

Mendelova univerzita v Brně

Certifikovaná metodika

METODIKA R06/2013

Stanovení základních fyzikálně-chemických parametrů v akvakulturních chovech ryb

doc. Ing. Radovan Kopp, Ph.D., Ing. Štěpán Lang,
Ing. Tomáš Brabec, Ph.D., prof. Dr. Ing. Jan Mareš

2014

Metodika je realizačním výstupem výzkumného projektu MZe ČR QI91C001 Optimalizace podmínek intenzivního chovu lososovitých ryb v podmínkách České republiky s využitím dánské technologie se zaměřením na kvalitu produkovaných ryb a projektu MZe ČR QJ1210013 Technologie chovu sladkovodních ryb s využitím recirkulačních systémů dánského typu se zaměřením na metody efektivního řízení prostředí a veterinární péče Národní agentury pro zemědělský výzkum.

Oponenti:

Ing. Roman Krejčí, Ph.D. – odborník v daném oboru, Moravský rybářský svaz.
Ing. Vladimír Gall – posudek za státní správu, MZe, Odbor státní správy lesů, myslivosti a rybářství, Těšnov 17, Praha 1, 117 05

Osvědčení o uznání uplatněné certifikované metodiky R06/2013 R06/2014-16230/N_{met} CERTIFIKOVANÁ METODIKA ze dne 18. 3. 2014

Vydalo:

Ministerstvo zemědělství, úsek lesního hospodářství, sekce lesního hospodářství, odbor státní správy lesů, myslivosti a rybářství, Těšnov 17, 117 05 Praha 1

Adresa autorského kolektivu:

doc. Ing. Radovan Kopp, Ph.D., Ing. Štěpán Lang, Ing. Tomáš Brabec, Ph.D., prof. Dr. Ing. Jan Mareš

Mendelova univerzita v Brně, Agronomická fakulta, Ústav zoologie, rybářství, hydrobiologie a včelařství, Oddělení rybářství a hydrobiologie, Zemědělská 1, 613 00 Brno.

www.rybarstvi.eu

Mendelova univerzita v Brně

ISBN 978-80-7375-953-7

Obsah:

I.	Cíl metodiky	4
II.	Popis metodiky	4
	Teplota vody (°C)	4
	Obsah rozpuštěného kyslíku (mg.l ⁻¹ , %)	6
	pH	12
	Konduktivita (mS.m ⁻¹)	15
	Kyselinová neutralizační kapacita (mmol.l ⁻¹)	18
	Průhlednost	20
	Amoniakální dusík (N-NH ₄ ⁺)	22
	Dusitanový dusík (N-NO ₂ ⁻)	26
	Chloridy (Cl ⁻)	28
	Kompaktní fotometry	31
III.	Srovnání novosti postupů	32
IV.	Popis uplatnění metodiky	32
V.	Ekonomické aspekty	32
	Poděkování	33
	Seznam použité literatury	34
	Seznam předcházejících publikací	35

I. Cíl metodiky:

Cílem metodiky je poskytnout chovatelům ryb v různých typech akvakulturních systémů informace o možnostech stanovení nejdůležitějších fyzikálně-chemických parametrů, které mohou zásadním způsobem ovlivňovat chov ryb. Metodika obsahuje u každého z popisovaných parametrů návod pro co nejjednodušší orientační stanovení v provozních podmínkách. Metodika je určena uživatelům chovných systémů především s intenzivním chovem pro zajištění optimálního životního prostředí a welfare ryb. Metodika navazuje na ověřenou technologii Lang a kol. (2012): *Optimalizace hydrochemických parametrů v recirkulačním systému pro chov ryb: I. Stabilizace kyselinové neutralizační kapacity a snížení toxicity dusitanů v recirkulačním systému Dánského typu.*

II. Popis metodiky

Fyzikálně-chemické parametry charakterizují situaci na lokalitě v době odběru a v době, která odběru předcházela a pomáhají objasnit příčiny chemických poměrů, které ve vodě vznikly. Na základě fyzikálně-chemického rozboru vody můžeme hodnotit kvalitu (jakost) vody, míru vlivu antropogenní zátěže, stupeň eutrofizace vody i vhodnost vody k chovu ryb. V podmínkách intenzivních chovů a recirkulačních systémů pak dynamiku vývoje její kvality, včetně účinnosti čištění vody nebo funkčního stavu biofitru. K základním sledovaným ukazatelům přírodních vod z hlediska chovu ryb patří teplota vody, obsah rozpuštěného kyslíku, hodnota pH, konduktivita, kyselinová neutralizační kapacita, obsah amoniakálního dusíku a průhlednost vody. Ve speciálních zařízeních s recirkulací vody určených pro intenzivní chov ryb je nutné sledovat i obsah dusitanového dusíku a chloridů.

Teplota vody

Patří mezi základní ukazatele charakterizující vodní ekosystém. Velký význam má teplota povrchových vod, protože ovlivňuje rozpustnost kyslíku, rychlost biochemických pochodů a tím i celý proces samočištění. U povrchových vod teplota vody kolísá nejen během roku, ale i během dne. Teplotní výkyvy jsou však ve vodě menší než ve vzduchu a v důsledku toho působí větší nádrže jako tepelné stabilizátory klimatu okolní krajiny. Změny teploty v nádržích se časově opožďují za změnami teploty ovzduší a to tím více, čím je nádrž hlubší (Heteša a Kočková, 1997; Pitter, 2009). Přes poměrně úzké teplotní rozmezí přírodních vod a to od 0 °C asi do 30 °C významně ovlivňuje její chemickou a biochemickou reaktivitu.

Teplota vody se měří při odběru vzorku rtuťovým teploměrem nebo elektrickým teploměrem s odporovým nebo termistorovým čidlem. V současnosti se nejvíce využívají teplotní čidla, která jsou součástí měřících sond pro stanovení rozpuštěného kyslíku, pH nebo konduktivity.

Teplota vody je jedním z významných ukazatelů jakosti vody z hlediska života vodních organismů. Hranice optimálních teplot se v průběhu vývoje většiny vodních

organizmů poněkud mění. Nebezpečné jsou především náhlé změny v teplotě vody (např. při přesazování ryb). Z hlediska chovu ryb je hlavní význam teploty vody v ovlivnění nasycení vody kyslíkem (vyšší teplota snižuje obsah kyslíku) a vlivu na míru toxicity amoniakálního dusíku (vyšší teplota zvyšuje podíl toxické formy amoniakálního dusíku). Optimální hodnoty teploty vody pro růst a vývoj kaprovitých ryb jsou 18-28 °C u lososovitých 8-18 °C (Svobodová a kol., 1987). Ve specializovaných systémech intenzivního chovu ryb a v systémech recirkulačních je možno v určitém rozmezí regulovat. Pro chov v recirkulačních systémech jsou využívány různé zdroje tepla od geotermální vody, přes odpadní oteplenou vodu až po ohřev tepelnými čerpadly nebo solární energií (Kouřil a kol., 2008).

Stanovení teploty vody

Teplotu vody měříme současně s odběrem vzorku vody pro další fyzikálně-chemické ukazatele, pokud možno přímo ponořením teploměru pod vodní hladinu, přičemž se musí vyloučit přímý sluneční svit. Lze použít běžné typy rtuťových, lihových nebo digitálních teploměrů. Není-li možno měřit přímo, měří se v odměrné láhvi (minimální objem 1 litr) ihned v místě odběru. Při měření je nutno brát zřetel na dostatečné vytemperování teploměru na teplotu vzorku. Výsledky se udávají v °C po zaokrouhlení na 0,1 °C.

Obr. č. 1 Různé typy minikinů



Pro rybářské účely plně dostačují jednoduché typy rtuťových, lihových nebo digitálních teploměrů s dělením stupnice po 1 °C, které lze pořídit v cenové relaci do 100 Kč.

V provozních zařízeních s intenzivním chovem ryb se často využívá kontinuální měření (příp. i záznam) teploty vody. K tomu jsou využívány speciální zařízení (např. tzv. minikiny – viz obr. č. 1) s přenosem dat do počítače. Cena jednotlivých měřidel se pohybuje v řádu několika tisíc korun. Poměrně často je využíváno společné kontinuální měření teploty vody a obsahu rozpuštěného kyslíku (popř. dalších parametrů) na několika místech chovného systému s výstupem na displej a přenosem dat do PC. Cena takových systémů se však již pohybuje řádově v desítkách tisíc korun (obr. č. 2).

Obr. č. 2 Multimetr pro kontinuální sledování vybraných parametrů v systému (www.aquamonitoring.cz)



Obsah rozpuštěného kyslíku

Kyslík je nejvýznamnější z rozpuštěných plynů ve vodě, která s ním netvoří iontové sloučeniny. Dostává se do vody jednak difúzí z atmosféry, jednak při fotosyntetické asimilaci vodních rostlin, sinic a řas. (Pitter, 2009). Množství kyslíku ve vodě značně ovlivňuje většinu biochemických procesů a často proto bývá limitujícím faktorem pro život různých organismů. Kyslík je nezbytný pro zajištění aerobních pochodů při čištění odpadních vod a je jedním z důležitých indikátorů čistoty povrchových vod. Nedostatek kyslíku zvyšuje škodlivost toxických látek na ryby, snižuje příjem potravy a tím ovlivňuje i kvalitu rybího masa jako potraviny. Množství rozpuštěného kyslíku ve vodě závisí na atmosférickém tlaku, koncentraci rozpuštěných látek a především na teplotě vody. S rostoucí teplotou se ve vodě rozpouští stále méně kyslíku (Heteša a Kočková, 1997).

Kyslíkové poměry se kromě koncentrace rozpuštěného kyslíku v mg.l^{-1} vyjadřují také procentem nasycení. Voda nasycená na 100 % má obsah kyslíku odpovídající daným fyzikálním podmínkám (tj. tlaku a teplotě). V přírodních vodách dochází často ke značným odchylkám od 100% hodnot nasycení a to na obě strany. K přesycení vody kyslíkem může dojít při mimořádné turbulenci vody (peřeje, jezy, vodopády, aerační technika), při intenzivní fotosyntetické asimilaci primárních producentů a v intenzivních akvakulturních systémech při sycení vody čistým kyslíkem. V přirozených vodách se na odčerpávání rozpuštěného kyslíku podílí řada činitelů. Vedle dýchání živočichů a rostlin je to nejčastěji spotřeba kyslíku při rozkladu organické hmoty a vzestup teploty vody (Lellák a Kubíček, 1991).

Kyslík je nutno stanovit nebo alespoň fixovat na místě odběru vzorku, přičemž je nezbytné zaznamenat i teplotu vody. V současnosti je nejběžnějším způsobem stanovení obsahu rozpuštěného kyslíku vyžití automatických analyzátorů se sondou založených na elektrochemickém nebo optickém principu měření. Elektrochemické (potenciometrické) sondy jsou složeny ze dvojice elektrod (indikační a referenční), které jsou od prostředí odděleny tenkou membránou z plastu. Membrána propouští kyslík, který se na povrchu elektrody redukuje na hydroxidové ionty. Proud procházející systémem je úměrný parciálnímu tlaku kyslíku rozpuštěného ve vodě. Elektrický signál sondy je závislý na teplotě a obsahu rozpuštěných látek. Stanovení ruší další plyny rozpuštěné ve vzorku.

Vlastní práce s membránovou sondou a měřičem kyslíku závisí na typu použitého přístroje. Běžně využívané moderní přístroje (WTW, Hanna, Hach, Gryf aj.) vyžadují kalibraci sondy v kalibrační nádobce při 100% vzdušné vlhkosti. Přístroje mají zabudovanou kompenzaci na atmosférický tlak, vlastní teplotní čidlo a možnost nastavení salinity vody při měření v hypersalinním prostředí (např. mořská voda). Sonda se ponoří do měřeného prostředí tak, aby se na ní nezachytily bublinky vzduchu. Důležitou podmínkou měření je zajištění pohybu měřené vody okolo membrány. Pokud neměříme v tekoucí vodě, musíme sondou pohybovat rychlostí cca $0,3\text{--}0,4 \text{ m.s}^{-1}$. Po ustálení signálu měřicího čidla odečteme výslednou hodnotu z displeje přístroje. Toto ustálení je dosaženo obvykle za dobu 2 až 3 minuty. Jestliže je odezva přístroje nestálá, nebo vzhledem k údajům dodávaným výrobcem příliš zdlouhavá, je třeba vyměnit elektrolyt nebo membránu, případně obojí. Cena takových oximetrů se pohybuje v rozmezí od několika tisíc až po několik desítek tisíc korun (obr. č. 3).

Přístroje na principu optického měření koncentrace rozpuštěného kyslíku mají z pohledu uživatele celou řadu výhod. Neobsahují mechanicky choulostivou membránu a agresivní elektrolyt, měření je nezávislé na rychlosti průtoku média, přítomnost dalších plynů a organických látek nemá žádný vliv na přesnost měření. Přístroj se nemusí v pravidelných intervalech kalibrovat, trvale je sledována správná funkce senzoru, občas se mění jen měřící hlavice jako celek. Optické sondy pracují na principu fotodiod emitující modré a červené světlo. Ke zjištění koncentrace rozpuštěného kyslíku se velmi přesně měří časový posun mezi impulzy modrého a

červeného světla, který je závislý na koncentraci kyslíku v měřeném médiu (Kabeš, 2007; Tillich 2007). Cena těchto přístrojů je obdobná jako u přístrojů s membránovými sondami a vzhledem k jejich uživatelské přívětivosti je v provozu rychle nahrazují (obr. č. 4). O možnosti kontinuálního sledování jsme se zmínili již u měření teploty.

Obr. č. 3 Analyzátoři rozpuštěného kyslíku s membránovou sondou



Ke stanovení rozpuštěného kyslíku se stále užívá i klasická jodometrická metoda. Kyslík rozpuštěný ve vzorku vody reaguje v alkalickém prostředí s hydroxidem manganatým za vzniku hnědě zbarvené sraženiny vícemocných sloučenin manganu. Po okyselení vzorku přechází mangan s vyšším oxidačním číslem v přítomnosti jodidu zpět na iont manganatý, přičemž se uvolní takové množství jódu, které je ekvivalentní množství rozpuštěného kyslíku obsaženého ve vodě. Uvolněný jód se titruje odměrným roztokem thiosíranu sodného na škrob jako indikátor. Přes nesporné přednosti elektrochemických a optických metod stanovení kyslíku se jodometrická metoda stále využívá pro stanovení rozpuštěného kyslíku jako metoda rozhodčí a ke kalibraci kyslíkových sond.

V povrchových vodách kolísá koncentrace kyslíku podle toho, zda jde o tok nebo nádrž či jezero a dále v závislosti na obsahu organických látek. V tocích vzhledem k neustálému promíchávání vrstev vody a stálému kontaktu s okolním vzduchem se nasycení obvykle pohybuje mezi 85-105%. Obsah kyslíku ve stojatých vodách je závislý především na fotosyntetické činnosti rostlin a dýchání všech organismů. Čím je voda na organismy bohatší, tím výraznější je kolísání obsahu kyslíku během 24 hodin i rozdíly v jednotlivých hloubkách. Zatímco povrchové vrstvy bývají přes den kyslíkem výrazně přesyceny v důsledku asimilační činnosti fytoplanktonu (naopak nízké koncentrace kyslíku v brzkých ranních hodinách) v hlubších vrstvách bývá kyslíku nedostatek, protože je tu málo světla a větší množství organické hmoty podléhající oxidaci. Nařízení vlády č. 71/2003 Sb. v platném znění specifikuje hodnoty jakosti vod vhodných pro život ryb u rozpuštěného kyslíku pro vody kaprové nad $8,0 \text{ mg.l}^{-1}$ (přípustná hodnota nad $7,0 \text{ mg.l}^{-1}$) a pro vody lososové nad $9,0 \text{ mg.l}^{-1}$. V případě poklesu kyslíku pod $6,0 \text{ mg.l}^{-1}$, je nutno zkoumat zda, tato situace nebude mít škodlivé důsledky na rybí populaci. Nařízení vlády č. 61/2003 Sb. uvádí obecný požadavek přípustné hodnoty znečištění povrchových vod pro všechny typy vod, kdy hodnota nasycení vody kyslíkem by neměla klesat pod $9,0 \text{ mg.l}^{-1}$.

Obr.. č. 4 Analyzátoři rozpuštěného kyslíku s optickou sondou



V rybochovných zařízeních jsou k optimalizaci kyslíkové bilance využívána technická zařízení různého typu a konstrukce (aerační technika) nebo přímo dotace

kyslíku do vodního prostředí. Udržení dostatečného obsahu rozpuštěného kyslíku zejména v intenzivním chovu ryb je nezbytnou podmínkou pro příznivé produkční výsledky (úroveň přežití, intenzita růstu, využití krmiva, stres).

Stanovení koncentrace rozpuštěného kyslíku ve vodě

Odebereme zkoumaný vzorek vody do skleněné lahvičky (kyslíkovky, 50 ml) tak, abychom zamezili kontaktu se vzdušným kyslíkem. Skleněnou lahvičku bez zabroušené zátky umístíme do Hrbáčkova odběráku (Obr č. 5), ten uzavřeme tak aby delší trubička zasahovala do skleněné lahvičky. Odběrák ponoříme do vody a po jeho naplnění je v skleněné lahvičce vzorek vody, který nepřišel do kontaktu se vzdušným kyslíkem. Lahvičku vytáhneme, zazátkujeme, odzátkujeme a přidáme 1 ml (25 kapek) činidla č. 1 (síran manganatý) a 1 ml (25 kapek) činidla č. 2 (hydroxid sodný s jodidem draselným). Nutno dodržet uvedené pořadí činidel. Vzorek se zazátkuje, dobře promíchá a vzniklá sraženina se nechá usadit (Obr č. 6). Hnědavé zbarvení sraženiny lze porovnat s přiloženou barevnou škálou (Obr. č. 7) a přibližně určit koncentraci rozpuštěného kyslíku ve vodě. Porovnávání vybarvených vzorků s barevnou škálou provádíme na nepřímém denním světle ve vzdálenosti cca 5 cm od bílé podložky.

Pro přesnější stanovení se část roztoku nad sraženinou opatrně odlije, přidá se 25 kapek činidla č. 3 (kyselina sírová) a sraženina se krouživým pohybem rozpustí. Pokud nedojde k rozpuštění sraženiny, přidá se další dávka kyseliny. Ke vzniklému hnědožlutému roztoku přidáme několik kapek činidla č. 4 (indikátor - škrob) a titrujeme (injekční stříkačkou) činidlem č. 5 (thiosíran) do odbarvení. Vraccující se modré zbarvení se již nedotitrovává.

Výpočet: rozpuštěný kyslík (mg.l^{-1}) = spotřeba thiosíranu (ml) \times 3,3

Činidla :

(1) *Síran manganatý*, srážecí roztok: 48 g $\text{MnSO}_4 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ nebo 42,5 g $\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ se rozpustí v destilované vodě a doplní na 100 ml.

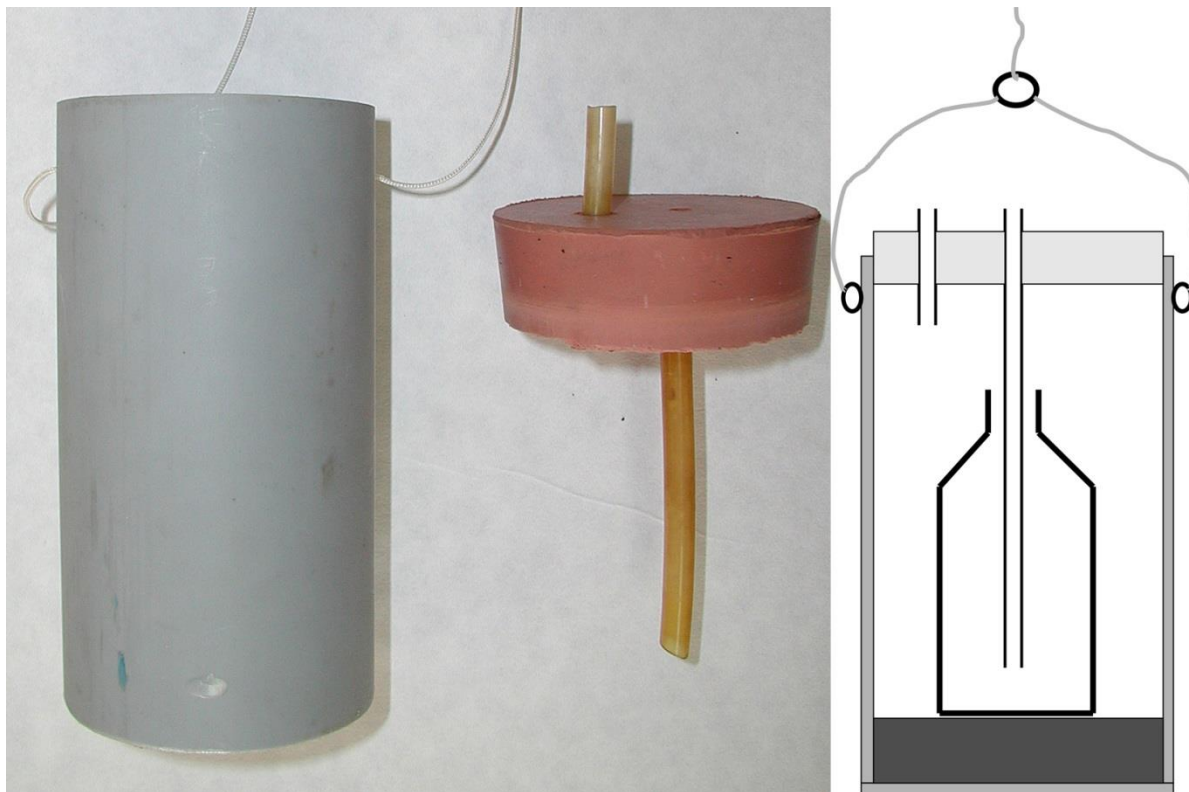
(2) *Hydroxid s KI*, srážecí roztok: 40 g NaOH nebo 57 g KOH se rozpustí spolu s 31,5 g KI v destilované vodě a doplní na 100 ml.

(3) *Kyselina sírová* H_2SO_4 : zředěná 1 + 4 (lze použít i koncentrovanou kyselinu)

(4) *Indikátor*: 0,5 g rozpustného škrobu (škrob pro jodometrii) a 0,05 g kyseliny salicylové (konzervant) se rozmíchá s malým množstvím studené destilované vody a vlije do 100 ml vroucí destilované vody. Několik minut se povaří a nechá přes noc stát. Čirý roztok se používá jako indikátor.

(5) *Thiosíran sodný*, odměrný roztok: 0,02 M. Naváží se 4,964 g $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3 \cdot 5 \text{H}_2\text{O}$, rozpustí v destilované vodě a doplní v odměrné baňce na 1 litr.

Obr. č. 5 Hrbáčkův odběrák (vlevo), náčrt odběráku s uložením kyslíkovky (vpravo)



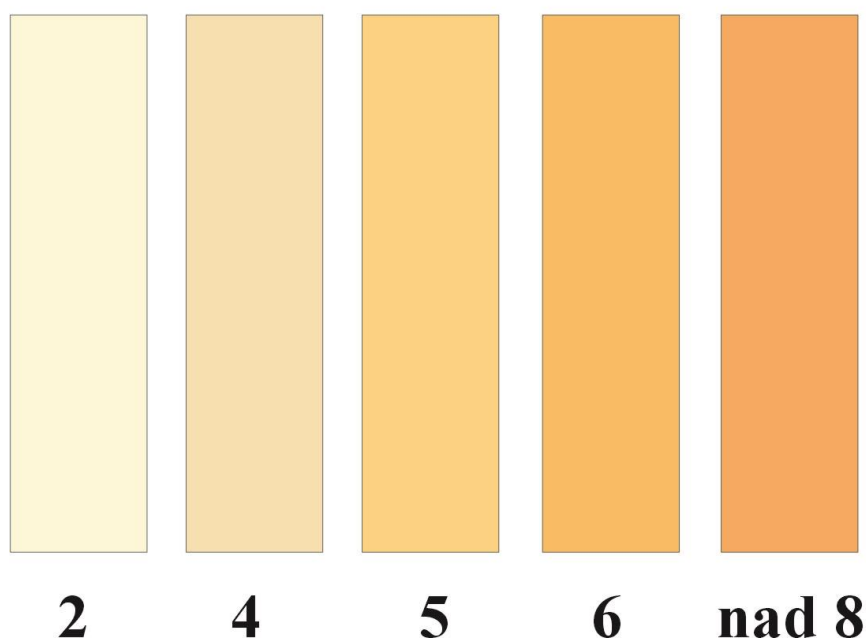
Obr. č. 6 Kyslíkovky se vzorkem vody po přidání síranu manganatého a hydroxidu s jodidem. Vlevo ihned po promíchání činidel, vpravo po 10 minutách. Pro srovnání s barevnou škálou je vhodnější usazená sraženina sloučenin manganu.



Pro běžný monitoring obsahu rozpuštěného kyslíku při chovu ryb v provozních podmínkách dostačuje orientační stanovení na základě intenzity vybarvení vzniklé sraženiny vyšších oxidačních stupňů manganu. K odhadu obsahu kyslíku se využije přiložená kalibrační škála. Cena jednoho stanovení se pohybuje kolem 2,50 Kč, k odběru vzorku je však nutno použít speciální odběrnou nádobu (Hrbáčkova láhev), kterou lze vyrobit svépomocí. V případě pořízení již hotového odběrného zařízení se cena za nejlevnější typ pohybuje kolem 350 Kč. Tato jednorázová investice není v ceně analýzy započtena.

Obr. č. 7 Barevná škála pro stanovení přibližné koncentrace rozpuštěného kyslíku (mg.l^{-1}) na základě zbarvení sraženiny vícemocných sloučenin manganu

Koncentrace rozpuštěného kyslíku v mg.l^{-1}



Reakce vody pH

Hodnota pH kolísá v přírodních vodách v poměrně širokém rozmezí a může výrazně ovlivňovat život vodních organismů i využití vody pro pitné účely. Příliš nízké nebo vysoké pH snižuje biodiverzitu rostlinných i živočišných druhů prodražuje úpravu pitné vody, zvyšuje toxicitu řady toxických látek. Vyšší neutralizační kapacita vody zabraňuje kolísání hodnot pH a tím působí pozitivně na celý ekosystém, který je stabilnější.

Hodnota pH významně ovlivňuje chemické a biochemické procesy ve vodách a z toho hlediska je stanovení hodnoty pH nezbytnou součástí každého chemického rozboru vody. Povrchové vody, s výjimkou vod z rašelinišť a acidifikovaných vod nádrží a jezer, mívají hodnoty pH v rozmezí asi od 6,0 do 8,5. Posun do alkalické oblasti nad 8 bývá způsoben intenzivní fotosyntetickou asimilací primárních producentů, kdy dochází k vyčerpání volného oxidu uhličitého. Relativně nízké

hodnoty pH vykazují vody z rašelinišť obsahující huminové látky a málo mineralizované acidifikované vody některých nádrží a jezer (Horáková a kol. 2007; Heteša a Kočková, 1997; Pitter, 2009). Snížení hodnoty pH můžeme zaznamenat i v intenzivních akvakulturních systémech díky zvýšenému přísunu oxidu uhličitého do vody z intenzivního metabolismu ryb především po nakrmení.

V recirkulačních systémech dochází k výraznému snižování hodnoty pH díky činnosti biologického filtru, resp. metabolismem aerobních bakterií., který je významným zdrojem kyseliny uhličitě (Lang a kol., 2011).

Kyselost vodných roztoků je způsobena nadbytkem vodíkových H^+ iontů, zásaditost nadbytkem hydroxylových iontů OH^- . Součin koncentrací obou iontů je konstantní, pro vyjádření reakce vody tedy stačí stanovit koncentraci jednoho z nich. Koncentrace vodíkových iontů kolísá ve velmi širokém rozmezí mnoha řádů, proto se k vyjádření používá záporně vzatý dekadický logaritmus jejich koncentrace. V přírodních vodách je reakce vody obvykle určována uhličitánovou rovnováhou.

Obr. č. 8 Různé typy pH metrů



Hodnota pH se určuje jednak kolorimetricky, jednak potenciometricky. Kolorimetrické stanovení patří mezi rychlé ale méně přesné stanovení. Ke vzorku vody se přidá univerzální indikátor (množství vzorku i indikátoru dle pokynů výrobce) a srovná se vzniklé zbarvení s papírovou barevnou škálou. Přesnost stanovení pH je cca $\pm 0,5$.

K přesnému stanovení pH slouží potenciometrické stanovení, pro které se jako měrná elektroda nejvíce osvědčuje skleněná elektroda a jako referenční elektroda kalomelová nebo argentchloridová. Manipulace se sondou je velmi jednoduchá, nevadí jí přítomnost oxidačních ani redukčních látek, potenciál se ustanovuje rychle a je v širokém rozsahu lineární funkcí pH. Správný chod pH-metrů

je nutno kontrolovat standardními tlumivými roztoky o známé hodnotě pH. Kalibrace se provádí minimálně na dva tlumivé roztoky (nejčastěji pH 4, 7 nebo 10) dle pokynů výrobce. Vždy je nutno dbát na pečlivou očistu sondy před vložením do tlumivého roztoku z důvodu jeho možné kontaminace a znehodnocení.

Moderní pH-metry mají automatickou teplotní korekci, sondy již nemusí být stále ponořeny ve vodním prostředí (obr. č. 8). Funkce je omezena pouze znečištěním (zvláště mastnotou), kterou lze očistit ethanolem nebo benzenem, po čištění je vždy nutná kalibrace. Hodnota pH se měří ponořením elektrody do vzorku vody a odečtením výsledku po ustálení. Výsledné hodnoty pH se zaokrouhlují na desetiny až setiny v závislosti na druhu použitého přístroje.

Reakce vody se v průběhu dne značně mění především v silně eutrofních nádržích díky intenzivní fotosyntéze. Nejnižší hodnoty pH tak zaznamenáme v brzkých ranních hodinách, naopak v pozdním odpolední je reakce vody silně zásaditá a může dosahovat i hodnot přes pH 10. V tekoucích vodách tak výrazné kolísání hodnot pH během dne a noci většinou nenastává. Roční změny v hodnotách pH jsou nejvýraznější v jarním období, kdy dochází díky tání kyselých sněhových srážek ke snížení reakce vody. Nařízení vlády č. 61/2003 Sb. i č. 71/2003 Sb. uvádí stejné přípustné hodnoty znečištění povrchových vod pro vody lososové i kaprové a to rozpětí hodnot pH 6-9.

Stanovení hodnoty pH

Injekční stříkačkou odebereme 10 ml zkoumaného vzorku vody do skleněné zkumavky. Přidáme 5 kapek činidla č. 1 (směsný indikátor). Vzorek se dobře promíchá a nechá stát alespoň 1 minutu. Vzniklé zbarvení porovnáme s přiloženou barevnou škálou (Obr. č. 9) a určíme přibližnou koncentraci pH. Zbarvení je stálé min. 1 hodinu.

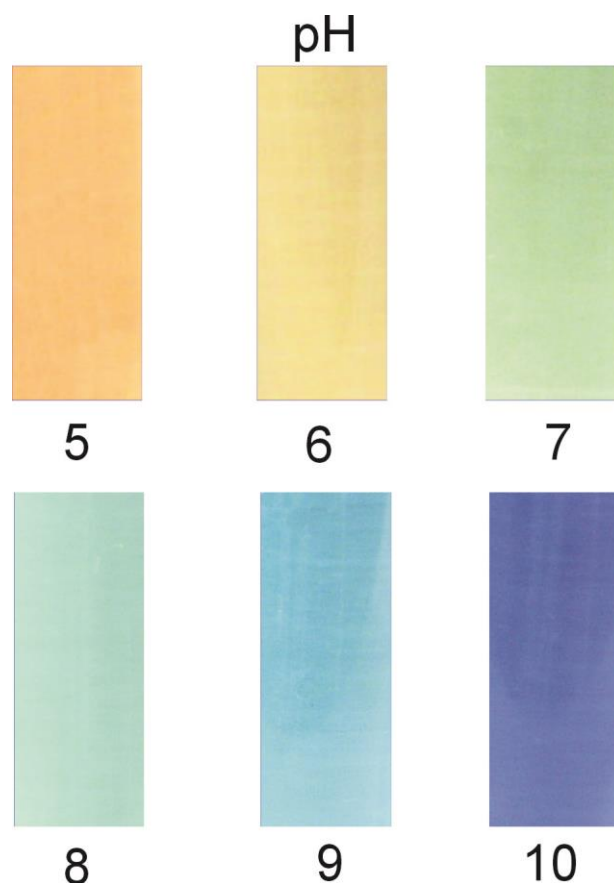
Činidla:

(1) *směsný indikátor*: Níže uvedené indikátory se po navážení rozpustí v methanolu (CH₃OH) a doplní do 1 litru. Správné zelené barvy indikátoru se docílí velmi opatrným přidáváním hydroxidu sodného 4g NaOH rozpuštěného ve 100 ml ethanolu (C₂H₅OH) za tepla. Docílení správného zbarvení směsného indikátoru nelze uspěchat, je nutno zachovat trpělivost, dobarvení může trvat i delší dobu.

<i>Indikátor – fenolftalein:</i>	<i>0,2720 g</i>
<i>Indikátor – orthokresolftalein:</i>	<i>0,2290 g</i>
<i>Indikátor – bromthymolová modř:</i>	<i>0,7640 g</i>
<i>Indikátor – methylčerveň:</i>	<i>0,1682 g</i>
<i>Indikátor – methyloranž:</i>	<i>0,0644 g</i>

Pro běžný monitoring hodnoty pH v chovech ryb v provozních podmínkách, je toto orientační stanovení pomocí směsného indikátoru plně dostačující. Cena jednoho stanovení je zanedbatelná a pohybuje kolem jednoho haléře. Do ceny analýzy není započtena skleněná zkumavka, kdy lze použít jakoukoli zkumavku z čirého skla o dostatečném objemu.

Obr. č. 9 Barevná škála pro stanovení přibližné koncentrace pH při použití směsného indikátoru



Při použití pH metrů různé konstrukce (foto č. 3) začíná pořizovací cena na přibližně 1000 Kč. V praxi se často využívají multimetry (foto č. 5,6), jejichž součástí je i měření hodnoty pH, cena těchto přístrojů je v řádu několika desítek tisíc Kč. pH sonda postupně stárne a je potřeba počítat s obměnou vlastní sondy v intervalu 1-2 roky. Jednodušší pH metry výměnu neumožňují a je třeba pořídit přístroj nový, u dražších typů se cena nové sondy pohybuje v řádu několika tisíc korun.

Konduktivita

Elektrolytická konduktivita, která se v rozborech vody označuje obvykle jen jako konduktivita, je míra koncentrace ionizovatelných anorganických a organických součástí vodního prostředí. U přírodních vod je mírou obsahu anorganických elektrolytů (aniontů a kationtů). Elektrolytická konduktivita může tedy sloužit ke

kontrole výsledku chemického rozboru vody (Pitter, 2009). Konduktivita závisí na koncentraci iontů, jejich nábojovém čísle, pohyblivosti a teplotě. Vzrůst nebo pokles teploty o 1 °C způsobuje změnu konduktivity nejméně o 2%. Konduktivita vody se obvykle měří nebo přepočítává na teplotu 25 °C (Horáková a kol. 2007). Korekční faktor je použitelný jen k přepočtu u přírodních vod, jejichž konduktivita (při 25 °C) se pohybuje v rozsahu od 6 mS.m⁻¹ do 100 mS.m⁻¹.

Vodivost (konduktivita) je převrácená hodnota odporu a její jednotkou je 1 S (siemens). V hydrochemii se udává konduktivita v jednotkách mS.m⁻¹, dosud se také používá jednotka μS.cm⁻¹, pro kterou platí, že 1 μS.cm⁻¹ = 0,1 mS.m⁻¹. Stanovená konduktivita vody nám zprostředkovává poznatek o obsahu iontů a tím o koncentraci rozpuštěných disociovaných látek. Dle výše vodivosti můžeme odhadovat stupeň mineralizace vody, stanovení konduktivity je výhodné při dlouhodobém sledování daného druhu vody, protože konduktivita prokáže změny v koncentraci rozpuštěných látek. V akvakulturních chovech ryb s recirkulací vody a biofiltry lze na základě hodnoty vodivosti nepřímo kontrolovat obsah chloridů, které jsou významné z hlediska eliminace toxického vlivu dusitanového dusíku (Lang a kol., 2011).

Konduktivita se měří různými typy konduktometrů (obr. č. 10), které se kalibrují roztokem chloridu draselného. Roztok KCl o koncentraci 0,01 mol.l⁻¹ vykazuje konduktivitu 141 mS.m⁻¹ při 25 °C. Při kalibraci nesmíme zapomínat na velkou závislost konduktivity na teplotě. Doporučuje se vytemperovat kalibrační roztok na teplotu 25 °C.

Ceny konduktometrů se liší v závislosti na vybavení přístroje, nejjednodušší přístroje bez teplotního čidla začínají na 500 Kč, cena přístrojů s teplotní kompenzací je přibližně o 300 Kč vyšší. Ke správné funkci přístroje je potřeba kalibrace za využití kalibračního roztoku, který lze připravit rozpuštěním potřebného množství chloridu draselného v destilované vodě. Z hlediska zaručení přesné koncentrace roztoku doporučujeme využívat již komerčně předpřipravené kalibrační roztoky, jejichž cena se pohybuje kolem 150 Kč za 100 ml. Naše zkušenosti s měřením ukazují, že postačuje přístroje kalibrovat jednou za rok.

Klasifikace jakosti povrchových vod (ČSN 757221) udává konduktivitu jako základní chemický ukazatel, její mezní hodnota pro I. třídu jakosti je < 40 mS.m⁻¹. Konduktivita povrchových vod v ČR se obvykle pohybuje v rozmezí 5-60 mS.m⁻¹, u vod ležících na slaniscích bývají hodnoty vyšší i přes 150 mS.m⁻¹.

Stanovení hodnoty konduktivity

Vlastní měření je velmi jednoduché, nakalibrovaný přístroj ponoříme do měřeného vzorku vody a po ustálení odečítáme hodnotu na displeji přístroje. Při měření je třeba dbát na dostatečné vytemperování přístroje na teplotu prostředí. Moderní přístroje automaticky přepočítávají naměřenou konduktivitu na teplotu 25 °C. V případě použití jednoduchého konduktometru bez tepelné kompenzace, doporučujeme změřit teplotu vzorku a konduktivitu přepočítat na teplotu 25 °C pomocí korekčního faktoru (Tab. č. 1).

Tab. č. 1 Teplotní korekční faktor f_{25} k převádění konduktivity přírodních vod na 25 °C (ČSN EN 27 888)

teplota	f_{25}									
°C	,0	,1	,2	,3	,4	,5	,6	,7	,8	,9
0	1,918	1,912	1,906	1,899	1,893	1,887	1,881	1,875	1,869	1,863
1	1,857	1,851	1,845	1,840	1,834	1,829	1,822	1,817	1,811	1,805
2	1,800	1,794	1,788	1,783	1,777	1,772	1,766	1,761	1,756	1,750
3	1,745	1,740	1,734	1,729	1,724	1,719	1,713	1,708	1,703	1,698
4	1,693	1,688	1,683	1,678	1,673	1,668	1,663	1,658	1,653	1,648
5	1,643	1,638	1,634	1,629	1,624	1,619	1,615	1,610	1,605	1,601
6	1,596	1,591	1,587	1,582	1,578	1,573	1,569	1,564	1,560	1,555
7	1,551	1,547	1,542	1,538	1,534	1,529	1,527	1,521	1,516	1,512
8	1,508	1,504	1,500	1,496	1,491	1,487	1,483	1,479	1,475	1,471
9	1,467	1,463	1,459	1,455	1,451	1,447	1,443	1,439	1,436	1,432
10	1,428	1,424	1,420	1,416	1,413	1,409	1,405	1,401	1,398	1,394
11	1,390	1,387	1,383	1,379	1,376	1,372	1,369	1,365	1,362	1,358
12	1,354	1,351	1,343	1,344	1,341	1,337	1,334	1,330	1,327	1,323
13	1,320	1,317	1,313	1,310	1,307	1,303	1,300	1,297	1,294	1,290
14	1,287	1,284	1,281	1,278	1,274	1,271	1,268	1,265	1,262	1,259
15	1,256	1,253	1,249	1,246	1,243	1,240	1,237	1,234	1,231	1,228
16	1,225	1,222	1,219	1,216	1,214	1,211	1,208	1,205	1,202	1,199
17	1,196	1,193	1,191	1,188	1,185	1,182	1,179	1,177	1,174	1,171
18	1,168	1,166	1,163	1,160	1,157	1,155	1,159	1,149	1,147	1,144
19	1,141	1,139	1,136	1,134	1,131	1,128	1,126	1,123	1,121	1,118
20	1,116	1,113	1,111	1,108	1,105	1,103	1,101	1,098	1,096	1,093
21	1,091	1,088	1,086	1,083	1,081	1,079	1,076	1,074	1,071	1,069
22	1,067	1,064	1,062	1,060	1,057	1,055	1,053	1,051	1,048	1,046
23	1,044	1,041	1,039	1,037	1,035	1,032	1,030	1,028	1,026	1,024
24	1,021	1,019	1,017	1,015	1,013	1,011	1,008	1,006	1,004	1,002
25	1,000	0,998	0,996	0,994	0,992	0,990	0,987	0,985	0,983	0,981
26	0,979	0,977	0,975	0,973	0,971	0,969	0,967	0,965	0,963	0,961
27	0,959	0,957	0,956	0,953	0,952	0,950	0,948	0,946	0,944	0,942
28	0,940	0,938	0,936	0,934	0,933	0,931	0,929	0,927	0,925	0,923
29	0,921	0,920	0,918	0,916	0,914	0,912	0,911	0,909	0,907	0,905
30	0,903	0,902	0,900	0,898	0,896	0,895	0,893	0,891	0,889	0,888
31	0,886	0,884	0,883	0,881	0,879	0,877	0,876	0,874	0,872	0,871
32	0,869	0,867	0,866	0,864	0,863	0,861	0,859	0,858	0,856	0,854
33	0,853	0,851	0,850	0,848	0,846	0,845	0,843	0,842	0,840	0,839
34	0,837	0,835	0,834	0,832	0,831	0,829	0,828	0,826	0,825	0,823
35	0,822	0,820	0,819	0,817	0,816	0,814	0,813	0,811	0,810	0,808

Obr. č. 10 Různé typy konduktometrů



Stanovení hodnoty konduktivity

Vlastní měření je velmi jednoduché, nakalibrovaný přístroj ponoříme do měřeného vzorku vody a po ustálení odečítáme hodnotu na displeji přístroje. Při měření je třeba dbát na dostatečné vytemperování přístroje na teplotu prostředí. Moderní přístroje automaticky přepočítávají naměřenou konduktivitu na teplotu 25 °C. V případě použití jednoduchého konduktometru bez tepelné kompenzace, doporučujeme změřit teplotu vzorku a konduktivitu přepočítat na teplotu 25 °C pomocí korekčního faktoru (Tab. č. 1 v příloze).

Kyselinová neutralizační kapacita (KNK)

Neutralizační (acidobazická) kapacita je schopnost vody vázat vodíkové a hydroxidové ionty. Tato schopnost je významnou obecnou vlastností všech vod a je způsobena různými proteolytickými systémy. U přírodních vod zpravidla převažuje uhličitanový systém $\text{CO}_2 - \text{HCO}_3^- - \text{CO}_3^{2-}$ (Pitter, 2009; Heteša a Kočková, 1997). Neutralizační kapacita se stanovuje titrací vody kyselinou nebo zásadou. Kyselinovou neutralizační kapacitou (dříve nazývanou alkalita, alkalinita) se rozumí látkové množství silné jednosytné kyseliny v mmol, které spotřebuje 1 litr vody k dosažení určité hodnoty pH. Hodnota pH do které se stanovení provádí, se udává jako index u příslušné zkratky (např. $\text{KNK}_{4,5}$). Při chemické analýze přírodních a užitkových vod se zpravidla pracuje s hodnotami pH bodů ekvivalence 4,5 a 8,3, které odpovídají průměrné koncentraci veškerého CO_2 v těchto typech vod (Horáková a kol. 2007).

Hodnota pH do které se titrace provádí (pH bodu ekvivalence) může být zvolena buď z analytického, nebo z technologického hlediska. U přírodních vod se nejčastěji používají body ekvivalence 4,5 a 8,3. Je-li hodnota pH přírodních vod vyšší než 8,3, způsobila ji přítomnost uhličitanových a hydroxidových iontů. Při stanovení KNK do pH 4,5 se kromě hydrogenuhličitanů zároveň titrují také zásady, anionty slabých kyselin a další anionty, které se hydrolyzují při uvolňování iontů OH⁻.

KNK se stanovuje titrací vzorku vody odměrným roztokem HCl o koncentraci 0,1 mol.l⁻¹ na indikátor fenolftalein (pH bodu ekvivalence 8,3), methylovou oranž (pH bodu ekvivalence 4,5) nebo se bod ekvivalence může indikovat potenciometricky. Potenciometrickou indikaci je nutno použít jestliže jsou vzorky vody barevné nebo zakalené a vizuální indikace není možná.

Hodnota KNK_{4,5} nás nepřímo informuje o množství rozpuštěného vápníku a hořčíku ve vodě, které spolurozhodují o hodnotě pH. Velmi nízké hodnoty KNK_{4,5} (1-2 mmol.l⁻¹) dávají předpoklad častého kolísání hodnot pH těchto vod. Při KNK_{4,5} 2 až 5 mmol.l⁻¹ je již pH poměrně stabilní, vody s vysokým obsahem solí mohou mít hodnoty KNK_{4,5} vyšší i přes 8 mmol.l⁻¹, avšak tyto hodnoty se vyskytují zřídka.

V chovech ryb patří stanovení KNK_{4,5} mezi základní sledované hodnoty kvality vodního prostředí. Snahou chovatelů ryb je dosáhnout hodnot KNK nad 2 mmol.l⁻¹ a stabilizovat tak hodnotu pH v odchovném prostředí. Velký význam má hodnota KNK především v intenzivních chovech, obzvláště v těch recirkulačních, což jsou systémy velmi nestabilní a vyžadují zvýšenou pozornost věnovanou kvalitě vody a udržení optimálního chovného prostředí. Možnosti úpravy hodnoty KNK v těchto systémech uvádí Lang a kol. (2011).

Stanovení hodnoty KNK_{4,5}

Injekční stříkačkou odebereme 10 ml zkoumaného vzorku vody do skleněné zkumavky. Přidáme 3 kapky činidla č. 1 (methyloranž nebo směsný indikátor) a vzorek promícháme. Postupně přikapáváme (počítáme počet kapek!) činidlo č. 2 (Kyselina chlorovodíková) až do změny zbarvení indikátoru (žlutá-načervenalá u methyloranže, modrá-nažloutlá u směsného indikátoru) viz. Obr. č. 11.

Výslednou hodnotu KNK (alkality) vypočítáme podle vzorce:

$$\text{KNK}_{4,5} (\text{mmol.l}^{-1}) = \text{počet kapek} \times 0,055$$

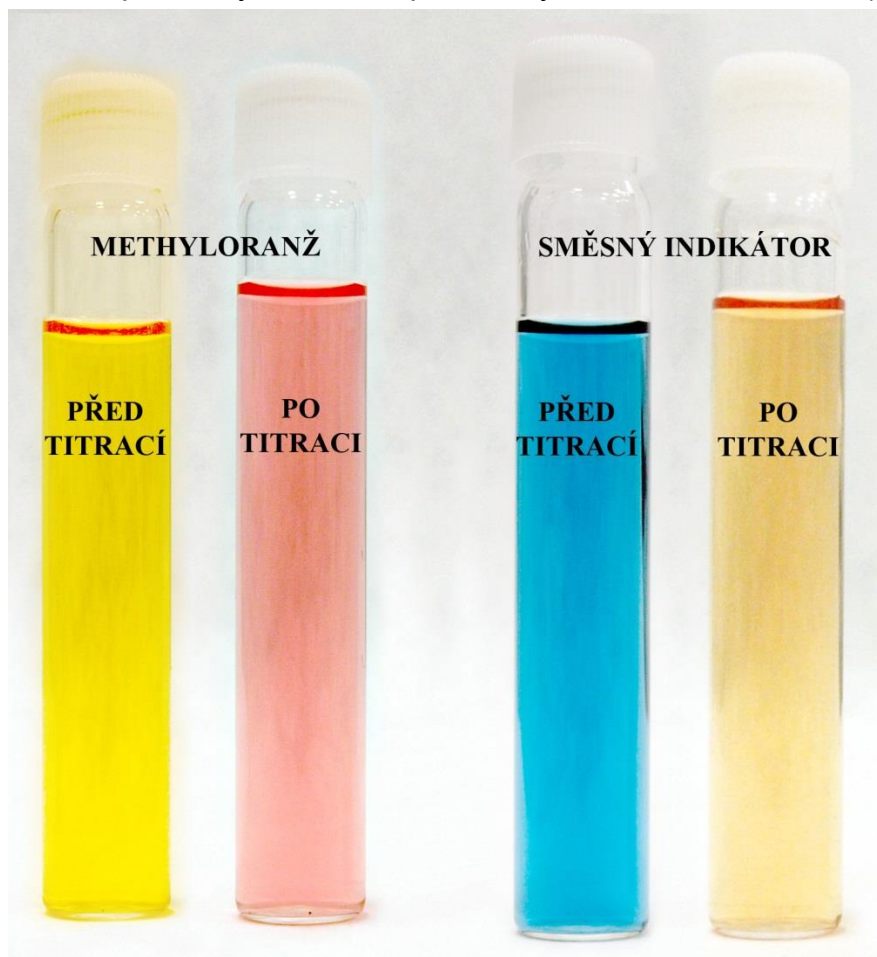
Činidla :

(1) *Indikátor – methyloranž*: 0,05 % roztok: 0,05 g sodné soli methyloranže se rozpustí ve 100 ml horké destilované vody a po vychladnutí zfiltruje.

Směsný indikátor: 0,2 g bromkresolové zeleně se rozpustí ve 100 ml ethanolu (96 %) a přidá se 0,015 g methylové červeně. Indikátor se uchovává v lahvi z hnědého skla.

(2) *Kyselina chlorovodíková:* roztok 0,1 M (0,1 N): 8,5 ml HCl konc. (35-37 %) se zředí do 1.000 ml destilované vody v odměrné baňce.

Obr. č. 11 Barevné přechody indikátorů používaných ke stanovení KNK (alkality)



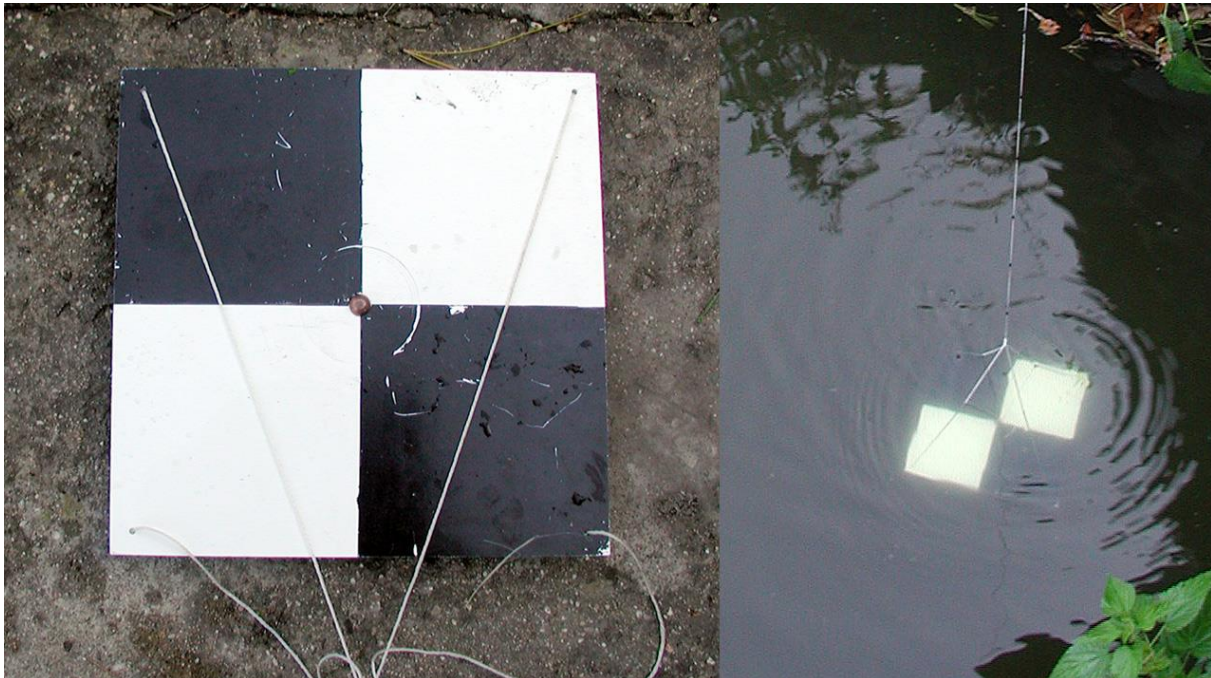
Pro běžný monitoring hodnoty $KNK_{4,5}$ při chovu ryb v provozních podmínkách toto orientační stanovení za využití indikátoru plně dostačuje. Cena jednoho stanovení se pohybuje kolem 0,02 Kč. Do ceny analýzy není započtena skleněná zkumavka, kdy lze použít jakoukoli zkumavku z čirého skla o dostatečném objemu.

Průhlednost vody

Jedna z významných fyzikálních vlastností ovlivňujících množství světla pronikajícího vodním sloupcem je průhlednost vody. Průhlednost vody je různou měrou snižována zákalem (organickým i anorganickým) a značně ovlivňována rozdílnou absorpcí světla různými barevnými látkami rozpuštěnými nebo rozptýlenými ve vodě. Průhlednost vody lze jednoduše a rychle stanovit Secchiho

deskou (Obr. č. 12), kruhovou nebo čtvercovou plochou o průměru asi 20-25 cm, rozdělenou na čtyři kvadranty, které jsou střídavě černé a bílé (Heteša a Kočková, 1997; Lellák a Kubiček, 1991).

Obr. č. 12 Secchiho deska ke stanovení průhlednosti (vlevo detail, vpravo při měření)



Průhlednost vody závisí především na barvě vody a zákalu (množství suspendovaných látek). Zákal vody se může i v krátkých intervalech značně změnit (např. přívalové deště), často jsou zákaly způsobeny zvýšeným rozvojem planktonních organismů. Průhlednost vody je rovněž ovlivněna rozdílnou absorpcí světla různými barevnými látkami rozpuštěnými nebo rozptýlenými ve vodě. Rozlišení biogenního a nebiogenního zákalu je pro rybářskou praxi velmi důležité, poněvadž biogenní zákal nepřímo informuje o intenzitě primární produkce planktonu, kolísání obsahu O_2 a CO_2 a pH, i o dostatku biogenů v rybníce. Průhlednost vody určuje sílu eufotické vrstvy, tj. vrstvy vody, v níž probíhá fotosyntetická asimilace. Podle průhlednosti vody, pokud je funkcí rozvoje fytoplanktonu, je možno rozhodovat o nasazení či zastavení hnojení nádrže. Pokud je průhlednost vody celoročně vyšší než 80 cm, je z hlediska zvýšení přirozené produkce aplikace hnojiv žádoucí. Aplikace hnojiv do vodního prostředí podléhá povolení příslušného úřadu, bez tohoto povolení nelze hnojiva aplikovat.

Průhlednost vody různých nádrží a toků je značně rozdílná a v platné legislativě není u přírodních vod nijak limitována. V nádržích chudých na živiny a s malou produkcí organické hmoty (např. vysokohorská jezera) může dosahovat i 15 až 20 metrů. V nádržích se zvýšeným obsahem živin zajišťujících vysokou produkci (např. rybníky) kolísá průhlednost od několika centimetrů do 5 metrů. Hypertrofní nádrže s masovým výskytem planktonních sinic můžou mít i průhlednost nulovou.

V zimě bývá průhlednost větší než v létě, kdy je ovlivňována především intenzitou rozvoje planktonu.

Stanovení průhlednosti vody

Průhlednost vody se u povrchových vod stanovuje téměř výhradně pomocí Secchiho desky. Kruhová nebo čtvercová deska, zatížená tak, aby se rovnoměrně ponořovala, o průměru cca 20 až 30 cm, rozdělená na čtyři kvadranty (deska může být i celá bílá), které jsou střídavě černé a bílé, se ponořuje pod hladinu a odečte se hloubka, při níž přestane být vidět rozdíl mezi černým a bílým kvadrantem. Měření by se mělo provádět ve stínu, ne na přímém slunci. Doporučujeme měření několikrát zopakovat a hloubku zjišťovat jak při pohybu desky shora dolů, tak při pohybu zdola nahoru. Výsledky měření se udávají v cm.

Secchiho deska se dá vyrobit svépomocí, cena komerčně dodávaných Secchiho desek se pohybuje od 250 Kč výše.

Amoniakální dusík (N-NH₄)

Amoniakální dusík se vyskytuje téměř ve všech typech vod. Je primárním produktem rozkladu organických dusíkatých látek živočišného i rostlinného původu. Organického původu je rovněž ve splaškových a odpadních vodách ze zemědělských výroby. Může vznikat přímo ve vodě redukcí dusitanů nebo dusičnanů. Amoniakální dusík je v přírodních vodách za aerobních podmínek velmi nestálý. Biochemickou oxidací (nitrifikací) přechází na dusíkaté sloučeniny vyšších oxidačních stupňů. Amoniakální dusík se vyskytuje ve vodách jako kationt NH₄⁺ a v neiontové formě jako NH₃. Chemickými analytickými metodami se stanoví vždy obě formy současně, tj. celkový amoniakální dusík, který je dán součtem koncentrací N-NH₄⁺ (dusíku amonného) a N-NH₃ (dusíku amoniakového). Vzájemný poměr obou forem závisí na pH a teplotě (Pitter et al. 2009). Podíl amoniakového dusíku (NH₃) lze spočítat na základě znalosti teploty vody a pH z tabulku č. 2.

Amoniakální dusík patří mezi ukazatele chemického složení povrchových vod, podle nichž se řadí do tříd čistoty. Je závažným ukazatelem při vypouštění odpadních vod do vod povrchových. Obsah amoniaku je sledován při kontrole provozu a účinnosti biologických čistíren. U pitné vody slouží obsah amoniakálního dusíku jako indikátor znečištění živočišnými odpady (nutno vyloučit anorganický původ a vznik z rozkladu látek rostlinného původu). Amoniakální dusík je nezbytný pro tvorbu nové biomasy mikroorganismů. Činností heterotrofních a autotrofních organismů je přeměňován na dusík organicky vázaný.

Atmosférické vody obsahují amoniakální dusík obvykle v desetinách mg.l⁻¹, v průmyslových oblastech může jeho koncentrace vzrůst až na jednotky. Podzemní vody obsahují obvykle do 0,1 mg.l⁻¹ N-NH₄⁺, vyšší koncentrace se nacházejí u vod v kontaktu s vodami ropnými (i přes 100 mg.l⁻¹ N-NH₄⁺). Čisté povrchové vody obsahují obvykle jen stopy, max. desetinu mg.l⁻¹, ve znečištěných vodách i desítky mg.l⁻¹.

Tab. č. 2 Procentický obsah amoniaku (NH₃) z celkového obsahu amoniakálního dusíku v závislosti na pH a teplotě (Steffens 1981).

Teplota [°C]	pH								
	6	6,5	7	7,5	8	8,5	9	9,5	10
0	0,008	0,026	0,083	0,261	0,82	2,55	7,64	20,7	45,3
1	0,009	0,028	0,090	0,284	0,89	2,77	8,25	22,1	47,3
2	0,010	0,031	0,098	0,308	0,97	3,00	8,90	23,6	49,4
3	0,011	0,034	0,106	0,335	1,05	3,25	9,60	25,1	51,5
4	0,012	0,036	0,115	0,363	1,14	3,52	10,3	26,7	53,5
5	0,013	0,040	0,125	0,394	1,23	3,80	11,1	28,3	55,6
6	0,014	0,043	0,136	0,427	1,34	4,11	11,9	30,0	57,6
7	0,015	0,046	0,147	0,462	1,45	4,44	12,8	31,7	59,5
8	0,016	0,050	0,159	0,501	1,57	4,79	13,7	33,5	61,4
9	0,017	0,054	0,172	0,542	1,69	5,16	14,7	35,3	63,3
10	0,019	0,059	0,186	0,586	1,83	5,56	15,7	37,1	65,1
11	0,020	0,064	0,201	0,633	1,97	5,99	16,8	38,9	66,6
12	0,022	0,069	0,217	0,684	2,13	6,44	17,9	40,8	68,5
13	0,024	0,074	0,235	0,728	2,30	6,92	19,0	42,6	70,3
14	0,025	0,080	0,253	0,796	2,48	7,43	20,2	44,5	71,7
15	0,027	0,087	0,273	0,859	2,67	7,97	21,5	46,4	73,3
16	0,030	0,093	0,294	0,925	2,87	8,54	22,8	48,3	74,7
17	0,032	0,101	0,317	0,998	3,08	9,15	24,1	50,2	76,1
18	0,034	0,108	0,342	1,07	3,31	9,78	25,5	52,0	77,4
19	0,037	0,117	0,368	1,15	3,56	10,5	27,0	53,9	78,7
20	0,040	0,125	0,396	1,24	3,82	11,2	28,4	55,7	79,9
21	0,043	0,135	0,425	1,33	4,10	11,9	29,9	57,5	81,0
22	0,046	0,145	0,457	1,43	4,39	12,7	31,5	59,2	82,1
23	0,049	0,156	0,491	1,54	4,70	13,5	33,0	60,9	83,2
24	0,043	0,167	0,527	1,65	5,03	14,4	34,6	62,8	84,1
25	0,057	0,180	0,566	1,77	5,38	15,3	36,3	64,3	85,1
26	0,061	0,193	0,607	1,89	3,75	16,2	37,9	65,9	85,9
27	0,065	0,207	0,651	2,03	6,15	17,2	39,0	67,4	86,8
28	0,070	0,221	0,697	2,17	6,56	18,2	41,2	68,9	87,5
29	0,076	0,237	0,747	2,32	7,00	19,2	42,9	70,4	88,3
30	0,081	0,254	0,799	2,46	7,46	20,3	44,6	71,8	89,0

Amoniakální dusík ve formě amonných solí je pro ryby neškodný i v množství několika desítek mg.l⁻¹, plynný amoniak je však pro ryby značně toxický. Toxicita amoniaku stoupá se snižující se koncentrací kyslíku. Hranice toxicity pro tloušť je 1,0 - 1,2 mg.l⁻¹, pro plůdek pstruha duhového však již 0,006 - 0,010 mg.l⁻¹. Hodnota

LC₅₀ se pro kaprovité ryby pohybuje v rozmezí 1,0-1,5 mg.l⁻¹ NH₃ a pro ryby lososovité 0,5 - 0,8 mg.l⁻¹ NH₃ (Svobodová a kol., 1987).

V podmínkách intenzivního chovu jsou ryby významnými producenty amoniakálního dusíku. Do vody jej vylučují nejen ve výkalech, ale i dýcháním. Dalším zdrojem amoniaku je nevyužité krmivo. Celková produkce amoniaku při intenzivním chovu se pohybuje od 0,25 do 2,07 g.kg⁻¹.den⁻¹ (Kouřil a kol., 2008)

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. Ryby zasažené toxickým amoniakem jeví neklid, nouzově dýchají, typickým znakem jsou křeče svaloviny, světlá barva, žábry překrvené a zahleněné, drobné krváceniny.

Sledování hodnoty amoniakálního dusíku ve vodě je v rybářských provozech nezbytností. Hodnota toxického amoniaku i v subletálních dávkách může výrazně ovlivňovat příjem krmiva rybami. Svůj význam má jednak v rybnících s vysokou intenzitou produkce spojenou s přikrmováním, ale především ve speciálních akvakulturních zařízeních s recirkulací vody, vysokou hustotou obsádky ryb a vysokou intenzitou krmění krmivou s vysokým obsahem dusíkatých látek. Dalšími faktory zvyšující toxický účinek amoniaku je působení stresových faktorů, zejména náhlé poklesy obsahu rozpuštěného kyslíku, změny teploty vody a další.

K přesnému stanovení obsahu amoniakálního dusíku ve vodě se používá molekulová absorpční spektrofotometrie. Pro rutinní stanovení se nejčastěji používají spektrofotometrické metody. Dříve běžná metoda s Nesslerovým činidlem (vysoce toxická látka) je v posledních letech nahrazována metodami indofenolovými. Podstatou indofenolové metody je reakce amonných iontů se salycilanem sodným a chlornanovými ionty v prostředí nitroprussidu sodného za vzniku modrého zbarvení. Intenzita vzniklého zbarvení je v určitém rozmezí úměrná koncentraci NH₄⁺ iontů. Vedle spektrofotometrických metod lze pro stanovení amoniakálního dusíku použít neutralizační odměrné stanovení nebo potenciometrickou metodu za využití iontově selektivních elektrod (Horáková a kol., 2007).

Nařízení vlády č. 71/2003 Sb. v platném znění specifikuje hodnoty jakosti vod vhodných pro život ryb u amoniakálního dusíku (N-NH₄⁺) pro vody kaprové pod 0,15 mg.l⁻¹ (přípustná hodnota pod 0,77 mg.l⁻¹) a pro vody lososové pod 0,03 mg.l⁻¹ (přípustná hodnota pod 0,77 mg.l⁻¹). V případě nízkých hodnot teplot vody a snížené nitrifikace nebo tam, kde lze prokázat, že neexistují nepříznivé důsledky pro rybí populaci, mohou koncentrace amoniakálního dusíku dosáhnout až hodnoty 1,9 mg.l⁻¹. Nařízení vlády č. 71/2003 Sb. specifikuje i hodnotu volného amoniaku (NH₃), kdy u vod kaprových i lososových je cílová hodnota pod 0,005 mg.l⁻¹ (přípustná hodnota pod 0,025 mg.l⁻¹). Nařízení vlády č. 61/2003 Sb. v platném znění specifikuje přípustné hodnoty znečištění povrchových vod pro vody lososovité průměrnou hodnotou amonných iontů (N-NH₄⁺) 0,03 mg.l⁻¹ a pro vody kaprové průměrnou

hodnotou amonných iontů $0,14 \text{ mg.l}^{-1}$. V ostatních typech vod by hodnota amoniakálního dusíku v průměru neměla přesahovat $0,23 \text{ mg.l}^{-1}$.

Stanovení amoniakálního dusíku (N-NH₄⁺)

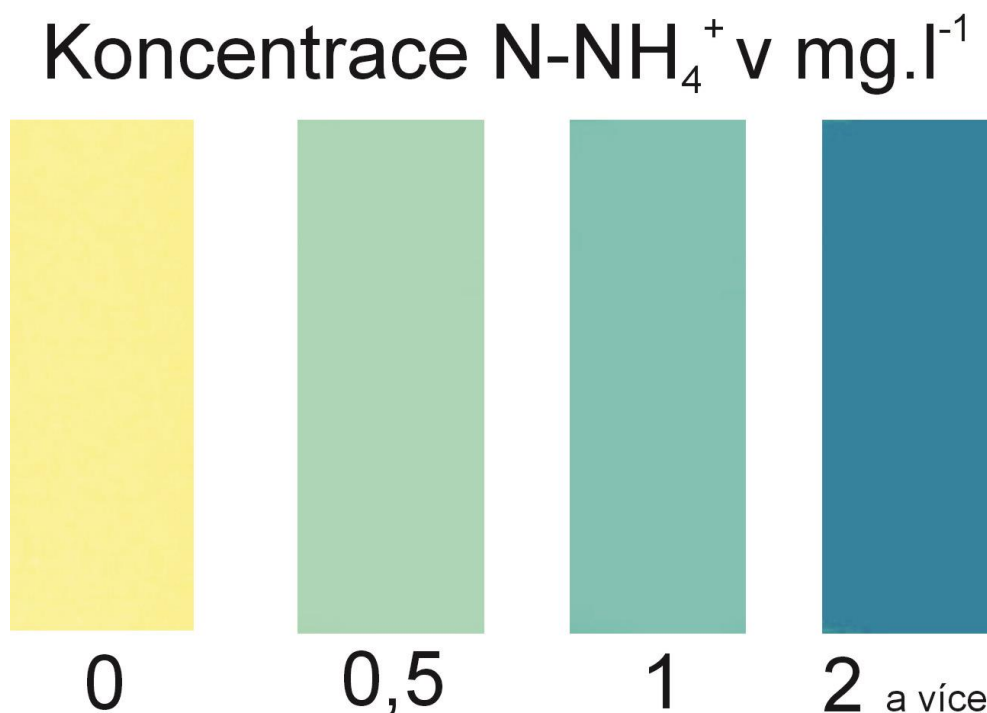
Injekční stříkačkou odebereme 10 ml zkoumaného vzorku vody do skleněné zkumavky. Přidáme 10 kapek činidla č. 1 (Dichlorisokyanuratan) a jednu lžičku činidla č. 2 (Vybarvovací činidlo). Vzorek se dobře promíchá a nechá stát alespoň 20 minut (lépe půl hodiny). Vzniklé modré zbarvení porovnáme s přiloženou barevnou škálou (Obr. č. 13) a určíme přibližnou koncentraci amonných iontů v mg.l^{-1} N-NH₄⁺. Zbarvení je stálé min. 24 hodin.

Poznámka: Objeví-li se při stanovení zákal, je vhodné vzorek přefiltrovat. Doba vybarvování se při nižších teplotách vzorku vody výrazně prodlužuje. Při teplotách pod $10 \text{ }^\circ\text{C}$ i o více než hodinu. Za těchto podmínek měření v terénu, doporučujeme vzorek po dobu vybarvování zahřívat na teplotu nad $20 \text{ }^\circ\text{C}$ (náprsní kapsa, v autě apod.).

Přítomnost formaldehydu (používaný k desinfekci a koupelím ryb) v měřeném vzorku způsobuje výraznou negativní chybu stanovení (naměřená hodnota je nižší než skutečná).

Pro přepočítání platí: $1 \text{ mg N-NH}_4^+ = 1,288 \text{ mg NH}_4^+$
 $1 \text{ mg NH}_4^+ = 0,766 \text{ mg N-NH}_4^+$

Obr. č. 13 Barevná škála pro stanovení přibližné koncentrace amoniakálního dusíku (N-NH₄⁺)



Činidla :

(1) *Dichlorisokyanuratan sodný*: 3,2 g hydroxidu sodného (NaOH) se naváží do odměrné baňky na 100 ml a rozpustí přibližně v 50 ml destilované vody. Po ochlazení se přidají 0,2 g dihydrátu dichlorisokyanuranu sodného ($C_3N_3O_3Cl_2 \cdot Na \cdot 2H_2O$). Po rozpuštění se roztok doplní po rysku (100 ml). Stálost činidla je omezená, lze ho používat max. tři měsíce.

(2) *Vybarvovací činidlo*: $13 \pm 0,1$ g salicylanu sodného ($C_7H_5O_3Na$) se naváží do odměrné baňky na 100 ml. Pak se přidá $13 \pm 0,1$ g dihydrátu citronanu trisodného ($C_6H_5O_7Na \cdot 2H_2O$) a $0,1 \pm 0,001$ g nitroprussidu sodného [$Fe(CN)_5NO$] $Na_2 \cdot 2H_2O$). Po rozpuštění se objem doplní po rysku (100 ml). Stálost činidla je omezená, lze ho používat max. tři měsíce.

Pro běžný monitoring obsahu amoniakálního dusíku při chovu ryb v provozních podmínkách je toto stanovení dostačující. Cena jednoho stanovení se pohybuje kolem 1 Kč. Do ceny analýzy není započtena skleněná zkumavka, kdy lze použít jakoukoli zkumavku z čirého skla o dostatečném objemu.

Dusitanový dusík (N-NO₂)

Dusitany zpravidla doprovázejí ve vodách dusičnany a formy amoniakálního dusíku. Dusitanový dusík je přirozenou součástí povrchových vod. Vzhledem ke své chemické a biochemické nestálosti se obvykle vyskytuje v malých koncentracích, protože v oxických podmínkách je rychle nitrifikačně transformován na dusičnany, v anoxických podmínkách je biologicky denitrifikován až na elementární dusík. Řádově vyšší koncentrace dusitanového dusíku se vyskytují ve splaškových vodách a odpadních vodách ze strojírenských závodů (Pitter, 2009).

Zvýšené koncentrace dusitanů se mohou vyskytovat ve vodách s intenzivním chovem hospodářsky významných druhů ryb (Svobodová a kol. 2005). Velmi často se vyskytují v recirkulačních systémech, zejména bezprostředně po zahájení provozu nebo v důsledku nerovnováh v procesu nitrifikace (Kamstra a kol. 1996). Během nitrifikace dochází k biochemické oxidaci amoniakálního dusíku na dusitany a následně až na dusičnany. Pokud druhá fáze nitrifikace neprobíhá dostatečně rychle, dochází v systému k hromadění dusitanů, které bývají pro svou toxicitu příčinou zhoršení zdravotního stavu ryb a mnohdy i jejich masového úhynu (Svobodová a kol. 2005).

Problémy s dusitany ve sladké vodě spočívají v tom, že mají určitou afinitu k iontové výměně chloridových a hydrogenuhličitanových iontů. Pokud jsou dusitany přítomny ve vyšších koncentracích v okolní vodě, pak ryba přijímá dusitany na úkor chloridů. Zvýšení koncentrace chloridů v okolní vodě tak chrání ryby před příjmem dusitanů a jejich toxickými účinky (Jensen, 2003). Dusitany pronikají do krevní plazmy, dále do červených krvinek, kde se vážou na barvivo hemoglobin za vzniku

methemoglobinu. Zvýšená koncentrace methemoglobinu v krvi se projevuje hnědým zbarvením krve a žaber. Methemoglobin nemá schopnost přenášet kyslík, a tím se snižuje kapacita krve pro transport kyslíku (Cameron, 1971). Koncentrace methemoglobinu, které se u ryb projevují úhynem, případně zabraňují normálnímu chování ryb, se liší podle druhu ryb a jsou silně ovlivněny okolními podmínkami. Nejcitlivější jsou lososovité ryby, kde rozdíly mezi jednotlivými druhy jsou minimální. Výrazné rozdíly v citlivosti jsou mezi teplomilnými rybami. Velmi odolný vůči dusitanům je okounek pstruhový, který tvoří větší množství methemoglobinu v krvi až při velmi vysokých koncentracích dusitanů (Palachek a Thomasso, 1984).

Ke stanovení dusitanů ve vodách se používají metody, které využívají schopnost kyseliny dusité nebo sulfanilové diazotovat aromatické aminolátky. Podstatou stanovení dusitanů je diazotace kyseliny sulfanilové přítomnými dusitany a kopulace diazoniové soli s N-(l-naftyl) ethylendiamindihydrochloridem za vzniku červeného azobarviva. Intenzita zbarvení je přímo úměrná koncentraci dusitanů.

Nařízení vlády č. 71/2003 Sb. v platném znění specifikuje hodnoty jakosti vod vhodných pro život ryb u dusitanového dusíku (N-NO_2^-) pro vody kaprové pod $0,27 \text{ mg.l}^{-1}$ a pro vody lososové pod $0,18 \text{ mg.l}^{-1}$. Nařízení vlády č. 61/2003 Sb. v platném znění specifikuje přípustné hodnoty znečištění povrchových vod pro vody lososovité průměrnou hodnotou dusitanového dusíku $0,09 \text{ mg.l}^{-1}$ a pro vody kaprové průměrnou hodnotou dusitanového dusíku $0,14 \text{ mg.l}^{-1}$.

Stanovení dusitanového dusíku (N-NO_2^-)

Injekční stříkačkou odebereme 10 ml zkoumaného vzorku vody do skleněné zkumavky. Přidáme 10 kapek činidla č. 1 (Sulfanilová kyselina) a 10 kapek činidla č. 2 (kopulační činidlo - NED). Nutno dodržet uvedené pořadí činidel. Vzorek se dobře promíchá a nechá stát alespoň 15 minut. Vzniklé červené zbarvení porovnáme s příloženou barevnou škálou (Obr. č. 14) a určíme přibližnou koncentraci dusitanů v mg N-NO_2^- . Zbarvení je stálé min. 24 hodin.

Poznámka: Vyšší kyselinová neutralizační kapacita (alkalita) vzorku vody může ovlivnit průběh reakce a způsobit nesprávný výsledek. Při hodnotách $\text{KNK}_{4,5}$ nad 4 mmol.l^{-1} doporučujeme vzorek zředit destilovanou vodou 1:1 (5 ml vzorku vody a 5 ml destilované vody) a počítat, že výsledná hodnota N-NO_2^- bude dvojnásobná.

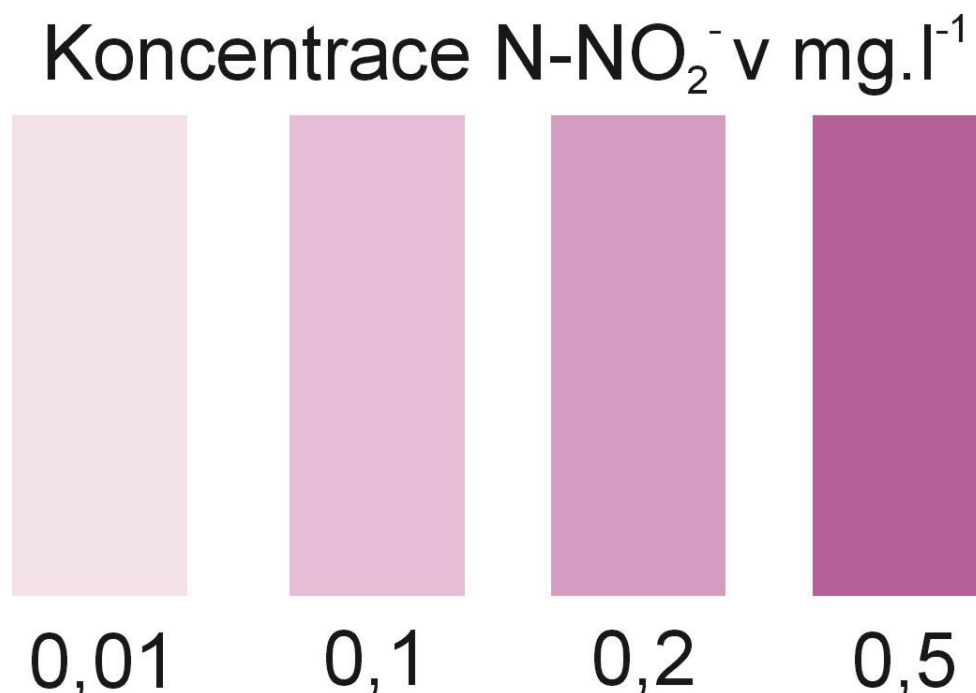
Pro přepočítání platí: $1 \text{ mg N-NO}_2^- = 3,286 \text{ mg NO}_2^-$
 $1 \text{ mg NO}_2^- = 0,304 \text{ mg N-NO}_2^-$

Činidla :

(1) *Kyselina sulfanilová*: roztok: 0,35 g kyseliny sulfanilové a 2,72 g hydrogensíranu draselného se rozpustí ve vodě a doplní do 100 ml.

(2) *N*-*l*-naftyl/*-ethylendiaminhydrochlorid*, *kopulační roztok*: 0,04 g činidla se rozpustí ve 100 ml vody. Stálost činidla je omezená, lze ho používat max. šest měsíců při uskladnění bez přístupu světla.

Obr. č. 14 Barevná škála pro stanovení přibližné koncentrace dusitanového dusíku (N-NO_2^-)



Pro běžný monitoring obsahu dusitanového dusíku při chovu ryb v provozních podmínkách je toto stanovení dostačující. Cena jednoho stanovení se pohybuje kolem 0,07 Kč. Do ceny analýzy není započtena skleněná zkumavka, kdy lze použít jakoukoli zkumavku z čirého skla o dostatečném objemu.

Chloridy (Cl^-)

Sloučeniny chloru jsou obsaženy téměř ve všech horninách a do vod se vyluhují ve formě chloridů nejčastěji z ložisek kamenné soli a draselných solí. Ve splaškových vodách jsou živočišného původu, dalším umělým zdrojem je dezinfekce vody chlorací, neutralizace HCl, vysolování. Chloridy jsou spolu s hydrogenuhličitanem a sírany hlavními anionty povrchových vod, běžně jsou obsaženy jednotky až desítky $\text{mg.l}^{-1} \text{Cl}^-$.

V rybářství nejsou chloridy nebezpečné, hraniční hodnota pro citlivější druhy ryb se pohybuje kolem $3 \text{ g.l}^{-1} \text{Cl}^-$. Mnoho ryb snáší bez následků změny mezi sladkou, brakickou a slanou vodou. Velký význam mají v akvakulturních chovech ryb s recirkulací vody využívající k čištění vody biofiltry. Jak bylo již popsáno v kapitole o dusitanovém dusíku, je koncentrace chloridů ve vodě hlavním faktorem ovlivňujícím

toxicitu dusitanů. Pro bezpečné koncentrace dusitanů za daných podmínek je potřebné sledovat hmotnostní poměr Cl^- a N-NO_2^- (chloridové číslo), který by v případě chovu pstruha duhového mělo být vždy nad hodnotou 17 (Svobodová a kol. 1987).

Ke stanovení chloridů se nejčastěji používá odměrné stanovení - argentometrická nebo merkurimetrická metoda. Lze využít i rychlé a jednoduché spektrofotometricky stanovení s thiokyanatanem rtuťnatým (Horáková a kol. 2007). Chloridy přítomné ve vzorku reagují s thiokyanatanem rtuťnatým za vzniku málo disociovaného chloridu rtuťnatého. Uvolněné thiokyanatanové ionty reagují s ionty Fe^{3+} obsaženými ve směsném činidle za vzniku červeného komplexu. Intenzita zbarvení komplexu je úměrná koncentraci chloridů ve vzorku.

Nařízení vlády č. 61/2003 Sb. uvádí obecný požadavek přípustné hodnoty znečištění povrchových vod pro všechny typy vod, kdy hodnota chloridů by neměla přesahovat 150 mg.l^{-1} .

Stanovení chloridů (Cl^-)

Do skleněné zkumavky nakapeme injekční stříkačkou 10 kapek zkoumaného vzorku vody. Přidáme 30 kapek činidla č. 1 (směsné činidlo). Vzorek se dobře promíchá a nechá stát 2 minuty. Vzniklé oranžové zbarvení porovnáme s přiloženou barevnou škálou (Obr. č. 15) a určíme přibližnou koncentraci chloridů v mg Cl^- .

Poznámka: Ke stanovení lze použít i větší objem vzorku zkoumané vody. Musí být ale dodržen vzájemný poměr vzorku a směsného činidla (1 díl vzorku a tři díly činidla). Ke stanovení jsou použity toxické látky, s kterými je nutno nakládat v souladu s platnou legislativou. Doporučujeme nechat si směsné činidlo připravit v komerční chemické laboratoři.

Činidla :

(1) *Směsné činidlo* (TOXICKÁ LÁTKA!) v jednolitrové kádince se smísí 100 ml roztoku thiokyanatanu rtuťnatého ad (2), 100 ml roztoku síranu diamonno-železnatého ad (3) a 400 ml destilované vody. Směsné činidlo se uchovává ve skleněné láhvi v chladničce. Doba použitelnosti je přibližně 6 měsíců.

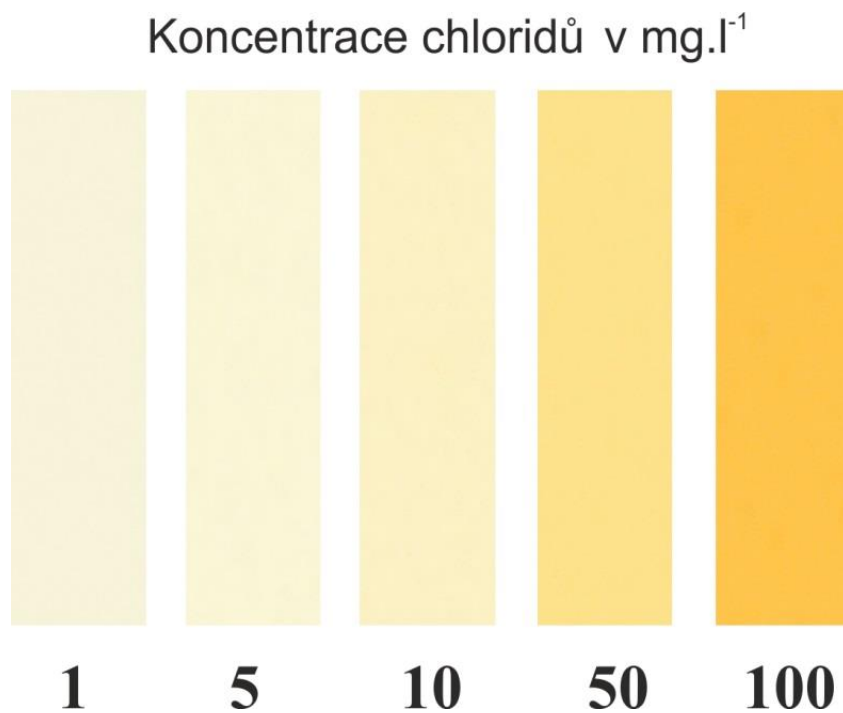
(2) *Thiokyanatan rtuťnatý* (TOXICKÁ LÁTKA!) 0,3 g thiokyanatanu rtuťnatého se rozpustí ve 100 ml metanolu (TOXICKÁ LÁTKA!)

(3) *Síran diamonno-železnatý* 5 g síranu diamonno-železnatého se rozpustí ve 20 ml destilované vody, přidá se 38 ml koncentrované kyseliny dusičné a roztok se krátce povaří. Po ochlazení se převede do odměrné baňky na 100 ml a doplní destilovanou vodou po rysku.

Pro běžný monitoring obsahu chloridů při chovu ryb v provozních podmínkách je toto stanovení dostačující. Cena jednoho stanovení se v případě vlastní přípravy

pohybuje kolem 0,05 Kč (příprava směsného činidla v komerční laboratoři bude finančně nákladnější). Do ceny analýzy není započtena skleněná zkumavka, kdy lze použít jakoukoli zkumavku z čírého skla o dostatečném objemu.

Obr. č. 15 Barevná škála pro stanovení přibližné koncentrace chloridů (Cl^-)



Kompaktní fotometry

V posledních letech se na trhu objevily přenosné fotometry do terénu, které umožňují s dostatečnou přesností stanovit širokou škálu fyzikálně-chemických parametrů ve vodě (obr. č. 16). Cena těchto přístrojů se nejčastěji pohybuje v rozmezí 25 až 45 tisíc Kč. Ke stanovení je nutné pořídit i adekvátní set (reagencie) pro žádaný parametr. Sety mají omezenou použitelnost (stárnutí reagentů) a jejich cena je závislá na typu sledovaného parametru a počtu měření, které lze z jednoho setu stanovit.

Obr. č. 16 Různé typy kompaktních přenosných fotometrů



III. Srovnání novosti postupů

Metodika přináší nové postupy v souladu s §2, odst. 1, písm. a) bod 2 zákona č. 130/2002 Sb. Popsaných metodických postupů bylo dosaženo systematickou tvůrčí prací v aplikovaném výzkumu, kterým byly experimentální a teoretické práce prováděné s cílem získání nových poznatků zaměřených na budoucí využití v praxi.

V předložené metodice jsou shrnuty poznatky dosažené při analýzách základních fyzikálně-chemických parametrů v různých typech akvakulturních chovů ryb. Zahrnuty jsou stěžejní parametry při tradičním chovu ryb v rybnících i ve speciálních recirkulačních systémech. Vlastní popis metodiky obsahuje zhodnocení jednotlivých sledovaných parametrů, jejich význam pro chov ryb a princip stanovení. Metodika obsahuje i návod na orientační stanovení těchto parametrů. Při výběru prezentovaných metod stanovení byl brán zřetel především na jejich jednoduchost a finanční nenáročnost. Většina metod je založena na spektrometrii, kdy výsledná hodnota daného parametru je porovnávána na základě intenzity vybarvení s barevnou škálou. Barevné škály byly získány na základě dlouhé řady vlastních analýz vody a jsou upraveny tak, aby svým rozsahem vyhovovaly potřebám chovatelů ryb. Metodika poskytuje základní informace z hlediska sledování kvality vody pro chovatele v různých typech akvakulturního chovu ryb.

IV. Popis uplatnění metodiky

Metodika je určena pro chovatele ryb využívajících tradiční metody chovu ryb v rybnících i pro chovatele ve speciálních systémech s intenzivním chovem ryb. Metodika bude uplatněna „Smlouvou o uplatnění certifikované metodiky“ uzavřenou mezi Mendelovou univerzitou v Brně a firmou BioFish s.r.o. se sídlem Horní Paseky 40, Ledec nad Sázavou.

Rozsah uplatnění metodiky je široký a zahrnuje celé sladkovodní produkční rybářství. Sledování základních fyzikálně-chemických parametrů je nedílnou součástí chovu ryb a jednoduché a finančně nenákladné postupy stanovení těchto parametrů umožňují pravidelný monitoring kvality odchovného prostředí, udržení vhodné hydrochemické kvality vody, welfare chovaných ryb a zabránění úhynu ryb. Stále se zvyšující tlak veřejnosti na zlepšení kvality povrchových vod vede ke zpřísnování legislativy a norem environmentální kvality vodního prostředí. Pro dodržení požadované jakosti vod monitorují chovatelé ryb fyzikálně-chemické parametry mnohem intenzivněji než v minulosti a k tomu jim má dopomoci i tato metodika. Předpokládané využití je ve všech typech chovu ryb v podmínkách sladkovodní akvakultury.

V. Ekonomické aspekty:

Předpokládané ekonomické a další přínosy jsou v zefektivnění chovu ryb v různých typech akvakulturních systémů. Ekonomické přínosy lze vyjádřit ve snížení ceny za fyzikálně-chemický rozbor vody, kdy v případě využití výše popsaných metod, které jsou pro rybářské účely monitoringu dostačující, lze ve srovnání

s komerční chemickou laboratoří (cena rozboru 1 vzorku vody 200 až 400 Kč) dosáhnout významné úspory finančních prostředků. Při předpokládané analýze uvedených parametrů jednoho vzorku vody jedenkrát týdně po dobu jednoho roku, lze dosáhnout úspory v rozsahu 8.000 až 17.500 Kč i při započtení nutnosti pořízení základního vybavení (konduktometr, Hrbáčkův odběrák, zkumavky apod.).

Pravidelný monitoring kvality vody a tím i udržení optimálních hydrochemických podmínek odchovného prostředí se mohou pozitivně projevit i ve zlepšení využití předkládaného krmiva. Nízký obsah rozpuštěného kyslíku nebo vyšší hodnota dusitanového dusíku může významně zhoršit hodnoty krmného koeficientu. Zhoršení krmného koeficientu o jednu desetinu, při ceně krmiva na úrovni 35 – 40 Kč, odpovídá zvýšení ceny za jeden kg vyprodukovaných ryb o 3,5 až 4 Kč. Dalším již obtížněji kvantifikovatelným efektem je snížení stresové zátěže ryb působením zhoršených hydrochemických parametrů chovného prostředí. Celkově lze shrnout přínosy uplatnění metodiky do zlepšení produkčních parametrů akvakulturních systémů, omezení úhynů ryb a zefektivnění práce obsluhy těchto zařízení.

Poděkování

Metodika vznikla 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 projektu QJ1210013 Technologie chovu sladkovodních ryb s využitím recirkulačních systémů dánského typu se zaměřením na metody efektivního řízení prostředí a veterinární péče.

Seznam použité literatury:

CAMERON, J.N. (1971): Methemoglobin in erythrocytes of rainbow trout. *Comparative Biochemistry and Physiology A, Comparative Physiology* 40:743-749

ČSN 757221 (1998): Jakost vod - Klasifikace jakosti povrchových vod. ČSN Praha, 12 pp.

HETEŠA, J., KOČKOVÁ, E. (1997): Hydrochemie. – Skriptum MZLU Brno, 106 p.

HORÁKOVÁ, M. (2007): Analytika vody. VŠCHT Praha, 335 s.

JENSEN, F.B. (2003): Nitrite disrupts multiple physiological functions in aquatic animals. *Comparative Biochemistry and Physiology – Part A*, 135:9-24

KABEŠ, K.: Nové optické senzory množství rozpuštěného kyslíku. *Automa*, 2007, č. 12, s. 46

KAMSTRA, A., SPAN, J.A., VAN WEERD, J.H. (1996): The acute toxicity and sublethal effects of nitrite on growth and feed utilization of European eel, *Anguilla anguilla* (L.). *Aquacult. Res.* 27:903-911

KOUŘIL, J., HAMÁČKOVÁ, J., STEJSKAL, V. (2008): Recirkulační akvakulturní systémy pro chov ryb. Edice Metodik, JU České Budějovice, VÚRH Vodňany, č. 85, 40 s.

LANG, Š., KOPP, R., BRABEC, T., VÍTEK, T., MAREŠ, J. 2011. *Optimalizace hydrochemických parametrů v recirkulačním systému pro chov ryb: I. Stabilizace kyselinové neutralizační kapacity a snížení toxicity dusitanů v recirkulačním systému dánského typu*. OVĚŘENÁ TECHNOLOGIE, Mendelova univerzita v Brně, 25 s.

LELLÁK, J., KUBÍČEK, F. (1991): Hydrobiologie. Univerzita Karlova Praha, 256 pp.

Nařízení vlády č. 61/2003 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech, ve znění nařízení vlády č. 229/2007 Sb. a nařízení vlády č. 23/2011 Sb.

Nařízení vlády č. 71/2003 Sb., o stanovení povrchových vod vhodných pro život a reprodukci původních druhů ryb a dalších vodních živočichů a o zjišťování a hodnocení stavu jakosti těchto vod, ve znění nařízení vlády č. 169/2006 Sb.

PALACHEK, R.M., TOMASSO, J.R. (1984): Toxicity of nitrite to channel catfish (*Ictalurus punctatus*), tilapia (*Tilapia aurea*), and largemouth bass (*Micropterus salmoides*): evidence for a nitrite exclusion mechanism. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 41:1739-1744

PITTER, P. (2009): Hydrochemie. VŠCHT Praha. 592 s.

STEFFENS, W. (1981): Industriemassige Fischproduktion. Berlín, VEB Deutsche Land-wirtschaftsverlag, 376 s.

SVOBODOVÁ, Z., MÁCHOVÁ, J., POLESZCUK, G., HŮDA, J., HAMÁČKOVÁ, J., KROUPOVÁ, H. (2005): Nitrite Poisoning of Fish in Aquaculture Facilities with Water-recirculating Systém. Acta Vet. Brno, 74:129-137

SVOBODOVÁ, Z. (ed.) (1987): Toxikologie vodních živočichů. MTZ Olomouc, 232 pp.

TILLICH, D.: Optical Oxygen Measurement with Built-in Electronics in a 12 mm Format. CHEManager Europe, 2007, č. 5, s. 25.

Seznam předcházejících publikací:

BÁRTŮ, V., KOPP, R. (2004): Exkrece amoniaku u plůdku kapra (*cyprinus carpio* L.) ve vztahu k různé úrovni proteinu v krmivu. In: 55 let výuky rybářské specializace na MZLU v Brně, Sborník referátů, 114-118 (ISBN 80-7157-810-X)

HADAŠOVÁ, L., KOPP, R. (2012): The fluctuation of physicochemical parameters in hypertrophy fishponds during the day and night. In MendelNet 2012 - Proceedings of International Ph.D. Students Conference. Brno: Mendel University in Brno, Faculty of Agronomy, 412-417.

JIRÁSEK, J., MAREŠ, J., KOPP, R. (2004): Předpoklady pro úspěšný odchov raných stadií kapra v kontrolovaných podmínkách. In: VII. Česká ichtyologická konference ve Vodňanech, Sborník referátů, 229-233 (ISBN 80-85887-50-9)

KOPP, R., BRABEC, T., HADAŠOVÁ, L., LANG, Š., LUKAS, V., MAREŠ, J. (2013): Použití aerační techniky na hypertrofních rybnících v letním období. In Chov ryb a kvalita vody II. 1. vyd. České Budějovice: TYP, 2013, s. 17-20. ISBN 978-80-87699-02-7.

KOPP, R., HADAŠOVÁ, L., LANG, Š., BRABEC, T., MAREŠ, J., (2012): Diurnální změny hodnot rozpuštěného kyslíku a pH v intenzivně obhospodařovaných rybnících.

In. Sborník referátů konference 2012 Chov ryb a kvalita vody. České Budějovice, Rybářské sdružení ČR, 65-72

KOPP, R., LANG, Š., BRABEC, T., VÍTEK, T., MAREŠ, J. (2012): Hydrochemické parametry v recirkulačním systému Dánského typu pro chov lososovitých ryb. In. Sborník referátů konference 2012 Intenzivní metody chovu ryb a ochrana kvality vod. Třeboň, Rybářství Třeboň a.s., 29-40. ISBN 978-80-260-1432-4

KOPP, R., ZIKOVÁ, A., BRABEC, T., LANG, Š., VÍTEK, T., MAREŠ, J., 2009: Dusitany v recirkulačním systému rybí farmy farmy Pravíkov. In KOPP, R. "60 let výuky rybářské specializace na MZLU v Brně". 1. vyd. Brno: MZLU Brno, 2009, s. 105-110. ISBN 978-80-7375-358-0.

KOPP, R., LANG, Š., ZIKOVÁ, A., MAREŠ, J. (2008): Změny spotřeby kyslíku a exkrece amoniakálního dusíku u tilapie nilské (*Oreochromis niloticus*) v závislosti na množství proteinu v krmivu. In: KOPP, R. XI. Česká ichtyologická konference. Brno, MZLU v Brně, s. 121-125 (ISBN 978-80-7375-246-0)

KOUŘIL, J., MAREŠ, J., POKORNÝ, J., ADÁMEK, Z., KOLÁŘOVÁ, J., PALÍKOVÁ, M., 2008: Chov lososovitých druhů ryb, lipana a síhů. 1. vyd. Vodňany: JU v Českých Budějovicích, s. 63-97. ISBN 978-80-85887-80-8.

LANG, Š., KOPP, R., ZIKOVÁ, A., VÍTEK, T., MAREŠ, J., 2011: Diurnální změny vybraných hydrochemických parametrů na recirkulačním systému dánského typu při různých teplotách vody. Bulletin Výzkumného ústavu rybářského a hydrobiologického Vodňany. 2010. sv. 46, č. 4, s. 23-32. ISSN 0007-389X.

LANG, Š., VÍTEK, T., KOPP, R., ZIKOVÁ, A., BRABEC, T., PFAU, R., MAREŠ, J., 2010: The Danish model trout farm Pravíkov (ČR); A first year and a plans for future. [online]. 2010. URL: <http://www.rybarstvi.eu/dok%20rybari/stepan.pdf>.

LANG, Š., KOPP, R., BRABEC, T., VÍTEK, T., MAREŠ, J. 2011. *Optimalizace hydrochemických parametrů v recirkulačním systému pro chov ryb: I. Stabilizace kyselinové neutralizační kapacity a snížení toxicity dusitanů v recirkulačním systému dánského typu*. OVĚŘENÁ TECHNOLOGIE, Mendelova univerzita v Brně, 25 s.

LANG, Š., KOPP, R., MAREŠ, J., 2012 Dynamika spotřeby kyslíku ponořené části biofiltru recirkulačního systému dánského typu. In Soukalová, K. (ed.) - XIII. Česká ichtyologická konference - sborník abstraktů. 1. vyd. Brno: Tribun EU S.R.O., 2012, s. 54.

MAREŠ, J., KOPP, R., BRABEC, T., 2011: Nové metody v chovu ryb. In Intenzivní metody chovu ryb a ochrany kvality vod. 1. vyd. Třeboň: Rybářství Třeboň Hld.a.s., 2011, s. 5-13

POŠTULKOVÁ, E., KOPP, R., LANG, Š., BRABEC, T. (2012): Změny kvality vody při vypouštění rybníka. In Čiamporová-Zaťovičová Z. (ed.) 2012: XVI. konferencia Slovenskej limnologickej spoločnosti a České limnologickej společnosti - Zborník príspevkov, 25.-29. jún 2012, Jasná, 235 pp. 1. vyd. Bratislava: NOI, 73-76

VÍTEK, T., MAREŠ, J. 2009: Flow velocity conditions in the trout farm based on recirculation system of danish technology. IN KOPP, R. "60 let výuky rybářské specializace na MZLU v Brně". 1. Vyd. Brno: MZLU Brno, s. 179-180. ISBN 978-80-7375-358-0

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*. Uplatněná certifikovaná metodika, Č. R01/15VD46246/2011-16230/Nmet — CERTIFIKOVANÁ METODIKA ze dne 20. 12. 2011, Mendelova univerzita v Brně, 20 s.

Stanovení základních fyzikálně-chemických parametrů v akvakulturních chovech ryb

Kopp Radovan, Lang Štěpán, Brabec Tomáš, Mareš Jan

Vydavatel: Mendelova univerzita v Brně, Zemědělská 1, 613 00 Brno

Tisk: Vydavatelství Mendelovy univerzity v Brně, Zemědělská 1, 613 00 Brno

Vydání: první, 2014

Počet stran: 38

Náklad: 100 ks

ISBN 978-80-7375-953-7