



EVROPSKÝ RYBÁŘSKÝ FOND
INVESTOVÁNÍ DO UDRŽITELNÉHO
RYBOLOVU

SBORNÍK REFERÁTŮ KONFERENCE 2012

Intenzivní metody chovu ryb a ochrana kvality vod

Termín konání: **10.2.2012**

Místo konání: **Bažantnice Prátr, Třeboň**

Kontakty

Rybářství Třeboň a.s.

Rybářská 801

379 01 Třeboň

Tel: 384 701 510

rybarstvi@rybarstvi.cz

www.trebon.rybarstvi.cz

Hydrochemické parametry v recirkulačním systému Dánského typu pro chov lososovitých ryb

Kopp, R., Lang, Š., Brabec, T., Vítek, T., Mareš, J.

*Mendelova univerzita v Brně
Oddělení rybářství a hydrobiologie
Zemědělská 1, 613 00, Brno*

Úvod

Celosvětová produkce ryb pro intenzivně narůstající lidskou populaci dlouhodobě meziročně roste. Zvýšená potřeba je saturována především akvakulturním chovem, který se podílí na celkové produkci ryb pro lidský konzum z více než 45% (FAO, 2011). Snaha o vyšší efektivitu produkce a minimalizaci vstupů vede k dynamickému rozvoji zejména v oblasti intenzivních chovů ryb, které jsou v řadě případů založeny na recirkulaci vody.

Jednou z variant jsou tzv. polouzavřené recirkulační systémy. Z evropských zemí byly vyvinuty především v Dánsku po přijetí legislativních opatření zpoplatňujících odběr vody a tvrdě postihujících vypouštění odpadních vod do recipientu. Jedná se o systémy s nízkým nárokem na energetické vstupy (1,9 – 2,3 kWh na kg produkce dle Lareau a kol. 2004). Jsou založeny na principu airliftů, které zajišťují cirkulaci vody a výměnu plynů (Mozes a kol. 2002). V odchovných žlabech je využívána rychlá cirkulace vody ekvivalentní výměně vody ve žlabu 5-10 krát za hodinu, voda je však recirkulována a doplňována pouze minimálně (5%). Jedná se tedy o velmi intenzivní způsob chovu ryb s velmi vysokou koncentrací chovaných ryb až na úrovni $60 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$, proto bývá často diskutováno zachování welfare ryb (Ellis a kol. 2002). Nespornou výhodou jsou minimální nároky na výměnu vody. Potřeba vody, která se pohybuje kolem 10 m^3 na kg použité krmné směsi, představuje stokrát menší množství, než je tomu u klasických průtočných systémů (MacMillan, 1992, Blancheton a kol. 2007). Nároky na kvalitu vody v systému jsou vzhledem k vysoké koncentraci ryb značné. Pro chov ryb v recirkulačních systémech je třeba dodržet parametry znázorněné v tabulce 1. Nevhodné parametry působí jako chronické stresory, subakutní koncentrace, snížení nespecifické rezistence zhoršení využití potravy a růstu. V intenzivních chovech je asi tím nejdůležitějším tzv. sociální stres z vysoké koncentrace ryb na daný objem vody (overcrowding stress) a chemický stres z vysoké koncentrace metabolitů ve vodě a/nebo nedostatečné koncentrace kyslíku ve vodním prostředí. Vedle udržení vhodných podmínek prostředí je základním předpokladem úspěšného chovu ryb v intenzivních podmínkách dobrý zdravotní stav ryb. Jakákoliv infekce se může velmi rychle rozšířit a vyvolat hromadný úhyn ryb a tím velké hospodářské ztráty. Dalším předpokladem pro dosažení ekonomicky uspokojivých výsledků chovu je potřeba pro krmení využívat nejkvalitnější krmné směsi, které jsou však patřičně účinné pouze při zabezpečení optimálních podmínek z hlediska kvality vody a zdraví ryb. Všechny tyto faktory kladou vysoké nároky na odbornost obsluhy systému, jakýkoliv nevhodný zásah se velmi rychle a výrazně projeví na ekonomickém výsledku. Recirkulační systémy nejsou stabilními ekosystémy a jsou citlivé a závislé na provedených zásazích.

Tabulka č. 1: Doporučené hodnoty hydrochemických parametrů pro chov ryb v recirkulačních systémech Dánského typu (Bregnballe, 2010, upraveno)

Parametr	Značka	Jednotka	Rozpětí hodnot	Nevhodné hodnoty
Teplota		°C	Dle druhu	
Nasycení vody O ₂		%	70 - 250	< 40 a > 250
Nasycení vody N ₂		%	80 - 100	> 101
Amonné ionty	NH ₄ ⁺	mg.l ⁻¹	0 - 2,5 (dle pH)	> 2,5
Volný amoniak	NH ³	mg.l ⁻¹	< 0,01	> 0,025
Dusitany	NO ₂ ⁻	mg.l ⁻¹	0 - 0,5	> 0,5
Dusičnany	NO ₃ ⁻	mg.l ⁻¹	100 - 200	> 300
pH			6,5 - 7,5	< 6,2 a > 8,0
Alkalita	KNK		1 - 5	< 1
Chemická spotřeba kyslíku	CHSK _{Cr}	mg.l ⁻¹	25 - 100	
Biologická spotřeba kyslíku	BSK ₅	mg.l ⁻¹	5 - 20	> 20
Vápník	Ca ₂ ⁺	mg.l ⁻¹	5 - 50	

Recirkulační systémy jsou ve světě využívány k chovu mořských (Davis a Lock, 1997, Blancheton, 2000) i sladkovodních okrasných ryb (Buckling a kol. 1993). Systémy dánského modelu jsou ovšem vhodné zejména k produkčnímu chovu lososovitých ryb (Summerfelt a kol. 2004a). V samotném Dánsku je více než 10% produkce lososovitých ryb realizováno právě v těchto recirkulačních systémech, využívány jsou i ve Francii (d'Orbcastel a kol. 2009), Izraeli, nebo v Severní Americe (Summerfelt a kol. 2004b). V ČR jsou v současnosti v provozu dvě zařízení využívající dánský model k produkci lososovitých ryb, a to rybí farmy v Žáru (Pstruhařství Mlýny) a Pravíkově (firma BioFish), další jsou ve fázi výstavby (Rybářství Kinský Žďár nad Sázavou, s.r.o) nebo přípravy projektu. Při neustále vzrůstajících nákladech na krmiva, rostoucích cenách energií a zpřísnujících se normách pro využívání zdrojů vody v podmínkách ČR představují tyto systémy jedno z mála možných řešení pro zachování konkurenceschopnosti v produkčním rybářství. S ohledem na uvedené skutečnosti i finanční podporu z OP Rybářství lze očekávat další rozšiřování této technologie.

Stavba recirkulačního systému

Recirkulační systém se skládá ze dvou hlavních částí, odchovné a filtrační. V odchovné části probíhá vlastní produkce (odkrm) ryb, proto je nutné zde zajistit dostatečný přísun vody optimálních parametrů, tedy především vysoké nasycení kyslíkem a nízké koncentrace sloučenin dusíku (amoniaku, dusitanů). Cirkulaci vody a výměnu plynů, především dotaci kyslíku provzdušňováním, v celém systému zajišťují vhodně umístěné nízkotlaké difuséry optimálních parametrů. Ve filtrační části je voda zbavována pevných nečistot a rovněž zplodin metabolismu dusíku (biologická filtrace). Odstraňování nerozpuštěných částic probíhá často přímo v odchovné části (zpravidla na konci žlabu) systémem formou sedimentace pevných částic v sedimentačních kuželech nebo žlabech umístěných za difusery. Část ve vodě rozptýlených pevných částic se přesto dostává do biofiltru, odkud musí být pravidelně odstraňovány při odkalování, nebo bývá biologické části filtru předřazen mikrosítový bubnový filtr. Biologická část filtrace je vlastně bakteriální transformace amoniaku přes dusitany na dusičnany, které jsou pro lososovité ryby neškodné i při koncentracích v řádech stovek mg.l⁻¹ a odtékají s vyměňovanou vodou (v systémech bez denitrifikačních zařízení neprobíhá

redukce dusičnanů na plynný dusík). Tento mechanismus je zabezpečen biofiltrem, čili ve své podstatě substrátem porostlým tzv. bakteriálním biofilmem. Technicky bývá tato část filtrace řešena biofiltrem pohyblivým (substrát v neustálém rotačním pohybu), fixním (substrát spočívá na dně), či kombinací obou. Systémy jsou pochopitelně vybaveny i rozvody kyslíku pro přímou oxygenaci vody v případě kyslíkových deficitů nebo poruchy dmychadla. Pro případ přerušení dodávky elektrické energie je systém vybaven záložním automaticky se spouštějícím diesel agregátem.

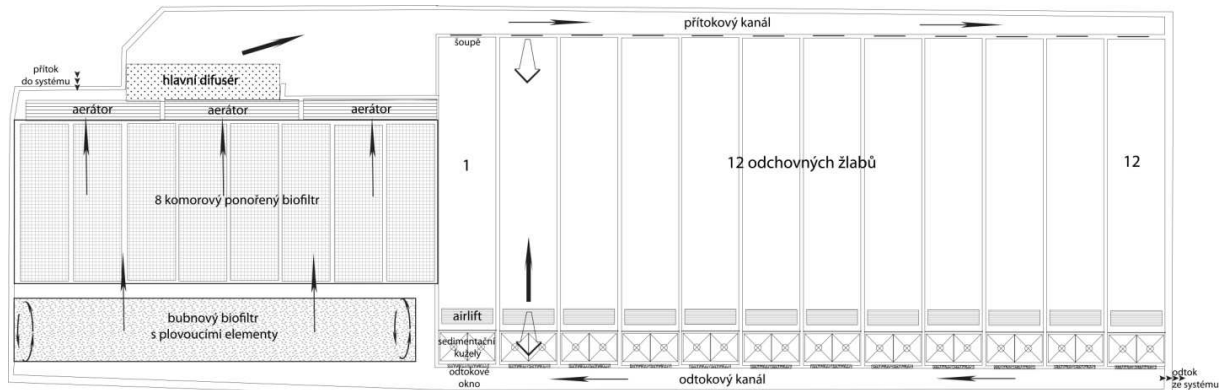
Recirkulační systém dánského typu v Pravíkově

Konkrétní model je vždy volen dle podmínek a možností daného provozu. Je možno různě kombinovat funkční prvky, vždy je však třeba mít na paměti funkčnost celého systému. Základem je dostatečná kapacita biofiltru vzhledem k množství odchovávaných ryb a jeho správná funkce, pro niž je důležité zásobení dostatečně prokysličenou vodou vhodného pH, nejlépe v hodnotách nad 7, které podpoří rozvoj žádaných kmenů nitrifikačních bakterií s vysokou účinností odbourávání amoniaku a dusitanů.

Příklad konkrétního řešení je na obr. 1. Jedná se o systém o celkovém objemu vody přibližně 1000 m³. Odchovná část je tvořena dvanácti paralelně řazenými žlaby délky 11 m a šířky 2 m. Výška vodního sloupce je v nich udržována na úrovni 1,60 m, objem vody v každém žlabu tedy činí přibližně 35 m³. Jednotlivé žlaby jsou vybaveny vlastním difusérem a dvojicí sedimentačních kuželů. Proti úniku ryb jsou žlaby zabezpečeny mříží umístěnou v celém profilu před sedimentačními kužely a za přítokovým oknem. Žlaby jsou navíc v odtokové části opatřeny otvorem pro slovování ryb. Zahrazením odtokového okna dlužemi a otevřením zmíněného otvoru lze snadno celý žlab potrubím vypustit přímo na třídící linku.

Biofiltr je funkčně rozlišen na jednodokomorový plovoucí filtr a filtr ponořený. V obou částech se nachází substrát pro nitrifikační bakterie v podobě plastových elementů (PET výlisky) s velkým povrchem (800 m².m⁻³), které se liší svou specifickou hmotností. V plovoucím filtru se jedná o lehké (plovoucí) elementy o celkovém objemu 10 m³, které jsou pomocí difuséru uváděny do nepřetržitého rotačního pohybu. Elementy v ponořeném filtru (objem celkem 100m³) jsou těžké a klesají ke dnu. Z důvodu nutnosti pravidelného odkalování je tato část biofiltru rozdělena na osm stejně velkých komor, které lze při čištění (odkalování) jednotlivě zahradit dřevěnými dlužemi a zabránit tak přítoku vody z oblasti plovoucího filtru (obr. 6). Za filtračním blokem je řazen v hloubce zhruba 0,8 m tzv. mělký airlift (aerátor), který slouží zejména k odstranění nadbytečného CO₂ z vody a rovněž k aeraci. Následuje hlavní (hluboký) difusér (airlift), umístěný v hloubce 4,5 m. Tento difusér zabezpečuje mimo aerace vody její cirkulaci v celém systému. Pro zajištění pohybu vody je umístěna za ponořeným potrubím difuséru pevná stěna, ukončená ve spodní části na úrovni difuséru. To umožňuje díky vzduchu hnanému pod vodní hladinu zajistit její zvýšení o 8-10 cm. Tento difuzér poskytuje systému na maximální výkon kolem 300 l vody za sekundu. Průtok vody odchovným žlabem ovlivňuje především obsah metabolitů (NH₄⁺ a organických látek) ve vodě odtékající do biofiltru. Regulace průtoku vody odchovnými žlaby a rychlosti proudění vody v odchovném žlabu je podrobně popsána v certifikované metodice (Vítek a kol. 2011).

Obrázek č. 1: Schéma recirkulačního zařízení v Pravíkově



Hydrochemické parametry z hlediska chovu ryb

Recirkulační systémy pro intenzivní chov ryb jsou vzhledem k vysoké hustotě ryb v relativně malém množství vody velice náročné na udržení vhodných podmínek prostředí. Provedené zásahy v systému se můžou velice rychle projevit změnou fyzikálně-chemických parametrů a ohrozit obsádku ryb. Doporučené hodnoty hydrochemických parametrů pro chov ryb v recirkulačních systémech Dánského typu jsou uvedeny v tabulce č. 1. Za nejdůležitější lze považovat hodnotu rozpuštěného kyslíku, pH vody společně s kyselinovou neutralizační kapacitou, obsah amonných iontů a dusitanů.

Výkon centrálního difuséru společně s difuséry v jednotlivých žlabech zaručuje dostatečné nasycení vody rozpuštěným kyslíkem. Dostatečný obsah kyslíku ve vodě je pro intenzivní chov ryb v recirkulačních zařízeních naprosto zásadním parametrem. V zařízeních určených pro chov lososovitých ryb je optimální pokud obsah kyslíku neklesá pod 70 %. Vzhledem k vysoké hustotě rybí obsádky je nutné měřit nasycení vody kyslíkem na odtoku ze žlabu, a to zejména po nakrmení. Naše pozorování z Pravíkova ukazují, že v případě vysokých obsádek ryb (70-80 kg. m⁻³) klesá nasycení vody kyslíkem na odtoku ze žlabu po nakrmení k hranici 50 %. Tento pokles je však krátkodobého charakteru a obsah rozpuštěného kyslíku se díky nepřetržitému provozu difusérů postupně zvyšuje. Dotace jednotlivých žlabů na kyslík bohatou vodu je vysoká, nepřetržitý provoz hlavního difuséru zabezpečuje v přítokové vodě do žlabů obsah kyslíku neklesající pod 90% nasycení.

Náhlé výkyvy pH negativně ovlivňují homeostázi ryb. A to nejen raných stádií, ale i juvenilních a adultních jedinců. Za stabilitu pH ve vodním prostředí odpovídá především hydrogenuhličitanový komplex (CO₂ – HCO₃⁻ – CO₃²⁻). KNK je hodnota definující kolik silné kyseliny je schopen pojmout 1 litr vody, než se skokově změní pH. Hodnota KNK tak nepřímo informuje o množství vápníku a hořčíku rozpuštěném ve vodě. Platí, že pokud je hodnota KNK do 2 mmol.l⁻¹, reakce vody kolísá. Pokud je KNK 2 – 5 mmol.l⁻¹, pH je relativně stabilní, v případě překročení hodnoty 5 mmol.l⁻¹ se již téměř nemění. Bregnballe (2010) doporučuje udržovat v systému KNK na úrovni 1 až 5 mmol.l⁻¹ se zdůvodněním, že při KNK nižším než 1 mmol.l⁻¹ je pH v systému nestabilní. To potvrzují i námi zjištěné výsledky z recirkulačního zařízení v Pravíkově. Zároveň jsme zjistili, že při pH nižším v průměru o hodnotu 0,6 byla účinnost biofiltru o 4% nižší.

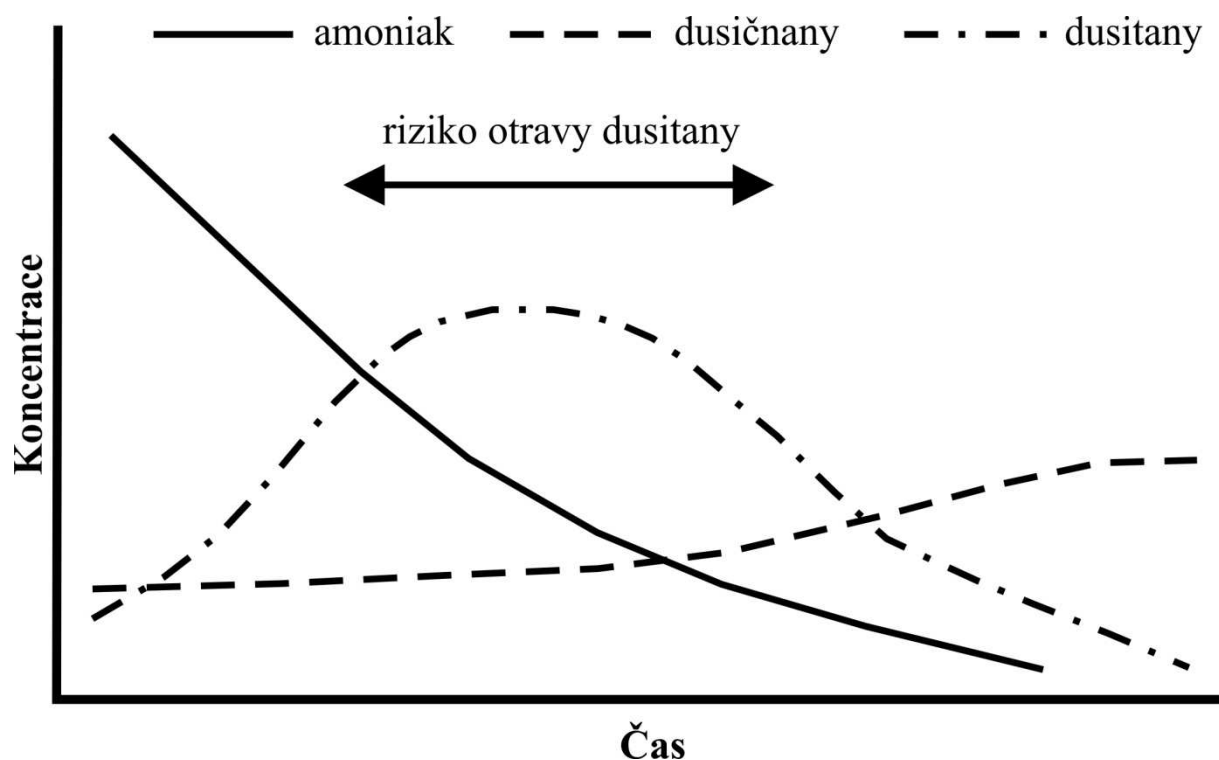
Vzhledem k využívaným zdrojům vody a jejímu množství dodávanému do systému je ovlivnění pH vody v systému přítokem minimální. Díky intenzitě chovu ryb je pH vody v systému výrazně ovlivněno hlavně výkyvy v intenzitě metabolismu ryb, a to zejména po nakrmení. Biofiltr je díky metabolismu aerobních nitrifikačních bakterií, poměrně významným zdrojem kyseliny uhličitě, která snižuje pH vody v systému. Na rozdíl od změn v intenzitě metabolismu ryb ale není příčinou jeho prudkých výkyvů. K ovlivnění reakce vody v systému pro zajištění správného pH je v praxi používáno několik způsobů. Jednou z velice rychlých, ale poměrně drahých a na techniku náročných metod, je využití automatického dávkování uhličitanu sodného (Na_2CO_3) (Kouřil a kol. 2008). Tato metoda umožňuje rychlé ovlivnění pH, ale nezajišťuje dlouhodobější stabilitu hydrogenuhličitanového údržného komplexu. Další metodou je vkládání košů s vápencovým štěrkem, nebo zbytky z ulit mořských plžů a lastur mlžů. Toto je metoda poměrně jednoduchá, ale použitelné suroviny (lastury) nejsou celoročně běžně k dispozici. Jednou z nejjednodušších metod ovlivnění KNK v systému a tím i stabilizace hodnoty pH je dávkování mikromletého vápence. Pomineme-li příměsi ve vápenci obsažené (cca 5 %, hlavně MgCO_3), je molární hmotnost uhličitanu vápenatého $100 \text{ g}\cdot\text{mol}^{-1}$. Potřebujeme-li tedy mít v systému KNK rovno $2 \text{ mmol}\cdot\text{l}^{-1}$ museli bychom do litru čisté vody ($\text{KNK} = 0 \text{ mmol}\cdot\text{l}^{-1}$) přidat 0,2 g uhličitanu vápenatého. Mikromletý vápenec by měl být do systému pokud možno dávkován postupně během celého dne pomocí automatického zařízení např. vápníciho mlýnku. V praxi se rovněž osvědčila metoda dávkování vápence pomocí krmítka s hodinovým strojkem.

Amoniakální dusík se vyskytuje téměř ve všech typech vod. Je primárním produktem rozkladu organických dusíkatých látek živočišného i rostlinného původu. Amoniakální dusík ve formě amonných solí je pro ryby neškodný i v množství několika desítek $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$, plynný amoniak je pro ryby však značně toxický, hranice toxicity je pro plůdek pstruha duhového již $0,006 - 0,010 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (Svobodová a kol. 1986). Ryby se zbavují přes 90 % veškerého amoniaku, vznikajícího v důsledku metabolismu v jejich těle uvolňováním přes žábry na základě koncentračního spádu. Stoupající koncentrace amoniaku v okolní vodě tak může bránit a posléze i zablokovat další uvolňování amoniaku z těla ryb. To může vést postupně až k autointoxikaci ryb, jejich onemocnění a posléze i úhynu. V intenzivních chovech lososovitých ryb, kdy se téměř výhradně ke krmení ryb používají kompletní krmné směsi s vysokým obsahem proteinu je předpoklad vyšších hodnot amoniakálního dusíku ve vodě a k zabránění toxickému vlivu amoniaku musí být v systémech udržována nižší hodnota pH a dobře fungující biofiltr (Graf č. 1). Naše zkušenosti z rybí farmy v Pravíkově ukazují, že dobře pracující biofiltr odbourává amoniak v dostatečné míře bez ohledu na roční období (Lang a kol. 2010). Rovněž vliv hustoty obsádky v jednotlivých žlabech se neprojevil ani v jednom případě na signifikantním nárůstu hodnot amoniakálního dusíku. Největší nebezpečí tak hrozí v období neúplného zaběhnutí biofiltru, což bývá nejčastěji, mimo situace těsně po zahájení provozu, způsobeno léčebným zásahem v recirkulačním systému a zabitím bakteriálního oživení filtru.

Dusitany zpravidla doprovázejí ve vodě dusičnany a formy amoniakálního dusíku. Vzhledem ke své chemické a biochemické nestálosti se obvykle vyskytují ve velmi malých a často jen stopových koncentracích. V přírodních vodách dusitany mezi anorganickými formami dusíku nikdy nedominují, protože v oxických podmínkách jsou rychle transformovány nitrifikací na dusičnany. Naopak v anoxických podmínkách přechází

biologickou denitrifikací na elementární dusík respektive N_2O . Proto lze dusitany často prokázat v nízkých koncentracích jako meziprodukt chemických a biochemických transformací dusíku (Pitter, 2009). Zvýšené koncentrace dusitanů (řádově desítky, ale i jednotky $mg.l^{-1} N-NO_2^-$) se mohou vyskytovat v recirkulačních systémech pro intenzivní chov hospodářských i okrasných ryb (Svobodová et al., 2005; Dvořák, 2004). Zvýšené koncentrace dusitanů se v recirkulačních systémech vyskytují zejména bezprostředně po zahájení provozu, nebo v důsledku nerovnováh v procesu nitrifikace viz. graf č. 1 (Kamstra a kol., 1996; Avnimelech a kol., 1986). Proces nitrifikace je v recirkulačních systémech využíván v biofiltrech k biologickému odbourání amoniaku, hlavního produktu dusíkatého metabolismu ryb (Wood, 1993). Během nitrifikace dochází k biologické oxidaci amoniakálního dusíku na dusitany a následně na dusičnany, které jsou pro ryby téměř neškodné (LC_{50} se u $N-NO_3^-$ pohybuje v řádech stovek $mg.l^{-1}$). Pokud je druhá fáze nitrifikace pomalá (nedostatečný rozvoj nitratačních bakterií, nebo jejich odumření v důsledku léčebného zásahu), dochází v systému k hromadění dusitanů, které bývá příčinou onemocnění ryb a někdy i příčinou jejich hromadného úhynu (Svobodová a kol., 2005). Mezi faktory ovlivňující nitrifikaci patří pH, teplota, koncentrace O_2 , počet nitrifikačních bakterií nebo látky nitrifikaci inhibující, jako methylenová modř, antibiotika a některé organické látky (anilín, dodecylamin, p-nitrobenzaldehyd) (Russo a Thurson, 1991).

Graf č. 1: Změny obsahu jednotlivých forem dusíkatých sloučenin v průběhu přirozené kolonizace biofiltru nitrifikačními bakteriemi (Bregnballe, 2010). Hodnoty na osách nejsou znázorněny záměrně, protože jejich výše a časový průběh změn jejich poměrů je závislý na biomase vodních organismů v systému, intenzitě jejich krmení a hlavně teplotě vody.



Sladkovodní ryby jsou vůči svému prostředí hyperosmotickými organismy. Ztrátu iontů močí a pasivním transportem ve směru osmotického gradientu vyrovnávají aktivním příjmem iontů z prostředí pomocí chloridových buněk umístěných v epitelu žaber (Maetz, 1971). Chloridové buňky aktivně vyměňují vodíkové ionty za stejný počet sodných iontů a hydrogenuhličitanové ionty za stejný počet chloridových iontů z vodního prostředí. Problém s dusitany ve sladké vodě pramení v afinitě NO_2^- k výměně $\text{Cl}^-/\text{HCO}_3^-$, takže pokud jsou v okolní vodě NO_2^- , ryby je aktivně přijímají na úkor části přijímaných Cl^- . To potvrzuje i fakt, že ryby s rychlejším příjmem chloridů (pstruh duhový, okoun říční, štika obecná, candát obecný) jsou citlivější k dusitanům než ryby s nízkou rychlostí příjmu chloridů (kapr obecný, úhoř říční, lín obecný) (Williams a Eddy, 1986). Koncentrace dusitanů v krevní plazmě může být až šedesátkrát vyšší, než v okolní vodě (Fontenot a kol., 1999). Dusitany z krevní plazmy prostupují do červených krvinek, kde se váží na železitou složku hemoglobinu a přeměňují hemoglobin na methemoglobin, který není schopen přenosu O_2 (Cameron, 1971). Zvýšený obsah methemoglobinu v krvi se projevuje hnědým zbarvením žaber (Svobodová et al., 2005). Crawford a Allen (1977) zjistili, že toxicita dusitanů je silně závislá na salinitě vody. V mořské vodě zaznamenali 50 až 100 krát nižší úmrtnost ryb než ve sladké při stejné koncentraci dusitanů. Závislost toxicity dusitanů na obsahu chloridů ve vodě je lineární (Russo a Thurson, 1977; Palachek a Tomasso, 1984; McConell, 1985; Máchová a Svobodová, 2001). V chovech ryb se z toho důvodu doporučuje sledovat vzájemný poměr mezi $\text{Cl}^-/\text{N-NO}_2^-$ tzv. chloridové číslo. V chovech lososovitých ryb by tento poměr neměl klesnout pod 17 a u ostatních ryb pod 8 (EFIAC, 1984; Svobodová a kol. 1986). Podle doporučení EFIAC (1984) a námi naměřených hodnot obsahu N-NO_2^- v systémech v Pravíkově (0,001 – 0,650 mg.l^{-1}) doporučujeme chovatelům udržovat v systému koncentraci chloridů na úrovni minimálně 15 mg.l^{-1} . Tato koncentrace by měla bezpečně předejít výrazným problémům s dusitany v recirkulačních systémech pro lososovité ryby až do koncentrace téměř 0,5 mg.l^{-1} N-NO_2^- , nebo přinejmenším prodloužit dobu potřebnou k úpravě obsahu chloridů v odchovném prostředí v případě zjištění problému bez podstatných ztrát.

Hydrochemické parametry z hlediska ochrany kvality vod

Intenzivní chov ryb v recirkulačních zařízeních sebou nese i zvýšené zatížení vody odpadními látkami a nutnost jejich vyčištění před vypouštěním do recipientu. Voda odtékající z recirkulačních systémů s intenzivním chovem ryb má vyšší obsah organických látek a vysoký obsah především dusíku a fosforu, tedy prvků, které způsobují zvýšení eutrofizace našich vod. V tabulce č. 2 jsou uvedeny hodnoty nejdůležitějších parametrů z hlediska jakosti vod u odtékající vody z rybí farmy v Pravíkově. Na obrázku č. 2 je zobrazena exkrece dusíku a fosforu u ryb z intenzivních chovů. Značná část dusíku a fosforu je ze zařízení odstraňována v podobě pevných částic při odkalování sedimentačních kuželů a biofiltru.

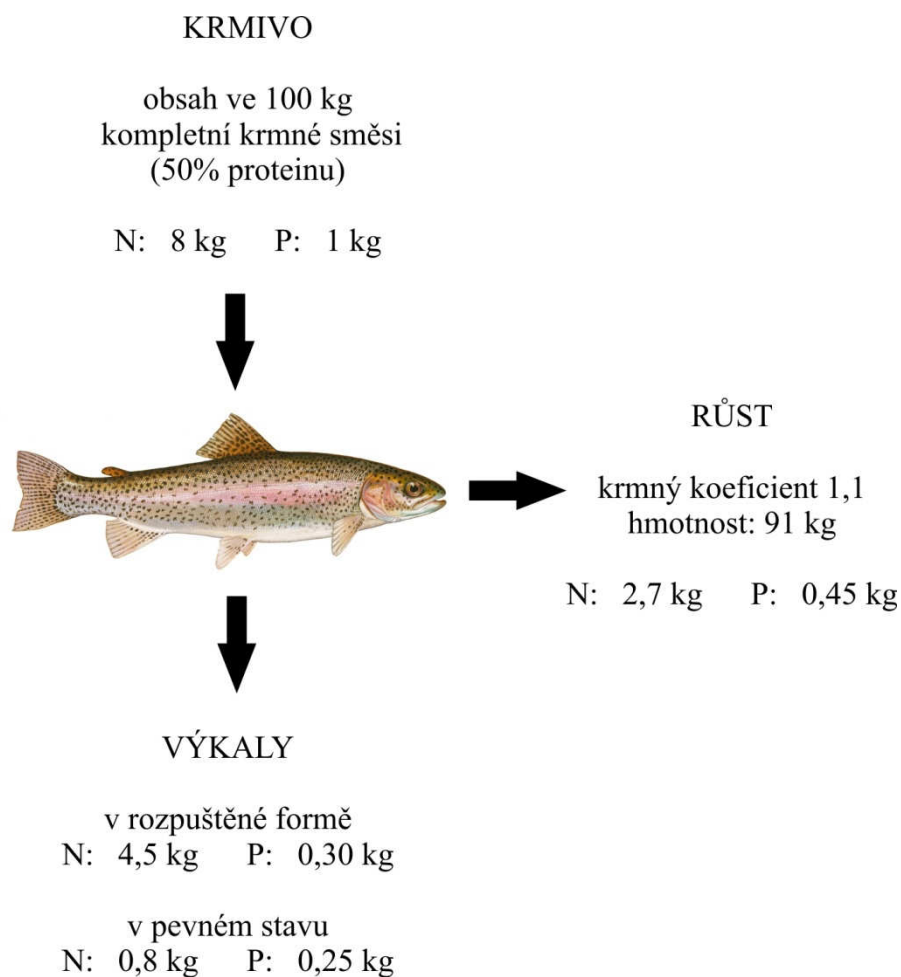
Tabulka č. 2: Hodnoty vybraných chemických ukazatelů (průměr, min., max.) na odtoku z recirkulačního odchovného zařízení v Pravíkově.

Ukazatel	průměr	min.	max.
BSK ₅ (mg/l)	4,03	0,49	7,91
CHSK _{Cr} (mg/l)	23,8	7,2	51,9
TOC (mg/l)	13,6	4,1	19,0
Celkový fosfor (mg/l)	0,34	0,10	0,74
Celkový dusík (mg/l)	7,11	2,60	12,90
N-NH ₄ ⁺ (mg/l)	0,38	0	1,27
N-NO ₂ ⁻ (mg/l)	0,179	0	0,654
N-NO ₃ ⁻ (mg/l)	4,99	0	11,32

Tabulka č. 3: Ukazatele vyjadřující stav vody ve vodním toku, normy environmentální kvality (nařízení vlády č. 61/2003 Sb. v platném znění, výběr ukazatelů)

Ukazatel	Požadavky pro užívání vody (celoroční aritmetický průměr)				Obecné požadavky (NEK-RP)
	vodárenské účely	koupání	lososov é vody	kaprové vody	
Rozpuštěný kyslík (mg/l)					> 9
BSK ₅ (mg/l)			2		3,8
CHSK _{Cr} (mg/l)					26
TOC (mg/l)	8				10
Celkový fosfor (mg/l)	0,05	0,05			0,15
Celkový dusík (mg/l)					6
Teplota vody (°C)					max. 29
N-NH ₄ ⁺ (mg/l)			0,03	0,16	0,23
N-NO ₂ ⁻ (mg/l)			0,09	0,14	
N-NO ₃ ⁻ (mg/l)					5,4
Chlorofyl (µg/l)	25	50			
pH					6-9

Obrázek č. 2: Exkrece dusíku (N) a fosforu (P) u ryb z intenzivních chovů. (Bregnballe, 2010, upraveno)



Hodnocení přípustného znečištění vod se posuzuje jednak podle emisních limitů (což jsou maximální přípustné koncentrace v odpadních vodě vypouštěné do recipientu), jednak podle imisních limitů (což jsou koncentrace ve vodním recipientu, které by při vypouštění odpadní vody neměly být překročeny). V tabulce č. 3 jsou uvedeny limity u vybraných parametrů platné v ČR dle nařízení vlády č. 61/2003 Sb. v platném znění. Na základě srovnání hodnot v tabulkách 2 a 3 lze dobře posoudit míru zatížení vody v recirkulačním systému pro chov ryb ve srovnání s požadovaným stavem vody. Vyšší jsou především hodnoty fosforu, klíčového prvku z hlediska eutrofizace vod. Stále vyšší tlak společnosti na zvyšování kvality povrchových vod a snižování jejich znečišťování vede k důkladnější kontrole potencionálních znečišťovatelů a zpříšňování standardů imisních a emisních ukazatelů. Již při stavbě zařízení k intenzivnímu chovu ryb je nutno uvažovat o způsobu čištění odtékajících vod, tak aby splňovaly limity dané platnou legislativou.

Poděkování

Příspěvek vznikl za finanční podpory Národní agentury pro zemědělský výzkum, projektu QI91C001 „Optimalizace podmínek intenzivního chovu lososovitých ryb v podmínkách České republiky s využitím dánské technologie se zaměřením na kvalitu produkovaných ryb“ a s podporou Výzkumného záměru č. MSM6215648905 „Biologické a technologické aspekty udržitelnosti řízených ekosystémů a jejich adaptace na změnu klimatu“ uděleného Ministerstvem školství, mládeže a tělovýchovy České republiky.

Seznam použité literatury:

- AVNIMELECH, Y., WEBER, B., HEPHER, B., MILSTEIN, A., ZORN, M. (1986): *Studies in circulated fish ponds: organic matter recycling and nitrogen transformation. Aquaculture and Fisheries Management* 17, 231 – 242.
- BLANCHETON, J.P. (2000): *Developments in recirculation systems for Mediterranean fish species. Aquacultural Engineering*, 22, 17-31.
- BLANCHETON, J.P., PIEDRAHITA, R., EDING, E.H., ROQUE D'ORBCASTEL, E., LEMARIE, G., BERGHEIM, A., FIVELSTAD, S. (2007): *Intensification of landbased aquaculture production in single pass and reuse systems. In: Aquaculture Engineering and Environment, (Chapter 2).*
- BREGBALLE, J. (2010): *A guide to recirculation aquaculture. Eurofish, Copenhagen, Denmark, 66pp.*
- BUCKLING, R.A., BAIRD, C.D., WATSON, C.A., CHAPMAN, F.A. (1993): *Energy use of recycling water aquaculture systems for ornamental fish production. In: Circular 1095. Florida Cooperative Extension Service, Institute of Food and Agricultural Sciences, University of Florida, Gainesville, FL, 5 s.*
- CAMERON, J. N. (1971): *Methemoglobine in erythrocytes of rainbow trout. Comparative Biochemistry and Physiology A, Comparative Physiology* 40, 743 – 749.
- CRAWFORD, R. E., ALLEN, G. H. (1977): *Seawater inhibition of nitrite toxicity to Chinook salmon. Transactions of the American Fisheries Society* 106, 105 – 109.
- DAVIS, J.T., LOCK, J.T. (1997): *Culture of largemouth bass fingerlings. Southern Regional Aquaculture Center (SRAC), Aqua KE Gov Doc, Technical Publication* 201, 4 s.
- d'ORBCASTEL, E.R., BLANCHETON, J.P., BELAUD, A. (2009): *Water quality and rainbow trout performance in a Danish Model Farm recirculating system: Comparison with a flow through system. Aquacultural Engineering*, 40, 135-143.
- DVOŘÁK, P. (2004): *Vybraná specifika onemocnění akvariálních ryb. Bulletin VÚRH Vodňany* 40, 101 – 108.
- EFIAC (European Inland Fisheries Advisory Commission) (1984): *Water quality criteria for European freshwater fish: Report on nitrite and freshwater fish. EFIAC Technical Paper* 46, 19.
- ELLIS, T., NORTH, B., SCOTT, A.P., BROMAGE, N.R., PORTER, M., GADD, D. (2002): *The relationships between stocking density and welfare in farmed rainbow trout. Journal of Fish Biology*, 61, 493-531
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) (2011): *The State of World Fisheries and Aquaculture 2010. FAO, Rome, Italy. 197 pp.*
- FONTENOT, Q. C., ISELY, J. J., TOMASSO, J. R. (1999): *Characterisation of inhibition of nitrite uptake in shortnose sturgeon fingerlings. Journal of Aquatic Animal Health* 11, 76 – 80.
- KAMSTRA, A., SPAN, J. A., VAN WEERD, J. H. (1996): *The acute toxicity and sublethal effects of nitrites on growth and feed utilization of European eel, *Anquilla anquilla*, (L). Aquaculture*

Research 27, 903 – 911.

KOUŘIL, J., HAMÁČKOVÁ, J., STEJSKAL, V. (2008): *Recirkulační akvakulturní systémy pro chov ryb. Edice metodik, VÚRH Vodňany, JU v Českých Budějovicích*

LANG, Š., KOPP, R., ZIKOVÁ, A., VÍTEK, T., MAREŠ, J. (2010): *Diurnální změny vybraných hydrochemických parametrů na recirkulačním systému dánského typu při různých teplotách vody. Bulletin Výzkumného ústavu rybářského a hydrobiologického Vodňany. 46, 4: 23-32*

LAREAU, S., CHAMPAGNE, R., GILBERT, E., VANDENBERG, G. (2004): *Rapport sur les missions d'évaluation de la technologie danoise pour l'élevage en eau douce des salmonides.*

MÁCHOVÁ, J., SVOBODOVÁ, Z. (2001): *Nitrite toxicity to fish under experimental and farming conditions – poster č. P-275, 10th International conference of EAFP Diseases of Fish and Shellfish, Dublin, 9th – 14th September 2001.*

MacMILLAN, R. (1992): *Economic implications of water quality management for a commercial trout farm. In: Blake, J., Donald, J., Magette, W. (Eds.), National Livestock, Poultry, and Aquaculture Waste Management. American Society of Agricultural Engineers, St. Joseph, MI, 185–190.*

MAETZ, J. (1971): *Fish gills: Mechanism of salt transfer in fresh water and sea water. Physiological Transactions of Royal Society of London Series B Biological Sciences. 262, 209 – 249.*

McCONNELL, R. (1985): *Toxicity of nitrite to fathead minnow. Colorado department of Health File Report, Denver.*

MOZES, N., ESHCHAR, M., CONIJESKI, D., FEDIUK, M., ASHKENAZY, A., MILANEZ, F. (2002): *Marine water recirculating systems in Israel-performance, production cost analysis and rationale for desert conditions. In: Rakestraw, T., Douglas, L., Flick, G. (Eds.), Proceeding of the Fourth International Conference on Recirculating Aquaculture, Roanoke, VA, USA, July 18–21, 2002, 404–413*

NAŘÍZENÍ VLÁDY č. 61/2003 Sb. (2003): *O ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech.*

PALACHEK, R. M., TOMASSO, J. R. (1984): *Toxicity of nitrites to channel catfish (*Ictalurus punctatus*), tilapia (*Tilapia aurea*) and largemouth bass (*Micropterus salmoides*): evidence for nitrite exclusion mechanism. Canadian Journal of Fish Aquatic Science 41, 1739 – 1744.*

PITTER, P. (1999): *Hydrochemie. Vydavatelství VŠCHT, Praha, 592 pp.*

RUSSO, R. C., THURSON, R. V. (1977): *The acute toxicity of nitrite to fishes. In: Tubb, R. A., (ed.). Recent Advances in Fish Toxicity. EPA-600/3-77-085. US Environmental Protection Agency, Corvallis, OR. 118 – 131.*

RUSSO, R. C., THURSON, R. V. (1991): *Toxicity of ammonia, nitrite and nitrate to fishes. In: Brune, D. E., Tomasso, J. R., (eds.). Aquaculture and Water Quality. World Aquaculture Society, Baton Rouge, Louisiana, 58 – 89.*

SUMMERFELT, S.T., DAVIDSON, J.W., WALDROP, T.B., TSUKUDA, S.M., BEBAK-WILLIAMS, J. (2004a): *A partial-reuse system for coldwater aquaculture. Aquacultural Engineering, 31, 157-181.*

SUMMERFELT, S.T., WILTON, G., ROBERTS, D., RIMMER, T., FONKALSRUD, K., (2004b): *Developments in recirculating systems for Arctic char culture in North America. Aquacultural Engineering, 30, 31-71.*

SVOBODOVÁ, Z., PRAVDA, D., PALAČKOVÁ, J. (1986): *Jednotné metody hematologického vyšetřování ryb. Edice metodik VÚRH ve Vodňanech, Vodňany, 36 p.*

SVOBODOVÁ, Z., MÁCHOVÁ, J., POLESZCZUK, G., HŮDA, J., HAMÁČKOVÁ, J., KROUPOVÁ, H. (2005): *Nitrite poisoning of fish in aquaculture facilities with water-recirculating systém: three*

case studies. Acta veterinaria Brno 74, 129 – 137.

VÍTEK, T., KOPP, R., LANG, Š., BRABEC, T., MAREŠ, J. (2011): *Technická řešení a možnosti efektivní regulace průtokových poměrů v zařízeních pro intenzivní chov ryb dánského typu. Certifikovaná metodika R01/15VD46246/2011-16230, Mendelova univerzita v Brně, Brno, 20 s.*

WILLIAMS, E. M., EDDY, F. B. (1986): *Chlorine uptake in freshwater teleosts and its relationship to nitrite uptake and toxicity. Journal of Comparative Physiology B, 156, 867 – 872.*

WOOD, C. M. (1993): *Ammonia and urea metabolism and excretion. In: Ewans, D. H. (Ed) Physiology of Fishes. CRC Press Boca Raton, 379 – 425.*