservation and sustainable use of aquatic biodiversity. *FAO Aquaculture Newsletter* 20: 15–17.
- BARTLEY D. M., 2007: An ecosystems approach to risk assessment of alien species and genotypes in aquaculture. In: Bert T.M. (ed.): *Ecological and Genetic Implications of Aquaculture Activities*. Springer Publications, New York City: 35-52.
- BARTLEY D.M. et PULLIN R.S.V., 1999: Towards policies for aquatic genetic resources. In: Pullin R.S.V., Bartley D.M. et Kooiman J. (eds.): *Towards Policies for Conservation and Sustainable use of Aquatic Genetic Resources*. FAO, Rome and ICLARM, Penang: 1–16.
- BARUŠ V., MORAVEC F. et PROKEŠ M., 1999: Anguillicolosis of the european eel (*Anguilla anguilla*) in the Czech Republic. *Czech Journal of Animal Science* 44: 423–431.
- BATURO B., 1978: Larval bucephalosis in artificially heated lakes of the Konin region, Poland. *Acta Parasitologica Polonica* 25: 307–321.
- BEARDMORE J.A., MAIR G. C., LEWIS R. I., 1997: Biodiversity in aquatic systems in relation to aquaculture. *Aquaculture Research* 28: 829-839.
- BECKER C., HUGHEN K., MINCER T.J., OSSOLINSKI J., WEBER L. et APPRILL A., 2017: Impact of prawn farming effluent on coral reef water nutrients and microorganisms. *Aquaculture Environment Interactions* 9: 331–346.
- BEKKEVOLD D., HANSEN M. M. et NIELSE E.E., 2006: Genetic impact of gadoid culture on wild fish populations: predictions, lessons from salmonids, and possibilities for minimizing adverse effects. *ICES Journal of Marine Science* 63: 198-208.
- BENITES DE PÁDUA S., JERÔNIMO G.T., NOGUEIRA DE MENEZES-FILHOA R., ROBERTO TABOGA S., MARTINS M.L. et ANTONIO DE ANDRADE BELO M., 2015: Pathological assessment of farmed yellowtail tetra *Astyanax altiparanae* infested by *Acusicola sp.* (Ergasilidae). *Aquaculture Reports* 2: 63–66.
- BERG G.M., GLIBERT P.M., LOMAS M.W. et BURFORD M.A., 1997: Organic nitrogen uptake and growth by the chrysophyte *Aureococcus anophagefferens* during a brown tide event. *Marine Biology* 129: 377-387.
- BERNARDO M. ALVES C., VIEIRA F., MAGALHÃES A.L.B., BRITO M.F.G., 2007: Impacts of non-native fish species in minas gerais, brazil: present situation and prospects. In: Bert T.M. (ed.): *Ecological and Genetic Implications of Aquaculture Activities*. Springer Publications, New York City: 291-314.
- BERT T.M., 2007: Environmentally responsible aquaculture—a work in progress. In: Bert T.M. (ed.): *Ecological and Genetic Implications of Aquaculture Activities*. Springer Publications, New York City: 1-31.

- BEYER J., SONG Y., TOLLEFSEN K.E., TVEITEN L., HELLAND A., ØXNEVAD S., BERGE J.A. et SCHØYEN M., 2022: The ecotoxicology of marine tributyltin (TBT) hotspots: A review. *Marine Environmental Research* 179: 1-14.
- BHAVSAR D.O., PANDYA H.A. et JASRAI Y.T., 2016: Aquaculture and environmental pollution: a review work. *International Journal of Scientific Research in Science, Engineering and Technology* 2(1): 40-45.
- BJORKLUND H., BONDESTAM J. et BYLUND G., 1990: Residues of oxytetracycline in wild fish and sediments from fish farms. *Aquaculture* 86: 359-367.
- BOYD C.E. et MASSAUT L., 1999: Risks associated with the use of chemicals in pond aquaculture. *Aquacultural Engineering* 20 113-132.
- BOYD C.E., 2002: Mangroves and coastal aquaculture. In Stickney R. R. et McVey J. P. (eds.): *Responsible Marine Aquaculture*: 145-157.
- BRAATEN B., AURE J., ERVIK A. et BOGE E., 1983: Pollution problems in Norwegian fish farming. *ICES CM* 26, 11 s.
- BRADBEER S.J., HARRINGTON J., WATSON H., WARRAICH A., SHECHONGE A., SMITH A., TAMATAMAH R., NGATUNGA B.P., TURNER G.F. et GENNER M.J., 2019: Limited hybridization between introduced and Critically Endangered indigenous tilapia fishes in northern Tanzania *Hydrobiologia* 832:257–268.
- BRADBURY I.R., DUFFY S., LEHNERT S.J., JÓHANNSSON R., HLODVER FRIDRIKSSON J., CASTELLANI M., BURGETZ I., SYLVESTER E., MESSMER A., LAYTON K., KELLY N., DEMPSON J.B. et FLEMING I.A., 2020a: Model-based evaluation of the genetic impacts of farm-escaped Atlantic salmon on wild populations. *Aquaculture Environment Interactions* 12: 45–59.
- BRADBURY I.R., BURGETZ I., COULSON M.W., VERSPOOR E., GILBEY J., LEHNERT S.J., KESS T., CROSS T.F., VASEMÄGI A., SOLBERG M.F., FLEMING I.A. et MCGINNITY P. 2020b: Beyond hybridization: the genetic impacts of non-reproductive ecological interactions of salmon aquaculture on wild populations. *Aquaculture Environment Interactions* 12: 429–445.
- BRANDL S., SCHREIER B, LOUISE CONRAD J., MAY B. et BAERWALD M., 2021: Enumerating Predation on Chinook Salmon, Delta Smelt, and Other San Francisco Estuary Fishes Using Genetics. *North American Journal of Fisheries Management* 41:1053–1065.
- BRUMMETT R. E., 2007: Indigenous species for african aquaculture development. In: Bert T.M. (ed.): *Ecological and Genetic Implications of Aquaculture Activities*. Springer Publications, New York City: 229-245.
- BURGE C.A., CLOSEK C.J., FRIEDMAN C.S., GRONER M.L., JENKINS C.M., SHORE-MAGGIO A. et WELSH J.E., 2016: The use of filter-feeders to manage disease in a changing world. *Integrative and Comparative Biology*: 1–15.
- BURNS P., BRABBS S. et WELLS A., 2021: Monitoring for the presence of farmed salmon in West Coast Scottish rivers following an escape from the Carradale North salmon farm Fisheries Management Scotland Report, 11 s.
- CANONICO G.C., ARTHINGTON A., McCRARY J.K. et THIEME M.L., 2005: The effects of introduced tilapias on native biodiversity. *Aquatic Conservation: Marine And Freshwater Ecosystems* 15: 463–483.
- CAO L., WANG W., YANG Y., YANG C., YUAN Z., XIONG S. et DIANA J., 2007: Environmental impact of aquaculture and countermeasures to aquaculture pollution in China. *Environmental Science and Pollution Research* 14 (7): 452–462.
- Castilho R. et McAndrew B.J., 1998: Microsatellite polymorphisms in wild populations of European seabass: preliminary results. In: Bartley D.M. et Basurco B. (eds.): *Genetics and Breeding of Mediterranean Aquaculture Species*. Cahiers Options Méditerranéennes 34:265–272.
- CLEMENTS J. C. et CHOPIN T., 2017: Ocean acidification and marine aquaculture in North America: Potential impacts and mitigation strategies. *Reviews in Aquaculture* 9: 326-341.
- CLUGSTON J.P., 1990: Exotic animals and plants in aquaculture. *Reviews in Aquatic Sciences* 2(3,4):481-489.
- COLSON S. et STURMER L.N., 2000: One shining moment known as clamelot: the Cedar Key story. *Journal of Shellfish Research* 19: 477–480.
- CONN D.B., 2014: Aquatic invasive species and emerging infectious disease threats: A One Health perspective. *Aquatic Invasions* 9(3): 383–390.

- CORSINI-FOKA M., et ECONOMIDIS P., 2007: Allochthonous and vagrant ichthyofauna in Hellenic marine and estuarine waters. *Mediterranean Marine Science* 8(1): 67–90.
- COSTANZA R., D'ARGE R., DE GROOT R., FARBER S., GRASSO M., HANNON B., LIMBERG K., NAEEM S., O'NEILL R.V., PARUELO J., RASKIN R.G., SUTTON P. et VAN DEN BELT M., 1997: The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253–260.
- COSTELLO K.E., LYNCH S.A., O'RIORDAN R.M., MCALLEN R. et CULLOTY S.C., 2021: The importance of marine bivalves in invasive host–parasite introductions. *Frontiers in Marine Science* 8: 1–14.
- COURTENAY Jr. W.R. et RICHARD ROBINS C., 1973: Exotic aquatic organisms in Florida with emphasis on fishes: a review and recommendations. *Transactions of the American Fisheries Society* 102(1):1–12.
- CROWL T.A., CRIST T. O, PARMENTER R., BELOVSKY G. et LUGO A.E., 2008: The spread of invasive species and infectious disease as drivers of ecosystem change. *Frontiers in Ecology and the Environment* 6(5): 238–246.
- DAUDA A.B., AJADI A., TOLA-FABUNMI A.S. et AKINWOLED A.O., 2019: Waste production in aquaculture: Sources, components and managements in different culture systems. *Aquaculture and Fisheries* 4(3): 81–88.
- DIANA J. S., EGNA H. S., CHOPIN T., PETERSON M. S, CAO L., POMEROY R., VERDEGEM M., SLACK W. T., BONDAD-REANTASO M. G. et CABELLO F., 2013: Responsible aquaculture in 2050: valuing local conditions and human innovations will be key to success. *BioScience* 63: 255–262.
- DIXIT R., WASIULLAH, MALAVIYA D., PANDIYAN K., SINGH U.B., SAHU A., SHUKLA R., SINGH B.P., RAI J.P., KUMAR SHARMA P., LADE H. et PAUL D., 2015: Bioremediation of heavy metals from soil and aquatic environment: an overview of principles and criteria of fundamental processes. *Sustainability* 7(2):2189–2212.
- EDWARDS P. et DEMAINE H., 1997: Rural aquaculture: Overview and framework for country reviews. RAP/FAO, Bangkok, 61 s.
- EMENIKE E.C., IWUOZOR K.O. et UKAMAKA ANIDIABI S., 2022: Heavy Metal Pollution in Aquaculture: Sources, Impacts and Mitigation Techniques. *Biological Trace Element Research* 200:4476–4492.
- ENCINA-MONTOYA F., BOYERO L., TONIN A.M., AGUAYO M.F., ESSE C., VEGA R., CORREA-ARANEDA F., OBERTI C. et NIMPTSCH J., 2020: Relationship between salt use in fish farms and drift of macroinvertebrates in a freshwater stream. *Aquaculture Environment Interactions* 12: 205–213.
- ERDOGAN N., DUZGUNES E., OGUT H. et KASAPOGLU N., 2010: Introduced species and their impacts in the Black Sea. *Rapport Commission International Mer Méditerranée* 39: 504.
- FANSLAW D. L., NALEPA T. F. et LANG G. A., 1995: Filtration rates of Zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) on natural seston from Saginaw Bay, Lake Huron. *Journal of Great Lakes Research* 21:489–500.
- FAO, ©2023: National Aquaculture Legislation Overview: India (online) [cit.2023.12.09], dostupné z <[https://www.fao.org/fishery/en/legalframework/nalo\\_india](https://www.fao.org/fishery/en/legalframework/nalo_india)>.
- FAO, ©2023: National Aquaculture Legislation Overview: Viet Nam (online) [cit.2023.12.09], dostupné z <<https://www.fao.org/fishery/en/legalframework/vn/en>>
- FAO, ©2023: Zákon o rybolovu Čínské lidové republiky 1986 (online) [cit.2023.12.09], dostupné z <[https://www.fao.org/fishery/en/legalframework/nalo\\_china](https://www.fao.org/fishery/en/legalframework/nalo_china)>.
- FAO, 1988: Definition of aquaculture. Seventh Session of the IPFC Working Party of Experts on Aquaculture, IPFC/WPA/WPZ. RAP/FAO, Bangkok:1–3.
- FAO, 2002: The state of world fisheries and aquaculture 2002. FAO, Rome, 159 s.
- FAO, 2006: *Introduced species in fisheries and aquaculture* (online) [cit. 2023.01.28], dostupné z <<https://www.fao.org/fishery/docs/CDrom/aquaculture/a0805e/html/impact.htm>>
- FAO, 2014: The state of world fisheries and aquaculture 2014. FAO, Rome, 243 s.
- FAO, 2022: The state of world fisheries and aquaculture 2022: Towards blue transformation. FAO, Rome, 266 s.
- FARMAKI E.G., THOMAIDIS N.S., PASIAS I.N., BAULARD C., PAPAHRISIS L. et E. EFSTATHIOU C., 2014: Environmental impact of intensive aquaculture: Investigation on the accumulation of metals and nutrients in marine sediments of Greece. *Science of the Total Environment* 485–486: 554–562.

- FAUSCH K. D. et WHITE R. J., 1981: Competition between Brook Trout (*Salvelinus fontinalis*) and Brown Trout (*Salmo trutta*) for positions in a Michigan stream. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 38:1220-1227.
- FDA, ©2023: Aquacultured Seafood (online) [cit. 2023.12.09], dostupné z <<https://www.fda.gov/food/seafood-guidance-documents-regulatory-information/aquacultured-seafood>>
- FETHERMAN E.R., WINKELMAN D.L., BAILEY L.L., SCHISLER G.J. et DAVIES K., 2015: Brown Trout Removal Effects on Short-Term Survival and Movement of *Myxobolus cerebralis*-resistant Rainbow Trout. *Transactions of the American Fisheries Society* 144(3): 610-626.
- FINDLAY R.H. et WATLING L., 1995: Environmental impact of salmon net-pen culture on marine benthic communities in maine: a case study. *Estuaries* 18: 145-179.
- FLEMING I. A., HINDAR K., MJOLNEROD I. B., JONSSON B., BALSTAD T., et LAMBERG A., 2000: Lifetime success and interactions of farm salmon invading a native population. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* 267: 1517-1523.
- FRANCESCA J., SUTHERLAND J., et ARMBRECHT J., 2024: Media representation of aquaculture in Sweden. *Aquaculture* 583:1-11.
- FUNGE-SMITH S. et PHILLIPS M.J., 2001: Aquaculture systems and species. In Subasinghe R.P., Bueno P., Phillips M.J., Hough C., McGladdery S.E. et Arthur J.R. (eds.): *Aquaculture in the Third Millennium. Technical Proceedings of the Conference on Aquaculture in the Third Millennium*, NACA, Bangkok and FAO, Rome: 129-135.
- GANG Q., CLARK C.K., LIU N., HAROLD R. et JAMES E.T., 2005: Aquaculture wastewater treatment and reuse by wind-driven reverse osmosis membrane technology: a pilot study on Coconut Island, Hawaii. *Aquacultural Engineering* 32: 365–378.
- GATZ A. J., SALE M. J. et LOAR J. M., 1987: Habitat shifts in Rainbow Trout: competitive influences of Brown Trout. *Oecologia (Berlin)* 74:7–19.
- GAUSEN D. et MOEN V., 1991: Large-scale escapes of Atlantic salmon (*Salmo salar*) into Norwegian rivers threaten natural populations. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 48: 426–428.
- GESAMP, 2001: Planning and management for sustainable coastal aquaculture development. IMO/FAO/UNESCO-IOC/WMO/WHO/IAEA/UN/UNEP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection, GESAMP Reports and Studies 68, 90 s.
- GHERARDI F., RENAI B., CORT, C., 2001: Crayfish predation on tadpoles: a comparison between a native (*Austropotamobius pallipes*) and an alien species (*Procambarus clarkii*). *Bulletin français de la pêche et de la pisciculture* 361: 659–668.
- GILBEY J., SAMPAYO J., CAUWELIER E., MALCOLM I., MILLIDINE K., JACKSON F. et MORRIS D.J., 2021: A national assessment of the influence of farmed salmon escapes on the genetic integrity of wild Scottish Atlantic salmon populations. *Scottish Marine and Freshwater Science* 12(12), 73 s.
- GOLDBUR, R. et TRIPLETT T., 1997: *Murky Waters: Environmental Effects of Aquaculture in the United States*. Environmental Defense Fund, New York City, 196 s.
- GOWEN R.J. et ROSENTHAL H., 1993: The environmental consequences of intensive coastal aquaculture in developed countries: what lessons can be learnt? In: Pullin R.S.V., Rosenthal H. et Maclean J.L. (eds.): *Environment and Aquaculture in Developing Countries*. ICLARM Conference Proceedings 31, Penang, Eschborn: 102–115.
- GRANATH W. O. Jr., GILBERT M. A., WYATT-PESCADOR E. J. et VINCENT E. R., 2007: Epizootiology of *Myxobolus cerebralis*, the causative agent of salmonid whirling disease in the Rock Creek drainage of west-central Montana. *Journal of Parasitology* 93:104–119.
- HABSBURGO-LORENA A.S., 1978: Present situation of exotic species of crayfish introduced into Spanish continental waters. In: Laurent P.J. (ed.): *Freshwater Crayfish*, Institut National de la Recherche Agronomique, Thonon-les-Bains: 175-184.
- HARTMAN P., 2012: Evidence předepsaná zákonem č.154/2000 Sb., o plemenitbě a prováděcí vyhláškou č. 136/2004 Sb., o označování a evidenci zvířat. In: Hartman P., Bednářová D., Mikl R.: *Management akvakultury*. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod, Vodňany. 120 s.
- HEBERT P.D.N., WILSON C. C., MURDOCH M. H. et LAZAR R., 1991: Demography and ecological impacts of the invading mollusc, *Dreissena polymorpha*. *Canadian Journal of Zoology*. 69(2): 405-409.
- HEDRICK R.P., MCDOWELL T.S., MARTY G.D., FOSGATE G.T., MUKKATIRA K., MYKLEBUST K. et EL-MATBOULI M., 2003: Susceptibility of two strains of rainbow trout (one with suspected

- resistance to whirling disease) to *Myxobolus cerebralis* infection. *Diseases Of Aquatic Organisms* 55: 37–44.
- HEGGBERGET T.G., JOHNSEN B.O., HINDAR K., JONSSON B., HANSEN L.P., HVIDSTEN N.A. et Jensen A.J., 1993: Interactions between wild and cultured Atlantic salmon: a review of the Norwegian experience. *Fisheries Research* 18: 123–146.
- HERNÁNDEZ-RODRÍGUEZ A., ALCESTE-OLIVIERO C., SANCHEZ R., JORY D., VIDAL L. et CONSTAIN-FRANCO L.-F., 2001: Aquaculture development trends in Latin America and the Caribbean. In Subasinghe R.P., Bueno P., Phillips M.J., Hough C., McGladdery S.E. et Arthur J.R. (eds.): *Aquaculture in the Third Millennium. Technical Proceedings of the Conference on Aquaculture in the Third Millennium*, NACA, Bangkok and FAO, Rome: 317-340.
- HOLLAND R. E., 1993: Changes in planktonic diatoms and water transparency in Hatchery Bay, Bass Island area, Western Lake Erie since the establishment of the zebra mussel. *Journal of Great Lakes Research* 19:617-624.
- HOLMER M., MARBA N., TERRADOS J., DUARTE C.M. et FORTES M.D., 2002: Impacts of milkfish (*Chanos chanos*) aquaculture on carbon and nutrient fluxes in the Bolinao area, Philippines. *Marine Pollution Bulletin* 44: 685–696.
- CHIU M.-C., YAN W.M., BHAT S.-A. et HUANG N.-F., 2022: Development of smart aquaculture farm management system using IoT and AI-based surrogate models. *Journal of Agriculture and Food Research* 9: 1-11.
- CHOI J.-S., PARK S.-M., HUN KIM Y., CHEOL OH S., SEO LIM E., HONG Y.-K. et KIM M.-R., 2016: Pathogenic microorganisms, heavy metals, and antibiotic residues in seven Korean freshwater aquaculture species. *Food Science and Biotechnology* 25(5): 1469-1476.
- JEGATHEESAN V., SHU L. et VISVANATHAN C., 2011: Aquaculture effluent: impacts and remedies for protecting the environment and human health. *Encyclopedia of Environmental Health*: 123-135.
- JENSEN H., AMUNDSEN P.-A., ELLIOTT J. M., BØHN T. et ASPHOLM P. E., 2006: Prey consumption rates and growth of piscivorous Brown Trout in a subarctic watercourse. *Journal of Fish Biology* 68:838–848.
- JOHANNESSEN J., BOTNEN H.B. et TVEDTEN O.F., 1994: Macrobenthos: before, during and after a fish farm. *Aquaculture and Fisheries Management* 25: 55-66.
- JOHNSEN B.O., 1978: The effect of an attack by the parasite *Gyrodactylus salaris* on the population of salmon parr in the river Lakselva, Misvaer in Northern Norway. *Astarte* 11: 7-9.
- JONSSON N., NÆSJE T. F., JONSSON B., SAKSGARD R. et SANDLUND O. T., 1999: The influence of piscivory on life history traits of Brown Trout. *Journal of Fish Biology* 55:1129–1141.
- KAR S., SANGEM P., ANUSHA N. et SENTHILKUMARAN B., 2021: Endocrine disruptors in teleosts: Evaluating environmental risks and biomarkers. *Aquaculture and Fisheries* 6(1): 1-26.
- KATSANEVAKIS S., WALLENTINUS I., ZENETOS A., LEPPÄKOSKI E., ÇINAR M.E., OZTÜRK B., GRABOWSKI M., GOLANI D. et CRISTINA CARDOSO A., 2014: Impacts of invasive alien marine species on ecosystem services and biodiversity: a pan-European review *Aquatic Invasions* 9(4): 391–423.
- KEFFORD B.J., BUCHWALTER D., CAÑEDO-ARGÜELLES M., DAVIS J., DUNCAN R.P., HOFFMAN A. et THOMSON R., 2016: Salinized rivers: degraded systems or new habitats for salt-tolerant faunas? *Biology Letters* 12(3): 1-7.
- KONGKEO H., 2001: Current status and development trends of aquaculture in Asian region In Subasinghe R.P., Bueno P., Phillips M.J., Hough C., McGladdery S.E. et Arthur J.R. (eds.): *Aquaculture in the Third Millennium. Technical Proceedings of the Conference on Aquaculture in the Third Millennium*, NACA, Bangkok and FAO, Rome: 279–310.
- KRUEGER C. C. et MAY B., 1991: Ecological and Genetic effects of salmonid introductions in North America. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 48(S1): 66-77.
- KURIS A.M. et CULVER C.S., 1999: An introduced sabellid polychaete pest infesting cultured abalones and its potential spread to other California gastropods. *Invertebrate Biology* 118(4): 391-403.
- KVACH Y. et MIERZEJEWSKA K., 2011: Non-indigenous benthic fishes as new hosts for *Bucephalus polymorphus* Baer, 1827 (Digenea: Bucephalidae) in the Vistula River basin, Poland. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 1-5.



- LACOSTE E., MCKINDSEY C.W. et ARCHAMBAULT P., 2019: Biodiversity–Ecosystem Functioning (BEF) approach to further understanding aquaculture–environment interactions with application to bivalve culture and benthic ecosystems. *Reviews in Aquaculture* 12(4):2027-2041.
- LAJTNER J., LUCIČ A., MARUŠIČ M. et ERBEN R., 2008: The effects of the trematode *Bucephalus polymorphus* on the reproductive cycle of the zebra mussel *Dreissena polymorpha* in the Drava River. *Acta Parasitologica* 53(1): 85–92.
- LANGDON J.S., 1990: Disease risks of fish introductions and translocations. In: Pollard D.A. (ed.): *Introduced and Translocated Fishes and Their Ecological Effects*. Australian Society for Fish Biology Workshop, Proceedings Number 8. Bureau of Rural Resources, Canberra: 98–107.
- LI H., WANG L., GONG J., ZHU A-X. et HU Y., 2021: Land-use modes of the dike–pond system in the pearl river delta of china and implications for rural revitalization. *Land* 10: 1-20.
- LIU X., STEELE J.C. et MENG X.Z., 2017: Usage, residue, and human health risk of antibiotics in Chinese aquaculture: a review. *Environmental Pollution* 223: 161–169.
- LUSK S., LUSKOVÁ V. et HANEL L., 2010: Alien fish species in the Czech Republic and their impact on the native fish fauna. *Folia Zoologica* 59(1):57-72.
- MARINI S., DEL RIO FERNANDEZ J., FANELLI E., SBAGAGLIA V., AZZURRO E., et AGUZZI J., 2018: Tracking Fish Abundance by Underwater Image Recognition. *Scientific reports* 8: 1-12.
- MARTIN C.W., VALENTINE M.M., VALENTINE J.F., 2010: Competitive interactions between invasive Nile tilapia and native fish: the potential for altered trophic exchange and modification of food webs. *PLoS ONE* 5(12): 1-6.
- MARTIN M.A., SHIOZAWA D. K., LOUDENSLAGER E.J. et JENSEN J. N., 1985: Electrophoretic study of cutthroat trout populations in Utah. *Great Basin Naturalist* 45(4): 677-687.
- McDOWALL R. M., 2003: Impacts of Introduced Salmonids on Native Galaxiids in New Zealand Upland Streams: A New Look at an Old Problem. *Transactions of the American Fisheries Society* 132(2): 229-238.
- McDOWALL R. M., 2006: Crying wolf, crying foul, or crying shame: alien salmonids and a biodiversity crisis in the southern cool-temperate galaxioid fishes? *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 16:233-422.
- McDOWALL R.M., 1990: Filling the gaps—the introduction of exotic fishes into New Zealand. In: Pollard D.A. (ed.): *Introduced and Translocated Fishes and Their Ecological Effects*. Australian Society for Fish Biology Workshop, Proceedings Number 8. Bureau of Rural Resources, Canberra ACT, Australia: 69–82.
- McGINNITY P., PRODOHL P. A., FERGUSON A., HYNES R., MAOILEIDIGH N. O., BAKER N., COTTER D., et al. 2003: Fitness reduction and potential extinction of wild populations of Atlantic salmon, *Salmo salar*, as a result of interactions with escaped farm salmon. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* 270: 2443-2450.
- McGINNITY P., STONE C., TAGGART J.B., COOKE D., COTTER D., HYNES R., McCAMLEY C., CROSS T. et FERGUSON A., 1997: Genetic impact of escaped farmed Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) on native populations: use of DNA profiling to assess freshwater performance of wild, farmed, and hybrid progeny in a natural river environment. *ICES Journal of Marine Science* 54: 998-1008.
- McKINNELI S. et THOMSON A. J., 1997: Recent events concerning Atlantic salmon escapees in the Pacific. *ICES Journal of Marine Science* 54: 1221-1225.
- MELLIN C., LURGI M., MATTHEWS S., MACNEIL M.A., CALEY M.J., BAX N., PRZESLAWSKI R. et FORDHAM D.A., 2016: Forecasting marine invasions under climate change: Biotic interactions and demographic processes matter. *Biological Conservation* 204: 459-467.
- MIKL R., 2012: Evidence ryb v teplém ročním období „v horku“ (ve vegetačním období). In: Hartman P., Bednářová D., Mikl R.: *Management akvakultury*. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod, Vodňany, 126 s.
- MOORE J.D., JUHASZ C.I., ROBBINS T.T et GROSHOLZ E.D., 2007: The introduced sabellid polychaete *tereborasabella heterouncinata* in California: transmission methods of control and survey for presence in native gastropod populations. *Journal of Shellfish Research* 26(3):869-876.
- MOYLE P. B., 1976: Fish introductions in California: history and impact on native fishes. *Biological Conservation* 9: 101-118.
- MOYLE P.B. et LIGHT T.L., 1996: Biological invasions of freshwater: empirical rules and assembly theory. *Biological Conservation* 78: 149–161.
- MÜHLEGGGER J.M., JIRSA F., KONECNY R., SATTMANN H. et FRANK C., 2009: *Bucephalus polymorphus* Baer, 1827 – a new fish parasite in Austria? *Wien Klin Wochenschr* 121(3): 50–52.



- MUNRO A.L.S., 1987: Scottish experience of the occurrence and control of furunculosis. *Aqua Nor* 87, Conference 3: Fish Diseases, A Threat to the International Fish Farming Industry: 59-70.
- MWANJA W.W., KAUFMAN L., et FUERST P.A., 2010: Comparison of the genetic and ecological diversity of the native to the introduced tilapiines (Pisces: Cichlidae), and their population structures in the Lake Victoria region, East Africa. *Aquatic Ecosystem Health & Management* 13(4):442-450.
- NAGASAWA K., KIM Y.-G. et HIROSE H., 1994: *Anguillicola crassus* and *A. globiceps* (Nematoda: Dracunculoidea) parasitic in the swimbladder of eels (*Anguilla japonica* and *A. Anguilla*) in East Asia: a review. *Folia Parasitologica* 41:127-137.
- Nariadení evropského parlamentu a rady (EU) č. 1380/2013, 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
- NAYLOR R.L., GOLDBURG R.J., MOONEY H., BEVERIDGE M., CLAY J., FOLKE C., KAUTSKY N., LUBCHENCO J., PRIMAVERA J. et WILLIAMS M., 1998: Nature's subsidies to shrimp and salmon farming. *Science* 282: 883-884.
- NEHRING R. B. et THOMPSON K. G., 2001: Impact assessment of some physical and biological factors in the whirling disease epizootic among wild trout in Colorado. Colorado Division of Wildlife Special Report Number 76.
- NESAR A., WARD J.D., THOMPSON S., SAINT C.P. et DIANA J.S., 2017: Blue-green water nexus in aquaculture for resilience to climate change. *Reviews in Fisheries Science & Aquaculture* 26 (2): 139-154.
- NOAA, ©2023: Aquaculture (online) [cit. 2023.12.09], dostupné z <<https://www.fisheries.noaa.gov/topic/aquaculture>>
- NOAA, ©2024: Pacific Salmon and Steelhead (online) [cit. 2024.01.27], dostupné z <<https://www.fisheries.noaa.gov/species/pacific-salmon-and-steelhead>>
- NUNES A.L., ORIZAOLA G., LAURILA A., REBELO R., 2013: Rapid evolution of constitutive and inducible defenses against an invasive predator. *Ecology* 95: 1520-1530.
- Officer C.B. et Ryther J.H., 1980: The possible importance of silicon in marine eutrophication *Marine Ecology - Progress Series* 3: 83-91.
- OLAIFA F.E., OLAIFA A.K. et LEWIS O.O., 2003: Toxic stress of lead on *Clarias gariepinus* (African catfish) fingerlings. *African Journal of Biomedical Research* 6:101 -104.
- OLSEN M.S. et OSMUNDTSEN T.C., 2017: Media framing of aquaculture. *Marine Policy* 76: 19-27
- ONDŘÁČKOVÁ M., HUDCOVÁ I., DÁVIDOVÁ M., ADÁMEK Z., KAŠNÝ M. et JURAJDA P., 2015: Non-native gobies facilitate the transmission of *Bucephalus polymorphus* (Trematoda). *Parasites & Vectors* 8: 1-11.
- ORTEGA H., GUERRA H. et RAMÍREZ R., 2007: The introduction of nonnative fishes into freshwater systems of Peru. In: Bert T.M. (ed.): *Ecological and Genetic Implications of Aquaculture Activities*. Springer Publications, New York City:247-278.
- OVERSTREET R.M. et CURRAN S.S., 2002: Superfamily Bucephaloidae Poche, 1907. In: Gibson D.I., Jones A. et Bray R.A. (eds.): *Keys to the Trematoda*, CABI, London:67-110.
- OZBAY G., BLANK G. et THUNJAI T., 2014: Impacts of aquaculture on habitats and best management practices (BMPs). In: Hernandez-Vergara M. et Perez-Rostro C. (eds.): *Sustainable Aquaculture Techniques*. InTech, 276 s.
- PALSTRA A.P., HEPPENER D.F.M., VAN GINNEKEN V.J.T., SZÉKELY C. et VAN DEN THILLART G.E.E.J.M., 2007: Swimming performance of silver eels is severely impaired by the swim-bladder parasite *Anguillicola crassus*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 352: 244-256.
- PATOKA J. et PATOKOVÁ B., 2021: Hitchhiking exotic clam: *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771) transported via the ornamental plant trade. *Diversity* 13: 1-5.
- PETERS G. et HARTMANN F., 1986: *Anguillicola*, a parasitic nematode of the swim bladder spreading among eel populations in Europe *Diseases Of Aquatic Organisms* 1: 229-230.
- PILLAY T. V. R. et KUTTY M. N., 2005: *Aquaculture principles and practices*. 2nd edition. Blackwell Publishing, Oxford, 640 s.
- PRIMAVERA J.H., 2006: Overcoming the impacts of aquaculture on the coastal zone. *Ocean & Coastal Management* 49: 531-545.
- PRIMAVERA J.H., 1993: A critical review of shrimp pond culture in the Philippines. *Reviews in Fisheries Science* 1(2):151-201.
- Public Law 96-362, 94 Stat. 1198, 16 U.S.C. 2801, National aquaculture act of 1980

- RASTEGARI H., NADI F., RAHMAT R.F., LAM S.S., MAHARI W.A.W. et KASAN N.A., 2023: Internet of Things in aquaculture: A review of the challenges and potential solutions based on current and future trends. *Smart Agricultural Technology* 4: 1-11.
- READ P. et FERNANDES T., 2003: Management of environmental effects of marine aquaculture in Europe. *Aquaculture* 226: 139–163.
- Regulation (EU) No 1380/2013 of the European Parliament and of the Council on the Common Fisheries Policy, amending Council Regulations (EC) No 1954/2003 and (EC) No 1224/2009 and repealing Council Regulations (EC) No 2371/2002 and (EC) No 639/2004 and Council Decision 2004/585/EC
- REYNOLDS J.D., 2011: A review of ecological interactions between crayfish and fish, indigenous and introduced. *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems* 401:10.
- RICKARD L.N., NOBLET C.L., DUFFY K. et BRAYDEN W.C., 2018: Cultivating Benefit and Risk: Aquaculture Representation and Interpretation in New England. *Society & Natural Resources* 31(12): 1358-1378.
- ROCKWELL L. S., JONES K. M. M. et CONE D. K., 2009: First Record of *Anguillicoloides crassus* (Nematoda) in American Eels (*Anguilla rostrata*) in Canadian Estuaries, Cape Breton, Nova Scotia. *Journal of Parasitology* 95(2): 483–486.
- RODRÍGUEZ C.L., BÉCARES E. ET FERNÁNDEZ-ALÁEZ M., 2003: Shift from clear to turbid phase in Lake Chozas (NW Spain) due to the introduction of American red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*). *Hydrobiologia* 506-509: 421–426.
- RUCK K. et COOK P., 1998: Sabellid infestations in the shells of South African molluscs: implications for abalone mari- culture. *Journal of Shellfish Research* 17(3): 693-699.
- RUESINK J.L., LENIHAN H.S., TRIMBLE A.C., HEIMAN K.W., MICHELI F., BYERS J.E. et KAY M.C., 2005: Introduction of non-native oysters: Ecosystem Effects and Restoration Implications. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 36:643-689.
- SAMUELSEN O.B., ERVIK A. et SOLHEIM E., 1988: A qualitative and quantitative analysis of the sediment gas and diethylether extract of the sediment from salmon farms. *Aquaculture* 74: 277-285.
- SAVINI D., OCCHIPINTI-AMBROGI A., MARCHINI A., TRICARICO E., GHERARDI F., OLENIN S. et GOLLASCH S., 2010: The top 27 alien animal species intentionally introduced by European aquaculture and related activities: stocking, sport fishery and ornamental purposes. *Journal of Applied Ichthyology* 26: 1–7.
- SFAKIANAKIS D.G., RENIERI E., KENTOURI M. et TSATSAKIS A.M., 2015: Effect of heavy metals on fish larvae deformities: A review. *Environmental Research* 137: 246–255.
- SHAFLAND P.L., 1979: Non-native fish introductions with special reference to Florida. *Fisheries* 4(3): 18-24.
- SHIELDS T. ET HSU S.S., 1997: Maryland doctors say microbe has affected others. *Washington Post* (September 16, 1997), p. A01.
- SINGH A.K., KUMAR D., SRIVASTAVA S.C., ANSARI A, JENA J.K., et SARKAR U.K., 2013: Invasion and impacts of alien fish species in the Ganga River, India. *Aquatic Ecosystem Health & Management* 16(4): 408-414.
- SKAALA Ø., GLOVER K. A., BARLAUP B. T., SVÅSAND T., BESNIER F., HANSEN M. M. et BORGSTRØM R., 2012: Performance of farmed, hybrid, and wild Atlantic salmon (*Salmo salar*) families in a natural river environment. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 69: 1994-2006.
- SOLA L., De INNOCENTIS S., ROSSI A.R., CROSETTI D., SCARDI M., BOGLIONE C. et CATAUDELLA S., 1998: Genetic variability and fingerling quality in wild and reared stocks of European seabass, *Dicentrarchus labrax*. In: Bartley D.M. et Basurco B. (eds.): *Genetics and Breeding of Mediterranean Aquaculture Species*. *Cahiers Options Méditerranéennes* 34: 273–280.
- 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.
- STEWART J. E., 1991: Introductions as factors in diseases of fish and aquatic invertebrates. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 48: 110-117.
- SU H., PAN J., FENG Y., YU J., LIU J., WANG L., LI Y., CHEN J., WU Z. et MA S., 2021: Stocking alien carp leads to regime shifts in native fish populations: Evidence from long term observation and ecological modeling of a Chinese reservoir. *Ecological Indicators* 132:1-12.
- SUBASINGHE R. P., 2007: Aquaculture: Status and Prospects. *FAO Aquaculture Newsletter* No. 38, Rome: 4-6.

- THOMAS F. NALEPA T.F., HARTSON D.J., GERALD I., GOSTENIK W., DAVID I., FANSLOW D. L. et LANG G.A., 1996: Changes in the freshwater mussel community of Lake St. Clair: from Unionidae to *Dreissena polymorpha* in Eight Years. *Journal of Great Lakes Research* 22(2):354-369.
- TIDWELL J.H., 2012: Characterization and categories of aquaculture production systems. In: Tidwell J.H. (ed.): *Aquaculture Production Systems*. Wiley-Blackwell, Iowa, USA: 64-78.
- TROELL M., HALLING C., NILSSON A., BUSCHMANN A.H., KAUTSKY N. ET KAUTSKY L., 1997: Integrated marine cultivation of *Gracilaria chilensis* (Gracilariales, Rhodophyta) and salmon cages for reduced environmental impact and increased economic output. *Aquaculture* 156: 45-61.
- TULLY O. et WHELAN K.F., 1993: Production of nauplii of *Lepeophtheirus salmonis* from farmed and wild salmon and its relation to the infestation of wild sea trout (*Salmo trutta*) off the west coast of Ireland in 1991. *Fisheries Research* 17: 187-200.
- TWIDDY D.R. et REILLY P.J.A., 1994: Occurrence of antibiotic resistance in human pathogens in integrated fish farms. *FAO Fisheries Report* 14, Rome: 23-37.
- UDDIN H., SHAHJAHAN M., RUHUL AMIN A.K.M., HAQUE M., ISLAM A. et EKRAM AZIM M., 2016: Impacts of organophosphate pesticide, sumithion on water quality and benthic invertebrates in aquaculture ponds. *Aquaculture Reports* 3: 88-92.
- USDA, ©2021: Aquaculture (online) [cit. 2023.12.09], dostupné z <<https://www.usda.gov/topics/farming/aquaculture>>
- VALDEZ S.R. et RUESINK J.L., 2017: Scales of recruitment variability in warming waters: comparing native and introduced oysters in Hood Canal, Washington, USA. *Marine Ecology* 38(3):1-10.
- VOLPE J.P., TAYLOR E.B., RIMMER D.W. et GLICKMAN B.W., 2000: Evidence of natural reproduction of aquaculture-escaped Atlantic salmon in a coastal British Columbia river. *Conservation Biology* 14: 899-903.
- WANG L., et WHITE R. J., 1994: Competition between wild Brown Trout and hatchery Greenback Cutthroat Trout of largely wild parentage. *North American Journal of Fisheries Management* 14:475-487.
- WEI H., CHAICHANA R., LIU F., LUO D., QIAN Y., GU D., MU X., XU M. et HU Y., 2018: Nutrient enrichment alters life-history traits of non-native fish *Pterygoplichthys spp.* in sub-tropical rivers. *Aquatic Invasions* 13(3): 421-432.
- WELCOMME R. L., 1992: A history of international introductions of inland aquatic species. *ICES Marine Sciences Symposium* 194:3-14.
- WELCOMME R.L., 1988: International introductions of inland aquatic species. *FAO Fisheries Technical Paper* 294: 1-318.
- WESTON D.P., 1990: Quantitative examination of macrobenthic community changes along an organic enrichment gradient. *Marine Ecology Progress Series* 61:233-244.
- WHITZEL L. D., 1983: The occurrence and origin of tiger trout, *Salmo trutta x Salvelinus fontinalis*, in Ontario streams. *Canadian Field-Naturalist* 97: 99-102.
- WORLD BANK, 2013: *Fish to 2030: Prospects for Fisheries and Aquaculture*. World Bank, Washington, DC, 102 s.
- WU R.S.S., LAM K.S., MACKAY D.W., LAU T.C. et YAM V., 1994: Impact of marine fish farming on water quality and bottom sediment: a case study in the sub-tropical environment. *Marine Environmental Research* 38: 115-145.
- YANG X., ZHANG S., LIU J., GAO Q., DONG S. et ZHOU C., 2020: Deep learning for smart fish farming: applications, opportunities and challenges. *Reviews in Aquaculture* 13(1): 66-90.
- YOGEV U., BARNES A., GILADI I. et Gross A., 2019: Potential environmental impact resulting from biased fish sampling in intensive aquaculture operations. *Science of the Total Environment* 707: 1-6.
- YOUNGSON A.F., DOSDAT A., SAROGLIA M. et JORDAN W.C., 2001: Genetic interactions between marine finfish species in European aquaculture and wild conspecifics. *Journal of Applied Ichthyology* 17 (4): 153-162.
- ZALE A.V. et GREGORY R.W., 1990: Food selection by early life stages of Blue tilapia, *Oreochromis aureus*, in Lake George, Florida: overlap with sympatric shad larvae *Florida Scientist* 53(2): 123-129.
- ZDROJE 3.3.3
- ZOU L. et HUANG S., 2015: Chinese aquaculture in light of green growth. *Aquaculture Reports* 2: 46-49

## 8. SEZNAM VYOBRAZENÍ

**Obr. 1: Možné druhy akvakulturních systémů podle kombinace parametrů.**

**Upraveno z:** NESAR A., WARD J.D., THOMPSON S., SAINT C.P. et DIANA J.S., 2017: Blue-green water nexus in aquaculture for resilience to climate change. *Reviews in Fisheries Science & Aquaculture* 26 (2): 139-154.

**Obr. 2: Obr 2: Počet introdukovaných druhů pro účely akvakultury do jednotlivých států.**

**Dostupné z**

<[https://www.fao.org/fishery/services/storage/fs/fishery/images/collection/pictures/dias/map\\_aqua\\_big.gif](https://www.fao.org/fishery/services/storage/fs/fishery/images/collection/pictures/dias/map_aqua_big.gif)>

**Obr. 3: Schéma interakcí mezi hostiteli původních druhů, parazity a nepůvodními**

**druhy. Upraveno z:** COSTELLO K.E., LYNCH S.A., O'RIORDAN R.M., MCALLEN R. et CULLOTY S.C., 2021: The importance of marine bivalves in invasive host-parasite introductions. *Frontiers in Marine Science* 8: 1–14.

**Obr. 4: Schéma vlivu akvakultury na okolní prostředí. Upraveno z:** OGUNFOWORA L.

A., IWUOZOR K.O., IGHALO J.O. et IGWEGBE C.A., 2021: Trends in the treatment of aquaculture effluents using nanotechnology. *Cleaner Materials* 2:1-10.

**Obr. 5: Schéma vlivu akvakultury na volně žijící vodní organismy. Upraveno z:**

TROELL M., KAUTSKY N., BEVERIDGE M., HENRIKSSON P., PRIMAVERA J., RÖNNBÄCK P., FOLKE C. et JONELL M., 2017: *Aquaculture. Life Sciences*: 1–14.

**Obr. 6: Schéma konceptu „Jedno zdraví“. Upraveno z:** CONN D.B., 2014: Aquatic invasive

species and emerging infectious disease threats: A One Health perspective. *Aquatic Invasions* 9(3): 383–390.

**Obr. 7: Schéma složek IMTA. Upraveno z:** DIANA J. S., EGNA H. S., CHOPIN T.,

PETERSON M. S, CAO L., POMEROY R., VERDEGEM M., SLACK W. T., BONDAD-REANTASO M. G. et CABELLO F., 2013: Responsible aquaculture in 2050: valuing local conditions and human innovations will be key to success. *BioScience* 63: 255–262.

**Obr. 8: Schéma interakce složek systému IoT. Upraveno z:** RASTEGARI H., NADI F.,

RAHMAT R.F., LAM S.S., MAHARI W.A.W. et KASAN N.A., 2023: Internet of Things in aquaculture: A review of the challenges and potential solutions based on current and future trends. *Smart Agricultural Technology* 4: 1-11.