

MENDELOVA UNIVERZITA V BRNĚ

HYDROCHEMIE
nejen pro rybáře

Radovan Kopp

2015



evropský
sociální
fond v ČR



EVROPSKÁ UNIE



MINISTERSTVO ŠKOLSTVÍ,
MLÁDEŽE A TĚLOVÝCHOVY



INVESTICE DO ROZVOJE VZDĚLÁVÁNÍ

Tato publikace je spolufinancována z Evropského sociálního fondu a státního rozpočtu České republiky.

Byla vydána za podpory projektu OP VK CZ.1.07/2.2.00/28.0302 Inovace studijních programů AF a ZF MENDELU směřující k vytvoření mezioborové integrace.

Adresa autora:

doc. Ing. Radovan Kopp, Ph.D.,
Mendelova univerzita v Brně, Fakulta agronomická, Ústav zoologie, rybnářství,
hydrobiologie a včelařství, Zemědělská 1, 613 00 Brno

Autor fotografií:

na obálce a v textu Radovan Kopp, pokud není uvedeno jinak.

Externí odborný oponent

Prom. biol. Jiří Heteša, CSc.
sídlíště Osvobození 578, 691 44 Lednice

Poděkování:

rád bych poděkoval svým učitelům hydrochemie, p. Bohuslavě Jarolímkové a
p. doktorovi Jiřímu Hetešovi, za vše, co mě naučili.

OBSAH

| | | |
|---|--|----|
| 1 | ÚVOD..... | 5 |
| 2 | ODBĚR A KONZERVACE VZORKŮ VODY..... | 6 |
| | <i>Typy vzorků</i> | 6 |
| | <i>Druhy vzorků</i> | 6 |
| | <i>Množství vzorku a vzorkovnice</i> | 6 |
| | <i>Způsob odběru a odběrová zařízení</i> | 7 |
| | <i>Doprava, skladování a konzervace vzorků</i> | 8 |
| | <i>Úprava vzorku před stanovením</i> | 9 |
| | <i>Laboratorní nádobí</i> | 12 |
| | <i>Chemikálie</i> | 12 |
| | <i>Voda pro analytické stanovení</i> | 15 |
| | Vyjadřování výsledků chemického a fyzikálního rozboru vod..... | 15 |
| | Rozsah analýz..... | 21 |
| 3 | ZÁKLADNÍ FYZIKÁLNĚ – CHEMICKÉ FAKTORY VODY..... | 22 |
| | Teplota vody a vzduchu..... | 24 |
| | Průhlednost vody..... | 31 |
| | Konduktivita (měrná vodivost, vodivost)..... | 35 |
| | pH vody – koncentrace vodíkových iontů..... | 38 |
| | Rozpuštěný kyslík..... | 43 |
| | Oxid uhličitý a jeho formy..... | 54 |
| | Neutralizační kapacita..... | 58 |
| | Sloučeniny dusíku..... | 60 |
| | <i>Amoniakální dusík</i> | 61 |
| | <i>Dusitanový dusík</i> | 65 |
| | <i>Dusičnanový dusík</i> | 66 |
| | Sloučeniny fosforu..... | 70 |
| | Organické látky..... | 76 |
| | Sloučeniny síry..... | 79 |
| | <i>Sírany</i> | 79 |
| | <i>Sulfan a jeho iontové formy</i> | 80 |
| | Sloučeniny chloru..... | 82 |
| | <i>Aktivní chlor</i> | 82 |

| | | |
|----------|--|------------|
| | <i>Chloridy</i> | 83 |
| | Sodík..... | 85 |
| | Draslík..... | 86 |
| | Vápník..... | 88 |
| | Hořčík..... | 91 |
| | Železo..... | 92 |
| | Křemík..... | 95 |
| 4 | DRUHY VOD | 97 |
| 5 | JAKOST VOD | 98 |
| | Klasifikace jakosti povrchových vod v ČR..... | 99 |
| | Saprobita..... | 102 |
| | Toxicita..... | 102 |
| | Eutrofizace..... | 102 |
| | Acidifikace..... | 104 |
| 6 | VLIV PRODUKČNÍHO RYBÁŘSTVÍ NA KVALITU VOD | 107 |
| | Rybníky..... | 107 |
| | Speciální zařízení k chovu ryb..... | 110 |
| 7 | PŘEHLED SYMBOLŮ, ZNAČEK A ZKRATEK | 112 |
| 8 | SEZNAM POUŽITÉ A DOPORUČENÉ LITERATURY | 116 |

1 ÚVOD

Kniha, která se Vám dostala do ruky, shrnuje základní informace o problematice fyzikálně – chemických parametrů povrchových vod, především z rybářského hlediska. Smyslem této učebnice není dopodrobna rozebrat všechny aspekty hydrochemické problematiky, ale spíše se zaměřit na stěžejní parametry, které ovlivňují život ryb (vodních organismů) v povrchových vodách.

Mojí snahou bylo v rámci možností doplnit diskutovanou problematiku o data z reálného prostředí a především pro laika v pochopitelnější grafické formě ukázat, jak se jednotlivé chemické parametry mění v čase a prostoru. Touto cestou bych chtěl rovněž poděkovat všem pracovníkům z jednotlivých podniků povodí, kteří mi umožnili využít jejich data ze sledovaných nádrží, a autorům publikace Atlas chemismu povrchových vod České republiky, stav v letech 1984–1996 a 2007–2010, vydané Českou geologickou službou, za možnost použít jejich mapy názorně zobrazující hodnoty základních parametrů ve vodách ČR.

V případě hlubšího zájmu o hydrochemickou problematiku jednoznačně doporučuji učebnici Hydrochemie Vysoké školy chemicko – technologické v Praze, kterou napsal p. prof. Pitter a v roce 2009 vyšla již ve 4. aktualizovaném vydání. Přehled analytických metod stanovení jednotlivých složek povrchových vod lze nalézt v publikaci Horáková a kol., Analytika vody, naposledy vydané v roce 2007 rovněž na VŠCHT v Praze. Z těchto literárních zdrojů bylo rovněž, mimo jiné, čerpáno při přípravě této učebnice.

2 ODBĚR A KONZERVACE VZORKŮ VODY

Vzhledem k velké rozmanitosti podmínek, které musíme při odběru zohledňovat, nelze sestavit podrobnou, jednotnou a obecnou metodiku pro odběr vzorků vod. Technika odběru vzorků, jakož i terénní vybavení, musí odpovídat účelu, pro jaký se vzorky odebírají. Odebraný vzorek musí reprezentovat kvalitu vody dané lokality. Parametry jakosti vody, které nelze uchovat beze změny během dopravy do laboratoře, je nutné stanovit přímo v terénu při odběru vzorku vody. **Chyby vzniklé nesprávným odběrem vzorku nebo jeho nesprávným skladováním před započítáním analýzy již nelze napravit!**

Typy vzorků

Prostý (bodový) vzorek – jednorázově a nahodile odebraný vzorek z vodního útvaru v časové i místní závislosti.

Směsný (slévaný) vzorek – dva nebo více vzorků se smísí za účelem získání charakteristického složení vody v daném časovém intervalu nebo v daném prostoru.

Druhy vzorků

Jednorázový odběr – vzorek se odebere pouze jednou a hodnotí se samostatně.

Řadové odběry – odebírají se více vzorků v prostorové nebo časové návaznosti.

Nejběžnějšími druhy vzorků jsou:

- vzorky hloubkového profilu (zonační)
- vzorky plošného profilu
- periodické (časově závislé)
- režimové (závislé objemově nebo průtokově).

Množství vzorku a vzorkovnice

Množství vzorku se řídí rozsahem rozboru a určí se z množství vzorku požadovaného pro jednotlivé složky rozboru (nutno pamatovat na případné opakování některých stanovení). Pro základní rozbor povrchových vod postačuje 1 litr vzorku. Vzorkovnice se plní celá z důvodu nestálosti některých složek vzorku na vzduchu. Vzorek se odebírá do skleněných nebo plastových lahví – vzorkovnic. V případě nutnosti lze použít i dobře vypláchnutou plastovou láhev od stolní nebo minerální vody. Pro většinu ukazatelů rozboru vody lze k odběru vzorku použít obou druhů vzorkovnic (skleněné i plastové). Vzorkovnice (i nové) je nutno vždy před použitím důkladně vyčistit. Vzorkovnice musí být řádně označeny, aby je bylo možné jednoznačně identifikovat.

Tab. č. 1 Doporučený druh vzorkovnic pro jednotlivá stanovení. Upraveno dle ČSN EN ISO 5667–3, vysvětlení zkratk viz text.

| Druh vzorkovnice | Stanovovaný ukazatel |
|--------------------------------------|---|
| Skleněná nebo plastová | KNK, ZNK, BSK ₅ , organický N, N–NO ₂ , N–NO ₃ , Cl ⁻ , S–SO ₄ , S ²⁻ , Ca, Σ(Ca + Mg), zákal, veškeré látky |
| Z borokřemičitého skla nebo plastová | Kovy (mimo Hg), stopové prvky |
| Skleněná | Barva, chuť, pach, sloučeniny fosforu, TOC, CHSK _{Mn} , CHSK _{Cr} , tenzidy, uhlovodíky, tuky, oleje, AOX, rozpuštěný O ₂ (Winklerova metoda), volný chlor (doporučeno tmavé sklo) |
| Z borokřemičitého skla | Hg, fenoly, sloučeniny fosforu |
| Plastová | Na, K, Al, B, Si, CN ⁻ , F ⁻ |

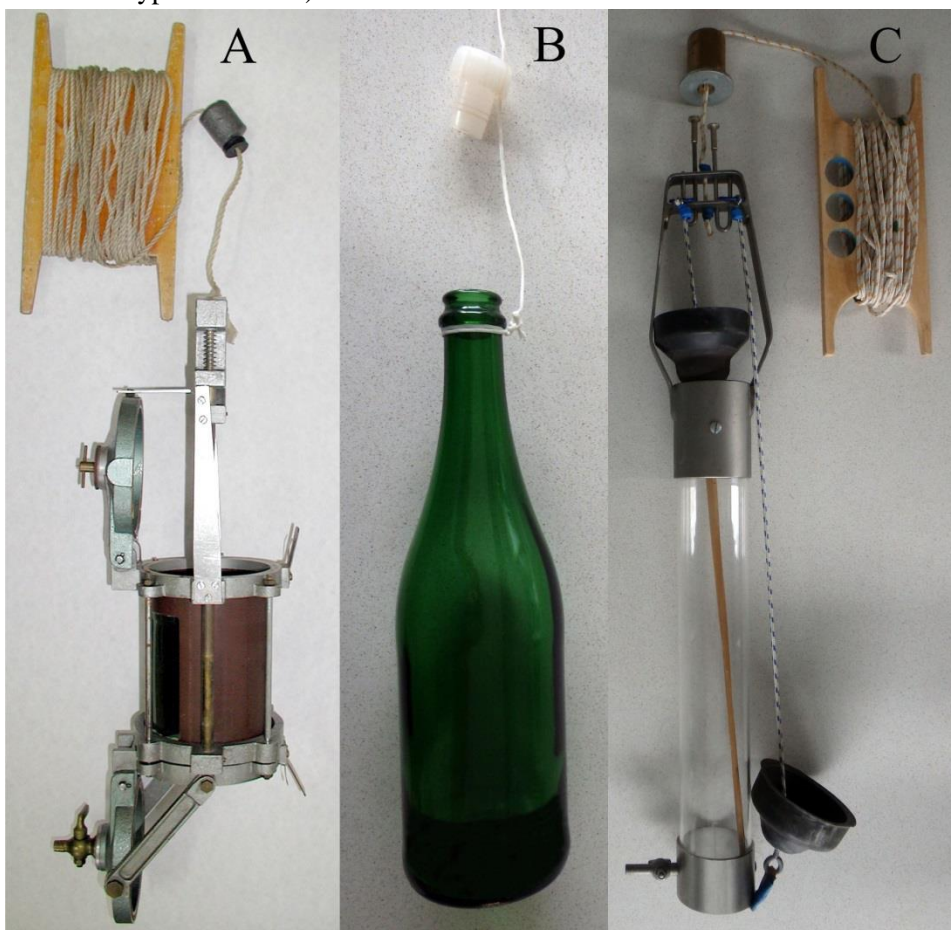
Způsob odběru a odběrová zařízení

Způsob odběru (metodika) se řídí druhem odebírané vody, místem a bodem odběru, druhem vodního útvaru či zařízení, místními podmínkami a účelem rozboru. Vzorek se odebírá přímo do vzorkovnice nebo za využití vzorkovačů (odběrových zařízení). K odběru vzorků vody v různých hloubkách slouží hlubinné vzorkovače, které zabezpečí, že vzorkem bude pouze voda ze zvolené hloubky odběru. Běžně využívané hlubinné vzorkovače jsou **Mayerova láhev**, **Friedingerův**, **Ruttnerův** odběrák nebo odběrák typu **Van Dorn** (obr. č. 1). Pro časově závislé vzorkování se využívají **automatické vzorkovače**. V případě odběru vzorků pro stanovení plynů rozpuštěných ve vodě (kyslík) se nejčastěji používá **Hrbáčkova láhev** (obr. č. 27).

Prosté vzorky z hladiny se obvykle odebírají ručně přímo do vzorkovnice, která se ponoří cca 10 cm pod hladinu a po naplnění se uzavře. Při odběru nesmí dojít k znečištění vzorků zvířenými sedimenty dna nebo ze břehu. V případě problematického přístupu k vodě lze využít různé typy nabíracích zařízení. K odběru vzorku vody z různých hloubek je nejjednodušší využít Mayerovu láhev (zatížená láhev s úzkým hrdlem připevněná přes zátku pomocí lanka nebo

provazu), která se zazátkovaná ponoří do požadované hloubky, kde se trhnutím uvolní zátk a po naplnění vodou se láhev vytáhne a zazátkuje. Použitá odběrová zařízení musí být z inertních materiálů a nesmí kontaminovat vzorek.

Obr. č. 1 Odběrová zařízení (A – Friedingerův odběrák, B – Mayerova láhev, C – odběrák typu Van Dorn)



Doprava, skladování a konzervace vzorků

Doba, která uplyne mezi odběrem a rozborem vzorku, by měla být co nejkratší. Změnám parametrů vody obvykle nelze zcela zabránit, je ale nutné tyto změny co nejvíce minimalizovat. Odebrané vzorky je nutné co nejdříve dopravit do laboratoře k analýze (nejlépe v chladících přenosných boxech při teplotě 2–5 °C). V laboratoři před vlastní analýzou se vzorky vytemperují na požadovanou laboratorní teplotu (20 °C).

Obr. č. 2 Automatické odběrové zařízení (© J. Potužák)



Při odběru vzorku musí být proveden záznam (protokol). Je nutné zapsat důležité údaje (místo odběru, typ vzorku, způsob odběru atd.). Zjišťují se i další významné okolnosti týkající se odběru vzorku vody (např. sluneční svit, srážková činnost, síla a směr větru a další údaje o počasí, které odběru v předchozích dnech předcházelo). Láhve s odebranými vzorky musí být dobře označeny, aby nemohlo dojít k jejich záměně (číslo vzorku, datum odběru a název lokality). Při odběru vzorku se ihned na místě stanovuje **teplota vzduchu a vody**, **průhlednost** vody, **barva** vody, hodnota **pH**, **obsah rozpuštěného kyslíku** (popř. se provádí fixace kyslíku) a **konduktivita** (vodivost). Pokud nelze vzorky analyzovat v předepsané lhůtě, je možné obsah některých iontů na určité období konzervovat (jde o dny, maximálně týdny). Způsob konzervace (přídavkem konzervačního činidla) závisí nejen na parametru, který má být konzervován, ale i na analytické metodě stanovení, která bude použita. Konzervační činidlo se přidává ihned po odběru vzorku vody, nebo předem do prázdné vzorkovnice.

Úprava vzorku před stanovením

Před vlastním analytickým stanovením složek vody je velmi často třeba vzorek vody upravit. Způsob této úpravy (předúpravy) závisí na vlastnostech vzorku a

na účelu, jemuž má úprava vzorku sloužit. Dalším účelem úpravy vzorku před stanovením je odstranění látek, které by při dané analytické metodě rušily stanovení.

Homogenizace

Pro stanovení nerozpuštěných látek a dalších složek při stanovení jejich celkového obsahu (rozpuštěné i nerozpuštěné formy) lze vzorek homogenizovat pouhým protřepáním vzorku vody. Pokud je pro stanovení konkrétní složky nutný speciální způsob homogenizace vzorku, měl by být uveden v předpisu stanovení této složky.

Tab. č. 2 Doporučený časový interval mezi odběrem vzorku a zahájením analýz. Upraveno dle ČSN EN ISO 5667–3, vysvětlení zkratk viz text.

| Interval | Stanovovaný ukazatel | Skladování |
|-----------------------|---|---------------------|
| Přímo na místě odběru | Rozpuštěné plyny, pH, průhlednost, konduktivita, barva, teplota | Bez úprav teploty |
| Co nejdříve po odběru | KNK, ZNK, Cl ₂ , formy CO ₂ , Fe | Bez úprav teploty |
| Do 6 hodin | Amoniakální N, pach | Ochlazení na 2–5 °C |
| Do 24 hodin | Sloučeniny fosforu a dusíku, BSK, Ca, Σ(Ca + Mg), fenoly | Ochlazení na 2–5 °C |
| | Zákal | Bez úprav teploty |
| Do 1 týdne | Sírany | Ochlazení na 2–5 °C |
| Do 1 měsíce | TOC, CHSK _{Mn} , CHSK _{Cr} | Zmrazení na -20 °C |

Filtrace

Pro oddělení kapalně a tuhé fáze v odebraném vzorku vody, které je nutné pro stanovení specifických složek rozpuštěných i nerozpuštěných, je normativně předepsána filtrace. Z fyzikálně – chemického hlediska jsou za **nerozpuštěné** (hrubě dispergované, suspendované) látky obvykle považovány látky s rozměrem částic větších než 1,0 μm. Za **rozpuštěné** látky jsou považovány ty ionty nebo molekuly, jejichž rozměr dosahuje maximálně jednotek nm. Látky,

jejichž rozměr částic má hodnotu v rozmezí jednotek nm až 1,0 μm , jsou považovány za látky *koloidně dispergované*.

Tab. č. 3 Způsoby konzervace vzorků vody. Upraveno dle Hofmann a kol. 1965, vysvětlení zkratk viz text.

| Stanovovaný ukazatel | Způsob konzervace |
|---|---|
| pH, KNK, ZNK, BSK ₅ , organický N, průhlednost, konduktivita, CO ₂ , veškeré látky, všechny organoleptické vlastnosti | Nelze konzervovat |
| Amoniakální N, N-NO ₃ , N-NO ₂ , P-PO ₄ , tenzidy, celkový N | 2 až 4 ml CHCl ₃ na 1 litr vzorku |
| Amoniakální N, N-NO ₃ , N-NO ₂ , Cl ⁻ , organický C, CHSK _{Cr} , celkový N, Zn | 1 ml H ₂ SO ₄ na 1 litr vzorku |
| CHSK _{Mn} , extrahovatelné látky | 5 ml H ₂ SO ₄ na 1 litr vzorku |
| Cr, Cd, Mn, Cu, Ni, Pb, Ag, Fe, As | 5 ml HNO ₃ na 1 litr vzorku |
| Al, Cu, | 5 ml HCl na 1 litr vzorku |
| Sulfan a sulfidy | 10 ml 10 % octanu kademnatého nebo zinečnatého na 1 litr vzorku |
| Fenoly, celková S | 4 g NaOH na 1 litr vzorku |

Z praktických důvodů byla v chemii a technologii vody obecně přijata dohoda, že za tzv. „**rozpuštěné složky**“ se budou považovat látky, které projdou **filtrem s velikostí pórů $0,45 \pm 0,05 \mu\text{m}$** . Nerozpuštěné složky jsou pak ty látky, které se na filtru uvedené porozity zachytí. V ČR se užívají převážně filtry ze skleněných vláken nebo membránové filtry z nitrocelulózy. Papírové filtry jsou nevhodné (využitelné max. pro předfiltraci vzorku). Všechny druhy filtrů je nutno před vlastním použitím zbavit nečistot, obvykle vymýváním destilovanou vodou.

Odstředování

Odstředování (centrifugace) se užívá k odstranění velkého množství nerozpuštěných látek ve vzorku (odpadní vody, kaly). Využívá se v případech, kdy nelze získat potřebný objem vzorku vody filtrací.

Laboratorní nádoby

Pro uchování zásobních roztoků (činidel) se užívá obvykle reagenčních skleněných lahví (borokřemičité jsou vhodnější než obyčejné sodno – vápenato – křemičité). Pro roztoky, které podléhají fotochemickým reakcím, se užívají lahve z hnědého skla. Silnější alkalické roztoky a činidla, která jsou určena pro stanovení obsahu křemíku a sodíku, se uchovávají v plastových nádobách.

Odměrné laboratorní sklo má více tříd přesnosti, nejpřesnější značeno K, menší stupeň přesnosti je značeno A, nejmenší přesnost má třída přesnosti B. Některé nádoby jsou kalibrovány na obsah (dolití), značeno **In**, jiné na vylití, značeno **Ex**. Určený objem nádob je kalibrován na teplotu vody 20 °C. Využití odměrných nádob vyšší přesnosti se doporučuje při přípravě standardních a kalibračních roztoků. Vzhledem k tomu, že k řadě stanovení je používáno malé množství vzorku vody a činidel (řádově mililitry), je nutné jejich objem odměřovat co nejpřesněji, nejlépe za využití kalibrovaných elektronických pipet.

Při každé analytické práci se předpokládá, že se používá vždy jen čisté laboratorní nádoby. Důkazem dokonale vyčištěného laboratorního skla je, že odkapaný vlhký vnitřní povrch nádobí schne rovnoměrně bez tvorby stružek a kapek. Po usušení nesmí na skle zůstat šmouhy ani stopy po uschlých kapkách. Nové skleněné nádoby, nebo znečištěné např. po stanovení vzorků splaškových vod, se vymývá zředěnou kyselinou chlorovodíkovou (1+10) nebo K. dusičnou (1+10). V případě nutnosti odmaštění je vhodnější použít chromsírovou směs (1 díl nasyceného roztoku dichromanu draselného a jeden díl koncentrované kyseliny sírové) než komerčně dostupné detergenty, které nelze použít u nádobí určeného ke stanovení všech forem fosforu a křemíku. Nakonec se laboratorní nádoby důkladně omyje destilovanou vodou a vysuší v sušárně určené pouze k sušení laboratorního nádobí.











Analytické nádoby používané při analýzách by se mělo mýt bezprostředně po ukončení analýzy.

Chemikálie










V ČR jsou běžně obchodně dostupné chemikálie více tříd čistoty. Pro analýzy vod se nejčastěji využívají chemikálie s označením **pro analýzu (p.a.)**, kdy obsah základní látky se pohybuje obvykle mezi 99,0 – 99,8 %, jednotlivé nečistoty jsou přítomny jen v tisícinách procenta a látka nesmí obsahovat mechanické nečistoty. Pro přípravu standardních roztoků jsou vhodnější chemikálie označené jako **chemicky čisté (ch.č.)**, kdy obsah základní látky je

vyšší než 99,8 % a obsah nečistot se pohybuje na úrovni 10^{-3} až 10^{-5} %. Pro speciální analýzy (např. stopových prvků, chromatografie) se používají chemikálie nejvyšší čistoty označené jako *zvláště čisté* (zv. č. nebo *pur. spec.*), kdy obsah základní látky je vyšší než 99,9 % a obsah nečistot, zvláště těch, které mohou ovlivnit předpokládaný způsob použití, je na úrovni 10^{-5} až 10^{-7} %.

Obr. č. 2 Výstražné symboly nebezpečnosti podle směrnice DSD

| | | | | |
|---|---|--|---|--|
| E  výbušný | O  oxidující | F+  extrémně hořlavý | F  vysoce hořlavý | N  nebezpečný pro životní prostředí |
| C  žiravý | Xn  zdraví škodlivý | Xi  dráždivý | T  toxický | T+  vysoce toxický |

Obr. č. 3 Výstražné symboly nebezpečnosti podle nařízení CLP

| | | | | |
|---|--|--|--|--|
| GHS01  výbušné | GHS02  hořlavé | GHS03  oxidující | GHS04  plyny pod tlakem | GHS05  korozivní a žiravé |
| GHS06  toxické | GHS07  dráždivé | GHS08  nebezpečný pro zdraví | GHS09  nebezpečný pro vodní prostředí | |

Chemické látky spadají v rámci EU pod jednotný systém evidence a hodnocení. Jedná se o tzv. legislativu **REACH** (Registrace, Evaluace a Autorizace Chemických látek), která vstoupila v platnost 1. 6. 2007, a má zajistit, aby se

nejpozději od roku 2020 používaly pouze chemické látky se známými vlastnostmi a to způsobem, který nepoškozuje životní prostředí a zdraví člověka. Předpisy v zemích EU, tedy i v ČR, stanoví systém posuzování, klasifikace, balení a označování chemických látek a chemických přípravků a stanoví požadavky na obsah a poskytování bezpečnostního listu. Dále upravují registraci nových látek, hodnocení rizika nebezpečných chemických látek a omezení nebo zákaz výroby, dovozu a používání mimořádně rizikových chemických látek.

Tab. č. 4 Požadované hodnoty parametrů jakosti destilované vody dle ČSN 684063

| Parametr jakosti | Požadovaná hodnota |
|---|------------------------------|
| pH | 5,4 až 7,0 |
| Konduktivita | max. 0,5 mS.m ⁻¹ |
| Netěkavý zbytek | max. 5 mg.l ⁻¹ |
| Zbytek po žíhání | max. 1 mg.l ⁻¹ |
| Amoniakální dusík (NH ₄ ⁺) | max. 0,05 mg.l ⁻¹ |
| Sírany (SO ₄ ²⁻) | max. 0,5 mg.l ⁻¹ |
| Chloridy (Cl ⁻) | max. 0,2 mg.l ⁻¹ |
| Volný chlor (Cl ₂) | max. 0,05 mg.l ⁻¹ |
| Dusičnany a dusitany (jako NO ₃ ⁻) | max. 0,1 mg.l ⁻¹ |
| Olovo (Pb) | max. 0,05 mg.l ⁻¹ |
| Vápník a hořčík (jako Ca) | max. 1 mg.l ⁻¹ |
| Železo (Fe) | max. 0,05 mg.l ⁻¹ |
| Měď (Cu) | max. 0,02 mg.l ⁻¹ |
| Látky redukující KMnO ₄ jako kyslík | max. 0,08 mg.l ⁻¹ |

V ČR je legislativa REACH, podle které se hodnocení chemických látek a přípravků provádí, implementována v tzv. chemickém zákoně č. 350/2011 Sb. a nařízení Evropského parlamentu a rady (ES) č. 1272/2008 o klasifikaci, označování a balení látek a směsí. V posledních letech došlo u označování

chemikálií ke změně výstražných symbolů nebezpečnosti a rovněž ke změně standardních vět o nebezpečnosti chemických látek a jejich směsí a vět s pokyny pro bezpečné zacházení s chemickými látkami.

Dřívější R–věty a S–věty (směrnice o nebezpečných látkách – DSD) jsou nově nahrazeny H–větami a P–větami (nařízení o klasifikaci, označování a balení chemických látek a směsí – CLP). Vzhledem ke značnému množství chemických látek opatřených starými symboly jsou uvedeny staré i nové symboly značení chemických látek (obr. č. 2 a 3).

Voda pro analytické stanovení

Pod tímto pojmem rozumíme vodu používanou při analýze, k přípravě činidel, k ředění vzorků, ke slepému stanovení a oplachování laboratorního nádobí. Podle míry požadované jakosti se k její přípravě používá destilace, deionizace, reverzní osmóza nebo kombinace těchto operací. Nejpoužívanější a pro analýzu většiny složek základního rozboru vody je naprosto dostačující voda získaná prostou destilací (destilovaná voda), která je charakterizována jako čirá, bezbarvá kapalina, bez chuti a zápachu, vyhovující 16 požadovaným jakostním parametrům (Tab. č. 4). Destilovanou vodu se doporučuje spotřebovat do 1 měsíce ode dne výroby.

Vyjadřování výsledků chemického a fyzikálního rozboru vod

Kvalitativní vyjádření výsledků rozboru vody

- chemickým vzorcem (např. KOH, Ca)
- značkou (např. \sum_c , \sum_{kationty})
- zkratkou názvu stanovených látek (např. AOX, RAS)
- zkratkou názvu použitého uzančného stanovení (např. CHSK, BSK)
- chemickým názvem (např. hydroxid draselný, vápník)
- uzančným názvem stanovovaných látek (např. celková mineralizace)
- názvem použitého uzančného stanovení (např. chemická spotřeba kyslíku)

Obsah většiny kovů se vyjadřuje v elementární formě (Fe, Pb, Cu). Obsah plynů se vyjadřuje v molekulární formě (O₂, Cl₂, CO₂). Obsah základních kationtů a aniontů ve vodě se obvykle vyjadřuje v jednoduché iontové formě (Ca²⁺, Na⁺, HCO₃⁻).

Současný vývoj směřuje k vyjadřování všech kovů i nekovů ve vodách v elementární formě a odlišuje se jen oxidační stupeň. Přednost se dává zápisu,

kde je prvek uveden na prvním místě [N–NO₃, N(NO₃⁻), N_{NO3}]. Při slovním vyjádření těch složek, které se vyskytují ve vodě v různých formách, je nutné uvést do závorky formu (speciální), ve které je údaj koncentrace vyjádřen [amoniakální dusík (N), sulfan a sulfidy (H₂S)]. Pro možnost porovnání výsledků vyjádřené v iontové formě a ve formě elementární je nutné výsledky přepočítat a vyjádřit v jednotné formě. K výpočtu jsou potřebné pouze relativní atomové hmotnosti prvků.

Tab. č. 5 Pro přepočty mezi jednotlivými formami vyjádření se využívají přepočítávací koeficienty.

| Vyjádření dané | Vyjádření požadované | Přepočítávací koeficient |
|-------------------|----------------------|--------------------------|
| N–NO ₃ | NO ₃ | 4,429 |
| NO ₃ | N–NO ₃ | 0,226 |
| N–NO ₂ | NO ₂ | 3,286 |
| NO ₂ | N–NO ₂ | 0,304 |
| N–NH ₃ | NH ₃ | 1,216 |
| NH ₃ | N–NH ₃ | 0,822 |
| N–NH ₄ | NH ₄ | 1,288 |
| NH ₄ | N–NH ₄ | 0,766 |
| P–PO ₄ | PO ₄ | 3,066 |
| PO ₄ | P–PO ₄ | 0,326 |
| S–SO ₄ | SO ₄ | 2,996 |
| SO ₄ | S–SO ₄ | 0,334 |

Příklad přepočtu forem dusičnanového dusíku z NO₃ na N–NO₃ a naopak, (relativní molekulové hmotnosti i výsledky jsou zaokrouhleny):

Relativní atomová hmotnost: dusík (N) = 14, kyslík (O) = 16.

Relativní molekulová hmotnost: NO₃ = 14 + 16 × 3 = 62.

Vzájemný podíl relativní molekulové hmotnosti sloučeniny NO₃ a relativní atomové hmotnosti dusíku nám udá přepočtový koeficient (viz tabulka č. 5).

$$62 / 14 = \mathbf{4,429}$$

$$14 / 62 = \mathbf{0,226}$$

Vlastní přepočet zrealizujeme vynásobením hodnoty v původním vyjádření přepočtovým koeficientem a získáme hodnotu s požadovaným vyjádřením:

$$50 \text{ mg.l}^{-1} \text{ NO}_3 = 50 \times 0,226 = 11,3 \text{ mg.l}^{-1} \text{ N-NO}_3$$

$$3,4 \text{ mg.l}^{-1} \text{ N-NO}_3 = 3,4 \times 4,429 = 15 \text{ mg.l}^{-1} \text{ NO}_3$$

V některých případech je nutno blíže uvést formu stanovované složky. Nejčastěji se vyjádří slovně nebo zkratkou, zpravidla za názvem nebo značkou složky (Fe rozpuštěné, CO₂ volný). Pro označení celkové koncentrace složky se používají zkratky „celkový“ nebo „total“ (N_c, N_{celk.}, N_T).

Pro skupiny blíže neidentifikovaných (nerozlišených) anorganických látek se k vyjádření jejich koncentrace používají značky veličiny (koncentrace), ve které jsou stanovené látky vyjádřeny (Σ_c nebo Σ_p – celková mineralizace) nebo zkratky uznaného názvu skupiny stanovených látek (NL – nerozpuštěné látky, KNK – kyselinová neutralizační kapacita). Organické látky většinou nelze ve vodě jednoduše stanovit, protože jde o směsi neznámého složení a zastoupení. Stanovují se obvykle jako skupiny látek a jejich obsah se vyjadřuje ve zvoleném standardu (NEL – nepolární extrahovatelné látky). Jestliže je nutné stanovit některou organickou látku jako chemické individuum, pak se vyjadřuje chemickým vzorcem nebo zkratkou názvu sloučeniny [trichlormethan (CHCl₃), hexachlorbenzen (HCB)]. Při vyjadřování výsledků sumárních stanovení organických látek se využívají zkratky použitých metod (BSK, CHSK, TOC).

Kvantitativně se výsledky analýz vody vyjadřují v hmotnostních koncentracích nebo v koncentracích látkového množství (látkové koncentraci).

Hmotnostní koncentrace se uvádí značkou **p**

Koncentrace látkového množství se uvádí značkou **c**

Pro hmotnostní koncentraci ve vodách se nejčastěji používá jednotka **mg.l⁻¹** (g.l⁻¹, μg.l⁻¹).

Pro látkovou koncentraci ve vodách se nejčastěji používá jednotka **mmol.l⁻¹** (mol.l⁻¹, μmol.l⁻¹)

Mezi značky jednotek se nesmějí vkládat další údaje. V případě složených jednotek je preferován zápis v mocninové podobě (např. mg.l^{-1}) před zápisem formou zlomku (např. mg/l).

Složení roztoků se v některých případech vyjadřuje hmotnostním zlomkem (w) jako poměr hmotnosti složky k hmotnosti směsi. Udává se jako desetinné číslo nebo v procentech. Procento je definováno jako hmotnost látky v gramech rozpuštěných ve 100 g roztoku. Není tedy vztaženo k objemu, ale k hmotnosti roztoku.

Při přípravě činidel k provedení analýz vody se u řady stanovení připravují roztoky zředěním jiného roztoku. K vyjadřování zředěvacích vztahů se doporučuje vyjádření $(1 + 1)$, $(1 + 9)$ apod. První číslo udává objem ředěného vzorku, druhé číslo objem rozpouštědla, součet obou pak celkový objem směsi.

Naprosto nevhodné je vyjadřovat údaje v jednotkách ppm (parts per milion) nebo ppb (parts per bilion) i v současnosti používaných především v angloamerické literatuře. Tyto jednotky znamenají hmotnostní nebo objemový poměr rozpuštěné látky v roztoku ($1:10^6$, $1:10^9$). Nahrazují zápisy mg.kg^{-1} , resp. ml.m^{-3} nebo $\mu\text{g.kg}^{-1}$, resp. $\mu\text{l.m}^{-3}$. Za předpokladu, že hustota vody je přibližně 1 kg.l^{-1} (většina podzemních a povrchových vod) pak $1 \text{ ppm} \approx 1 \text{ mg.l}^{-1}$ a $1 \text{ ppb} \approx 1 \mu\text{g.l}^{-1}$.

V hydrochemii jsou z praktických důvodů preferovány hmotnostní koncentrace vyjádření výsledků analýz vod. Jsou srozumitelné i pro laickou veřejnost, umožňují porovnávat výsledky se staršími analýzami, vyhovují pro různá bilancování a rovněž v normách a nařízeních jsou koncentrace udávány většinou hmotnostně. Hmotnostní vyjádření ale mohou při interpretaci výsledků poskytovat zkreslený obraz o skutečném složení a vlastnostech vod. Použití látkových koncentrací je nezbytné při srovnávání kinetiky chemických reakcí ve vodách, toxicity látek, přípustných koncentracích a při výpočtu chemických rovnováh. Nezanedbatelnou předností látkových koncentrací je nezávislost na formě výskytu dané látky.

Vzhledem k používání obou forem vyjádření výsledku analýz vod je nezbytná znalost jejich vzájemného přepočtu. Rovněž v metodikách jednotlivých stanovení bývá charakteristika používaných činidel vyjádřena v látkové koncentraci, ale k jejich přípravě potřebujeme znát koncentraci hmotnostní. Hmotnostní koncentrace, jak již bylo uvedeno, se označuje symbolem ρ (pozor!

– stejný symbol se používá i pro hustotu látky) a vyjadřuje nám hmotnost látky (m) v jednotce objemu (V). Látková koncentrace, označovaná symbolem c vyjadřuje množství látky v molech v jednotce objemu (standardně 1 litr). Mol látky je dán molární hmotností (M), vyjadřuje se v jednotkách $\text{g}\cdot\text{mol}^{-1}$ a shoduje se s relativní atomovou hmotností. Pro snadnější pochopení uvedené problematiky jsou uvedeny praktické příklady přepočtu, uvedené relativní atomové hmotnosti jsou pro lepší přehlednost zaokrouhleny.

Příklady:

Jaká je látková koncentrace roztoku NaOH, pokud jsme rozpustili 10 g hydroxidu sodného v 1 litru roztoku?

Prvně zjistíme (z periodické tabulky prvků) relativní atomové hmotnosti prvků sloučeniny ($\text{Na}=23$, $\text{O}=16$, $\text{H}=1$) a vypočteme relativní molekulovou hmotnost sloučeniny ($23+16+1=40$). $M_{\text{NaOH}} = 40 \text{ g}\cdot\text{mol}^{-1}$. Tento údaj je standardně uveden na nádobách, ve kterých se chemikálie dodávají. Látkovou koncentraci získáme podílem množství rozpuštěné látky v gramech (10 g) relativní molekulovou hmotnost sloučeniny ($40 \text{ g}\cdot\text{mol}^{-1}$). Výsledek (0,25) nám udává látkovou koncentraci roztoku NaOH v $\text{mol}\cdot\text{l}^{-1}$.

Potřebujeme připravit 500 ml roztoku NaOH o látkové koncentraci $0,05 \text{ mol}\cdot\text{l}^{-1}$. Kolik gramů NaOH potřebujeme?

Víme, že relativní molekulová hmotnost sloučeniny NaOH je $40 \text{ g}\cdot\text{mol}^{-1}$. Vynásobením relativní molekulové hmotnosti sloučeniny (40) požadovanou látkovou koncentrací (0,05) zjistíme potřebnou hmotnost hydroxidu v gramech (2), ale pro objem 1 litr. K přípravě 500 ml roztoku NaOH o látkové koncentraci $0,05 \text{ mol}\cdot\text{l}^{-1}$ tedy potřebujeme rozpustit 1 g NaOH.

Jaká je látková koncentrace koncentrované kyseliny chlorovodíkové? Koncentrovaná HCl má 35% hmotnostní koncentraci a hustota roztoku je $1,180 \text{ g}\cdot\text{ml}^{-1}$.

Z uvedené hustoty roztoku zjistíme hmotnost 1 litru roztoku konc. HCl, kdy hmotnost v mililitrech převedeme na litry ($1,180 \times 1000 = 1180 \text{ g}$). Hmotnostní koncentrace HCl je ale pouze 35%, musíme tedy vyjádřit hmotnost pouze kyseliny z uvedené hmotnosti roztoku. Požadovanou hmotnost zjistíme jednoduchou úměrou ($1180 \times 0,35 = 413 \text{ g}$). Relativní molekulová hmotnost sloučeniny HCl je $36,5 \text{ g}\cdot\text{mol}^{-1}$ ($\text{H}=1$, $\text{Cl}=35,5$). Látkovou koncentraci získáme

podílem hmotnosti HCl (413 g) relativní molekulovou hmotnost sloučeniny ($36,5 \text{ g}\cdot\text{mol}^{-1}$). Výsledek (11,3) nám udává látkovou koncentraci konc. HCl v $\text{mol}\cdot\text{l}^{-1}$.

Potřebujeme připravit 100 ml roztoku HNO_3 o látkové koncentraci $0,5 \text{ mol}\cdot\text{l}^{-1}$. Koncentrovaná HNO_3 má 65% hmotnostní koncentraci a hustota roztoku je $1,400 \text{ g}\cdot\text{ml}^{-1}$. Kolik ml konc. HNO_3 použijeme?

Vypočteme látkové množství HNO_3 potřebné k přípravě roztoku vynásobením požadované látkové koncentrace požadovaným objemem v litrech ($0,5 \times 0,1 = 0,05 \text{ mol}$). Relativní molekulová hmotnost sloučeniny HNO_3 je $63 \text{ g}\cdot\text{mol}^{-1}$ (H=1, N=14, O=16). Vynásobením relativní molekulová hmotnosti potřebným látkovým množstvím HNO_3 zjistíme potřebné množství v gramech ($63 \times 0,05 = 3,15 \text{ g}$). K přípravě požadovaného roztoku tedy potřebujeme 3,15 g HNO_3 . K dispozici máme ale jen 65% roztok kyseliny. Pokud podělíme požadované množství kyseliny v gramech, jejím hmotnostním zlomkem získáme potřebnou 65% hmotnostní koncentraci HNO_3 ($3,15 / 0,65 = 4,85 \text{ g}$). Posledním krokem je převedení potřebného množství kyseliny v gramech na objem v mililitrech. Potřebná hmotnostní koncentrace v gramech se podělí hustotou roztoku ($4,85 / 1,400 = 3,46 \text{ ml}$). K přípravě požadovaného roztoku tedy použijeme 3,46 ml HNO_3 (konc. 65 %).

Připravte 500 ml 30% roztoku kyseliny sírové (hustota roztoku $1,200 \text{ g}\cdot\text{ml}^{-1}$). Koncentrovaná H_2SO_4 má 93% hmotnostní koncentraci a hustota roztoku je $1,830 \text{ g}\cdot\text{ml}^{-1}$.

K výpočtu využijeme směšovací rovnici: $w_1 \times m_1 + w_2 \times m_2 = w_3 \times m_3$, kde (w) je hmotnostní zlomek a (m) hmotnost roztoku. Nejdříve vyjádříme požadovaný objem v hmotnostních jednotkách vynásobením hustotou ($500 \times 1,200 = 600 \text{ g}$). Získané údaje dosadíme do rovnice (ředící destilovaná voda má nulovou koncentraci).

$$93 \times m_1 + 0 \times m_2 = 30 \times 600$$

$$93 \times m_1 = 18000$$

$$m_1 = 193,55 \text{ g}$$

K zjištění potřebného objemu konc. kyseliny podělíme potřebné množství v gramech hustotou koncentrovaného roztoku kyseliny ($193,55 / 1,830 = 105,76 \text{ ml}$). K přípravě požadovaného roztoku je tedy třeba 105,76 ml 93% H_2SO_4 . Při praktické realizaci ředění je nutno pamatovat, že dojde k silnému zahřátí roztoku a dodržovat pravidlo, že vždy **lijeme kyselinu do vody** a ne naopak!

Rozsah analýz

Fyzikální a chemické analýzy vody zahrnují soubor stanovení jednotlivých chemických a fyzikálních ukazatelů vody. Výběr ukazatelů pro každý druh rozboru (základní, rozšířený, provozní) se vždy řídí druhem analyzované vody a účelem pro který se rozbor vody provádí. Současná praxe předpokládá, že zadavatel rozboru (hydrochemik, hydrobiolog apod.) sám vybere ze souboru všech možných ukazatelů, který mu nabízí příslušná norma či vyhláška, jen ty ukazatele, které jsou pro analyzovanou vodu a účel rozboru aktuálně potřebné.

Rozbor povrchových vod se nejčastěji provádí za účelem:

- obecné klasifikace jakosti vod
- kontroly jakosti (kvality) a bilance znečištění
- zjištění vhodnosti vody pro konkrétní účel
- zjištění původce havárie.

Fyzikálně chemický rozbor vody z rybářského pohledu zahrnuje stanovení níže uvedených ukazatelů.

Přímo na místě odběru se stanoví:

Obsah rozpuštěného kyslíku, teplota vody, pH vody, konduktivita, průhlednost vody, (popř. barva vody).

V chemické laboratoři se stanoví:

Celkový fosfor, P-PO₄ (SRP), celkový dusík, N-NO₃, N-NO₂, N-NH₄,
TOC, CHSK_{Mn}, CHSK_{Cr}, BSK₅ (BSK₇),
KNK, chloridy, vápník, hořčík, draslík, sodík, sírany, celkové železo.

Výpočtem se stanoví hodnoty jednotlivých forem oxidu uhličitého (z teploty vody, KNK a hodnoty pH) a podíl toxické formy amoniakálního dusíku NH₃ (z hodnoty pH, teploty vody a hodnoty celkového amoniakálního dusíku).

Analýzy se mohou z různých důvodů rozšířit o další potřebná stanovení např. hliníku, křemíku, mědi, nerozpuštěných látek a další.

3 ZÁKLADNÍ FYZIKÁLNĚ – CHEMICKÉ FAKTORY VODY

Při odběrech vzorků vody se pozoruje, měří a zapisuje řada faktorů, které charakterizují situaci na lokalitě v době odběru a v době, která odběru předcházela. Tyto parametry, doplněné o meteorologickou situaci na lokalitě, nám pomáhají objasnit příčiny chemických poměrů, které ve vodě vznikly.

Čas odběru je důležitý údaj pro analýzu vzorku vody. Mají-li se srovnávat některé chemické faktory vody různých lokalit, pak u těch faktorů, které se během 24 hodin mění, je nutné odebírat vzorky pro stanovení ve stejnou denní dobu (pH, KNK, rozpuštěný kyslík, oxid uhličitý, teplota vody).

Sluneční svit a jeho intenzita ovlivňují především rychlost a vydatnost fotosyntézy primárních producentů a tím přímo i množství kyslíku a oxidu uhličitého, nepřímo pak pH vody na lokalitě. V druhé řadě má sluneční svit velký vliv na teplotu vody, která určuje rychlost biochemických a chemických procesů ve vodě. Dlouhodobě zatažená obloha (několik dnů) může mít za následek snížení intenzity fotosyntézy a v důsledku toho i změny v obsahu řady parametrů. Sluneční svit a jeho intenzita se při odběrech vzorků vody většinou neměří a omezujeme se na slovní popis (slunečno, polojasno aj.). K měření se používají různé typy přístrojů, heliografy (slunoměry), pyranometry, solarimetry a k orientačnímu stanovení lze využít i luxmetry.

Dešťové **srážky** splachují z pozemků v povodí nejrůznější organické i anorganické látky. Zvláště silné jsou přínosy nejrůznějších forem dusíku. Množství oxidů dusíku strhávané z atmosféry může představovat přísun až 40 kg.ha⁻¹ čistého N za rok. Prudký déšť strhává do vody i další plyny z atmosféry, zejména oxid uhličitý a kyslík, v některých případech může ovlivnit i jejich obsah ve vodě. Ve sněhu se během zimy hromadí kyselé produkty emisí, které pak při jarním tání způsobují pokles hodnoty pH. U zamrzlých vodních ploch způsobuje i nízký sněhový pokryv (1 cm) výrazný pokles intenzity světla ve vodě pod ledem a omezení intenzity fotosyntézy, což ovlivňuje hodnoty řady parametrů. Při zápisu srážek se uvádí, zda byl odběr uskutečněn za deště. Zapisuje se množství srážek (v mm) a jejich intenzita během odběru i v době před odběrem. Informace o srážkách se zpravidla zjišťují z údajů nejbližších meteorologických stanic.

Vítr promíchává vodu a tím ruší zonaci jednotlivých faktorů ať už chemických, fyzikálních nebo biologických a urychluje výměnu plynů mezi vodou a

vzduchem. Negativně může působit hromadění velké biomasy sinic vodního květu v zátokách v důsledku nafoukání větrem. V takových zátokách pak dochází ke vzniku extrémních podmínek v chemizmu vody.

Síla větru se zaznamenává výrazy jako bezvětří, vánek, slabý vítr, silný vítr, velmi silný vítr. Směr větru se vyjadřuje výrazy severní (S), severozápadní (SZ) atp.

Barometrický **tlak** ovlivňuje nasycení vody plyny, uvolňování plynů z vody a ze dna, distribuci vodního květu sinic ve vodním sloupci a má vliv také na hustotu vody. Barometrický tlak se při odběrech vzorků vod běžně nestanovuje; navíc moderní měřicí přístroje na sledování obsahu rozpuštěných plynů (především kyslíku) mají automatickou korekci na hodnotu tlaku.

Hustota vody je závislá na množství rozpuštěných látek, teplotě a tlaku. Změny hustoty vody způsobené změnou teploty mají vliv na stratifikaci fyzikálních a chemických vlastností vody a koloběh látek. Změny hustoty vody neprobíhají lineárně; se stoupající teplotou rychle narůstá relativní rozdíl, takže mezi 24 °C a 25 °C je rozdíl v hustotě 30 krát větší než mezi 4 °C a 5 °C. Největší hustotu má voda za standardních podmínek při teplotě 3,94 °C. Studenější i teplejší voda je „lehčí“ a ve vodních útvarech převrstvuje vody s větší hustotou. Hustota vody se běžně nestanovuje.

Pach vody nám v některých případech umožní již čichem rozpoznat přítomnost některých plynů rozpuštěných ve vodě (sulfan, amoniak). Pach biologického původu vzniká při metabolismu a odumírání sinic, řas, vyšších rostlin, bakterií, aktinomycet, plísní, hub a prvků. Druh a intenzita zápachu závisí na druhu organismu a intenzitě jeho rozvoje. Pach vody mohou způsobovat různé druhy odpadních (nejčastěji průmyslových) vod. Druh pachu se označuje slovně jako zemitý, fekální, hnilobný, plísňový, rašelinový, po jednotlivých chemikáliích apod. Intenzita pachu je subjektivní čichový vjem, stanovuje se odhadem, smyslovou zkouškou a hodnotí se šestimístnou stupnicí (žádný, velmi slabý, slabý, znatelný, zřetelný, velmi silný). Ve vzorcích povrchových vod se běžně nestanovuje. V případě zjištění pachu je tato skutečnost zaznamenána v odběrovém protokolu.

Barva různých typů vod je značně rozdílná. Skutečná barva čisté vody v silné vrstvě je modrá (vysokohorská jezera, ledovce). Se stoupajícím obsahem rozpuštěných látek se mění propustnost vody pro světlo, jehož jednotlivé složky jsou propouštěny selektivně a tím se mění i barva vody. Barva vody je ovlivněna i odrazem barevných odstínů okolí (obloha, půda, vegetace) a zbarvením dna.

Odstíny zelené bývají zpravidla vyvolány vegetačním zbarvením vody mikroskopickými planktonními zelenými řasami. Hnědé zbarvení vody rašeliníšť je způsobeno huminovými kyselinami, ale může to být i důsledek rozvoje planktonních rozsivek. Typickou zelenomodrou barvu vody způsobuje vysoká biomasa sinic. Dalším zdrojem barevnosti povrchových vod mohou být některé odpadní vody, zejména z textilního průmyslu.

Barva vody se obvykle měří při stanovení průhlednosti vody přímo na lokalitě. Po změření průhlednosti Secchiho deskou (viz dále) se vytáhne kotouč do poloviny hloubky průhlednosti a proti bílým kvadrantům se odhaduje barva vody. Výsledná barva se uvádí ve formě např. zelená, zelenožlutá, kdy převládající odstín barvy je uváděn jako poslední.

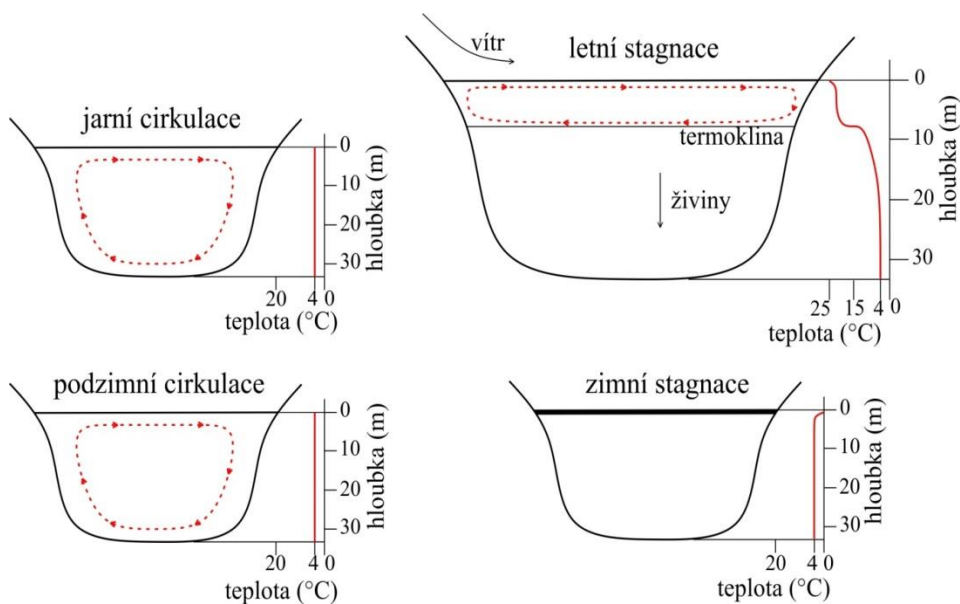
Barvu vody lze stanovit i srovnáním vzorku s barevnými standardy, připravenými z roztoků chloroplaticitanu draselného a chloridu kobaltnatého. Podle množství standardního roztoku chloroplaticitanu, potřebného k vytvoření barevného standardu shodného se vzorkem, se vyjadřuje barva vzorku v miligramech platiny v 1 litru vody (mg.l^{-1} Pt). Lze využít i komparátory, u nichž se barva vody porovnává s barvou různě zbarvených sklíček.

Teplota vody a vzduchu

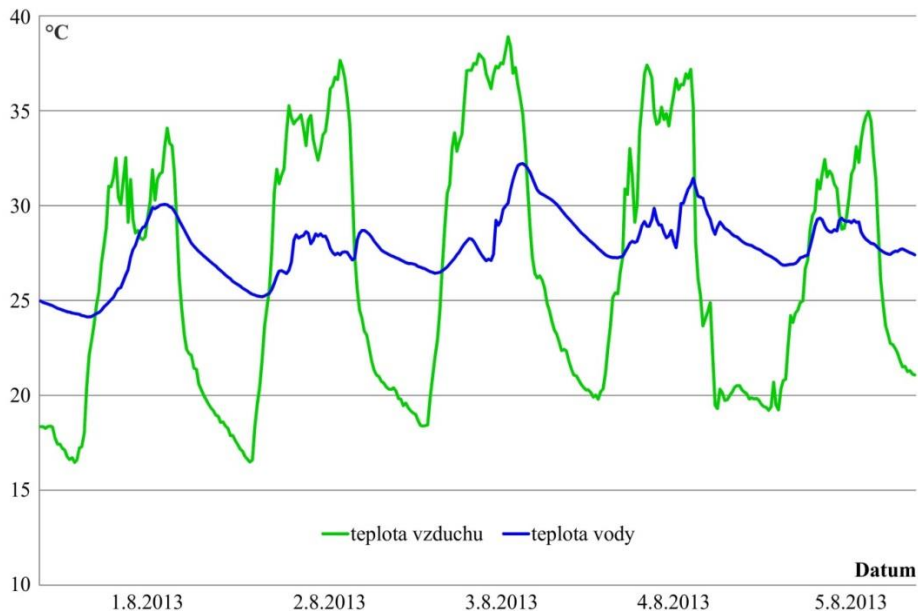
Teplotní výkyvy jsou ve vodě daleko menší než ve vzduchu (vysoká měrná kapacita) a v důsledku toho působí větší nádrže v krajině jako tepelné regulátory klimatu okolní krajiny. Změny teploty v nádržích se časově opožďují za změnami teploty ovzduší a to tím více, čím je nádrž hlubší. U hlubokých údolních nádrží činí toto zpoždění až 1 měsíc. Molekulový přenos tepla vodou je bezvýznamný, téměř veškerý přenos se uskutečňuje pohybem (prouděním). Rozhodující mechanickou silou podílející se na míchání vrstev vody je vítr. Třením o hladinu vyvolává horizontální proud, který se u břehů stáčí v hlubších vrstvách do protisměru. Na rychlosti, směru větru a teplotě svrchní vrstvy vody závisí jak rychle a jak hluboko bude voda promíchávána.

Teplota vody přímo ovlivňuje množství plynů rozpuštěných ve vodě – čím je voda teplejší, tím méně se v ní plynů rozpustí, což platí absolutně. Teplota ovlivňuje rychlost chemických reakcí, jako jsou oxidace a rozkladné pochody v procesu samočištění. Změny teploty vody během roku v hlubokých nádržích pak ovlivňují nejen jejich tepelný, ale i chemický režim v důsledku střídajících se cyklů stagnace a cirkulace během roku. Změny termiky nádrží jsou mimo

Obr. č. 4 Schéma sezónního cyklu termiky nádrže. Červená přerušovaná čára znázorňuje míchání vody, červená plná čára teplotu vody.

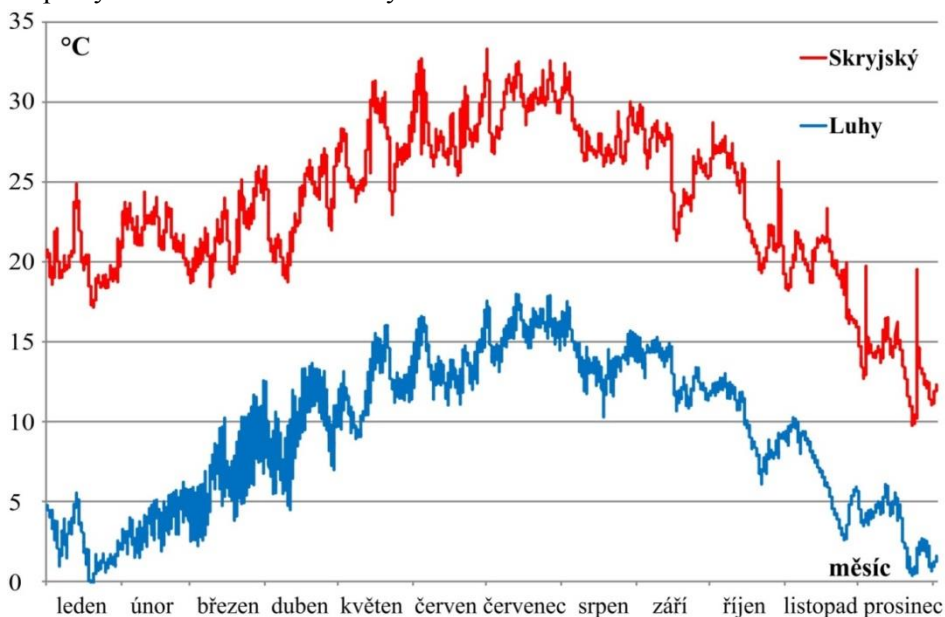


Obr. č. 5 Průběh teploty vody (15 cm pod hladinou) a teploty vzduchu (30 cm nad hladinou) na rybníce Dvorský (Jihomoravský kraj). Maximální naměřená teplota vody 32,2 °C.



teploty prostředí podmíněny i hustotou a viskozitou různě teplých vrstev vody. Pro vodní nádrže mírného pásu severní polokoule je obvyklé střídání čtyř cyklů (jarní a podzimní cirkulace, letní a zimní stagnace) viz obr. č. 4.

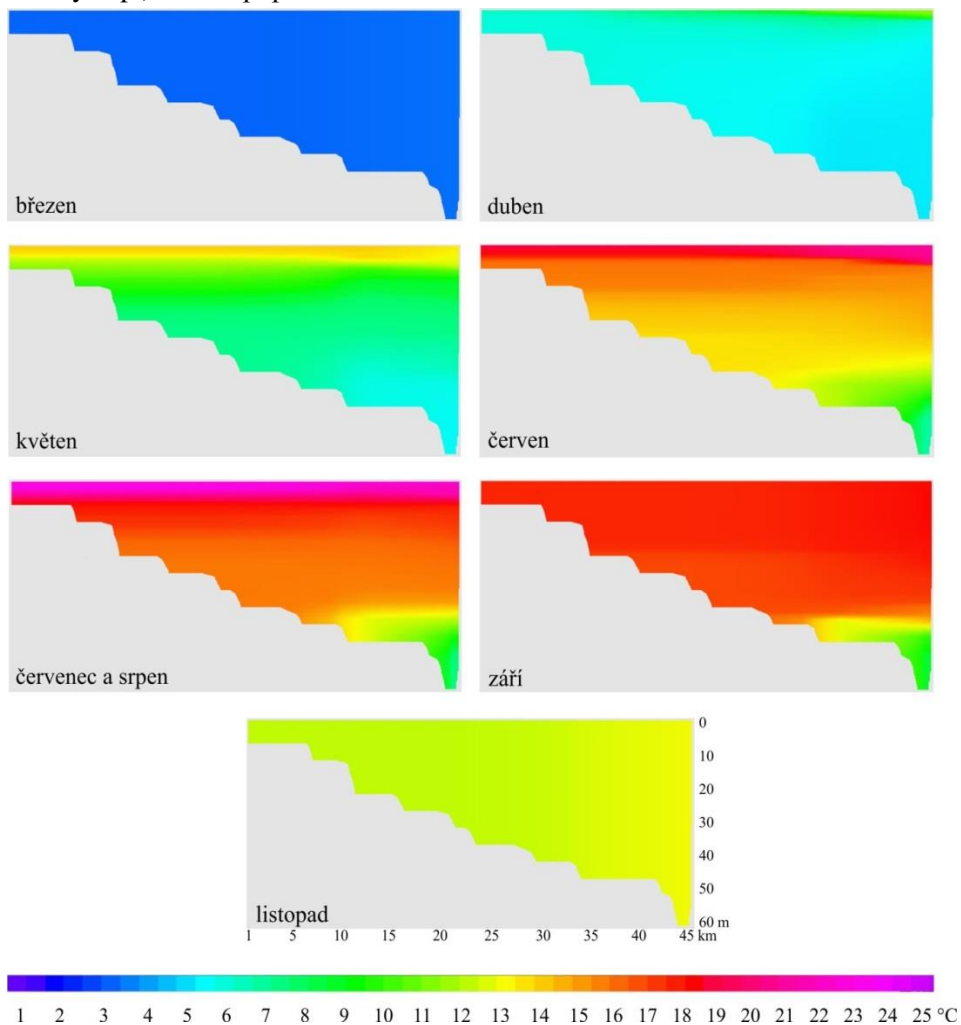
Obr. č. 6 Roční průběh teploty vody potoka Luhy a Skryjského potoka (měřeno teplotními datalogery těsně nad jejich soutokem). Skryjský potok je zatížen oteplenými vodami JE Dukovany.



Nádrže s tímto systémem termiky se nazývají **dimiktické**, dochází u nich ke dvěma cirkulacím během roku a v letním období nastává zřetelná stratifikace vody. V období letní stagnace pak dochází k typickému rozvrstvení vodních mas na horní, míchanou vrstvu teplé vody zvanou **epilimnion**, střední tzv. skočnou vrstvu, ve které dochází ke snížení teploty vody zvanou **metalimnion** a spodní vrstvu chladnější vody zvanou **hypolimnion**. Typické pro polární a tropická jezera je, že u nich nastává alespoň jedna cirkulace, kdy dochází k promísení celého vodního sloupce až ke dnu nádrže. Tyto typy nádrží se nazývají **holomiktické**. Podle počtu cirkulací se dále dělí na **monomiktické** s jednou cirkulací (u polárních v létě, u tropických v zimě) a **polymiktické**, které se míchají vícekrát během roku. Nádrže, u kterých nedochází k promísení celého vodního sloupce (podmíněno morfologicky, topograficky nebo chemicky), se nazývají **meromiktické**. U těchto nádrží se horní, míchaná vrstva vody nazývá **mixolimnion** a spodní vrstva, která nepodléhá míchání vody **monolimnion**.

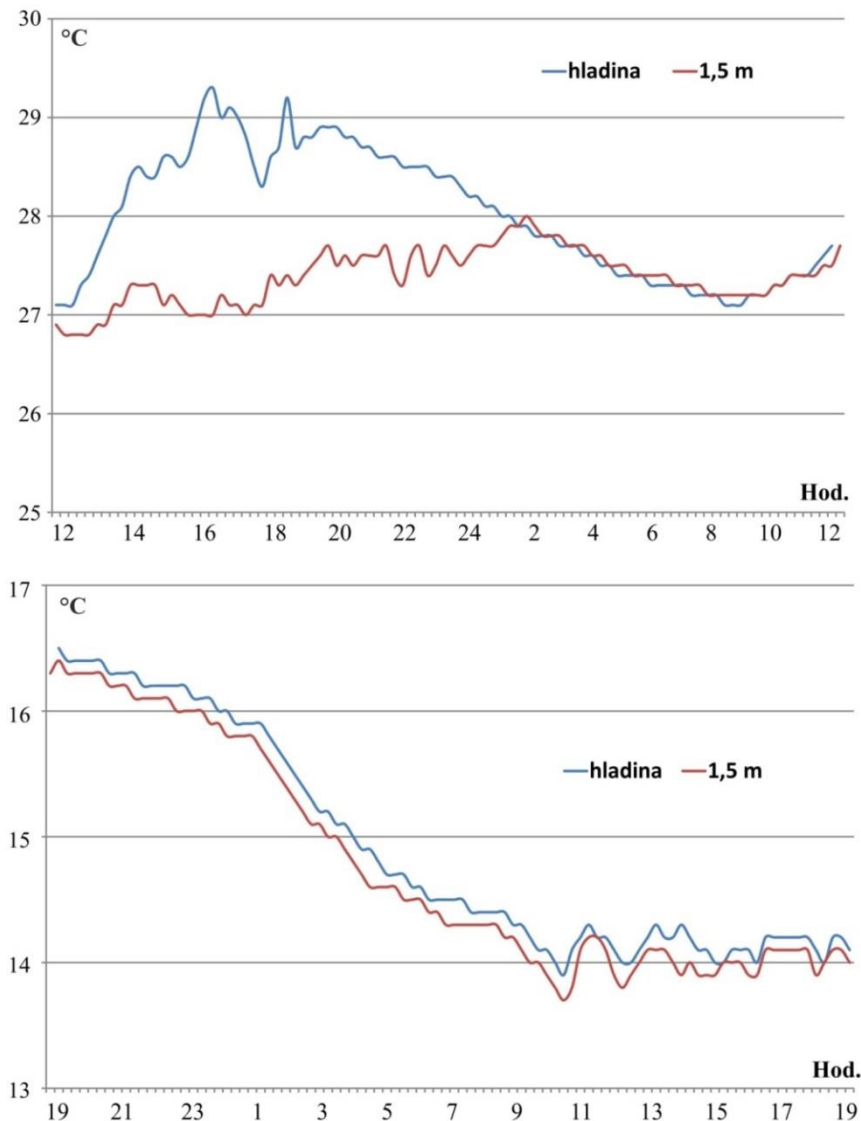
Mezi těmito vrstvami leží tzv. **chemoklina** (haloklina, pyknoklina), která odděluje míchanou a nemíchanou vrstvu vody v nádrži.

Obr. č. 7 Změny teploty vody v hluboké nádrži během roku (Zdroj: Povodí Vltavy s. p.). Bližší popis viz text.



Střídání cyklů má velký význam z hlediska dostupnosti živin a životních podmínek pro vodní organismy. Sezónní střídání organismů v ekosystémech (sukcese) jak rostlinných, tak živočišných je přímo podmíněno teplotou. Teplota vody má důležitou úlohu při tření ryb a líhnutí jiker. Při vyšší teplotě vody se jikry líhnou rychleji. Ryby jsou poikiloternní, tzn. teplota jejich těla je shodná nebo se o 0,5 až 1,0 °C liší od teploty okolní vody.

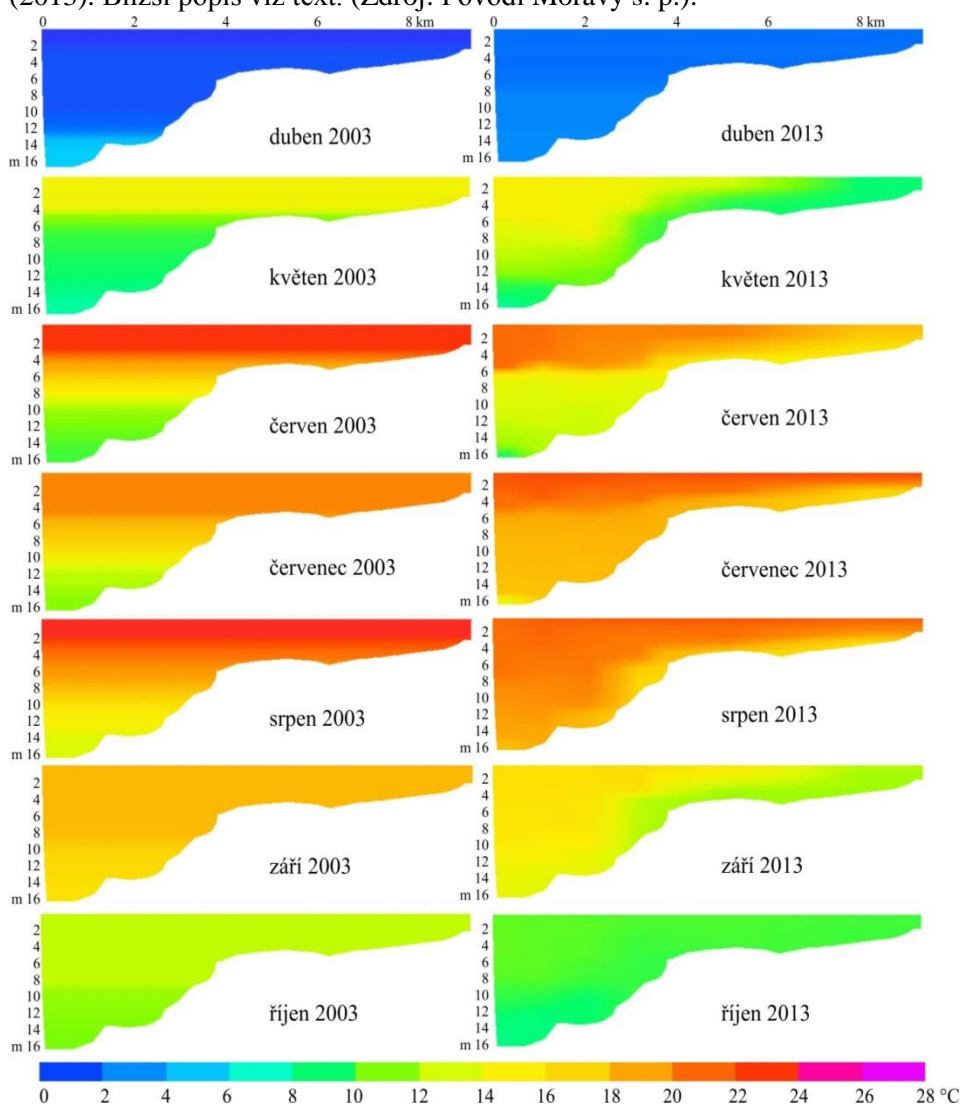
Obr. č. 8 Změny teploty vody v mělkém rybníku během 24 hodin (nahore srpen, dole říjen). Bližší popis viz text.



Na obrázku č. 5 jsou dobře patrné výrazně vyšší výkyvy teplot vzduchu ve srovnání s teplotou vody. Při déle trvajících teplotách vzduchu nad 30 °C se může i teplota vody v podmínkách ČR dostat nad tuto hranici. Vysoké teploty vody jsou problematické především z hlediska dostatku kyslíku pro vodní organismy. Rozpustnost kyslíku při takto vysokých teplotách vody výrazně klesá.

Na obr. č. 6 je jasně patrný vliv odpadních oteplených vod z JE Dukovany na teplotu vody v toku pod elektrárnou. Celoročně vysoká teplota pak výrazně mění životní podmínky v toku a umožňuje výskyt teplomilných druhů organismů. Mimo zvýšení teploty vody je pro tento typ odpadních vod typická i nevyrovnanost průtoků, které především v menších tocích působí na společenstva vod značně destruktivně.

Obr. č. 9 Srovnání teplotní stratifikace Brněnské nádrže v běžném roce (2003) a v roce, kdy docházelo k míchání vody v těle nádrže za využití aeračních věží (2013). Bližší popis viz text. (Zdroj: Povodí Moravy s. p.).



Výše uvedený systém termiky se střídáním fází cirkulací a stagnací platí pro hlubší nádrže. Typický příklad vzniku letní stratifikace u tohoto typu vodního útvaru je znázorněn na obr. č. 7. Patrná je vyrovnanost teploty vody v celém vodním sloupci (březen – jarní cirkulace), postupný vznik stratifikace vody s nejvyššími rozdíly v teplotě vody v měsících červenci a srpnu (letní stagnace) a postupné snižování teplot a přechod do podzimní cirkulace (listopad). Vodní útvary s malou hloubkou (rybníky, tůň aj.) tomuto střídání fází nepodléhají a k promíchání vody u nich dochází vícekrát i v průběhu letní stagnace. Vertikální změny teploty v mělkých nádržích nejsou zdaleka tak výrazné (max. několik stupňů) jako u nádrží hlubších a případná stratifikace se ustaluje jen v případě déletrvajícího bezvětří a vyšších teplot vzduchu. Na obrázku č. 8 jsou dobře patrné změny teploty vody v průběhu 24 hodin u mělkého rybníka. V letním období, při vysokých teplotách vzduchu, dochází v průběhu dne k mírným rozdílům v teplotě vody mezi hladinou a dnem, především z důvodu zvyšujícímu se rozdílu v hustotě u vod s vyšší teplotou a tím i vyšší stabilitě teplotně rozdílných vrstev vody.

Obr. č. 10 Různé typy minikinů



V průběhu noci, při snížení venkovní teploty, dochází k vyrovnání teplot v celém vodním sloupci. V chladnějším období roku, kdy již jsou rozdíly v hustotě mezi teplotně rozdílnými vrstvami vody výrazně nižší, nedochází ke stratifikaci vody a teplota je v podstatě v celém sloupci vody od hladiny ke dnu stejná – fáze podzimní cirkulace.

Na obrázku č. 9 je uvedeno srovnání termiky Brněnské nádrže v průběhu běžného roku (2003) a v roce (2013), kdy docházelo k míchání vodního sloupce v průběhu vegetačního období za využití aeračních věží. Při srovnání jednotlivých měsíců je vidět narušení standardní teplotní stratifikace v roce 2013 oproti roku 2003. V roce 2013 nedocházelo k tak výrazným rozdílům v teplotě vody mezi hladinou a dnem jako v roce 2003. Promíchávání vody v nádrži tak vedlo ke zvýšení teploty vody u dna nádrže a snížení teploty povrchové vrstvy vody ve srovnání s rokem 2003.

Hlavním zdrojem tepla pro vodní prostředí je infračervená složka slunečního záření. Dalšími zdroji tepla jsou geotermální zdroje (horké prameny, hluboká jezera apod.) a lidská činnost (oteplené vody elektráren apod.). Teplo se z vody dostává termální radiací (vyzařování tepla) omezenou na několik cm při hladině, konvekcí (přenosem tepla v pohybujícím se médiu), evaporací (přeměnou vody v páru) a přechody tepla do dna a břehů.

Podzemní vody mívají konstantní teplotu jen málo závislou na ročním období a pohybuje se obvykle kolem 10 °C. Větší kolísání svědčí o rychlém pronikání povrchové vody do podzemí. Vody, které mají při vývěru teplotu vyšší než 25 °C, se nazývají vody termální. Optimální teplota pitné vody je 8–12 °C. Teplota vody se měří rtuťovými, lihovými či odporovými teploměry. Měří se současně s odběrem vzorku vody, pokud možno přímo ponořením teploměru pod vodní hladinu, ve stínu. Ke kontinuálnímu měření teploty vody jsou využívány nejčastěji různé typy speciálních zařízení s možností přenosu dat do počítače (např. minikiny, viz obr. č. 10).

Průhlednost vody

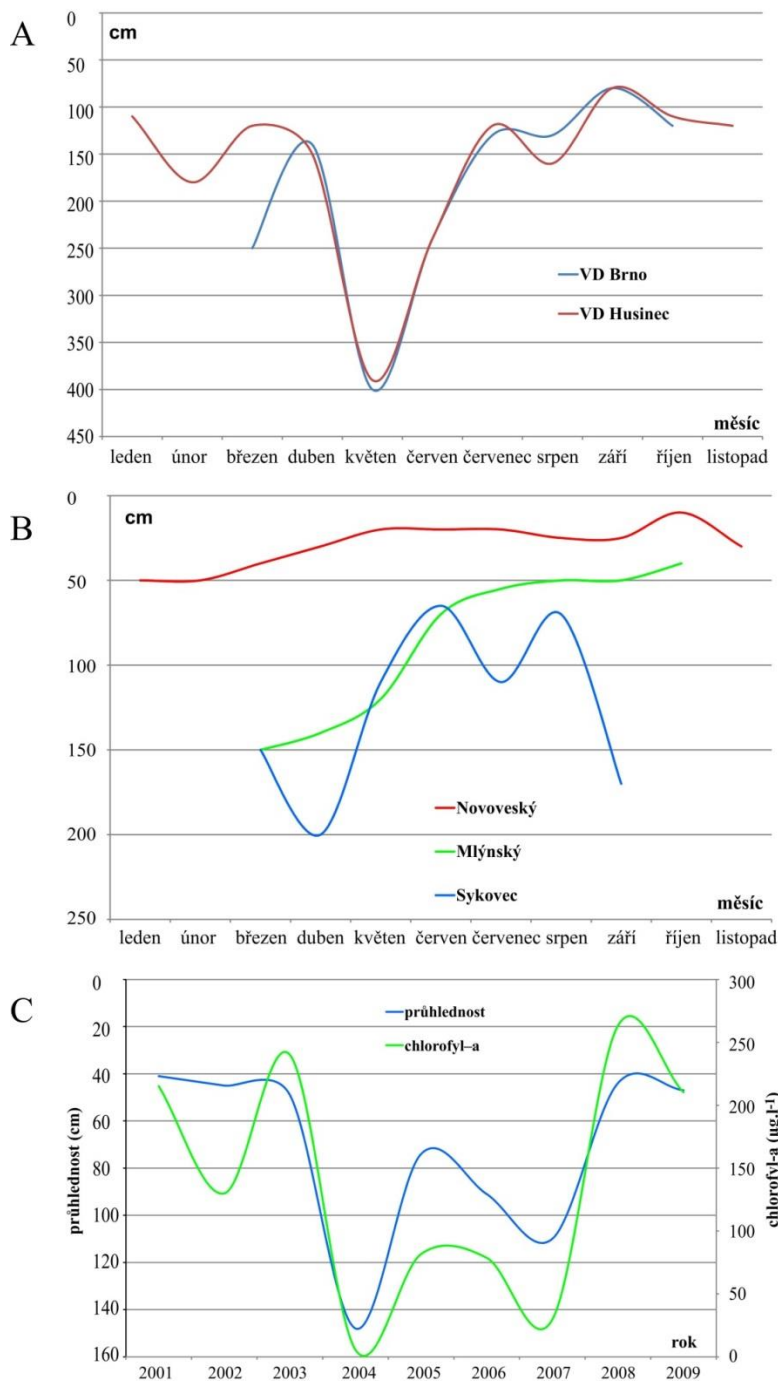
Průhlednost vody je významná fyzikální vlastnost, ovlivňující množství světla, pronikajícího vodním sloupcem nádrží a toků. Na propustnosti vody pro světlo závisí hloubka tzv. kompenzačního bodu fotosyntézy, v němž se intenzita fotosyntézy fytoplanktonu vyrovnává s intenzitou jeho dýchání (měřeno produkcí a spotřebou kyslíku). Průhlednost závisí především na zákalu

(množství suspendovaných látek) a barvě vody. V rybnících vykazuje několik decimetrů až několik metrů, v jezerech několik metrů až desítek metrů, v mořích a oceánech několik desítek až stovek metrů. V zimě bývá průhlednost větší než v létě, kdy je ovlivňována především intenzitou rozvoje fytoplanktonu (vegetační zákal). Zákal vody může být způsoben buď neživými jemně rozptýlenými částicemi (abiosestonem) nebo drobnými planktonními živými organizmy (biosestonem). Rozlišení biogenního a nebiogenního zákalu je důležité, poněvadž biogenní zákal nepřímo informuje o intenzitě primárních producentů a tím i kolísání obsahu celé řady fyzikálně – chemických parametrů ve vodě. Průhlednost vody určuje sílu eufotické vrstvy, tj. vrstvy vody, v níž probíhá fotosyntetická asimilace.

Na obrázku č. 11 jsou grafy hodnot průhlednosti vybraných nádrží a rybníků v ČR. Graf A zobrazuje typické kolísání průhlednosti na přehradních nádržích. V březnu až dubnu nastává jarní vrchol rozvoje primárních producentů a průhlednost vody se snižuje. V období května až června, v závislosti na klimatických podmínkách daného roku, nastává na nádržích období s výrazným zvýšením průhlednosti tzv. „clearwater“. Po tomto období dochází k letnímu vrcholu rozvoje primárních producentů a průhlednost se zase snižuje. Nejnižších hodnot průhlednosti vody bývá dosahováno většinou ke konci vegetačního období (srpen, září).

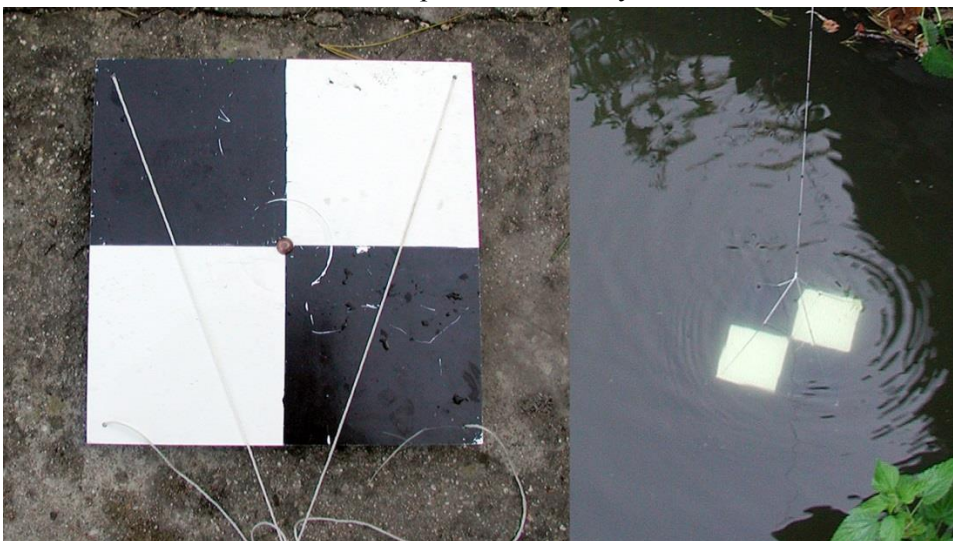
Graf B zobrazuje průhlednost tří různě eutrofně zatížených i rybářsky obhospodařovaných rybníků. Rybník Novoveský je hypertrofní s vysokým obsahem živin i vysokou obsádkou ryb. Průhlednost je v důsledku vysoké biomasy fytoplanktonu a anorganického zákalu, způsobenému potravním tlakem ryb na organizmy dna, po celý rok nízká. Mlýnský rybník je na rozhraní hypertrofie až eutrofie a obsádka ryb je regulována. Průhlednost vody se z počátečních vysokých hodnot postupně snižuje, v závislosti na zvyšujícím se tlaku ryb, který eliminuje rozvoj zooplanktonu a na zvyšujícím se rozvoji primárních producentů. Rybník Sykovec spadá do rozhraní eutrofie až mezotrofie, s nižší obsádkou ryb. Průhlednost pak může během vegetačního období i výrazně kolísat, především v závislosti na rozvoji planktonních společenstev, kdy dochází ke střídání maxim rozvoje fytoplanktonu (nižší průhlednost) a zooplanktonu (vyšší průhlednost).

Obr. č. 11 Průměrné hodnoty průhlednosti vody v jednotlivých měsících roku A – nádrže, B – rybníky, C – průměrné roční hodnoty průhlednosti vody a chlorofylu-a Zámeckého rybníka. Bližší popis viz text.



Na posledním grafu C jsou uvedeny průměrné roční hodnoty průhlednosti vody a chlorofylu-a Zámeckého rybníka. Výrazné zvýšení průhlednosti a snížení chlorofylu-a v roce 2004 bylo způsobeno ukončením rybářského obhospodařování, což umožnilo vysoký rozvoj zooplanktonu, který zcela zdecimoval společenstvo fytoplanktonu a umožnil rozvoj submerzních makrofyt. V následujících letech docházelo postupně ke zvyšování obsádky ryb v rybníce v důsledku nekontrolovatelného pronikání ryb z řeky Dyje a průhlednost postupně klesala. V posledních letech je hodnota průhlednosti vody obdobná jako v období s rybářským hospodařením, což je způsobeno vysokou obsádkou převážně drobných kaprovitých ryb a jejich vysokým potravním tlakem na zooplankton. Z grafu je i dobře patrná nepřímá závislost průhlednosti vody na obsahu chlorofylu-a.

Obr. č. 12 Secchiho deska k měření průhlednosti vody

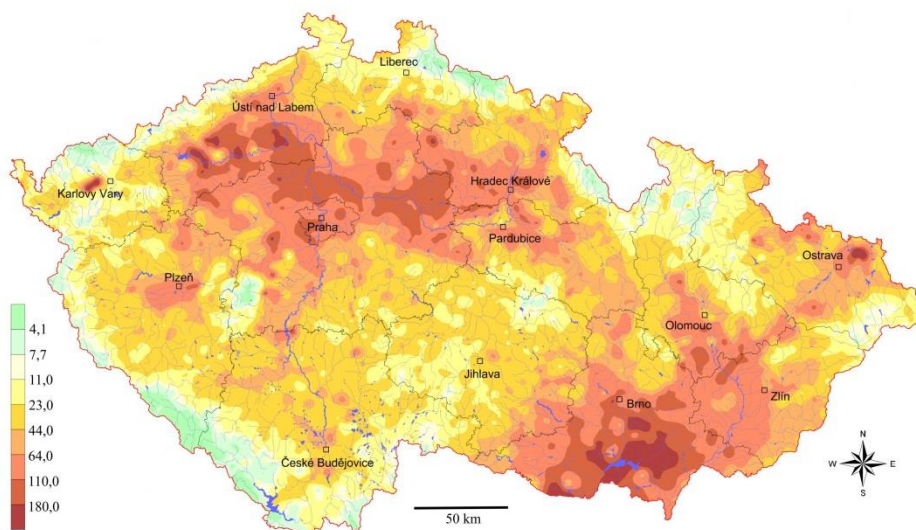


Průhlednost vody se měří tzv. Secchiho deskou. Je to kotouč nebo čtverec o průměru 20–30 cm, rozdělený na kvadranty střídavě černé a bílé. Deska se spouští do vody na délkově značené šňůře až zmizí rozdíly mezi bílými a černými kvadranty. Při ponořování desky je nutno eliminovat zrcadlení vodní hladiny. Průhlednost vody se dá stanovit i tzv. čtecí zkouškou (dle Snella). Skleněný válec o průměru 2,5 cm a výšce 50 cm s rovným, opticky upraveným dnem, dělený po centimetrech se podloží vzorem písma vysokého 3,5 mm. Válec se naplní vzorkem a voda se odpouští dolním kohoutem, až je písmo čitelné. Pak se odečte výška vodního sloupce. Písmo musí být osvětleno nepřímým denním světlem.

Konduktivita (měrná vodivost, vodivost)

Konduktivita je převrácená hodnota odporu a její jednotkou je 1 S (siemens). Voda se stává vodivou pro elektrický proud vlivem rozpuštěných minerálních látek, proto je destilovaná voda prakticky nevodivá. Konduktivita vody závisí na koncentraci a disociačním stupni elektrolytů, nábojovém čísle iontů, pohyblivosti iontů v elektrickém poli a teplotě vody. Změna teploty o 1 °C vyvolá změnu konduktivity přibližně o 2 %. Konduktivita vody se měří při 25 °C nebo se na tuto teplotu přepočítává (starší údaje se přepočítávaly na 20 °C). V hydrochemii se udává konduktivita v jednotkách $\text{mS}\cdot\text{m}^{-1}$, většina konduktometrů udává vodivost v $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, kdy $1 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1} = 0,1 \text{mS}\cdot\text{m}^{-1}$.

Obr. č. 13 Konduktivita ($\text{mS}\cdot\text{m}^{-1}$) povrchových vod ČR v letech 2007–2010 (Majer a kol. 2012).



Stanovená konduktivita vody nám dává informaci o obsahu aniontů a kationtů rozpuštěných ve vodě. Na základě výsledku lze odhadovat stupeň mineralizace vody; stanovení je vhodné pro kontrolu kvality destilované vody a při dlouhodobém sledování daného druhu vody, protože konduktivita prokáže změny v koncentraci rozpuštěných látek. Vzhledem k jednoduchosti a rychlosti stanovení konduktivity, lze toto stanovení velmi dobře využít ke kontrole jakosti povrchových vod. Destilovaná voda má konduktivitu $0,05\text{--}0,5 \text{mS}\cdot\text{m}^{-1}$, povrchové vody $5\text{--}100 \text{mS}\cdot\text{m}^{-1}$, minerální a na slanicích i vysoce přes tisíce.

V tabulce č. 6 jsou uvedeny konduktivity různých typů vod. Nízká konduktivita je především v oblasti Vysočiny (Sykovec, Medlov, Fryšávka), kde se ve vodě nachází malé množství rozpuštěných látek. Naopak, rybníky ležící na slaniscích (Prostřední, Nesyt) mají z důvodu vysokého obsahu síranů, chloridů, uhličitánů aj. konduktivitu vysokou. V případech, kdy rybník leží na podloží bohatém na ionty a navíc se do rybníka dostávají např. výtoky z ČOV, může být konduktivita ještě vyšší (Křížový rybník, viz tab. č. 6).

Obr. č. 14 Různé typy jednoduchých terénních konduktometrů



V průběhu roku se konduktivita mění v závislosti na průtokových a objemových poměrech toků a nádrží. V případě dešetravajícího sucha, kdy se v nádržích snižuje objem vody, konduktivita stoupá z důvodu zahušťování rozpuštěných iontů. Naopak, vyšší přísun srážek, které mají nízkou konduktivitu, konduktivitu nádrží snižuje naředěním na ionty bohatší vody v nádrži. V tekoucích vodách ale

můžou srážky vnést do toku splachy z okolí bohaté na různé látky a konduktivita se může zvýšit.

Tab. č. 6 Konduktivita různých typů vod ($\text{mS}\cdot\text{m}^{-1}$). Průměrná hodnota (min. – max.). Bližší popis viz text.

| Lokalita | Konduktivita | Lokalita | Konduktivita |
|-------------------------------------|------------------------|------------------------------------|------------------------------------|
| Rybníky | | Údolní nádrže | |
| Sykovec (kraj Vysočina) | 7,8 (7,1–9,4) | Hamry (Pardubický kraj) | 10,2 (8,1–11,1) |
| Medlov (kraj Vysočina) | 11,0 (8,8–13,4) | Opatovice (Jihomoravský kraj) | 25,9 (19,2–27,9) |
| Jaroslavický (Jihomoravský kraj) | 40,4 (30,5–49,4) | Brněnská (Jihomoravský kraj) | 31,9 (26,7–35,6) |
| Zámecký (Jihomoravský kraj) | 52,2 (35,1–70,1) | Plumlov (Olomoucký kraj) | 33,1 (27,9–45,6) |
| Dvorský (Jihomoravský kraj) | 71,1 (62,6–89,1) | Řeky a říčky | |
| Lužický (Jihomoravský kraj) | 78,8 (64,3–97,1) | Fryšávka (kraj Vysočina) | 12,1 (7,6–16,4) |
| Prostřední (Jihomoravský kraj) | 127,8 (99,3–146,7) | Svratka (Jihomoravský kraj) | 20,0 (17,9–23,3) |
| Nesyt (Jihomoravský kraj) | 134,2 (95,0–173,7) | Bečva (Zlínský kraj) | 31,3 (16,2–41,4) |
| Křížový (Jihomoravský kraj) | 230,6 (217,7–247,0) | Ošetnice (Moravskoslezský kraj) | 36,6 (21,9–31,5) (33,0–59,2) |

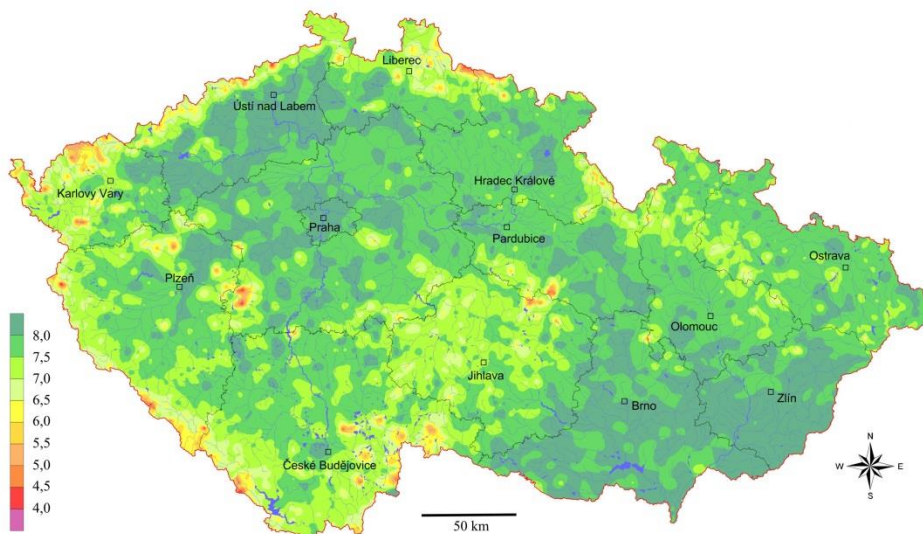
Výrazný vliv na konduktivitu toků může mít i běžná antropogenní (lidská) činnost. V tabulce č. 6 je uvedena konduktivita podhorské říčky Ošetnice, kdy v závorkách je nejprve uvedeno minimum a maximum konduktivity v letním období a v druhé závorce minimum a maximum konduktivity v zimním období. Konduktivita v zimě je výrazně vyšší v důsledku přítoku na posypové soli bohatých vod z blízké rychlostní komunikace.

Konduktivitu stanovujeme přímo na lokalitě při odběru vzorku vody pomocí některého z různých typů konduktometrů (obr. č. 14). Přístroj je nutno v pravidelných intervalech kalibrovat na roztok o známé hodnotě konduktivity.

pH vody – koncentrace vodíkových iontů

Pro posouzení reakce vodných roztoků je významné, jaké koncentrace v nich dosahují vodíkové ionty. Tato koncentrace závisí jednak na povaze rozpuštěných látek, jednak na vodě samotné. Část molekul vody je disociována na vodíkové a hydroxylové ionty H^+ a OH^- . Kyselost vodných roztoků je způsobena nadbytkem vodíkových H^+ iontů, zásaditost nadbytkem hydroxylových iontů OH^- . Ve zcela čisté vodě a ve zředěných roztocích lze koncentraci nedisociované vody považovat za konstantní. Molární koncentrace obou iontů se navzájem rovnají a mají při teplotě $25\text{ }^{\circ}\text{C}$ hodnotu $10^{-7}\text{ mol.l}^{-1}$. Součin obou koncentrací má pak hodnotu $10^{-14}\text{ mol.l}^{-1}$. Tento součin zůstává konstantní i za přidání látek, které uvolňují vodíkové nebo hydroxylové ionty. Stačí proto určit koncentraci pouze jednoho z nich. V praxi se vžilo určování koncentrace H^+ iontů.

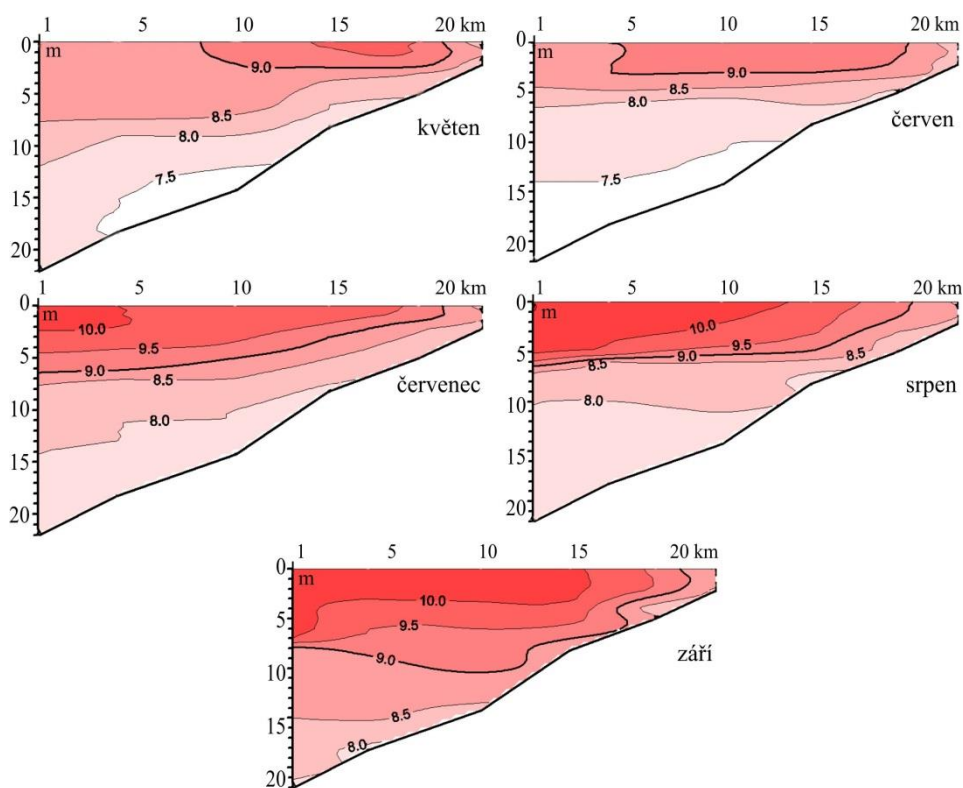
Obr. č. 15 Hodnota pH povrchových vod ČR v letech 2007–2010 (Majer a kol. 2012).



Pod pojmem pH pak rozumíme zápornou hodnotu dekadického logaritmu aktivity vodíkových iontů, vyjádřenou v mol.l^{-1} . Aktivní reakce (pH) vody má velký vliv na fyzikálně – chemický režim vody. Ovlivňuje rozpustnost celé řady

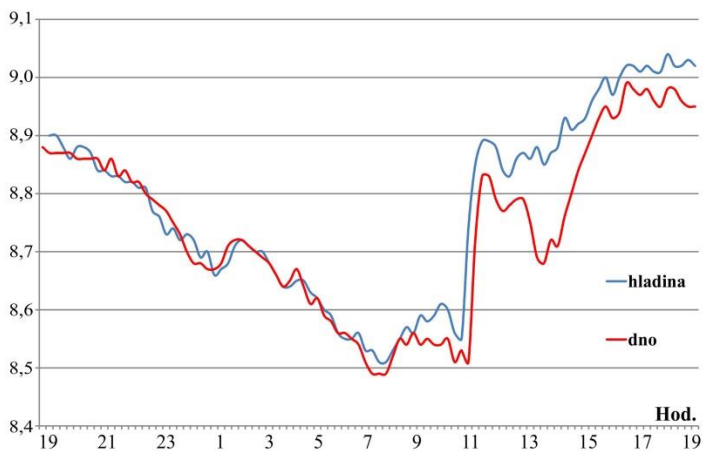
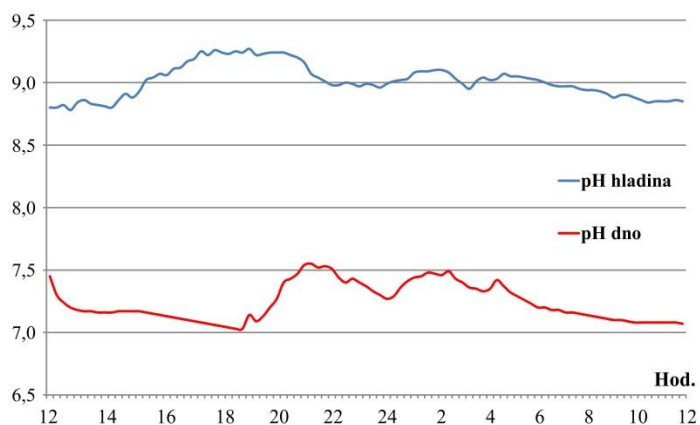
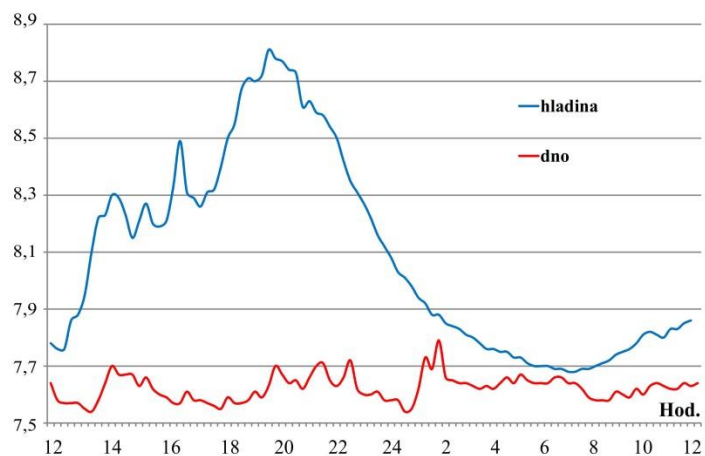
látek, které mají značný význam ve fyziologických procesech vodních organismů. S hodnotou pH souvisí rozpustnost solí železa, vápníku a fosforu, které významně ovlivňují trofii vody. Na základě hodnoty pH lze rozlišit jednotlivé formy výskytu některých prvků ve vodách. Velký význam má hodnota pH při úpravě a čištění vody, kde ovlivňuje účinnost většiny chemických, fyzikálně chemických a biologických procesů.

Obr. č. 16 Změny hodnoty pH v nádrži Hracholusky během vegetačního období. Bližší popis viz text. (Zdroj: Povodí Vltavy s. p.).



pH vody se mění jak v průběhu roku, tak v průběhu 24 hodin. Výrazné rozdíly v hodnotě pH najdeme i mezi hladinou a dnem, především u nádrží s bohatým rozvojem primárních producentů. Hodnotu pH vody ovlivňují chemické a biologické pochody, které v ní probíhají (např. uvolňování a spotřeba volného CO_2 , iontů H^+ a OH^- aj.). V rozmezí pH přibližně od 4,5 do 9,5 je u přírodních vod rozhodujícím faktorem řídícím hodnotu pH obsah hydrogenuhličitanů ve vodě (uhličitanová rovnováha).

Obr. č. 17 Změny hodnoty pH v mělkém hypertrofním rybníce během 24 hodin (nahore srpen–slunečno, uprostřed srpen–zataženo, dole říjen). Bližší popis viz text.



Nízké pH vody bývá nejčastěji tam, kde je ve vodě málo vápníku a kde se rozkládá mnoho organických látek (listí, jehličí). Nízké hodnoty pH jsou dosahovány ve vodách s výskytem huminových látek (rašelinisté), u důlních vod z okolí nalezišť sulfidických rud a těžby hnědého uhlí. Nižší hodnoty pH najdeme i u většiny minerálních vod, především u vod uhličitých (kyselky). Srážkové vody mívají hodnotu pH v rozmezí 5 až 6; pokud jsou zatíženy oxidy síry a dusíku (acidifikace), může jejich hodnota pH dosahovat hodnot kolem 3. Pokles pH přírodních vod pod hodnotu 4,5 je již způsobeno přítomností volných organických nebo anorganických kyselin. Zvýšení pH je nejčastěji způsobeno intenzivní fotosyntézou vodních rostlin, sinic a řas. Samostatnou kapitolou je vliv různých typů odpadních vod na hodnotu pH, kdy např. odpadní vody ze zemědělství (silážní šťávy) mohou pH vody výrazně snížit, naopak odpadní voda ze stavební činnosti pH vody výrazně zvyšuje.

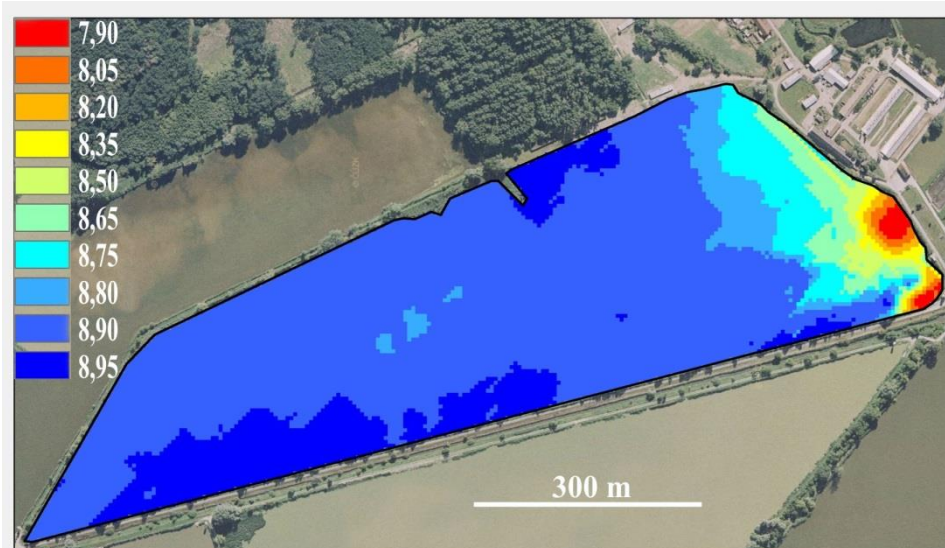
Na obrázku č. 16 jsou jasně patrné vyšší hodnoty pH u hladiny nádrže v důsledku intenzivní fotosyntetické asimilace fytoplanktonu, ve srovnání s hodnotou pH v hlubších vrstvách vody. Je rovněž patrný trend rozšiřování vrstvy s vyšší hodnotou pH v průběhu vegetačního období.

Na obrázku č. 17 je uvedeno diurnální kolísání hodnoty pH v mělkém hypertrofním rybníce v různých klimatických podmínkách. Horní graf znázorňuje klasickou křivku pH v nejteplejším období roku při jasné obloze. V závislosti na intenzitě fotosyntézy hodnota pH v průběhu dne v povrchové vrstvě vody roste a její pokles je iniciován až ve večerních hodinách při poklesu intenzity světla. Přes noční období, v důsledku omezení fotosyntetické aktivity primárních producentů, pH postupně klesá až do ranních hodin, kdy po východu slunce a zvýšení světelné intenzity je opět nastartována fotosyntéza a hodnota pH se začíná zvyšovat. U dna rybníka jsou nevyhovující světelné podmínky pro fotosyntézu a pH se v průběhu 24 hodin výrazně nemění.

Prostřední graf ukazuje rovněž křivku hodnoty pH v nejteplejším období roku, kdy po déle trvajícím jasném období dojde k zatažení oblohy a tím výraznému poklesu světelné intenzity. Nárůst hodnoty pH v povrchové vrstvě již není tak výrazný jako v případě jasné oblohy, rovněž pokles hodnoty pH v nočním období je nízký. V důsledku přetrvávají nízké hladině světla po rozednění je intenzita fotosyntézy výrazně utlumena a nedochází k nárůstu hodnoty pH jako v případě jasné oblohy. Křivka hodnoty pH u dna rybníka je obdobná jako u předešlého grafu, kdy se z důvodu nevyhovujících světelných podmínek pro fotosyntézu pH v průběhu 24 hodin výrazně nemění.

Spodní graf znázorňuje křivku hodnoty pH v chladnějším období roku za jasného počasí. Křivka hodnoty pH má klasický vzestupný trend v průběhu dne a pokles v průběhu noci v závislosti na intenzitě fotosyntézy. Oproti letnímu období ale křivky pH u hladiny a u dna rybníka vykazují podobný trend bez výrazných rozdílů. Biomasa fytoplanktonu je již nižší než v průběhu léta, zvýšila se průhlednost vody a tím i světelné podmínky pro primární producenty ve větších hloubkách vody rybníka. V důsledku snížení teploty (hustoty) vody a jejímu vyrovnání v celém vodním sloupci dochází rovněž k snadnějšímu promíchání celého objemu vody. Tyto podmínky přispívají k tomu, že se hodnota pH mezi hladinou a dnem již výrazněji neliší.

Obr. č. 18 Hodnota pH v povrchové vrstvě vody mělkého hypertrofního rybníka. Bližší popis viz text. (© V. Lukas)



Na obrázku č. 18 je znázorněna hodnota pH v povrchové vrstvě vody mělkého, intenzivně rybářsky obhospodařovaného hypertrofního rybníka. Výrazný pokles pH v pravé části rybníka je důsledek přikrmování ryb. V této části je výrazně vyšší hustota ryb, které při příjmu předkládaných obilovin vodu zakalí a tím omezí fotosyntézu fytoplanktonu, a rovněž v důsledku intenzivního metabolismu vylučují nezanedbatelné množství oxidu uhličitého. Tyto faktory pak vedou ke snížení hodnoty pH v této části rybníka.

Hodnota pH je vymezena v požadavcích na jakost pitných a provozních vod i v řadě průmyslových odvětví. Optimální hodnota pH pro ryby se pohybuje

v intervalu 6,5 až 8,5. Ryby lososovité lépe snášejí nízké hodnoty pH a jsou citlivější k vyšším hodnotám, naopak ryby kaprovité jsou k vyšším hodnotám pH odolnější. Vody s pH menším než 5,0 a vyšším než 9,0 (lososovité), 10,5 (kaprovité), již mohou způsobovat poškození nebo úhyn ryb.

Měření hodnoty pH se provádí prakticky u všech druhů vod. Ke stanovení hodnoty pH lze využít kolorimetrické nebo potenciometrické metody. Kolorimetrické metody jsou méně přesné a jsou vhodné pro orientační stanovení hodnoty pH vody (pH papírky, směsné univerzální indikátory, komparátory, tlumivé roztoky). Nejčastěji se hodnota pH stanovuje potenciometricky za využití pH-metrů s kombinovanou skleněnou elektrodou. Stanovení je jednoduché a rychlé, elektrody je nutné pravidelně kalibrovat za využití tlumivých roztoků (pufrů) o známé hodnotě pH.

Obr. č. 19 Různé typy terénních pH-metrů.



Rozpuštěný kyslík

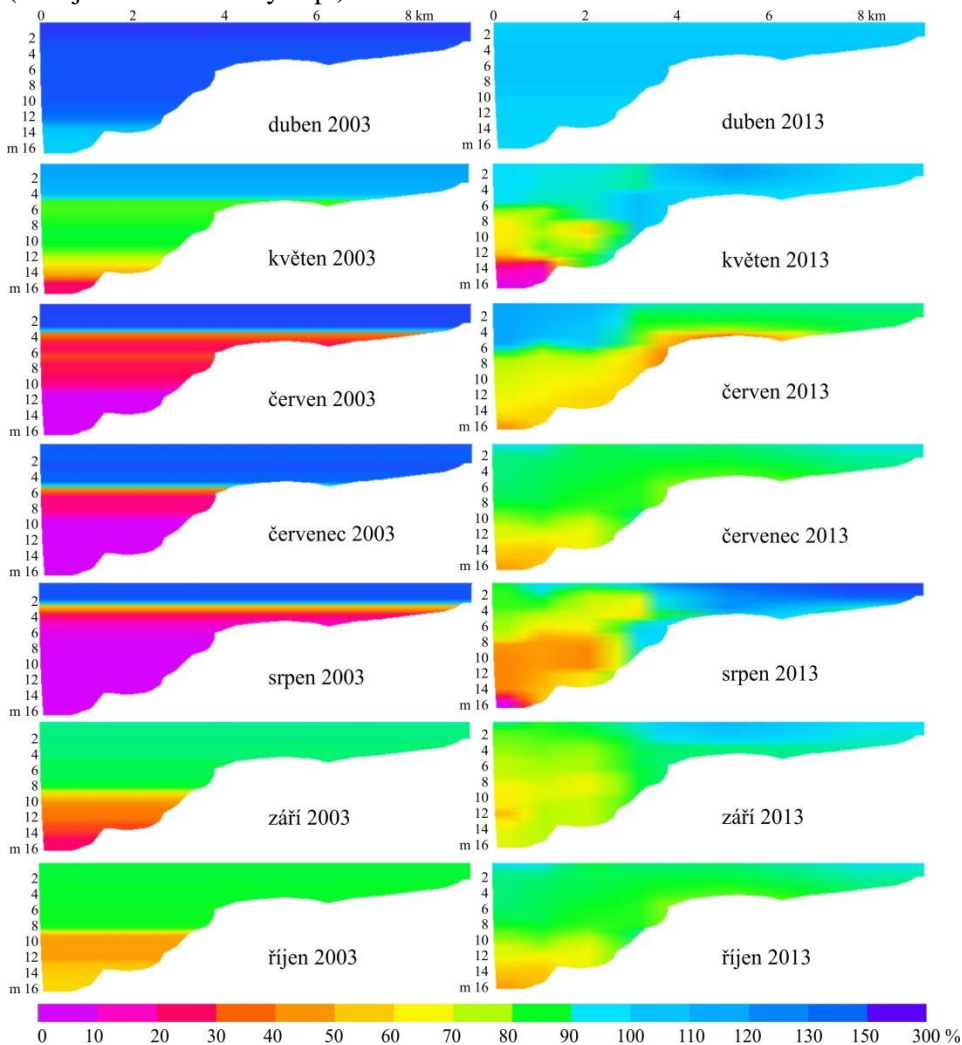
Kyslík je nejvýznamnější z rozpuštěných plynů ve vodě, která s ním netvoří iontové sloučeniny. Množství rozpuštěného kyslíku ve vodě závisí na atmosférickém tlaku, množství rozpuštěných látek ve vodě a především na teplotě vody. S rostoucí teplotou, množstvím rozpuštěných látek ve vodě a klesajícím tlaku se ve vodě rozpouští stále méně kyslíku (Tab. č. 7).

Tab. č. 7 Rovnovážná koncentrace kyslíku (mg.l^{-1}) v destilované vodě, která je ve styku se vzduchem za dané teploty a standardního tlaku (101,3 kPa) (Elmore and Hayes 1960).

| °C | 0,0 | 0,1 | 0,2 | 0,3 | 0,4 | 0,5 | 0,6 | 0,7 | 0,8 | 0,9 |
|----|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| 0 | 14,65 | 14,61 | 14,57 | 14,53 | 14,49 | 14,45 | 14,41 | 14,37 | 14,33 | 14,29 |
| 1 | 14,25 | 14,21 | 14,17 | 14,13 | 14,09 | 14,05 | 14,02 | 13,98 | 13,94 | 13,90 |
| 2 | 13,86 | 13,82 | 13,79 | 13,75 | 13,71 | 13,68 | 13,64 | 13,60 | 13,56 | 13,53 |
| 3 | 13,49 | 13,46 | 13,42 | 13,38 | 13,35 | 13,31 | 13,28 | 13,24 | 13,20 | 13,17 |
| 4 | 13,13 | 13,10 | 13,06 | 13,03 | 13,00 | 12,96 | 12,93 | 12,89 | 12,86 | 12,82 |
| 5 | 12,79 | 12,76 | 12,72 | 12,69 | 12,66 | 12,62 | 12,59 | 12,56 | 12,53 | 12,49 |
| 6 | 12,46 | 12,43 | 12,40 | 12,36 | 12,33 | 12,30 | 12,27 | 12,24 | 12,21 | 12,18 |
| 7 | 12,14 | 12,11 | 12,08 | 12,05 | 12,02 | 11,99 | 11,96 | 11,93 | 11,90 | 11,87 |
| 8 | 11,84 | 11,81 | 11,78 | 11,75 | 11,72 | 11,70 | 11,67 | 11,64 | 11,61 | 11,58 |
| 9 | 11,55 | 11,52 | 11,49 | 11,47 | 11,44 | 11,41 | 11,38 | 11,35 | 11,33 | 11,30 |
| 10 | 11,27 | 11,24 | 11,22 | 11,19 | 11,16 | 11,14 | 11,11 | 11,08 | 11,06 | 11,03 |
| 11 | 11,00 | 10,98 | 10,95 | 10,93 | 10,90 | 10,87 | 10,85 | 10,82 | 10,80 | 10,77 |
| 12 | 10,75 | 10,72 | 10,70 | 10,67 | 10,65 | 10,62 | 10,60 | 10,57 | 10,55 | 10,52 |
| 13 | 10,50 | 10,48 | 10,45 | 10,43 | 10,40 | 10,38 | 10,36 | 10,33 | 10,31 | 10,28 |
| 14 | 10,26 | 10,24 | 10,22 | 10,19 | 10,17 | 10,15 | 10,12 | 10,10 | 10,08 | 10,06 |
| 15 | 10,03 | 10,01 | 9,99 | 9,97 | 9,95 | 9,92 | 9,90 | 9,88 | 9,86 | 9,84 |
| 16 | 9,82 | 9,79 | 9,77 | 9,75 | 9,73 | 9,71 | 9,69 | 9,67 | 9,65 | 9,63 |
| 17 | 9,61 | 9,58 | 9,56 | 9,54 | 9,52 | 9,50 | 9,48 | 9,46 | 9,44 | 9,42 |
| 18 | 9,40 | 9,38 | 9,36 | 9,34 | 9,32 | 9,30 | 9,29 | 9,27 | 9,25 | 9,23 |
| 19 | 9,21 | 9,19 | 9,17 | 9,15 | 9,13 | 9,12 | 9,10 | 9,08 | 9,06 | 9,04 |
| 20 | 9,02 | 9,00 | 8,98 | 8,97 | 8,95 | 8,93 | 8,91 | 8,90 | 8,88 | 8,86 |
| 21 | 8,84 | 8,82 | 8,81 | 8,79 | 8,77 | 8,75 | 8,74 | 8,72 | 8,70 | 8,68 |
| 22 | 8,67 | 8,65 | 8,63 | 8,62 | 8,60 | 8,58 | 8,56 | 8,55 | 8,53 | 8,52 |
| 23 | 8,50 | 8,48 | 8,46 | 8,45 | 8,43 | 8,42 | 8,40 | 8,38 | 8,37 | 8,35 |
| 24 | 8,33 | 8,32 | 8,30 | 8,29 | 8,27 | 8,25 | 8,24 | 8,22 | 8,21 | 8,19 |
| 25 | 8,18 | 8,16 | 8,14 | 8,13 | 8,11 | 8,10 | 8,08 | 8,07 | 8,05 | 8,04 |
| 26 | 8,02 | 8,01 | 7,99 | 7,98 | 7,96 | 7,95 | 7,93 | 7,92 | 7,90 | 7,89 |
| 27 | 7,87 | 7,86 | 7,84 | 7,83 | 7,81 | 7,80 | 7,78 | 7,77 | 7,75 | 7,74 |
| 28 | 7,72 | 7,71 | 7,69 | 7,68 | 7,66 | 7,65 | 7,64 | 7,62 | 7,61 | 7,59 |
| 29 | 7,58 | 7,56 | 7,55 | 7,54 | 7,52 | 7,51 | 7,49 | 7,48 | 7,47 | 7,45 |
| 30 | 7,44 | 7,42 | 7,41 | 7,40 | 7,38 | 7,37 | 7,35 | 7,34 | 7,32 | 7,31 |

Obr. č. 20 Srovnání stratifikace obsahu rozpuštěného kyslíku (%) Brněnské nádrže v běžném roce (2003) a v roce, kdy docházelo k michání vody v nádrže za využití aeračních věží (2013). Bližší popis viz text.

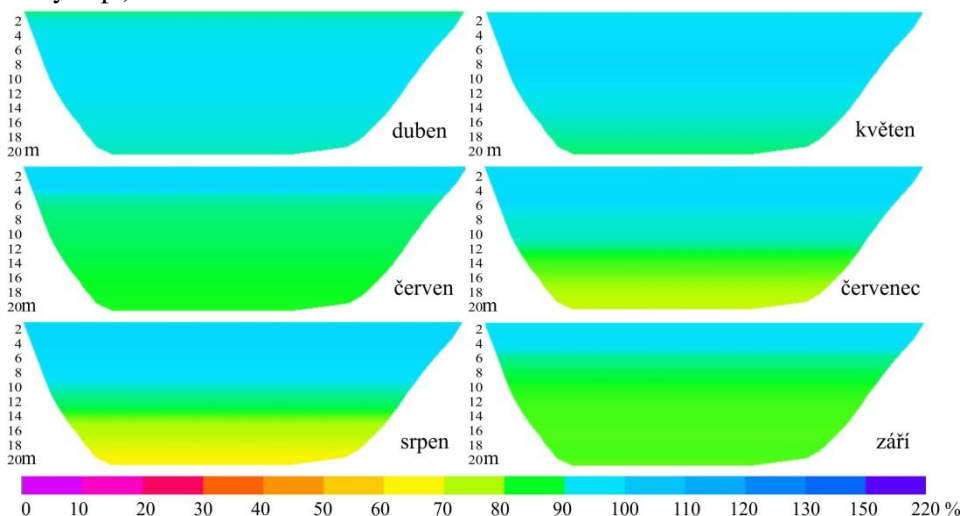
(Zdroj: Povodí Moravy s. p.).



Obsah rozpuštěného kyslíku ve vodě se vyjadřuje hmotnostní koncentrací (mg.l^{-1}) nebo v procentech nasycení vody kyslíkem, vztažených k rovnovážné koncentraci kyslíku ve vodě za dané teploty a atmosférického tlaku. Vodu, která má obsah kyslíku odpovídající daným fyzikálním podmínkám (tj. tlaku a teplotě), označujeme jako vodu nasycenou kyslíkem na 100 %. Pokud dojde k porušení rovnováhy, tj. stoupne (přesycení, hyperoxie) nebo klesne (deficit, hypoxie) množství kyslíku ve vodě nad nebo pod stupeň nasycení, dochází

k pozvolnému vyrovnávání s atmosférou. Rychlost vyrovnávání je závislá na rozdílu hodnot nasycení, velikosti styčné plochy, rychlosti promíchávání vody a ovzduší a také dalších zmíněných podmínkách (jako např. teplota).

Obr. č. 21 Stratifikace obsahu rozpuštěného kyslíku (%) u hráze ÚN Morávka v průběhu vegetačního období roku 2014. Bližší popis viz text. (Zdroj: Povodí Odry s. p.).



Množství kyslíku ve vodě značně ovlivňuje většinu biochemických procesů a často proto bývá limitujícím faktorem pro život různých organismů. Do vody se kyslík dostává jednak ze vzduchu, jednak z fotosyntézy vodních rostlin, řas a sinic. Kyslík ve stojatých vodách pochází nejčastěji z fotosyntézy vodních rostlin, zatímco v tekoucích vodách převažuje kyslík atmosférického původu. V přírodních stojatých vodách dochází často ke značným odchylkám od 100 % hodnot nasycení, a to na obě strany. Tyto odchylky jsou tím větší, čím více organismů voda obsahuje. Povrchové vrstvy bývají přes den zpravidla kyslíkem výrazně přesyceny, v hlubších vrstvách bývá kyslíku nedostatek.

Kritický stav (nedostatek) v obsahu rozpuštěného kyslíku nejčastěji nastává v těchto případech:

- v zimním období pod ledem a silnou vrstvou sněhu
- v letním období v ranních hodinách v silně eutrofních vodách
- ve vodách s vysokou rybí obsádkou nebo přemnožením zooplanktonu (vysoká respirace)
- při oxidačních procesech ve vodách (nitrifikace, oxidace síry aj.)

- při rozkladu organických látek (rozklad vodního květu sinic, použití herbicidů apod.)
- při zatížení vodního ekosystému odpadními vodami
- při pokrytí vodní hladiny vodními rostlinami (např. okřehek) nebo ropnými produkty

Obrázek č. 20 ukazuje stratifikaci obsahu rozpuštěného kyslíku v eutrofní nádrži. V levé části je zobrazen standardní průběh vegetačního období na většině našich nádrží, kdy se v závislosti na podmínkách prostředí (klimatických, morfologických, hydrologických, živinových aj.) postupně ustavuje stratifikace obsahu kyslíku s výrazným přesycením v hladinové části a často nulovým obsahem kyslíku u dna nádrže. Mocnost jednotlivých vrstev s různým obsahem kyslíku i délka trvání závisí právě na podmínkách prostředí.

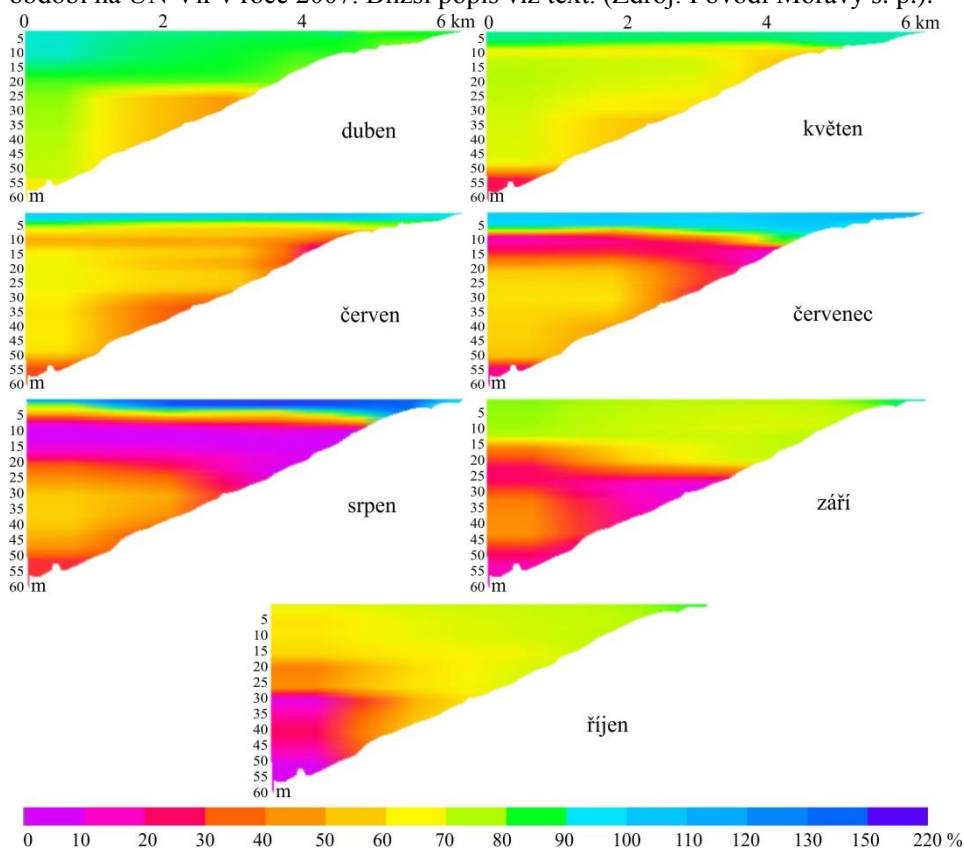
V pravé části obrázku je znázorněn obsah kyslíku v Brněnské nádrži v roce 2013, kde se realizuje projekt na čištění vody v nádrži. Jedním z řady opatření je i narušení stratifikace pomocí aeračních věží, které promíchávají vodu v těle nádrže. V roce 2013 byly věže v provozu od června do října a z obrázku je jasně patrné narušení stratifikace i mnohem rovnoměrnější rozvrstvení kyslíku v celém těle nádrže při srovnání s rokem 2003. Kromě krátkodobého nedostatku kyslíku v nejhlubším místě nádrže v průběhu měsíce srpna, bylo kyslíku u dna dostatek po celé vegetační období (vyjma měsíce května, kdy ještě věže nebyly v provozu). Bližší informace, o projektu čištění Brněnské nádrže, který je ve svém rozsahu ojedinělý, lze nalézt na stránkách Povodí Moravy (www.pmo.cz).

Na obrázku č. 21 je zobrazena stratifikace obsahu kyslíku v nádrži s nízkým obsahem živin na rozhraní oligotrofie/mezotrofie. Z důvodu nízké primární produkce nedochází ke klasické stratifikaci v obsahu rozpuštěného kyslíku. Horní vrstvy nádrže nejsou kyslíkem výrazně přesyceny, naopak u dna nádrže je dostatek kyslíku po celé vegetační období oproti nádržím s vyšším stupněm trofie (eutrofní, hypertrofní). Nádrže tohoto typu lze nalézt spíše v horských a podhorských oblastech, v ČR je jich ale již velmi málo.

Obrázek č. 22 zachycuje méně běžný typ stratifikace, který se vyskytuje v nádržích s delší dobou zdržení vody a jen v některých letech. U těchto nádrží se mimo klasické hypolimnické kyslíkové minimum vytváří kyslíkové minimum i na rozhraní metalimnia a hypolimnia. Úbytek kyslíku je způsoben rozkladem organických látek uvolněných z epilimnia a zachycených na hustotním rozhraní metalimnia. Jak je patrné ze zobrazené situace, již v červenci daného roku silná

anoxická vrstva striktně rozděluje nádrž na dvě části. Tato situace je problematická především pro chladnomilnější druhy ryb (např. candát), které zůstanou uvězněny pod horní anoxickou vrstvou. S podzimním snižováním teploty prostředí se horní anoxická vrstva postupně posunuje do hlubších vrstev nádrže, až dojde ke spojení s dolní hypolimnickou anoxickou vrstvou. Vzhledem k tomu, že při tomto vývoji kyslíkové situace v nádrži často dochází k úhynům ryb, které zůstaly uvězněny mezi oběma vrstvami bez kyslíku, bývá tento stav popisován jako kyslíková past.

Obr. č. 22 Stratifikace obsahu rozpuštěného kyslíku (%) v průběhu vegetačního období na ÚN Vír v roce 2007. Bližší popis viz text. (Zdroj: Povodí Moravy s. p.).



Grafy na obrázku č. 24 zobrazují změny obsahu rozpuštěného kyslíku během 24 hodin v mělkém rybníce za různých podmínek prostředí. Křivky horního grafu ukazují běžný stav v hypertrofních rybnících v průběhu teplejšího období roku. Intenzivní fotosyntéza fytoplanktonu v průběhu dne zvyšuje obsah kyslíku u hladiny a po snížení světelné intenzity dochází k omezení fotosyntézy a poklesu

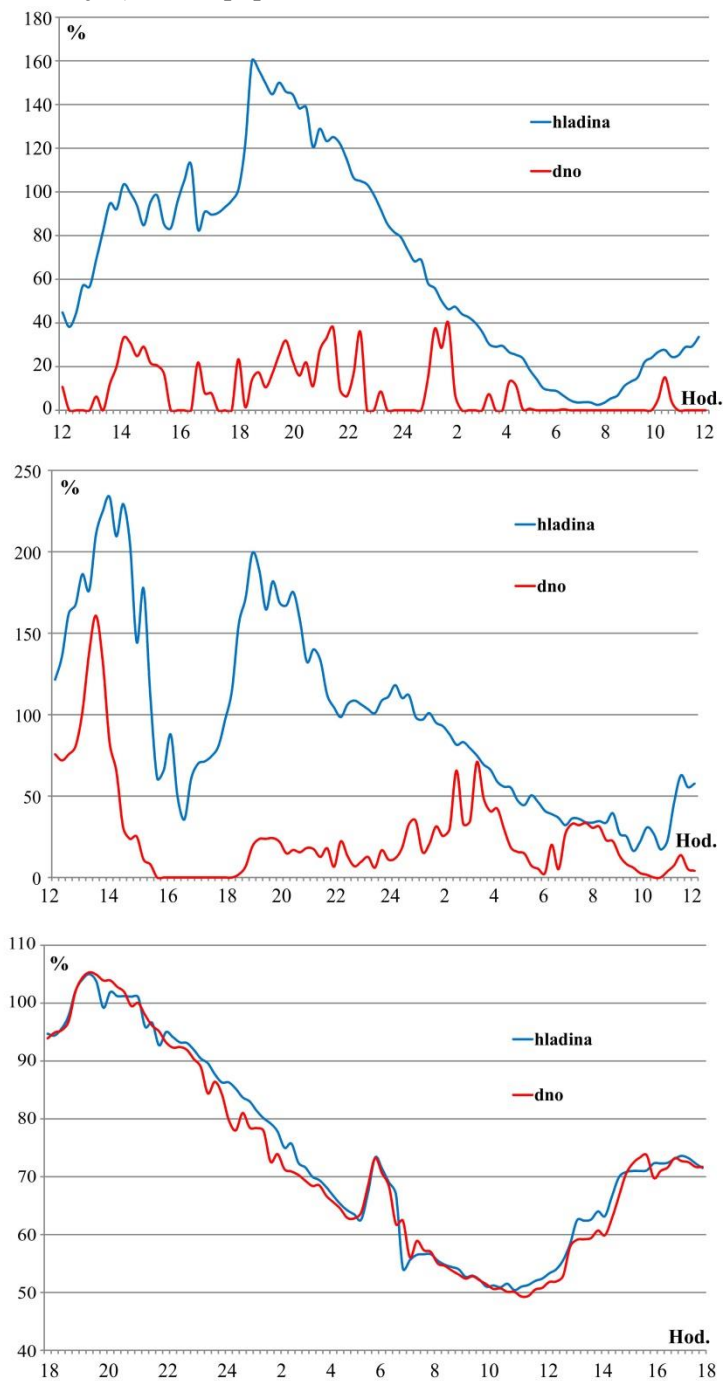
obsahu kyslíku ve vodě. Tento stav se zase po rozednění opakuje. U dna rybníka v důsledku nízké průhlednosti (max. několik decimetrů) neprobíhá fotosyntéza a z důvodu vysokého obsahu organických látek ve vodě dochází k velké spotřebě kyslíku na jejich oxidaci. To vše způsobuje nízký, někdy i nulový obsah kyslíku u dna rybníka. Kritickým okamžikem je ranní období, kdy se ještě nerozeběhla fotosyntéza a obsah kyslíku je kvůli jeho celonoční spotřebě nízký i u hladiny. Není ojedinělé, že obsah kyslíku může být v těchto případech pod kritickou hranicí pro řadu druhů ryb, což vede k jejich úhynům.

Prostřední graf zachycuje situaci na hypertrofním rybníce za provozu aerační techniky. Mechanické provzdušňování při probíhající fotosyntéze nemůže kyslíkové poměry nijak zlepšit a její efekt na obsah kyslíku ve vodě je přesně opačný, především v důsledku promíchání jednotlivých vrstev rybníka. Fytoplankton z horní hladinové vrstvy se dostane do hlubších vrstev s minimální světelnou intenzitou, což způsobí jeho depresi a po určité relativně krátké době zastavení fotosyntézy a tedy i produkce kyslíku. Naopak, fytoplankton ze spodních vrstev, jehož fotosyntetická aktivita je minimální, se dostane k hladině a jeho přizpůsobení zvýšené intenzitě světla není okamžité, a tak jeho počáteční produkce kyslíku je minimální. V rybníce pak dochází ke snížení obsahu kyslíku. Po ukončení aerace (17 h.) došlo během hodiny ke zvýšení kyslíku v hladinové vrstvě vody na úroveň, která by v rybníce přetrvávala bez narušení aerační technikou.

Spodní graf zobrazuje již vyrovnanou říjnovou kyslíkovou bilanci v celém profilu rybníka. Biomasa fytoplanktonu je již nižší než v průběhu léta, zvýšila se průhlednost vody a tím i světelné podmínky pro primární producenty ve větších hloubkách vody rybníka. Z důvodu snížení teploty (hustoty) vody a jejímu vyrovnání v celém vodním sloupci dochází rovněž ke snadnějšímu promíchání celého objemu vody. Krátkodobý pozitivní výkyv v obsahu kyslíku v ranních hodinách (5 až 7 hod.) byl způsoben krátkodobou srážkovou činností. V důsledku zatažené oblohy po proběhlé srážce došlo ke snížení intenzity fotosyntézy a obsah kyslíku byl na nižší úrovni než ve dni předchozím.

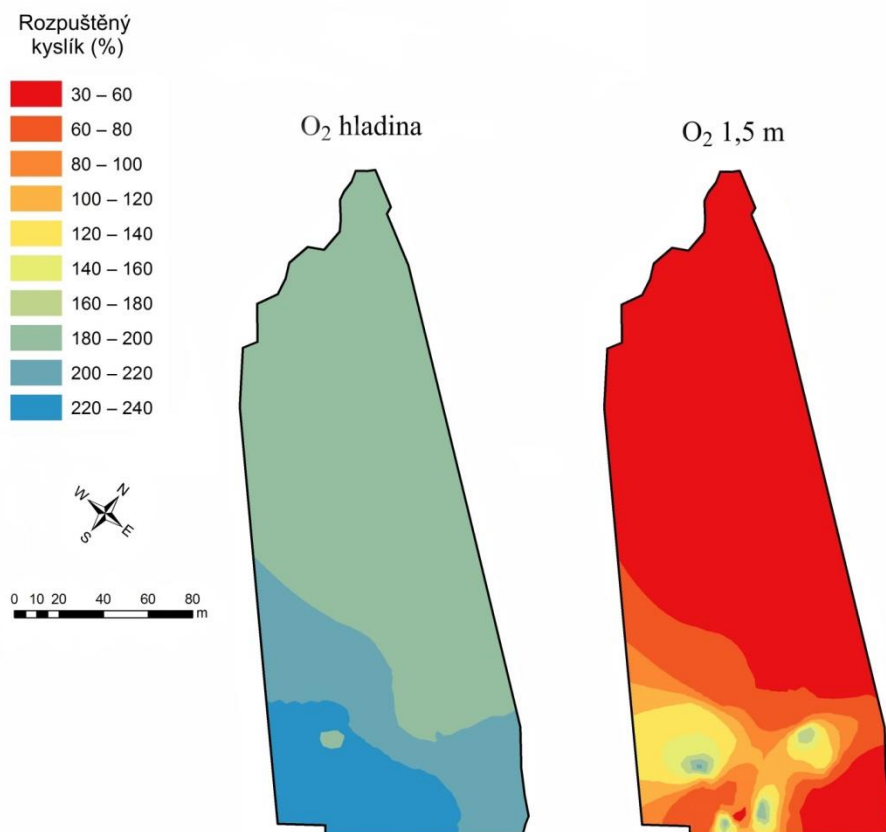
Křivky z obrázku č. 23 ukázaly velké rozdíly v obsahu kyslíku mezi hladinou a dnem sledovaných rybníků. Tyto rozdíly se ale nemusí týkat celého rybníka a v některých jeho částech mohou být kyslíkové poměry odlišné. Na obrázku č. 24 je zobrazen procentický obsah kyslíku u hladiny a u dna rybníka, kde je jasně patrný jak výrazný rozdíl v hodnotách mezi hladinou a dnem, tak i prostorové změny v jeho obsahu.

Obr. č. 23 Změny obsahu rozpuštěného kyslíku v mělkém hypertrofním rybníce během 24 hodin (nahore srpen–slunečno, uprostřed srpen–slunečno, rybník s aerátorem, dole říjen). Bližší popis viz text.



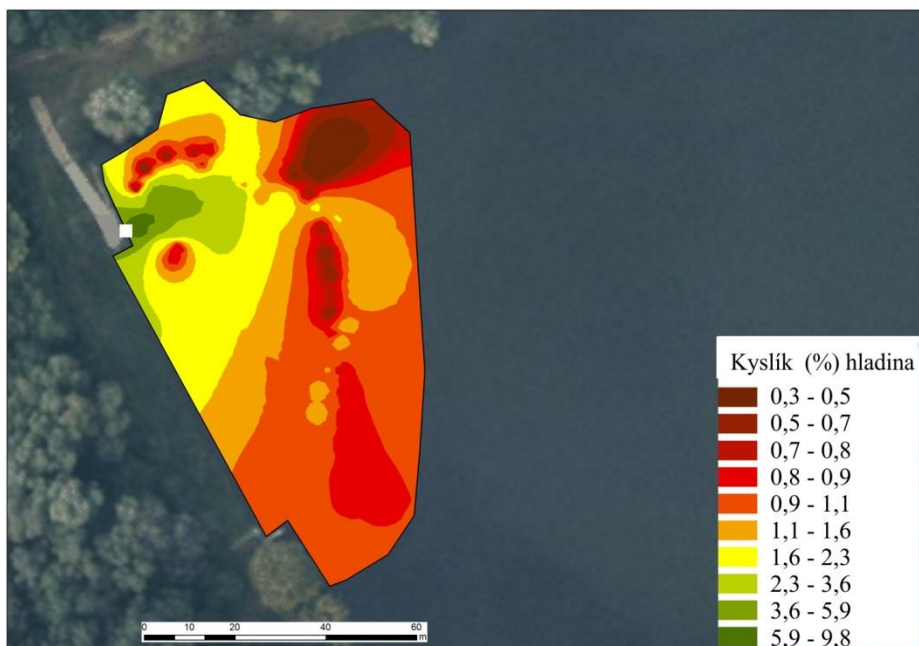
Obsah kyslíku ve vodě je jedním z nejdůležitějších faktorů při chovu ryb. Jednotlivé druhy ryb mají dosti odlišné nároky na obsah kyslíku ve vodě. S růstem průměrné kusové hmotnosti se nárok na kyslík významně snižuje. Pro lososovité ryby v letních měsících je kritické množství kyslíku 5,0–5,5 mg.l⁻¹. Při 4,0 mg.l⁻¹ lze pozorovat obtíže při dýchání a při 1,0–2,0 mg.l⁻¹ již v krátkém čase hynou. Pro kapra obecného je optimální obsah kyslíku během vegetačního období nad 6,5 mg.l⁻¹, obsah kyslíku 3,0–3,5 mg.l⁻¹ je již dlouhodoběji nepřijatelný. V zimním období nemá poklesnout obsah rozpuštěného kyslíku pod 3 mg.l⁻¹.

Obr. č. 24 Obsah rozpuštěného kyslíku u hladiny a u dna mělkého hypertrofního rybníka v odpoledních hodinách nejteplejší části roku. (© V. Lukas)

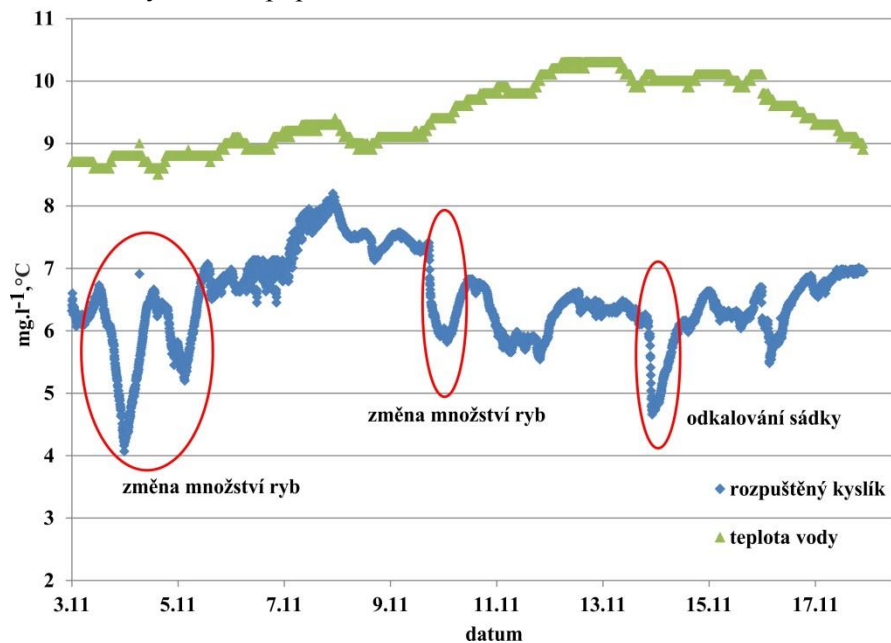


Praktický příklad kyslíkového deficitu ukazuje obrázek č. 25. V celém rybníce byl obsah kyslíku velmi nízký, často na hranici měřitelnosti. Mírně vyšší

Obr. č. 25 Obsah rozpuštěného kyslíku (%) v rybníce při úhynu ryb v důsledku jeho deficitu. Bílý čtverec označuje umístění aerátoru. (© V. Lukas)

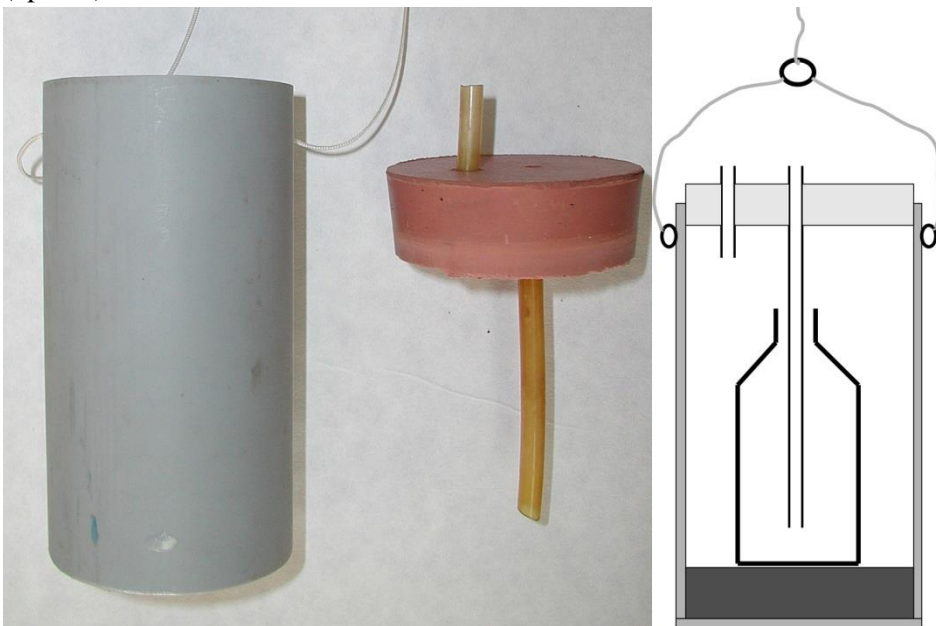


Obr. č. 26 Kolísání rozpuštěného kyslíku a teploty vody při podzimním sádkování ryb. Bližší popis viz text.



hodnoty byly měřeny pouze v nejbližším okolí aerátoru, ale ani tam nepřesáhl obsah kyslíku 1 mg.l^{-1} . Tato situace je pro většinu běžně chovaných ryb nepřijatelná a v krátké době dochází k jejich úhynu.

Obr. č. 27 Hrbáčkův odběrác (vlevo), náčrt odběráku s uložením kyslíkovky (vpravo).



Obr. č. 28 Různé typy terénních přístrojů na měření obsahu rozpuštěného kyslíku (oximetrů) s optickou sondou.



Obrázek č. 26 zobrazuje změny v koncentracích kyslíku a teploty vody v sádce při předvánočním sádkování ryb. Jasně patrné poklesy v obsahu kyslíku byly zaznamenány vždy při změně (zvýšení) obsádky přechovávaných ryb a rovněž při manipulacích s výškou vodní hladiny (např. odkalování sádky).

Koncentrace rozpuštěného kyslíku je jedním ze základních ukazatelů, podle kterých řadíme povrchové vody do tříd čistoty. Kyslík je významný ukazatel při vypouštění odpadních vod do vod povrchových, slouží také ke kontrole funkčnosti čistíren odpadních vod (zajištění aerobních pochodů). U podzemních a pitných vod se koncentrace rozpuštěného kyslíku obvykle nestanovuje, nemá význam ani hygienický ani chuťový.

Pro stanovení rozpuštěného kyslíku se již od roku 1888 využívá Winklerova metoda. Podstatou metody je oxidace hydroxidu manganatého na manganitý kyslíkem rozpuštěným ve vodě. Vzorek vody je nutno odebrat pomocí speciálního odběrového zařízení (nejčastěji Hrbáčkova láhev) do reagenční lahvičky (kyslíkovky) tak, aby nebyl kontaminován vzdušným kyslíkem a nafilovat přímo na místě odběru. Metoda je stále uváděna v metodikách a normách pro stanovení rozpuštěného kyslíku jako metoda rozhodčí.

Modernější je elektrochemická metoda stanovení kyslíku za využití membránových sond. Přístroje mají zabudovanou automatickou kompenzaci na teplotu a možnost nastavení korekce na obsah solí. Sondy se musí kalibrovat, čistit a musí se v nich měnit elektrolyt. Při měření musí docházet k pohybu vody v okolí sondy. Oximetry s membránovými sondami jsou v posledních letech rychle vytlačovány novými přístroji, založenými na optické metodě stanovení obsahu kyslíku. Jejich výhodou je minimální údržba optických sond, bez nutnosti kalibrace a pohybu vody kolem sondy při měření. Stanovení obsahu kyslíku optickými sondami je rovněž mnohem méně rušeno vnějšími vlivy než u sond membránových.

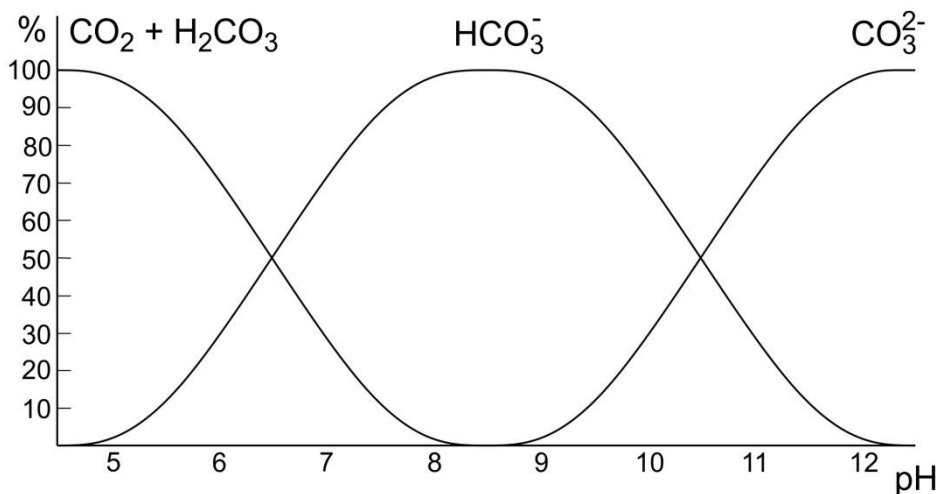
Oxid uhličitý a jeho formy

Plynný CO_2 je ve vodě snadno rozpustný (cca 200x rozpustnější než kyslík), takže jeho množství ve vodě je v poměru k jiným plynům vyšší, než odpovídá jeho objemovému podílu v ovzduší (0,03%). Na dalším zvýšení CO_2 ve vodě se podílí bakteriální rozklad organické hmoty a dýchání vodních rostlin a živočichů. Rozpuštěný CO_2 ve vodě se nazývá volný oxid uhličitý a pod tímto pojmem se rozumí součet koncentrací volně hydratovaného CO_2 a H_2CO_3 . CO_2

je rozpuštěn ve vodě převážně v molekulární formě, jen asi necelé 1 % reaguje s vodou za vzniku H_2CO_3 .

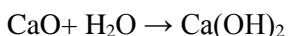
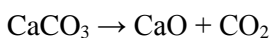
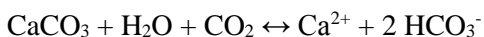
Iontové formy oxidu uhličitého představují ionty HCO_3^- a CO_3^{2-} . V nich obsažený oxid uhličitý se nazývá vázaný a dělí se na hydrogenuhličitanový a uhličitanový. Součet všech tří forem – volného, hydrogenuhličitanového a uhličitanového se nazývá veškerý oxid uhličitý a reprezentuje anorganické formy uhlíku ve vodě. Pro hmotnostní koncentraci celkového anorganického uhlíku se používá zkratka TIC (total inorganic carbon).

Obr. č. 29 Změny v relativním zastoupení jednotlivých forem oxidu uhličitého v povrchových vodách v závislosti na hodnotě pH (upraveno z různých zdrojů).



Rozpuštěný volný oxid uhličitý je obsažen téměř ve všech přírodních vodách, jejichž pH nepřesahuje 8,3. Obsah CO_2 se snižuje únikem do atmosféry, chemickou vazbou s některými minerály (např. CaCO_3) a odčerpáváním rostlinami při fotosyntetické asimilaci. V povrchových vodách jeho obsah obvykle nepřekračuje 20 až 30 mg.l^{-1} (viz Tab. č. 7). Podzemní vody obsahují obvykle několik desítek mg.l^{-1} CO_2 , vody minerální pak od stovek až přes 1.000 mg.l^{-1} (kyselky). Ve stojatých vodách dochází ke stratifikaci obsahu CO_2 vlivem fotosyntetické asimilace. Svrchní vrstvy (epilimnion) obsahují obvykle méně volného CO_2 než vrstvy spodní (hypolimnion). V důsledku intenzivní fotosyntézy může dojít k úplnému vyčerpání obsahu CO_2 a tím vzrůstu pH nad 8,3. V eutrofních vodách může být tedy oxid uhličitý také látkou limitující rozvoj rostlin.

Po odčerpání volného CO₂ dochází k rozkladu hydrogenuhlíčanů a pH vody může vystoupit až nad hodnotu 10,0, při rozkladu normálních uhličitánů pak až na hodnoty kolem pH 11,0. Vliv fotosyntézy na změny v obsahu jednotlivých forem oxidu uhličitého (a zvýšení hodnoty pH) ukazují níže uvedené rovnice.



Hydrogenuhlíčitany (HCO₃⁻) jsou běžnou součástí všech přírodních vod. Povrchové vody obsahují desítky až stovky mg.l⁻¹ (Tab. č. 7), minerální vody stovky až tisíce mg.l⁻¹. V mořské vodě je průměrně obsaženo jen 150 mg.l⁻¹. Uhličitany (CO₃²⁻) se v podzemních a povrchových vodách zpravidla nevyskytují. Jejich výskyt je vázán na intenzivní fotosyntézu vodních rostlin, sinic a řas. Uhličitany se mohou vyskytovat též v užitkových nebo provozních vodách, které byly upraveny změkčením nebo odkyselováním (textilní průmysl, prádelny).

Rozpustnost CaCO₃ ve vodě je asi 15 mg.l⁻¹, pokud voda neobsahuje rozpuštěný CO₂. Ustavuje se rovnovážný stav mezi ionty HCO₃⁻, volným CO₂, ionty Ca²⁺ a ionty CO₃²⁻. CO₂, který je podle této rovnice v rovnováze s HCO₃⁻ a je nezbytný k tomu, aby se CaCO₃ nevylučoval z roztoku nebo naopak nerozpouštěl, se nazývá rovnovážný (příslušný) oxid uhličitý. Je-li ve vodě přítomno větší množství volného CO₂, než odpovídá uhličitanové rovnováze, má voda tendenci rozpouštět uhličitan vápenatý a hořečnatý. Soli vápníku a hořčíku se působením kyseliny uhličitě mění na hydrogenuhlíčitany, čímž vzniká poměrně stálá chemická soustava, bránící většímu kolísání pH (pufrční kapacita vody).

Nadbytek CO₂ ve vodě může vést ke ztíženému uvolňování vydechovaného CO₂ (uvolňování přes žábry či jiné povrchy) u vodních organismů. V přírodě však zpravidla k těmto extrémním stavům nedochází. Nadbytek CO₂ se kombinuje s dalšími nepříznivými faktory, zpravidla s nedostatkem kyslíku, nízkým pH a zvýšeným obsahem železa. Rozdíl mezi obsahem volného a rovnovážného CO₂ se nazývá nadbytečný (agresivní) oxid uhličitý. Část nebo veškerý nadbytečný CO₂ může působit agresivně na různé materiály. Je-li ve vodě přítomno naopak menší množství volného CO₂ než odpovídá rovnovážnému stavu, má voda tendenci vylučovat CaCO₃ a tvořit inkrustace.

Tab. č. 7 Vypočtené hodnoty jednotlivých forem oxidu uhličitého v různých typech povrchových vod (mg.l^{-1}). Průměrná hodnota (min. – max.).

| Lokalita | CO ₂ | HCO ₃ | CO ₃ |
|-------------------------------------|--------------------|------------------------|-------------------|
| Nádrže | | | |
| Hamry (Pardubický kraj) | 2,3 (0–7,1) | 29,9 (24,3–36,4) | 0,4 (0–2,6) |
| Opatovice (Jihomoravský kraj) | 0,1 (0–0,4) | 58,6 (42,3–84,7) | 5,4 (0,6–16,4) |
| Brněnská (Jihomoravský kraj) | 2,6 (0–13,2) | 91,6 (60,1–109,5) | 3,2 (0–16,1) |
| Rybníky | | | |
| Sykovec (kraj Vysočina) | 14,1 (0,1–54,0) | 20,3 (9,8–30,5) | 0 (0–0,1) |
| Jaroslavický (Jihomoravský kraj) | 2,5 (0–14,0) | 111,2 (80,5–137,8) | 3,4 (0,1–13,6) |
| Novoveský (Jihomoravský kraj) | 0,9 (0–3,8) | 177,8 (99,7–232,7) | 8,1 (0,6–29,9) |
| Křížový (Jihomoravský kraj) | 4,6 (1,8–7,0) | 471,4 (391,3–533,7) | 4,0 (3,0–6,1) |
| Řeky a říčky | | | |
| Fryšávka (kraj Vysočina) | 15,8 (0,9–68,1) | 33,6 (23,8–68,1) | 0 (0–0,1) |
| Svratka (Jihomoravský kraj) | 19,9 (3,0–41,5) | 50,5 (41,0–67,0) | 0 (0–0,1) |
| Bečva (Zlínský kraj) | 3,2 (0,4–7,9) | 181,0 (125,9–227,8) | 1,1 (0,2–3,6) |

Stanovení oxidu uhličitého se v praxi obvykle provádí výpočtem. Vypočítá se z hodnoty zásadové neutralizační kapacity (ZNK). Výpočet má platnost jen v rozmezí pH 4,5 až 8,3, kdy je za běžných podmínek v povrchových vodách ZNK tvořena téměř výhradně rozpuštěným CO₂. K přesnějšímu výpočtu jednotlivých forem oxidu uhličitého lze využít složitý výpočet s řadou

tabelárních hodnot (viz např. Spurný a kol. 2008). K provedení výpočtu je nutno do vzorce dodat teplotu vody, $KNK_{4,5}$ a hodnotu pH. Výsledek nám udá celkovou koncentraci anorganického uhlíku v mmol.l^{-1} i koncentraci jednotlivých forem (CO_2 , HCO_3 , CO_3).

Neutralizační kapacita

Vyjadřuje obecnou vlastnost vod vázat vodíkové nebo hydroxidové ionty. Je integrálem tlumivé kapacity ve zvoleném rozmezí pH. V běžných přírodních vodách převažuje uhličitanový tlumivý systém, existují ale i další tlumivé systémy (fosforečnany, boritany, křemičitany, amoniakální dusík, sulfidy aj.).

Tlumivá kapacita umožňuje přírodním vodám vyrovnat se do určité míry s kyselými nebo zásaditými odpadními vodami, aniž dojde k významnému poklesu nebo vzrůstu hodnot pH. Neutralizační kapacita se stanovuje přidávkem silné jednosytné kyseliny nebo silné jednosytné zásady do vzorku vody až k dosažení určité hodnoty pH. Z analytického hlediska jsou u přírodních vod nejčastěji jako body ekvivalence zvoleny hodnoty pH 4,5 a 8,3. Rozlišujeme pak kyselinovou neutralizační kapacitu (KNK, ANC – acid neutralizing capacity) a zásadovou neutralizační kapacitu (ZNK, BNC – base neutralizing capacity). Hodnota pH, do které se stanovení provádí, se udává jako index u příslušné zkratky.

Neutralizační kapacita se vyjadřuje v mmol.l^{-1} , lze se setkat i s vyjádřením v jiných jednotkách, nejčastěji jako CaCO_3 . Pro přepočítání platí $1 \text{ mmol.l}^{-1} \text{ KNK}$ odpovídá $0,5 \text{ mmol.l}^{-1} \text{ CaCO}_3$, což je v hmotnostním vyjádření $50 \text{ mg.l}^{-1} \text{ CaCO}_3$. V rybářské praxi se stále běžně užívá starší označení alkalita, alkalinita pro stanovení KNK a acidita pro stanovení ZNK. Při analýze přírodních vod se běžně stanovují hodnoty $KNK_{4,5}$ ($ANC_{4,5}$), které nám udávají celkovou kyselinovou kapacitu (celkovou alkalitu). Z hlediska koncentrace celkového oxidu uhličitého má ještě význam stanovení $ZNK_{8,3}$ ($BNC_{8,3}$). Toto stanovení se označuje jako celková acidita, což ale neodpovídá celkové zásadové kapacitě, která je dána hodnotou $ZNK_{10,6}$ ($BNC_{10,6}$). Výjimečně u vod s pH nižším než 4,5 nebo vyšším než 8,3 se stanovují také hodnoty $KNK_{8,3}$ (zjevná alkalita) nebo $ZNK_{4,5}$ (zjevná acidita).

Při rozboru přírodních vod je hodnota $KNK_{4,5}$ jedním ze základních údajů. Lze z ní usuzovat pufruční kapacitu vody a v případě neznečištěných vod s převládajícím uhličitanovým systémem z ní lze vypočítat zastoupení

hydrogenuhličitanů a uhličitanů. Hodnota $KNK_{4,5}$ nás u většiny přírodních vod nepřímo informuje i o množství rozpuštěného vápníku a hořčíku. Z rybářského hlediska je snaha, pro zamezení nadměrného kolísání hodnoty pH, udržovat hodnoty celkové alkality ($KNK_{4,5}$) nad hodnotou 2 mmol.l^{-1} . Hodnoty $KNK_{4,5}$ (celkové alkality) některých povrchových vod jsou uvedeny v tabulce č. 8.

Hodnota $KNK_{4,5}$ se nejčastěji stanovuje odměrným roztokem kyseliny chlorovodíkové ($0,1 \text{ mol.l}^{-1}$). Dosažení požadované hodnoty pH (4,5) je indikováno buď potenciometricky pH–metrem s elektrodou pro měření pH, nebo za využití indikátorů. Jako indikátor se nejčastěji využívá roztok metylové oranži nebo směsný indikátor (bromkresolová zeleň a metylová červeň).

Tab. č. 8 Hodnoty zásadové neutralizační kapacity $KNK_{4,5}$ (celkové alkality) v různých typech povrchových vod (mmol.l^{-1}). Průměrná hodnota (min. – max.).

| Lokalita | $KNK_{4,5}$ | Lokalita | $KNK_{4,5}$ |
|--------------------------------------|---------------------|------------------------------------|---------------------|
| Rybníky | | Údolní nádrže | |
| Sykovec (kraj Vysočina) | 0,33 (0,16–0,50) | Hamry (Pardubický kraj) | 0,51 (0,40–0,60) |
| Medlov (kraj Vysočina) | 0,52 (0,22–0,69) | Opatovice (Jihomoravský kraj) | 1,16 (0,75–1,43) |
| Jaroslavický (Jihomoravský kraj) | 1,94 (1,34–2,41) | Plumlov (Olomoucký kraj) | 1,32 (1,12–1,49) |
| Zámecký (Jihomoravský kraj) | 2,34 (1,30–3,28) | Brněnská (Jihomoravský kraj) | 1,61 (1,03–1,80) |
| Dvorský (Jihomoravský kraj) | 3,17 (2,50–3,80) | Řeky a říčky | |
| Novoveský (Jihomoravský kraj) | 3,19 (2,56–3,96) | Fryšávka (kraj Vysočina) | 0,52 (0,27–0,76) |
| Šumický horní (Jihomoravský kraj) | 4,24 (3,30–4,85) | Svratka (Jihomoravský kraj) | 0,81 (0,56–1,32) |
| Pohořelický (Jihomoravský kraj) | 5,95 (4,80–4,85) | Ošetnice (Moravskoslezský kraj) | 1,40 (1,18–1,74) |
| Křížový (Jihomoravský kraj) | 7,86 (6,60–8,85) | Bečva (Zlínský kraj) | 3,00 (2,07–3,75) |

Sloučeniny dusíku

Dusík patří mezi nejdůležitější biogenní prvky ve vodách. Sloučeniny dusíku se uplatňují při všech biologických procesech probíhajících v povrchových, podzemních i odpadních vodách. Dusík se vyskytuje ve vodách v různých oxidačních stupních, v iontové i neiontové formě. Distribuce jednotlivých forem je ovlivněna zejména biochemickými procesy probíhajícími ve vodách. Sloučeniny dusíku v biosféře neovlivněné antropogenní činností jsou převážně biogenního původu (rozklad organických dusíkatých látek). Anorganickým zdrojem dusíku jsou splachy ze zemědělsky obhospodařované půdy (hnojené N–hnojivy), atmosférické srážky, odpadní vody (např. ze zpracování uhlí, splaškové OV aj.). Organickým zdrojem dusíku jsou odpady ze zemědělské výroby (močůvka, siláže) a biomasa odumřelých organismů.

Hlavní formy výskytu dusíku ve vodách:

–N elementární

–N anorganicky vázaný

amoniakální dusík N– (NH_4^+ + NH_3)

dusitanový dusík N– NO_2^-

dusičnanový dusík N– NO_3^-

dusík antropogenního původu (kyanidy, kyanatany, thiokyanatany)

–N organicky vázaný

Atmosférický N – je méně rozpustný ve vodě než kyslík (poměr ve vodě 1:2 oproti 1:5 ve vzduchu), plynnou formu dusíku dokážou využít jen některé bakterie nebo planktonní sinice (např. rod *Dolichospermum* nebo *Nostoc*), což jim umožňuje rozvoj i ve vodách chudých na sloučeniny dusíku. Z elementárního dusíku z atmosféry se výboji dostane do vod až $80 \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ N– NO_3 . V povrchových vodách se běžně nestanovuje.

Organicky vázaný N – hlavními formami organicky vázaného dusíku jsou bílkoviny, jejich rozkladné produkty a močovina. Organický dusík je původu živočišného, rostlinného nebo z průmyslových odpadních vod (potravinářství). Stanovení organického dusíku může mít význam při hodnocení znečištění vod, v povrchových vodách se vyskytuje v nepatrných koncentracích a běžně se nestanovuje. Podíl organického dusíku ve vodě se nejčastěji stanovuje jako rozdíl mezi hodnotou celkového dusíku a dusíku anorganicky vázaného.

Amoniakální dusík

Amoniakální dusík se vyskytuje téměř ve všech typech vod. Amoniakální dusík je primárním produktem rozkladu organických dusíkatých látek živočišného i rostlinného původu. Může vznikat přímo ve vodě redukcí dusitanů nebo dusičnanů. Organického původu je amoniakální N také ve splaškových vodách a v odpadech ze zemědělských výrob. Anorganického původu je z odpadních vod pocházejících z plynáren, koksáren, generátorových stanic, z pitných vod dezinfikovaných chloraminací a z průmyslových exhalací. Jednoduché amonné soli se nevyskytují jako minerály.

Plynný amoniak (molekulární, nedisociovaná forma NH_3) se ve vodě ihned rozpouští za tvorby amonných solí (iontová, disociovaná forma NH_4^+). Vzájemný poměr obou forem závisí na pH a teplotě. S rostoucí teplotou a hodnotou pH roste i podíl plynného amoniaku. Amoniakální dusík je v přírodních vodách za aerobních podmínek velmi nestálý. Biochemickou oxidací (nitrifikací) přechází na dusíkaté sloučeniny vyšších oxidačních stupňů. Amoniak může tvořit komplexy s ionty mnoha kovů (amminkomplexy).

Obsah amoniakálního dusíku v různých typech vod je výrazně ovlivněn stupněm antropogenního znečištění. V podzemních a čistých povrchových vodách bývá převážně v hodnotách do $0,1 \text{ mg.l}^{-1}$. Koncentrace v povrchových vodách jsou převážně do 1 mg.l^{-1} . Atmosférické vody v závislosti na stupni znečištění obsahují desítky až jednotky mg.l^{-1} . V podzemních vodách je N_{amon} obvykle pouze ve stopách, ale v případě znečištění nebo u vod ropného původu může být i přes 100 mg.l^{-1} . V organicky znečištěných povrchových vodách jsou i desítky mg.l^{-1} . Relativně vyšší koncentrace lze nalézt v rašelinných vodách. Ve svrchních vrstvách mořských vod jsou hodnoty N_{amon} obvykle v desítkách $\mu\text{g.l}^{-1}$, ve větších hloubkách až jednotkách mg.l^{-1} .

Odpadní vody jsou na amoniakální dusík bohaté, splaškové vody obsahují desítky mg.l^{-1} , odpady ze silážování $200\text{--}400 \text{ mg.l}^{-1}$, močůvka $1000\text{--}7500 \text{ mg.l}^{-1}$. Amoniakální dusík je nezbytný pro tvorbu nové biomasy mikroorganismů. Při vyloučení jeho anorganického zdroje a současně s pozitivním nálezem bakteriálního znečištění lze v povrchových vodách amoniakální dusík v hodnotách nad $0,5 \text{ mg.l}^{-1}$ brát jako indikátor fekálního znečištění.

Amoniakální dusík ve formě amonných solí je pro většinu organismů neškodný i v množství několika desítek mg.l^{-1} , plynný amoniak je však pro ryby značně toxický. Poměrně vysoké koncentrace amoniaku snášejí bezobratlí, například

dafnie až 8,0 mg.l⁻¹ NH₃, velmi odolní jsou i raci. Na většinu vodních organismů působí amoniak negativně již od koncentrace 0,2 mg.l⁻¹. Velmi citlivá jsou raná stadia lososovitých ryb, které poškozují již koncentrace amoniaku v řádu tisícín miligramu.

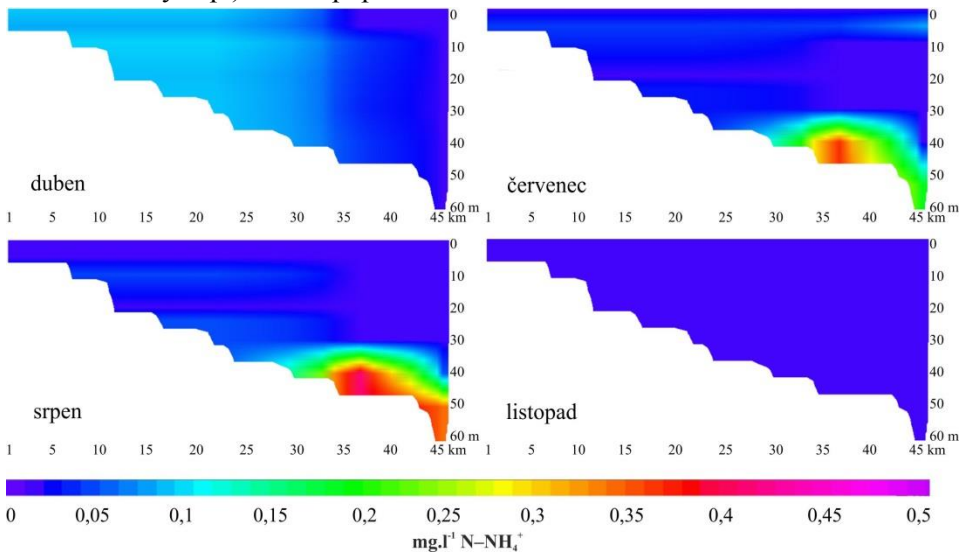
Ryby se zbavují přes 90 % veškerého amoniaku, vznikajícího v důsledku metabolismu v jejich těle, uvolňováním přes žábry na základě koncentračního spádu. Stoupající koncentrace amoniaku v okolní vodě tak může bránit a posléze i zablokovat další uvolňování amoniaku z těla ryb. To může vést postupně až k autointoxikaci ryb, jejich onemocnění a posléze i úhynu. Toxicita amoniaku stoupá se snižující se koncentrací kyslíku.

Tab. č. 9 Závislost mezi teplotou vody (T), hodnotou pH vody a obsahem toxické formy (NH₃) amoniakálního dusíku. Hodnoty v tabulce udávají procentický podíl NH₃ z celkového amoniakálního dusíku (Steffens, 1981).

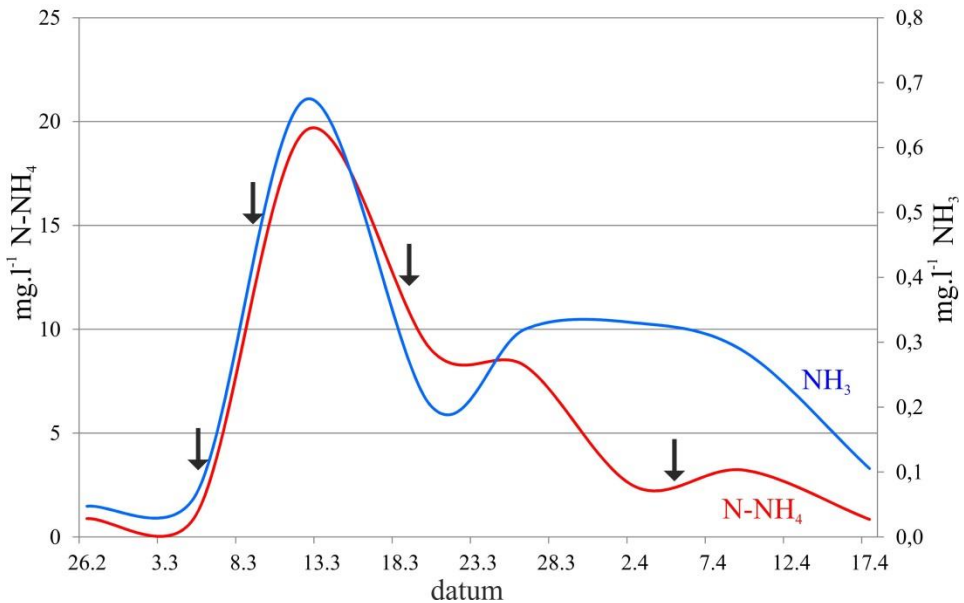
| T \ pH | 6,0 | 6,5 | 7,0 | 7,5 | 8,0 | 8,5 | 9,0 | 9,5 | 10,0 |
|--------|-------|-------|-------|-------|-------|------|------|------|------|
| 0 °C | 0,008 | 0,026 | 0,082 | 0,261 | 0,820 | 2,55 | 7,64 | 20,7 | 45,3 |
| 5 °C | 0,012 | 0,039 | 0,125 | 0,394 | 1,23 | 3,80 | 11,1 | 28,3 | 55,6 |
| 10 °C | 0,018 | 0,059 | 0,186 | 0,586 | 1,83 | 5,56 | 15,7 | 37,1 | 65,1 |
| 15 °C | 0,027 | 0,086 | 0,273 | 0,859 | 2,67 | 7,97 | 21,5 | 46,4 | 73,3 |
| 16 °C | 0,029 | 0,093 | 0,294 | 0,925 | 2,87 | 8,54 | 22,8 | 48,3 | 74,7 |
| 17 °C | 0,032 | 0,101 | 0,317 | 0,996 | 3,08 | 9,14 | 24,1 | 50,2 | 76,1 |
| 18 °C | 0,034 | 0,108 | 0,342 | 1,07 | 3,31 | 9,78 | 25,5 | 52,0 | 77,4 |
| 19 °C | 0,037 | 0,117 | 0,368 | 1,15 | 3,56 | 10,5 | 27,0 | 53,9 | 78,7 |
| 20 °C | 0,039 | 0,125 | 0,396 | 1,24 | 3,82 | 11,2 | 28,4 | 55,7 | 79,9 |
| 21 °C | 0,043 | 0,135 | 0,425 | 1,33 | 4,10 | 11,9 | 29,9 | 57,5 | 81,0 |
| 22 °C | 0,045 | 0,145 | 0,457 | 1,43 | 4,39 | 12,7 | 31,5 | 59,2 | 82,1 |
| 23 °C | 0,049 | 0,156 | 0,491 | 1,54 | 4,70 | 13,5 | 33,0 | 60,9 | 83,2 |
| 24 °C | 0,053 | 0,167 | 0,527 | 1,65 | 5,03 | 14,4 | 34,6 | 62,6 | 84,1 |
| 25 °C | 0,057 | 0,180 | 0,566 | 1,77 | 5,38 | 15,3 | 36,3 | 64,3 | 85,1 |
| 30 °C | 0,080 | 0,254 | 0,799 | 2,48 | 7,46 | 20,3 | 44,6 | 71,8 | 89,0 |

Obrázek č. 30 ukazuje vyšší koncentrace amoniakálního dusíku u dna hlubokých nádrží v průběhu teplých měsíců roku v důsledku rozkladu organických dusíkatých látek a omezení nitrifikace z důvodu nedostatku kyslíku.

Obr. č. 30 Změny amoniakálního dusíku v hluboké nádrži během roku (Zdroj: Povodí Vltavy s. p.). Bližší popis viz text.



Obr. č. 31 Změny amoniakálního dusíku v rybníce při aplikaci vysokých dávek prasečí kejdy. Šipky označují aplikaci kejdy do rybníka.



Tab. č. 10 uvádí hodnoty amoniakálního dusíku v různých typech vod v průběhu vegetačního období. Vyšší hodnoty jsou nejčastěji způsobeny vysokou obsádkou ryb spojenou s intenzivním příkrmováním ryb, rozkladem vysoké biomasy fytoplanktonu nebo přítokem odpadních vod.

Tab. č. 10 Hodnoty amoniakálního dusíku v různých typech povrchových vod (mg.l^{-1}). Průměrná hodnota (min. – max.). Údaj 0 znamená hodnotu pod detekčním limitem použité metody $< 0,01 \text{ mg.l}^{-1}$.

| Lokalita | N-NH ₄ | Lokalita | N-NH ₄ |
|--------------------------------------|---------------------|------------------------------------|---------------------|
| Rybníky | | Údolní nádrže | |
| Sykovec (kraj Vysočina) | 0,02 (0–0,06) | Hamry (Pardubický kraj) | 0 (0–0,01) |
| Medlov (kraj Vysočina) | 0,08 (0–0,49) | Opatovice (Jihomoravský kraj) | 0,03 (0–0,07) |
| Jaroslavický (Jihomoravský kraj) | 0,13 (0–0,52) | Plumlov (Olomoucký kraj) | 0,15 (0–0,45) |
| Zámecký (Jihomoravský kraj) | 0,15 (0–0,73) | Brněnská (Jihomoravský kraj) | 0,06 (0–0,23) |
| Prostřední (Jihomoravský kraj) | 0,66 (0–2,05) | Řeky a říčky | |
| Novoveský (Jihomoravský kraj) | 0,29 (0,02–1,02) | Fryšávka (kraj Vysočina) | 0,01 (0–0,09) |
| Šumický horní (Jihomoravský kraj) | 0,20 (0–0,94) | Svratka (Jihomoravský kraj) | 0,02 (0–0,05) |
| Vrkoč (Jihomoravský kraj) | 0,57 (0,13–1,46) | Ošetnice (Moravskoslezský kraj) | 0,19 (0,03–0,69) |
| Křížový (Jihomoravský kraj) | 0,12 (0–0,61) | Bečva (Zlínský kraj) | 0,06 (0–0,18) |

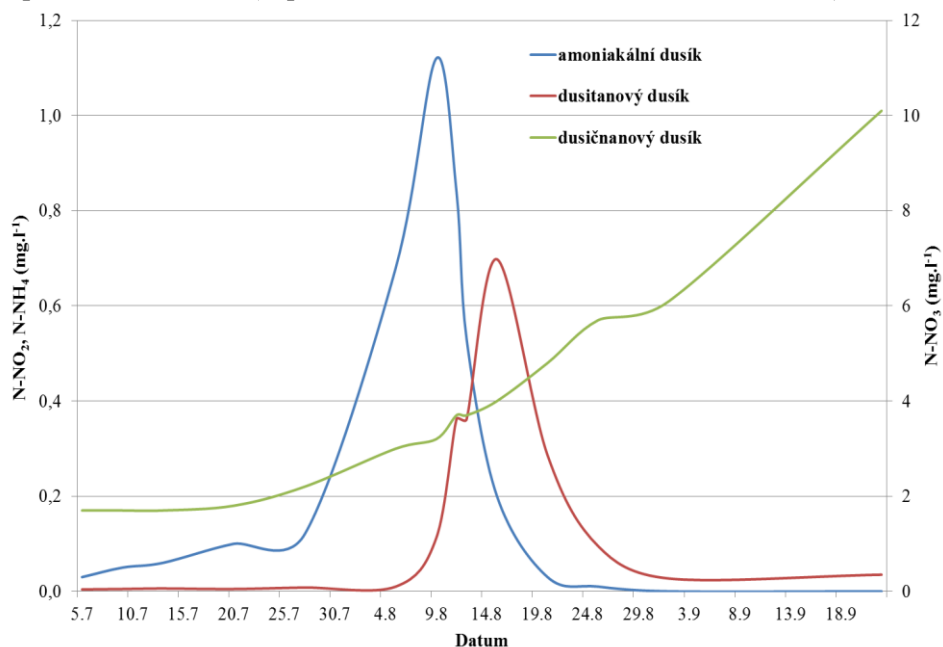
Analýza amoniakálního dusíku patří mezi nejběžněji prováděná stanovení ve všech typech vod. Stanovuje se vždy součet obou forem (N-NH₄⁺ i N-NH₃). Poměr jednotlivých forem se pak rozpočítá v závislosti na hodnotě pH a teplotě vody. Dlouho používaná, klasická, jednoduchá spektrofotometrická metoda s Nesslerovým činidlem není již, v důsledku použití vysoce toxického činidla,

v současné legislativě unifikována. Náročnější, ale v současnosti rozhodčí, je indofenolová spektrofotometrická metoda. Vedle spektrofotometrických metod se pro stanovení amoniakálního dusíku používá i klasické neutralizační odměrné stanovení.

Dusitanový dusík

Dusitanový dusík se nevyskytuje jako minerál, ve vodách vzniká biochemickou oxidací amoniakálního dusíku nebo biochemickou redukcí dusičnanů. Tvoří se při elektrických výbojích v atmosféře oxidací elementárního dusíku. Bohaté na dusitany jsou odpadní vody z výroby barviv a ze strojírenských závodů (dusitany se používají jako inhibitory koroze). Dusitany mohou vznikat i při dezinfekci vody UV zářením redukcí dusičnanů.

Obr. č. 32 Změny iontů dusíku v recirkulačním zařízení při prvotním zapracování biofiltru (experimentální recirkulační zařízení MENDELU)



V čistých podzemních a povrchových vodách se vyskytují pouze ve stopách nebo vůbec. Desetiny mg.l⁻¹ N–NO₂ se nacházejí v železnatých a rašelinných vodách, v hypolimniu nádrží a ve vodách s nízkou koncentrací kyslíku. V odpadních vodách nalézáme i desítky mg.l⁻¹ N–NO₂. Dusitany jsou velmi nestálé, snadno se oxidují nebo redukují. Využívají se jako indikátor fekálního znečištění podzemních vod. Způsobují methemoglobinemii, v trávicím traktu

můžou být biotransformovány v karcinogenní nitrosoaminy.

Vyšší koncentrace se velmi často vyskytují v systémech chovu ryb s využitím biofiltrace, zejména bezprostředně po zahájení provozu, nebo v důsledku nerovnováh v procesu nitrifikace (obr. č. 32). 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. Zvýšení koncentrace chloridů ve vodě chrání ryby před příjmem dusitanů a jejich toxickými účinky. Hmotnostní poměr koncentrace Cl⁻ a N-NO₂ (chloridové číslo) by v případě chovu lososovitých ryb měl být nad hodnotou 20 (lépe 50) a v případě kaprovitých nad hodnotou 10 (lépe 20).

Stanovení dusitanů je nezbytné především při analýzách pitných vod a v recirkulačních rybochovných zařízeních s biofiltry. Nejpoužívanější metodou stanovení dusitanů je spektrofotometrická metoda s NED–dihydrochloridem, kdy se k diazotaci používá kyselina sulfanilová nebo amid K. sulfanilové.

Dusičnanový dusík

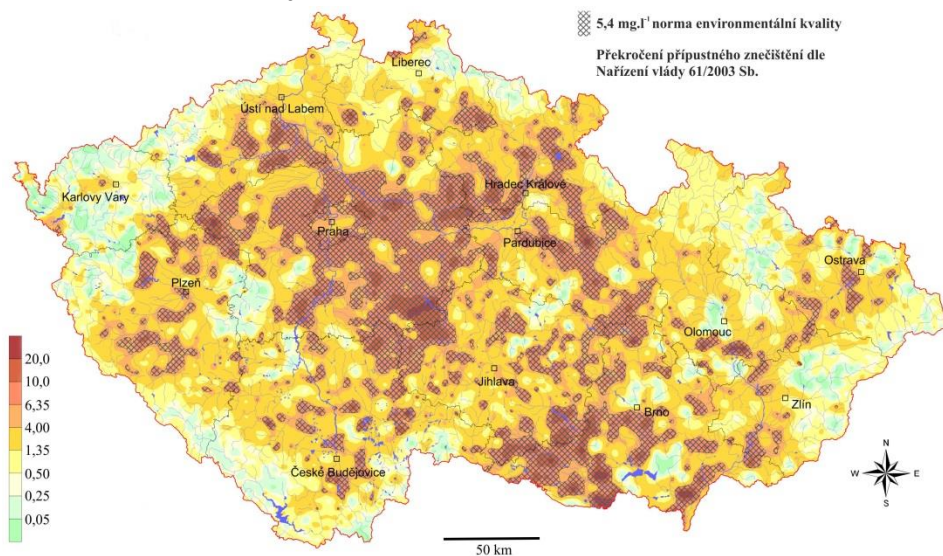
V minerálech najdeme dusičnany zřídka (např. dusičnan sodný). Vznikají hlavně sekundárně při nitrifikaci amoniakálního dusíku. Dusičnany jsou konečným stupněm rozkladu N–látek v aerobním prostředí. Vznikají také při elektrických výbojích v atmosféře oxidací elementárního dusíku. Dalším zdrojem dusičnanů je hnojení zemědělsky obdělávaných půd a odtoky z čistíren odpadních vod. V čistých podzemních a povrchových vodách nacházíme obvykle jednotky, ve znečištěných podzemních a povrchových vodách i desítky mg.l⁻¹ N-NO₃.

Za aerobních podmínek jsou dusičnany stabilní, ve vodách s nedostatkem kyslíku podléhají redukci na dusitany. V půdě téměř nejsou zadržovány a pronikají tak při infiltraci i do vzdálených míst. Samy o sobě nejsou dusičnany nijak škodlivé, škodí však nepřímo tím, že jsou v trávicím traktu redukovány na dusitany. Maximální koncentrace dusičnanů v pitné vodě jsou stanoveny pro kojence 3,4 mg.l⁻¹ N-NO₃ (15 mg.l⁻¹ NO₃) a pro dospělé osoby 11,3 mg.l⁻¹ N-NO₃ (50 mg.l⁻¹ NO₃). V povrchových vodách souvisí obsah dusičnanů se stupněm eutrofizace a patří mezi ukazatele používané ke klasifikaci vod dle čistoty. Při vypouštění odpadních vod patří dusičnany mezi závazné ukazatele.

Evropská unie ve snaze o snížení znečištění vod dusičnany ze zemědělských zdrojů zavedla v roce 1991 tzv. nitrátovou směrnici (Směrnice Rady 91/676/EHS o ochraně vod před znečištěním způsobeném dusičnany ze zemědělských zdrojů). Plnění nitrátové směrnice je povinné ve zranitelných oblastech, které jsou vymezeny v hranicích katastrálních území. Zranitelné oblasti jsou oblasti, kde se vyskytují vody znečištěné dusičnany ze zemědělských zdrojů. Zemědělské hospodaření ve zranitelných oblastech dále upravuje akční program nitrátové směrnice, ve kterém jsou stanoveny podmínky hospodaření v daných oblastech.

Graf na obrázku 34 zobrazuje typickou změnu koncentrace dusičnanů ve vodách v závislosti na vegetačním období. V zimním období jsou koncentrace dusičnanů ve vodě většinou nejvyšší. Ke zvýšení koncentrace dusičnanů ve vodách napomáhá i jejich slabá vazba v půdním sorpčním komplexu a jejich vyluhování do vod. S rozvojem vegetace dochází k odčerpávání dusičnanů a v průběhu nejproduktivnějších měsíců je jejich obsah nejnížší. V případě hypertrofního rybníka Pašinovický, u kterého byl doplněn uhlík organickým hnojením, došlo k úplnému vyčerpání dusičnanů a jejich koncentrace byla po většinu vegetačního období pod hranicí detekce. Hodnoty dusičnanového dusíku se pak opět zvyšují ke konci vegetačního období.

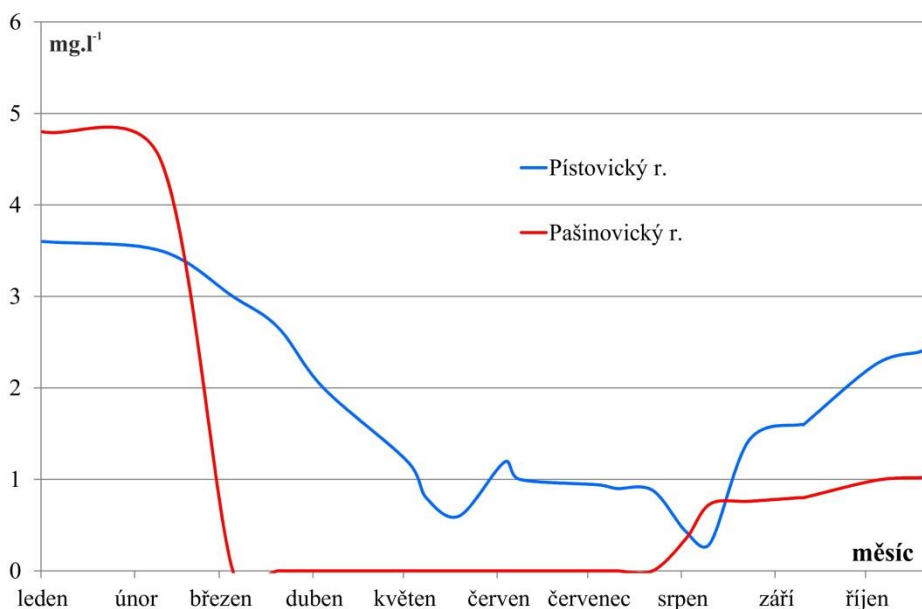
Obr. č. 33 Koncentrace dusičnanů ($\text{mg.l}^{-1} \text{N-NO}_3$) v povrchových vodách ČR v letech 2007–2010 (Majer a kol. 2012).



Schéματα na obr. č. 35 ukazují rozdílnou stratifikaci dusičnanů v nádrži v průběhu roku. V roce 2010 byla v jarních měsících nádrž dotována vodou s vysokou koncentrací dusičnanů ze splachů zemědělsky obhospodařovaných pozemků a dalších zdrojů. V dalších měsících je vidět postupný posun a snižování těchto koncentrací v nádrži. Vyšší hodnoty dusičnanového dusíku pak přetrvávaly v nádrži po celé vegetační období.

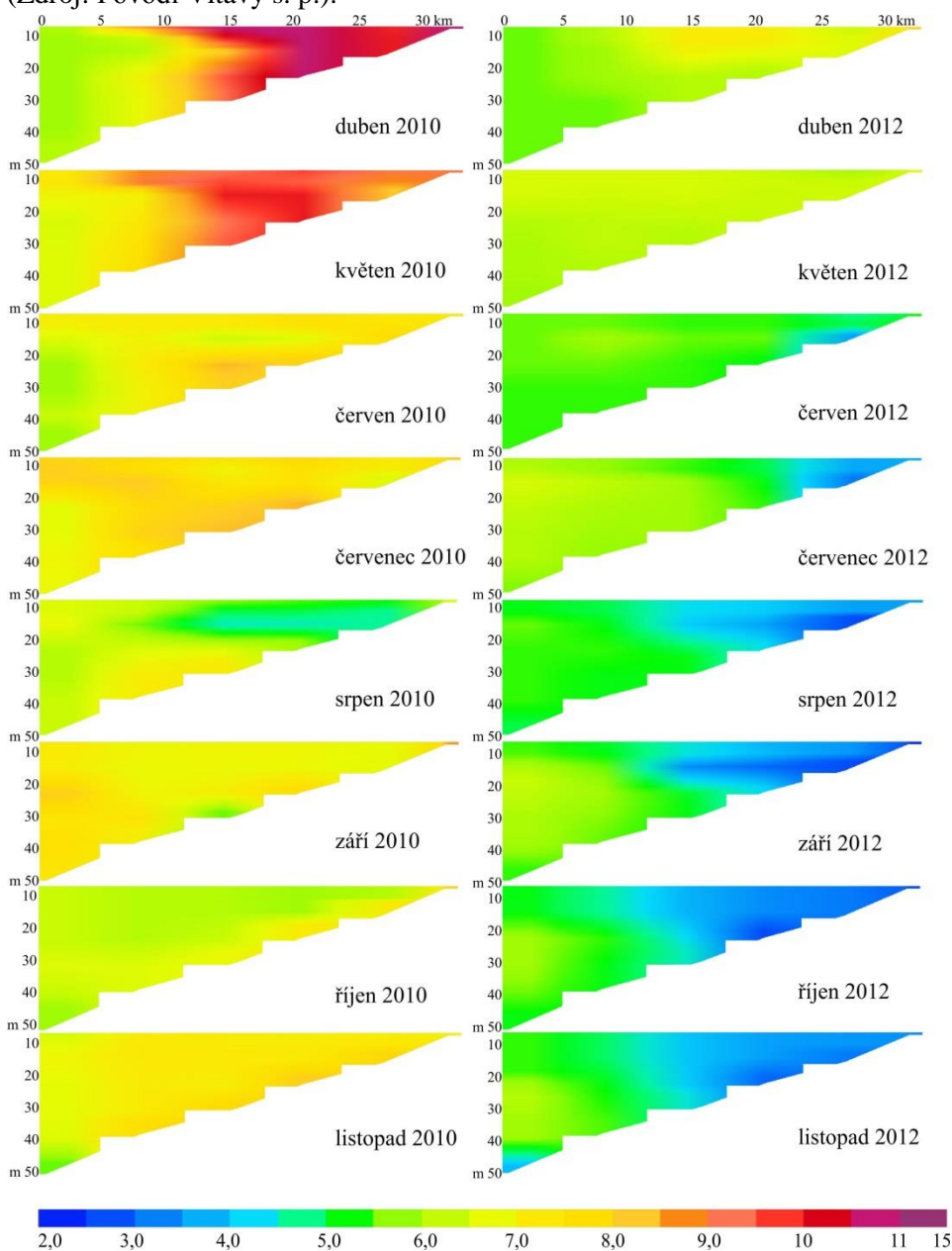
V roce 2012 nebyl přísun dusitanů přítokovou vodou tak výrazný a postupně s průběhem vegetačního období dochází ke snižování dusičnanů v přítokové části nádrže v důsledku přítoku na dusičnany chudších vod (dusičnany byly odčerpány vegetací). Ke snížení hodnot dusičnanů u dna nádrže navíc napomáhá i kyslíkový deficit, kdy dochází k redukci dusičnanového dusíku. V těle nádrže jsou hodnoty dusičnanů poměrně stabilní a po celé vegetační období se výrazně nemění.

Obr. č. 34 Změny koncentrace dusičnanového dusíku (N-NO₃) na rybnících v průběhu roku. Bližší popis viz text.



Dusičnany lze stanovit desítkami analytických metod. V praxi jsou nejčastěji využívány spektrofotometrické metody přímého stanovení dusičnanů s kyselinou sulfosalicylovou nebo dimethylfenolem.

Obr. č. 35 Stratifikace obsahu dusičnanového dusíku $N-NO_3$ ($mg.l^{-1}$) nádrže Švihov (Želivka) v letech s rozdílnou intenzitou přítoku. Bližší popis viz text. (Zdroj: Povodí Vltavy s. p.).



Kyanidy jsou ve vodách obvykle antropogenního původu, nejčastěji pocházejí z různých odpadních vod (galvanovny, tepelné zpracování uhlí, koksárny aj.) a

posypových solí. Ve vodách se vyskytují jako jednoduché (nedisociovaná HCN, jednoduché ionty CN^-) nebo jako komplexní sloučeniny s kovy. Jednoduché kyanidy jsou velmi toxické pro vodní organizmy, komplexní kyanidy pak v závislosti na stabilitě; s klesající hodnotou pH vzrůstá jejich toxicita. V neznečištěných vodách se kyanidy nevyskytují. V odpadních vodách lze nalézt i stovky mg CN^- v litru. Běžně se ve vodě nestanovují.

Kyanatany ve vodách jsou antropogenního původu. Vznikají při chemickém a biologickém čištění odpadních vod obsahujících kyanidy. Jsou stále pouze v alkalickém prostředí, jejich toxicita je nízká.

Celkový dusík se v povrchových vodách stanovuje především z důvodu stanovení látkových bilancí vod. Pro jeho zjištění se používá buď samostatné analytické stanovení, nebo se stanoví výpočtem. Při analytickém stanovení se používá metoda redukce a mineralizace veškerých dusíkatých látek na amonné ionty, nebo metoda oxidace veškerých dusíkatých látek peroxodisíranem s následnou redukcí na dusitany poměděným kadmiem. Stanovení celkového dusíku výpočtem spočívá v sečtení hmotnostních koncentrací jednotlivých forem dusíku stanovených separátně (amoniakální, dusitanový, dusičnanový a organický dusík).

Sloučeniny fosforu

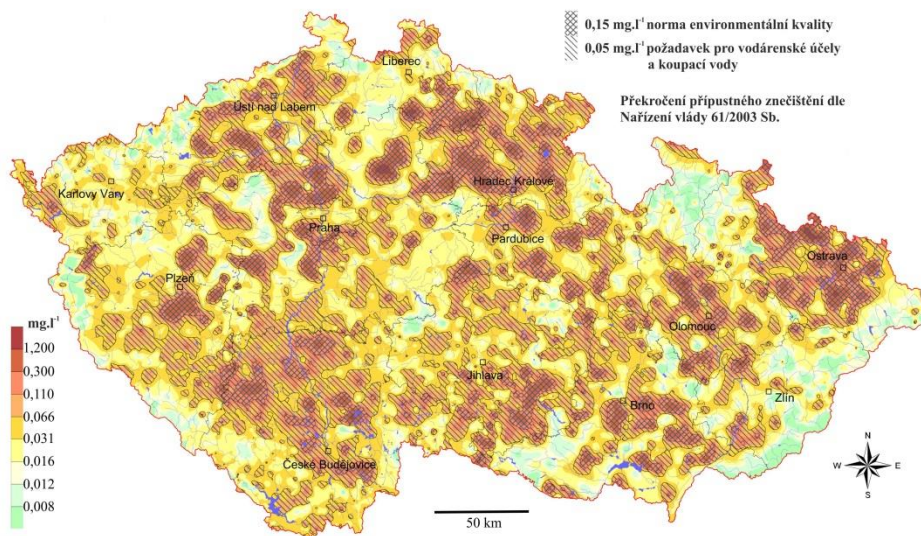
Přírodním zdrojem fosforu jsou minerály a horniny např. apatit $3\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot \text{Ca}(\text{F},\text{Cl})_2$, fosforit $3\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot \text{Ca}(\text{OH})_2$, kaolinit $\text{Si}_2\text{O}_5\text{Al}_2(\text{OH})_4\text{PO}_4$ a odumřelá vodní fauna a flóra. Umělého původu je P ze splaškových vod, živočišných odpadů, odpadních vod z pivovarského a textilního průmyslu, prádelen a ze splachů obdělávané půdy hnojené fosforečnými hnojivy. Člověk vyloučí přibližně 1,5 g fosforu denně a společně s fosforem z různých prostředků využívaných člověkem, se specifická produkce fosforu na jednoho obyvatele pohybuje mezi 2 až 3 g.

Fosfor se ve vodě vyskytuje převážně v oxidačním stupni V+. Ve vodách se fosfor nachází v různých formách, buď rozpuštěný nebo nerozpuštěný (suspendovaný), organický nebo anorganický. Běžně se stanovuje celkový fosfor (P_T) a rozpuštěný orthofosforečnanový fosfor (P-PO_4) ve vzorku vody po filtraci filtry o velikosti pórů 0,45 μm . Při stanovení P-PO_4 nejčastěji používanou molybdenanovou metodou dochází k částečné hydrolyze a stanovení i jiných forem fosforu (např. polyfosforečnanů), proto se takto stanovený fosfor správně

označuje jako rozpuštěný reaktivní fosfor (SRP – *soluble reactive phosphorus*). U tohoto stanovení se ale často setkáváme s označením výsledku jako orthofosforečnanu nebo orthofosforečnanový fosfor.

Primární producenti vod (sinice a řasy) jsou vzhledem k nízkým koncentracím P–PO₄ ve vodách schopni využívat i fosfor absorbovaný na povrchu nerozpuštěných látek. Souhrn volných a volně vázaných orthofosforečnanů se označuje jako biologicky dostupný (využitelný) fosfor (BAP – *biologically available phosphorus*).

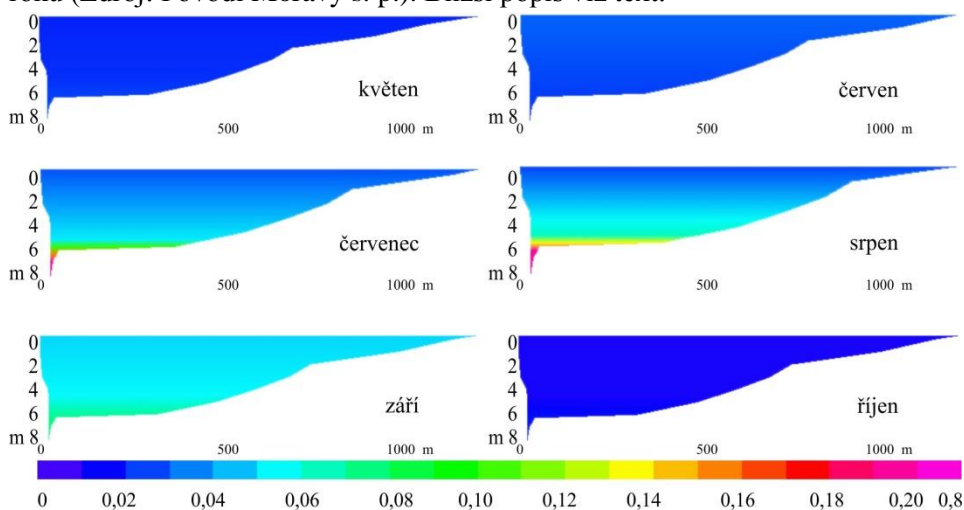
Obr. č. 36 Koncentrace veškerého rozpuštěného fosforu (P) v povrchových vodách ČR v letech 2007–2010 (Majer a kol. 2012).



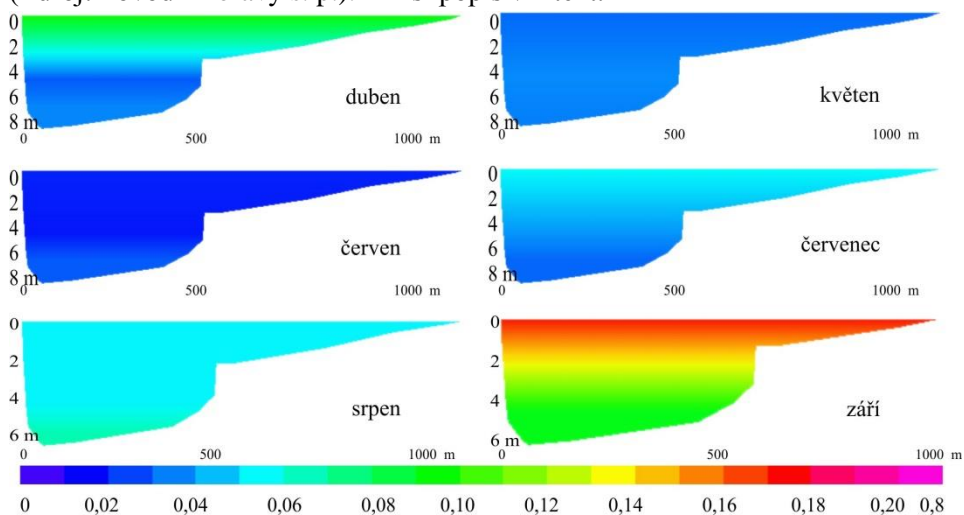
V podzemních vodách je fosfor v malých koncentracích v důsledku snadného zadržetí v půdě. V povrchových neznečištěných vodách se koncentrace pohybují v tisícinách až setinách mg.l⁻¹ fosforu, ve znečištěných v desetínách, výjimečně i jednotkách mg.l⁻¹ fosforu. V minerálních vodách se fosfor vyskytuje jen v setinách mg.l⁻¹, v mořské vodě je průměrně obsaženo asi jen 0,07 mg.l⁻¹ fosforu. Fosfor je stěžejním prvkem z hlediska eutrofizace. V zimním období je množství reaktivního fosforu ve vodě nejvyšší, protože probíhá mineralizace těl odumřelých organismů, odkud se fosfor uvolňuje do vody, aniž se jinými organismy spotřebovává (nízká biomasa hydrobiontů i intenzita metabolismu).

V jarním období s nástupem vegetace se obsah fosforu začíná rychle snižovat a obsah asimilovatelného fosforu rychle klesá. Nastává období deprese fytoplanktonu, tzv. fáze „clearwater“, obsah biologicky dostupného fosforu se zase zvýší a s nástupem nové biomasy primárních producentů se jeho obsah opět rychle snižuje. V letních měsících je v podstatě veškerý fosfor poután v biomase hydrobiontů a jeho koncentrace ve vodě jsou minimální (roste obsah partikulovaného fosforu tj. P vázaný v biomase fytoplanktonu a bakterií).

Obr. č. 37 Změny obsahu celkového fosforu v mělké mezotrofní nádrži během roku (Zdroj: Povodí Moravy s. p.). Bližší popis viz text.



Obr. č. 38 Změny obsahu celkového fosforu v mělké eutrofní nádrži během roku (Zdroj: Povodí Moravy s. p.). Bližší popis viz text.



Některé řasy dokážou hromadit fosfor do zásoby nad rámec své aktuální potřeby a takto nahromaděný fosfor využívají v období jeho nedostatku (množství P v tělech řas může být oproti okolnímu prostředí i více než tisícinásobné). Fosfor je důležitý biogenní prvek, je nepostradatelnou živinou pro primární producenty. Není sice stavebním prvkem bílkovin, ale bez fosforu není bílkovinná syntéza možná. Na syntézu 100 mg nové biomasy se spotřebuje asi 1 mg fosforu. Hmotnostní poměr sloučenin C, N a P v rostlinné biomase činí nejčastěji 40 C: 7 N: 1 P (tj. v atomárním poměru 106 C: 20 N: 1 P). V přirozených neznečištěných povrchových vodách jsou tyto prvky nejčastěji v hmotnostním poměru 600 C: 20 N: 1 P – fosfor je tedy limitujícím prvkem produkce.

Žádná z přirozených sloučenin fosforu se nevyskytuje v plynném skupenství, nemůže tedy být přemísťována atmosférou. Z hlediska globálního koloběhu fosforu, se uvolněný fosfor zvětráním hornin dostane do vod a odtud je v sedimentech splavován do moří, kde se usazuje. Návrat fosforu je možný pouze přes biosféru (trus ptáků – ložiska guana, rybolov) a za normálních okolností je velmi pomalý. Fosfor deponovaný v hlubinných sedimentech moří představuje jeho dlouhodobou ztrátu (tzv. propad fosforu). Tento přirozený koloběh výrazně narušil člověk zvýšenou těžbou a využíváním fosfátů, aplikací fosforečných hnojiv, kdy došlo k značnému zrychlení koloběhu fosforu, a tím i zvýšení eutrofizace vod.

Atmosférická depozice fosforu, která se v podmínkách ČR pohybuje v desítkách $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{rok}^{-1}$, je významným zdrojem fosforu především pro stojaté vody bez antropogenního znečištění a s dlouhou dobou zdržení vody. Pro většinu našich vod jsou hlavním zdrojem fosforu komunální a průmyslové odpadní vody. Dalším zdrojem fosforu ve vodách jsou splachy a eroze z okolních pozemků, zvláště zemědělsky obhospodařovaných (aplikace hnojiv).

Koloběh fosforu je poměrně složitý, jednotlivé formy výskytu fosforu ve vodě se mění v závislosti na klimatických podmínkách, hydrodynamice nádrže, využívání fosforu organizmy, sedimentaci částic aj. U mělkých nádrží je koloběh fosforu rychlejší a vrací se do něj značná část fosforu, u hlubokých nádrží má fosfor tendenci hromadit se v sedimentech dna a jen malá část se vrací do koloběhu. Fosfor, který se dostane z produkčního epilimnia do hypolimnia, je u většiny hlubších nádrží již nevyužitelný pro další produkci a do koloběhu se znovu dostane až v následné změně podmínek (cirkulaci).

Na poutání fosforu v sedimentech mají rozhodující vliv oxidačně – redukční podmínky, pH a chemické složení sedimentů. Kyselé sedimenty poutají fosfor pevně ve sloučeninách trojmocných oxidů (Al, Fe) a tvoří např. nerozpustné aluminofosfáty. Hodnoty pH nad 7 a zvýšení obsahu vápníku usnadňuje přechod fosforu ze sedimentů do vody, ale jen do určité hranice. Hodnoty pH nad 9 a vysoký obsah vápníku snižuje obsah fosforu ve vodě, poněvadž vzniká málo rozpustný fosforečnan vápenatý.

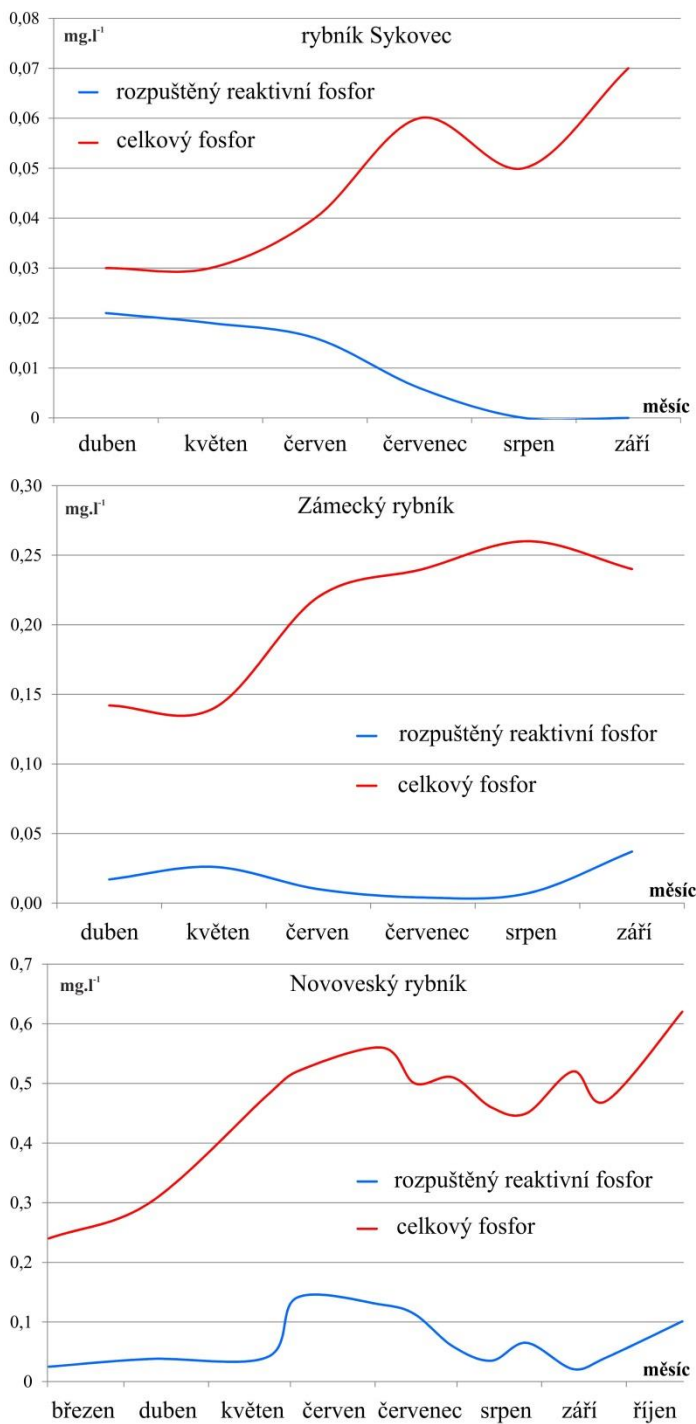
Důležitým faktorem je obsah kyslíku u dna nádrží, kdy v případě dostatku kyslíku dochází k poutání fosforu v trojmocných oxidech (např. FePO_4) v sedimentech (částečné uvolnění fosforu za oxických podmínek u dna je možné jen při alkalické reakci a dostatku vápníku). Při nedostatku kyslíku u dna dochází k redukci trojmocných oxidů, vznikají dvojmocné rozpustné formy a fosfor se uvolňuje do roztoku. V celkové bilanci koloběhu P v nádržích obvykle převažuje posun fosforu z vod do sedimentů nad jeho zpětným uvolňováním a pro trofii nádrže je většinou důležitější vnější přísun fosforu do nádrže než jeho vnitřní samozásobením zpětným uvolňováním ze sedimentů.

Obrázky č. 37 a 38 zobrazují změny koncentrace celkového fosforu v nádržích v průběhu vegetační sezóny. Na obrázku č. 37 je mezotrofní nádrž s poměrně nízkým obsahem fosforu ve vodě. V průběhu vegetace dochází ke vzniku kyslíkových deficitů u dna nádrže a tím i zvýšení koncentrace celkového fosforu z rozkladu sedimentujících částic a uvolněním z povrchové vrstvy sedimentu.

Obrázek č. 38 zobrazuje eutrofní nádrž s jarním a podzimním maximum rozvoje fytoplanktonu, který v epilimnionu nádrže vytvoří vysokou biomasu a tím se zde zvýší i obsah celkového fosforu. Vzhledem k vyššímu průtoku a občasnému promíchání celého vodního sloupce nedocházelo k hromadění fosforu u dna nádrže a ten se i v průběhu vegetace dostával do produkčního epilimnionu a ovlivňoval tak pozitivně výši produkce fytoplanktonu.

Obrázek č. 39 zobrazuje změny v hodnotách fosforu v rybnících během vegetační sezony. Rybník Sykovec, ležící na Vysočině se vyznačuje nízkou hodnotou pH v jarních měsících, což zpočátku limituje rozvoj fytoplanktonu. Hodnoty SRP jsou tak zpočátku vysoké a postupně s rozvojem primárních producentů jejich koncentrace ve vodě klesá až k neměřitelným hodnotám a obsah celkového fosforu se naopak zvyšuje. Obdobný trend lze zaznamenat u eutrofního rybníka Zámecký, kde v závislosti na intenzitě rozvoje fytoplanktonu se hodnoty SRP snižují a hodnoty celkového fosforu zvyšují nebo naopak.

Obr. č. 39 Změny obsahu celkového fosforu a rozpuštěného reaktivního fosforu v povrchové vrstvě vody rybníků během vegetační sezóny. Bližší popis viz text.



Poslední z grafů zobrazuje kolísání fosforu v hypertrofním rybníce Novoveský, který je po celé vegetační období dotován přítokem odpadní vody s nadbytkem fosforu. Fosfor zde není limitním prvkem produkce a i v průběhu vegetace lze zaznamenat vyšší hodnoty SRP. Koncentrace celkového fosforu dosahuje vysokých hodnot po celé sledované období.

Stanovení P – Spektrofotometricky (s molybdenanem) se stanovují různé formy fosforu, nejčastěji celkový fosfor a rozpuštěný reaktivní fosfor (orthofosforečnany). Ke stanovení celkového fosforu se nejčastěji využívá oxidace přítomných forem fosforu peroxodisíranem v prostředí kyseliny sírové na anorganické orthofosforečnany, které se pak stanoví spektrofotometricky s molybdenanem.

Organické látky

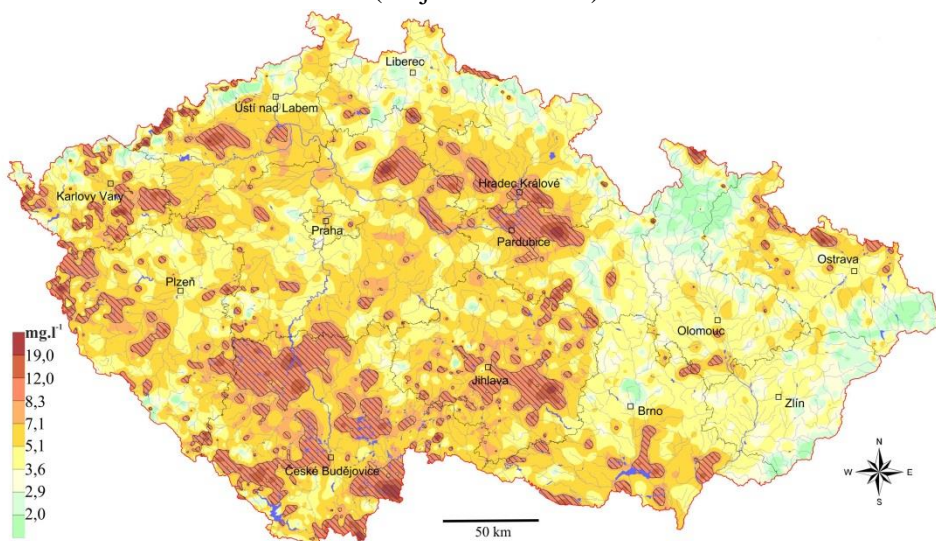
Organické látky ve vodách jsou přírodního nebo antropogenního původu. Přírodní organické znečištění má nejčastější původ z výluhů půdy a sedimentů (především huminové látky), produktů životní činnosti organismů a bakterií (EOM – extracelulární organické látky) a organických látek uvolněných z organismů do vody při jejich odumírání a rozpadu (IOM – intracelulární organické látky).

Organické látky antropogenního původu pocházejí ze splaškových a průmyslových odpadních vod, z odpadů ze zemědělství, ze skládek, z úpraven vod aj. Z hygienického i vodohospodářského hlediska je zásadní, zda se jedná o látky podléhající biologickému rozkladu ve vodách, nebo o látky biochemicky rezistentní (biologicky těžko rozložitelné). Celkové množství a druhová pestrost organických látek antropogenního původu se neustále zvyšuje.

Organické látky významně ovlivňují chemické a biologické vlastnosti vod. Samostatnou kapitolou je řada organických látek s toxickými účinky, mají ale vliv i na běžné vlastnosti vod jako pěnovitost, barvu, pach a chuť vody. Některé organické látky (ropa, oleje) mohou tvořit povrchový film na hladině, a tím negativně ovlivňovat obsah kyslíku ve vodě. Především huminové látky tvoří komplexní sloučeniny (cheláty) s řadou kovů, které jsou asimilovatelné primárními producenty, a tak umožňují pokrytí metabolické potřeby mikroelementů. Organické látky hrají důležitou roli (i v minimálních koncentracích) v orientaci např. lososovitých ryb při návratu na trdliště.

Koncentrace organických látek se ve vodách pohybují v širokém rozmezí; v pitných vodách jsou přítomny desetiny až jednotky mg.l^{-1} , v povrchových desítky mg.l^{-1} a ve znečištěné vodě i stovky mg.l^{-1} . Identifikace a separace jednotlivých organických látek je velmi složitá, navíc časově a finančně náročná. Význam má především u látek hygienicky a zdravotně závadných. Při běžných analýzách povrchových vod nemá identifikace jednotlivých organických látek význam, a proto se používají postupy ke stanovení celkové koncentrace organických látek ve vodě.

Obr. č. 40 Koncentrace rozpuštěného organického uhlíku (DOC) v povrchových vodách ČR v letech 2007–2010 (Majer a kol. 2012).



Pro stanovení celkového obsahu organických látek ve vodě se využívá více postupů, z nichž každý má svá pozitiva i negativa. Pro hodnocení jakosti povrchových vod má největší význam stanovení chemické spotřeby kyslíku CHSK (COD – *chemical oxygen demand*). Koncentrace organických látek se posuzuje podle množství spotřebovaného oxidačního činidla, které se spotřebuje na jejich oxidaci. Jako oxidační činidlo se téměř výlučně používá dichroman draselný. Pro rozlišení velmi nízkých hodnot organických látek v čistých vodách lze využít jako oxidační činidlo manganistan draselný (metoda dříve nazývaná oxidovatelnost nebo Kubelova metoda). Dle použitého oxidačního činidla se pak stanovení označuje CHSK_{Cr} (COD_{Cr}) v případě dichromanu nebo CHSK_{Mn} (COD_{Mn}) v případě manganistanu.

Tab. č. 11 Skupinová stanovení organických látek v různých typech povrchových vod (mg.l⁻¹). Průměrná hodnota (min. – max.).

| Lokalita | BSK ₅ | CHSK _{Cr} | CHSK _{Mn} | TOC |
|-------------------------------------|---------------------|----------------------|----------------------|---------------------|
| Údolní nádrže | | | | |
| Husinec (Jihočeský kraj) | 2,79 (0,5–8,4) | 18,8 (4,9–72,0) | 6,60 (1,8–20,0) | 7,5 (2,3–30,7) |
| Brněnská (Jihomoravský kraj) | 6,03 (0,6–10,9) | 25,9 (15,6–47,0) | 8,74 (4,5–12,7) | 11,3 (7,3–17,5) |
| Rybníky | | | | |
| Pístovický (Jihomoravský kraj) | 6,31 (2,3–12,9) | 23,8 (8,0–36,0) | 8,75 (4,2–13,1) | 15,7 (10,9–26,0) |
| Sykovec (kraj Vysočina) | 3,15 (2,1–4,7) | 34,0 (18,3–52,7) | 13,49 (9,5–20,6) | 11,9 (9,3–15,1) |
| Medlov (kraj Vysočina) | 5,36 (2,9–15,4) | 37,4 (19,8–52,4) | 15,21 (11,2–21,3) | 15,7 (11,4–31,7) |
| Zámecký (Jihomoravský kraj) | 12,17 (2,3–17,5) | 46,3 (18,7–68,1) | 15,34 (7,9–20,6) | 17,0 (8,1–26,4) |
| Jaroslavický (Jihomoravský kraj) | 12,13 (2,9–26,0) | 51,6 (22,8–109,3) | 18,45 (10,5–37,5) | 19,5 (10,8–34,1) |
| Řeky a říčky | | | | |
| Fryšávka (kraj Vysočina) | 1,87 (1,1–3,5) | 26,1 (6,0–53,1) | 7,40 (4,0–12,4) | 6,7 (1,0–15,8) |
| Dyje (Jihomoravský kraj) | 2,30 (0,8–5,1) | 21,0 (7,0–34,4) | 5,41 (4,8–6,3) | 6,1 (3,3–9,2) |
| Svratka (Jihomoravský kraj) | 1,90 (0,4–4,8) | 20,0 (9,9–43,8) | 8,97 (5,5–12,5) | 9,9 (5,7–16,5) |

Pro stanovení obsahu biologicky rozložitelných organických látek se využívá metoda biochemické spotřeby kyslíku BSK (BOD – *biochemical oxygen demand*). Principem metody je stanovení množství kyslíku spotřebovaného mikroorganismy na rozklad organických látek ve vodě při aerobních podmínkách, za nepřístupu světla, při teplotě 20 °C, za daný časový interval.

Doba inkubace je nejčastěji 5 nebo 7 dnů, poměr BSK₅ : BSK₇ je pro povrchové vody 1,15. Stanovení BSK je standardní součástí chemického rozboru povrchových vod.

V posledních letech se stále více prosazuje zjištění celkového obsahu organických látek pomocí stanovení organického uhlíku (TOC – *total organic carbon*, DOC – *dissolved organic carbon*). Metody stanovení TOC jsou založeny na vytěsnění anorganických forem uhlíku, následnou oxidací organických látek na oxid uhličitý a jeho stanovením za využití různých postupů. Toto stanovení ale není vždy nejvhodnější pro posuzování znečištění povrchových vod. Pro co nejucelenější představu o kvalitativním i kvantitativním obsahu organických látek ve vodě je nejvhodnější provádět všechna tři stanovení současně (CHSK_{Cr}, BSK a TOC).

Sloučeniny síry

V přírodních vodách se síra vyskytuje nejčastěji v anorganické formě jednoduchého iontu SO₄²⁻, v anaerobním prostředí a v odpadních vodách i ve formě sulfanu a jeho iontových forem. Další anorganické formy síry (thiosíraný a siřičitany) se v přírodních vodách téměř nevyskytují. Z organických sloučenin je ve vodě síra nejčastěji v bílkovinách a aminokyselinách, ve kterých udržuje trojrozměrné uspořádání.

Koloběh síry je založen na biochemické oxidaci a redukci v závislosti na přítomnosti kyslíku; většina síry vázané v organické hmotě je mineralizována bakteriemi a houbami. V anaerobních podmínkách dochází k redukci sloučenin síry za vzniku elementární síry nebo sulfanu (baktérie *Desulfovibrio*, *Escherichia*, *Proteus*). V aerobních podmínkách je sulfan oxidován sirnými bakteriemi na elementární síru (např. *Beggiatoa*, *Chromatium*), jiné bakterie (např. *Thiobacillus*) oxidují síru na sírany.

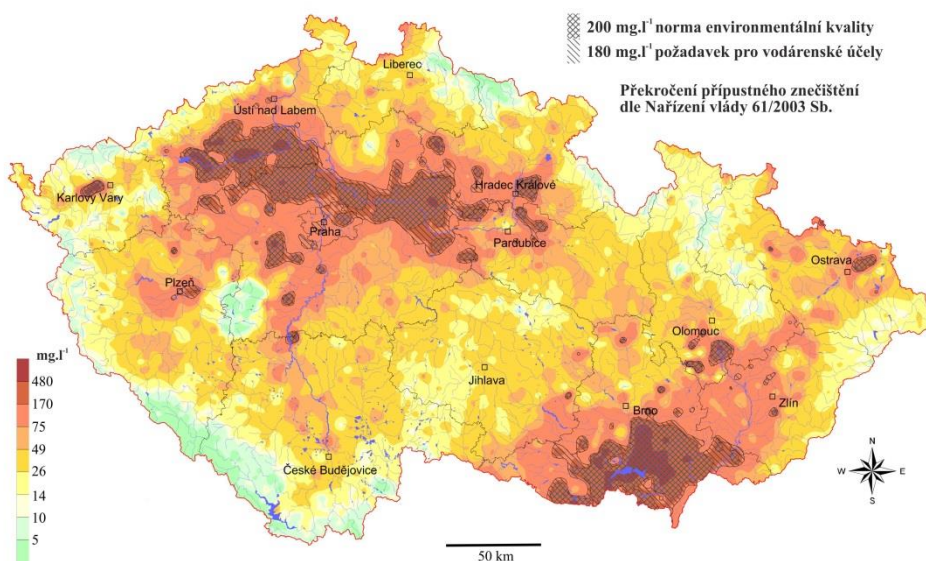
Sírany

Přírodním zdrojem síranů jsou výluhy z minerálů, jako jsou např. sádrovec (CaSO₄ · 2H₂O) a anhydrid (CaSO₄). Antropogenním zdrojem jsou především odpadní vody z mořírén kovů, městské a průmyslové exhalace. V běžných přírodních vodách se vyskytují v jednotkách až stovkách mg.l⁻¹ a zvláště bohaté na sírany jsou vody minerální (i desítky g.l⁻¹). V mořské vodě jsou průměrné hodnoty síranového aniontu kolem 2 až 3 g.l⁻¹.

Sírany patří mezi hlavní anionty přírodních vod (společně s hydrogenuhličitaný a chloridy). V oxických a anoxických podmínkách ve vodě jsou stabilní, k jejich redukci na sulfidy dochází až ve striktně anaerobním prostředí. Vyšší koncentrace síranů ovlivňují sensorické vlastnosti vody, kdy společně s hořčíkem a sodíkem způsobují laxativní účinky vody. Vyšší obsah síranů ve vodách může být rovněž příčinou její agresivity k betonu.

Sírany se v povrchových vodách stanovují nejčastěji titrační metodou s olovnatými ionty nebo gravimetricky s chloridem barnatým. Lze použít i jednoduchou spektrofotometrickou metodu s chromanem barnatým.

Obr. č. 41 Koncentrace síranů (SO_4^{2-}) v povrchových vodách ČR v letech 2007–2010 (Majer a kol. 2012).



Sulfan a jeho iontové formy

Sulfan (sirovodík) a jeho iontové formy se vyskytují v přírodních vodách jen zřídka a pouze v malých koncentracích (vzhledem k jejich snadné oxidaci). Anorganického původu je sulfan vznikající rozkladem sulfidických rud a biologickou redukcí síranů, dalším zdrojem sulfanu mohou být vulkanické exhalace. Organického původu je sulfan vzniklý biologickým rozkladem organických sírných látek v anaerobním prostředí. Antropogenním zdrojem mohou být průmyslové odpadní vody (např. petrochemický, textilní, zpracování uhlí a ropy).

Ve vodách se nedisociovaný sulfan (H_2S) vyskytuje při nižším pH (pod 6), při vyšších hodnotách je převážně ve formě jednoduchých iontů (S^{2-} a HS^-). Sulfan je jedovatý plyn (nejedovaté jsou jeho iontové formy), který se ve vodách vyskytuje nejčastěji u dna, kde je nedostatek kyslíku. V aerobním prostředí je nestabilní a podléhá postupně oxidaci až na sírany. Minerální vody obsahující minimálně 2 mg.l^{-1} H_2S se označují jako vody sírné (sulfidové). Množství sulfanu u dna hlubokých nádrží, kam proniká kyslík jen pozvolna, může být značné. Jeho koncentrace v hypolimniu některých jezer může dosáhnout hodnot až stovek mg.l^{-1} .

Tab. č. 12 Koncentrace síranů (SO_4^{2-}) v různých typech povrchových vod (mg.l^{-1}). Průměrná hodnota (min. – max.).

| Lokalita | SO_4^{2-} | Lokalita | SO_4^{2-} |
|-------------------------------------|---------------------|------------------------------------|--------------------|
| Rybníky | | Údolní nádrže | |
| Sykovec (kraj Vysočina) | 21,2 (12–34) | Husinec (Jihočeský kraj) | 17,6 (6–45) |
| Medlov (kraj Vysočina) | 19,8 (12–31) | Plumlov (Olomoucký kraj) | 47,3 (42–53) |
| Pístovický (Jihomoravský kraj) | 48,1 (24–59) | Brněnská (Jihomoravský kraj) | 49,5 (37–88) |
| Jaroslavický (Jihomoravský kraj) | 55,0 (41–71) | Řeky a říčky | |
| Zámecký (Jihomoravský kraj) | 86,2 (68–103) | Fryšávka (kraj Vysočina) | 27,0 (24–32) |
| Novoveský (Jihomoravský kraj) | 197,5 (118–340) | Svratka (Jihomoravský kraj) | 29,5 (21–42) |
| Lužický (Jihomoravský kraj) | 235,8 (131–390) | Ošetnice (Moravskoslezský kraj) | 30,8 (24–41) |
| Křížový (Jihomoravský kraj) | 854,3 (521–1100) | Dyje (Jihomoravský kraj) | 49,4 (35–61) |

Na horní hranici sulfidové zóny dochází často k rozvoji sírných bakterií, které syntetizují organické látky ze sulfanu v procesu chemosyntézy. Při přemnožení mohou způsobit barevný zákal vody (nejčastěji bílý nebo nachový). Sulfan a

jeho iontové formy mohou být rovněž příčinou koroze zdiva vodních staveb. Vznikající sulfan je biochemicky oxidován až na volnou H_2SO_4 baktériemi obsaženými v slizových vrstvách na stěnách staveb, přičemž může docházet k poklesu pH až k hodnotám kolem jedné.

V neznečištěných přírodních vodách se sulfan běžně nestanovuje. Již velmi malá množství sulfanu lze prokázat pouhým čichem, zvláště při zahřátí vzorku. Pach sulfanu je zřetelný přibližně od koncentrace $0,01 \text{ mg.l}^{-1}$. Pro stanovení sulfanu existuje více metod, používaná je potenciometrická titrace za využití selektivních elektrod, nebo spektrofotometrická metoda s methylenovou modří.

Sloučeniny chloru

Ve vodách se můžeme setkat s chloridy, chlornany, elementárním chlorem, kyselinou chlornou, chloraminy, chloristany, chlorečnany, oxidem chloričitým a organickými chlorderiváty. Jednoznačně nejrozšířenější formou výskytu sloučenin chloru v přírodních vodách jsou chloridy. Další sloučeniny chloru se v přírodních vodách obvykle nevyskytují. Chlor ve vodě má chlorační a oxidační účinky. Chlorování se tak standardně využívá při úpravách pitných vod a čištění odpadních vod.

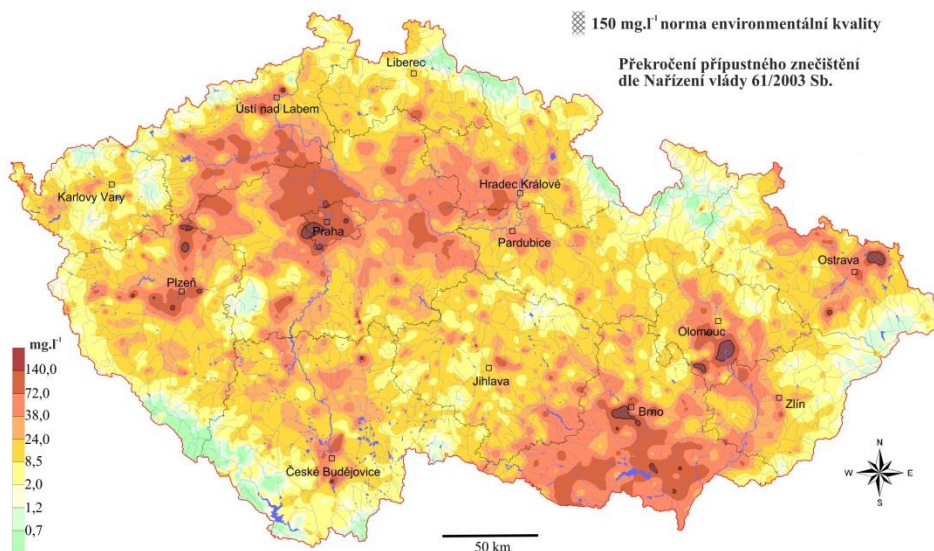
Aktivní chlor

Chlor je nejčastěji používaným dezinfekčním činidlem ve vodárenství, navíc se používá k bakteriologickému zabezpečení nezávadnosti vody. Sloučeniny chloru se používají jako bělicí prostředek v různých průmyslových odvětvích (textilní a papírenský průmysl), mohou se také objevit v odpadních vodách z čistíren, cukrovarů a škrobáren, nemocnic a lázeňských zařízení aj. Chlorové vápno se používá v rybářství k dezinfekci dna rybníků, sádek a jiných zařízení určených k chovu ryb.

Sloučeniny chloru označované jako celkový aktivní chlor (molekulární chlor, chlornany, chloraminy, oxid chloričitý) působí na vodní organizmy a ryby toxicky. U ryb sloučeniny aktivního chloru rozrušují žábra (žaberní lístky se bělavě zbarvují) až po úplné odumírání žaberního epitelu. Koncentrace $0,04\text{--}0,2 \text{ mg.l}^{-1}$ aktivního chloru je při dlouhodobém působení toxická pro většinu ryb. Chlorovaná pitná voda obsahuje $0,05$ až $0,3 \text{ mg.l}^{-1}$ aktivního chloru. Při nižších teplotách je účinek dlouhodobější, poněvadž se chlór ve vodě déle udrží, zatímco při vyšších teplotách je účinek silnější, ale chlór se rychle váže především na organické látky a stává se inaktivním.

Ke stanovení aktivního chlóru ve vodách se nejčastěji používají metody odměrné a spektrometrické. V současnosti je nejpoužívanější spektrofotometrická metoda s DPD (N,N–diethyl–1,4–fenylendiamin). Vzorky ke stanovení aktivního chloru je nejvhodnější analyzovat přímo na místě odběru, protože je nelze konzervovat ani skladovat.

Obr. č. 42 Koncentrace chloridů (Cl^-) v povrchových vodách ČR v letech 2007–2010 (Majer a kol. 2012).



Chloridy

Sloučeniny chloru jsou obsaženy téměř ve všech horninách a do vod se vyluhují ve formě chloridů, nejčastěji z ložisek kamenných a draselných solí. Člověk vylučuje močí asi 9 g chloridů denně. Ve splaškových vodách jsou živočišného původu; dalším umělým zdrojem je dezinfekce vody chlorací, neutralizace HCl, posypové soli a vysolování produktů organického průmyslu.

Chloridy jsou spolu s hydrogenuhlíčitany a sírany hlavními anionty povrchových vod a běžně jsou v povrchových vodách obsaženy jednotky až desítky mg.l^{-1} chloridů. Ve vodách jsou chemicky i biochemicky poměrně stabilní, při infiltraci vody se v půdách prakticky nezadržují. Ve vodách s vyšší mineralizací můžeme z důvodu dobré rozpustnosti chloridových solí najít i stovky g.l^{-1} Cl^- . V mořské vodě je průměrně 19 g.l^{-1} Cl^- , (Mrtvé moře nad 100 g.l^{-1} Cl^-). V rybářství nejsou chloridy nebezpečné, hraniční hodnota pro citlivější sladkovodní druhy ryb se pohybuje kolem 3 g.l^{-1} Cl^- . Mnoho ryb ale snáší bez následků změny mezi

sladkou, brakickou a slanou vodou. Vzhledem k tomu, že zvýšené koncentrace chloridů ve vodě chrání ryby před příjmem dusitanů a jejich toxickými účinky, patří stanovení obsahu chloridů ve vodě mezi základní sledované ukazatele.

Tab. č. 13 Koncentrace chloridů (Cl⁻) v různých typech povrchových vod (mg.l⁻¹). Průměrná hodnota (min. – max.).

| Lokalita | Cl ⁻ | Lokalita | Cl ⁻ |
|-------------------------------------|-----------------------|------------------------------------|-----------------------------|
| Rybníky | | Údolní nádrže | |
| Sykovec (kraj Vysočina) | 4,9 (3,4–7,2) | Hamry (Pardubický kraj) | 4,9 (2,7–8,4) |
| Medlov (kraj Vysočina) | 6,0 (4,8–7,1) | Husinec (Jihočeský kraj) | 6,6 (0,8–20,0) |
| Pístovický (Jihomoravský kraj) | 12,0 (6,1–16,4) | Plumlov (Olomoucký kraj) | 25,3 (20,3–34,6) |
| Jaroslavický (Jihomoravský kraj) | 30,6 (26,3–34,7) | Brněnská (Jihomoravský kraj) | 22,6 (16,6–27,6) |
| Zámecký (Jihomoravský kraj) | 43,9 (29,4–85,3) | Řeky a říčky | |
| Novoveský (Jihomoravský kraj) | 60,1 (38,4–88,3) | Fryšávka (kraj Vysočina) | 6,8 (4,6–8,8) |
| Lužický (Jihomoravský kraj) | 81,4 (79,6–82,8) | Bečva (Zlínský kraj) | 12,3 (4,2–20,2) |
| Křížový (Jihomoravský kraj) | 92,2 (79,6–105,5) | Dyje (Jihomoravský kraj) | 26,6 (23,0–29,3) |
| Nesyt (Jihomoravský kraj) | 127,9 (98,8–145,3) | Ošetnice (Moravskoslezský kraj) | 35,4 (13–44) (75–100) |

Velké rozdíly v hodnotách chloridů a sodíkových iontů lze nalézt v tocích v blízkosti komunikací, které jsou v zimním období ošetřovány posypovými solemi. V tabulce č. 13 a 14 je uvedena minimální a maximální koncentrace chloridu a sodíku podhorské říčky Ošetnice, kde v závorkách jsou nejprve uvedeny hodnoty v průběhu vegetační sezony a v druhé závorce hodnoty

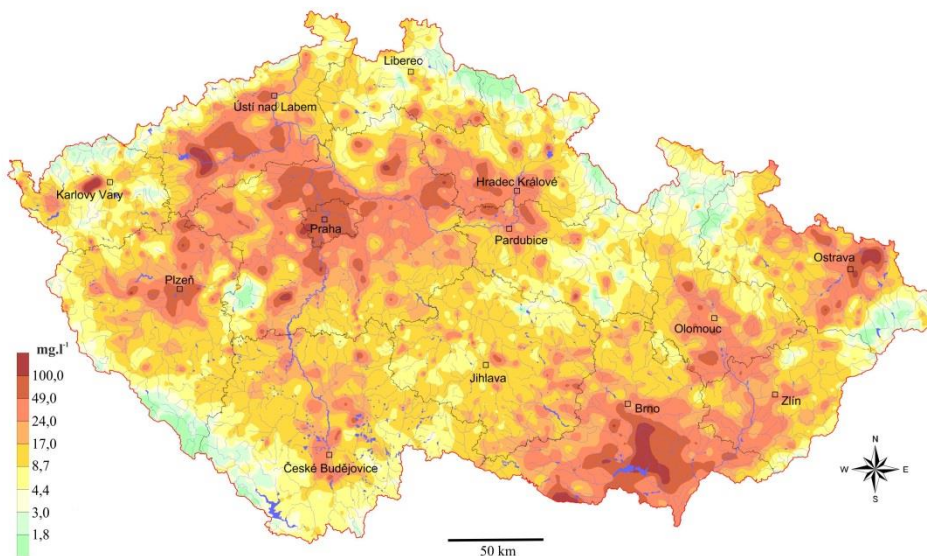
v zimním období. Koncentrace chloridů i sodíku jsou v zimě v důsledku přítoku na posypové soli bohatých vod výrazně vyšší.

Ke stanovení chloridů se nejběžněji používá odměrné stanovení (argentometrické nebo merkurimetrické), lze využít i iontově selektivní elektrody. Stále častěji je využíváno i spektrofotometrické stanovení chloridů s thiokyanatanem rtuťnatým.

Sodík

Obsah sodíku v zemské kůře je kolem 2,6 %, do vody se vyluhuje převážně z alkalických hlinitokřemičitanů (např. albit $\text{Na}[\text{AlSi}_3\text{O}_8]$), solných ložisek a z některých jílových minerálů. Antropogenním zdrojem jsou odpadní vody z výroby, kde dochází k neutralizacím nebo vysolování, posypových solí a z odpadních vod splaškových (člověk vyloučí kolem 5 g Na za den).

Obr. č. 43 Koncentrace sodíku (Na^+) v povrchových vodách ČR v letech 2007–2010 (Majer a kol. 2012).



Ve vodách se sodík vyskytuje nejčastěji jako jednoduchý kationt, ve více mineralizovaných vodách dochází ke tvorbě iontových asociátů s HCO_3^- a SO_4^{2-} . Sodík není hygienicky významný, minerální vody s obsahem hydrogenuhličitanu sodného mají význam při léčbě chorob žaludku a žlučových cest. Patří mezi čtyři

základní kationty přírodních vod (vápník, hořčík, sodík, draslík). V mořské vodě je průměrný obsah sodíku kolem 10 g.l⁻¹.

V tekoucích a stojatých povrchových vodách se sodík vyskytuje obvykle v jednotkách až desítkách mg.l⁻¹. V minerálních vodách se koncentrace sodíku pohybují i v tisících mg.l⁻¹. Sodík není v povrchových vodách příliš významný. Při vyšších koncentracích v pitné vodě může sodík poškozovat lidský organismus a v závlahových vodách mohou vysoké koncentrace Na (při deficitu Ca a Mg) vést k zasolení půd.

Stanovení sodíku se nejčastěji provádí plamennou emisní nebo atomovou absorpční spektrofotometrií. Sodík se dá v přírodních vodách stanovit i nepřímo spektrofotometricky, kdy se stanoví množství chloridů vázané v NaCl reakcí s thiokyanatanem rtuťnatým.

Tab. č. 14 Koncentrace sodíku (Na⁺) v různých typech povrchových vod (mg.l⁻¹). Průměrná hodnota (min. – max.).

| Lokalita | Na ⁺ | Lokalita | Na ⁺ |
|-------------------------------------|-----------------|------------------------------------|----------------------------|
| Rybníky | | Údolní nádrže | |
| Sykovec (kraj Vysočina) | 10,8 (8–13) | Husinec (Jihočeský kraj) | 5,3 (2–11) |
| Medlov (kraj Vysočina) | 12,2 (9–19) | Brněnská (Jihomoravský kraj) | 25,5 (21–30) |
| Pístovický (Jihomoravský kraj) | 18,6 (12–25) | Řeky a říčky | |
| Jaroslavický (Jihomoravský kraj) | 23,8 (20–27) | Svratka (Jihomoravský kraj) | 15,1 (9–20) |
| Křížový (Jihomoravský kraj) | 78,0 (69–98) | Ošetnice (Moravskoslezský kraj) | 37,1 (18–53) (66–84) |

Draslík

Obsah draslíku v zemské kůře je kolem 2,4 %, do vody se vyluhuje převážně z alkalických hlinitokřemičitanů (např. orthoklas K[AlSi₃O₈], muskovit

$\text{KAl}_2[\text{AlSi}_3\text{O}_{10}](\text{OH})_2$) a z odklizových draselných polí (převrstvují naleziště soli kamenné). Antropogenním zdrojem draslíku mohou být splachy z polí hnojených draselnými hnojivy a splaškové odpadní vody (člověk vyloučí 2,2 g K za den). Ve vodách se draslík vyskytuje nejčastěji jako jednoduchý kationt (nejčastěji jako KNO_3), ve více mineralizovaných vodách dochází ke tvorbě iontových asociátů s HCO_3^- a SO_4^{2-} . Draslík patří mezi čtyři základní kationty přírodních vod. V mořské vodě je průměrný obsah draslíku kolem $0,4 \text{ g.l}^{-1}$.

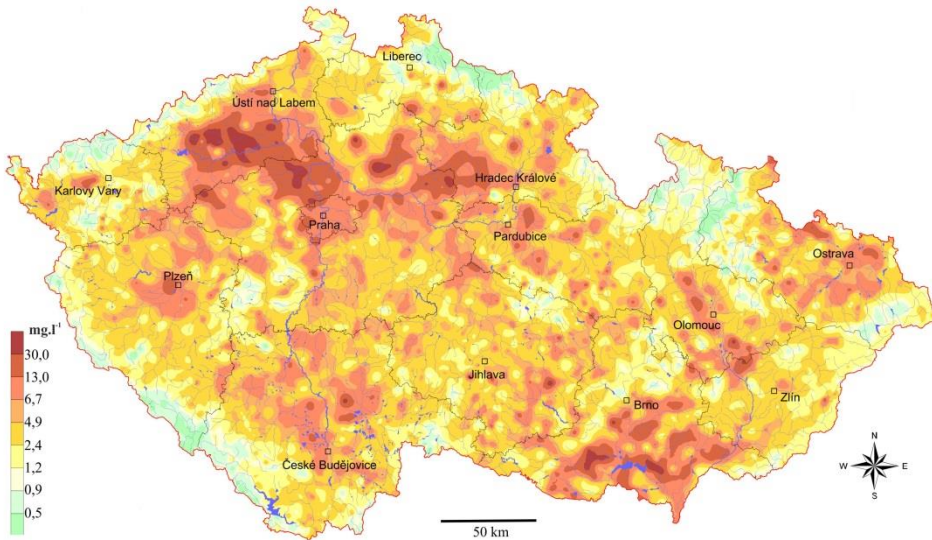
Tab. č. 15 Koncentrace draslíku (K^+) v různých typech povrchových vod (mg.l^{-1}). Průměrná hodnota (min. – max.).

| Lokalita | K^+ | Lokalita | K^+ |
|-------------------------------------|---------------------|------------------------------------|----------------------|
| Rybníky | | Údolní nádrže | |
| Medlov (kraj Vysočina) | 2,0 (pod 2–2,9) | Husinec (Jihočeský kraj) | 2,4 (0,8–7,0) |
| Pístovický (Jihomoravský kraj) | 3,4 (2,0–4,8) | Brněnská (Jihomoravský kraj) | 5,2 (3,1–7,6) |
| Zámecký (Jihomoravský kraj) | 8,2 (7,0–12,0) | Řeky a říčky | |
| Novoveský (Jihomoravský kraj) | 11,7 (10,0–13,0) | Fryšávka (kraj Vysočina) | pod 2 (pod 2–2,0) |
| Jaroslavický (Jihomoravský kraj) | 7,0 (3,0–8,1) | Svratka (Jihomoravský kraj) | 4,0 (3,0–5,7) |
| Křížový (Jihomoravský kraj) | 38,4 (30,5–46,0) | Ošetnice (Moravskoslezský kraj) | 4,8 (2,2–7,8) |

Obsah draslíku v přírodních vodách činí obvykle jen 4 až 10 % obsahu sodíku. Draslík je více sorbován půdními minerály a je rovněž důležitou živinou pro rostliny (v popelu rostlin bývá poměr Na:K, 1:100). Ve stojatých vodách horských oblastí bývají koncentrace draslíku obvykle pod 1 mg.l^{-1} . V tekoucích a stojatých povrchových vodách se draslík vyskytuje obvykle v jednotkách někdy i v desítkách mg.l^{-1} . V minerálních vodách může koncentrace draslíku přesáhnout i 100 mg.l^{-1} . Draslík je biogenní prvek, který může ve vodách s nízkým obsahem živin limitovat produkci. V rybničním hospodářství se u rybníků při nedostatku draslíku aplikuje v nízkých dávkách chlorid draselný nebo kainit ($\text{KCl.MgSO}_4 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$).

Stanovení draslíku se nejčastěji provádí plamennou emisní nebo atomovou absorpční spektrofotometrií. Draslík lze stanovit i spektrofotometricky v alkalickém prostředí reakcí s tetrafenylboritanem sodným.

Obr. č. 44 Koncentrace draslíku (K^+) v povrchových vodách ČR v letech 2007–2010 (Majer a kol. 2012).



Vápník

Obsah vápníku v zemské kůře je kolem 3,5 %, do vody se dostává vyluhováním převážně vápenců ($CaCO_3$), dolomitů ($CaCO_3 \cdot MgCO_3$), sádrovce ($CaSO_4 \cdot 2H_2O$) a dalších minerálů. Větší množství vápníku ve vodách je dáno obsahem rozpuštěného CO_2 , který výrazně zvyšuje rozpustnost látek na bázi uhličitánů. Antropogenním zdrojem vápníku jsou odpadní vody z provozů, kde dochází k neutralizaci vápнем nebo vápencem nebo při odkyselování.

Vápník se ve vodě vyskytuje převážně jako jednoduchý kationt Ca^{2+} , v alkalické oblasti (pH nad 9) výrazně stoupá podíl iontových asociátů např. $[CaHCO_3]^+$, $[CaCO_3(aq)]^0$. V silně alkalickém prostředí (pH nad 10) jsou významné i hydroxokomplexy $[CaOH]^+$.

Ionty vápníku jsou hlavním kationtem vod s nižší mineralizací. Vápník je důležitý stavební prvek především mechanických pletiv a rozhoduje o stabilitě pH vody. V rybářském hospodářství se vápník ve formě vápence nebo páleného

vápna aplikuje do vod, ke zvýšení pufrací kapacity, a v případě páleného vápna i z desinfekčních důvodů.

Tab. č. 16 Koncentrace vápníku (Ca^{2+}) v různých typech povrchových vod (mg.l^{-1}). Průměrná hodnota (min. – max.).

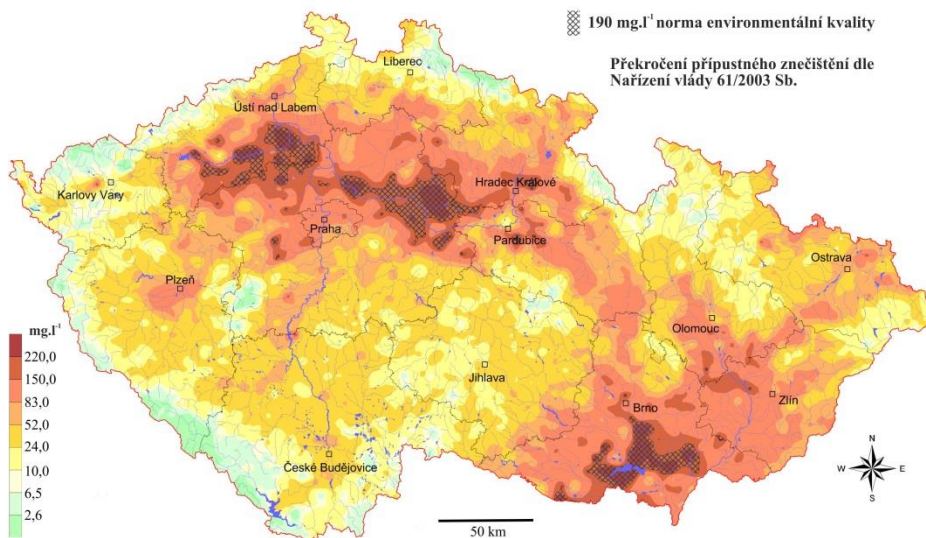
| Lokalita | Ca^{2+} | Lokalita | Ca^{2+} |
|-------------------------------------|-----------------------|------------------------------------|---------------------|
| Rybníky | | Údolní nádrže | |
| Sykovec (kraj Vysočina) | 9,6 (7,1–14,0) | Hamry (Pardubický kraj) | 10,6 (8,6–12,0) |
| Medlov (kraj Vysočina) | 9,9 (6,0–18,0) | Husinec (Jihočeský kraj) | 9,4 (1,3–28,0) |
| Pístovický (Jihomoravský kraj) | 48,7 (29,1–72,8) | Plumlov (Olomoucký kraj) | 35,0 (30,7–40,9) |
| Jaroslavický (Jihomoravský kraj) | 39,1 (30,2–45,0) | Brněnská (Jihomoravský kraj) | 39,6 (32,7–45,0) |
| Zámecký (Jihomoravský kraj) | 48,3 (31,9–73,6) | Řeky a říčky | |
| Novoveský (Jihomoravský kraj) | 61,8 (38,9–108,1) | Fryšávka (kraj Vysočina) | 12,3 (8,2–16,0) |
| Lužický (Jihomoravský kraj) | 78,0 (60,6–94,0) | Bečva (Zlínský kraj) | 52,1 (28,6–77,0) |
| Křížový (Jihomoravský kraj) | 122,1 (86,2–160,3) | Svratka (Jihomoravský kraj) | 20,9 (14,1–37,1) |
| Nesyt (Jihomoravský kraj) | 120,6 (81,8–108,1) | Ošetnice (Moravskoslezský kraj) | 26,8 (20,1–38,3) |

Množství vápníku ve vodách závisí převážně na geologickém podloží. V prahorních útvarech (žuly, ruly) mívají povrchové vody pouze několik mg.l^{-1} , vody z vápencových (krasových) útvarů i několik set mg.l^{-1} . Pro omezenou rozpustnost vápenatých solí nebývá ani v minerálních vodách obvykle více než 1 g.l^{-1} vápníku. V mořské vodě je průměrný obsah vápníku 400 mg.l^{-1} .

Ve stojatých vodách s vyšší trofíí dochází v letním období ke stratifikaci koncentrace vápníku. V epilimnionu nádrže, důsledkem intenzivní

fotosyntetické činnosti fytoplanktonu a alkalizace vody, dochází ke srážení CaCO_3 a jeho sedimentaci do hypolimnia nádrže. Obsah vápníku v epilimniu nádrže klesá a naopak v hypolimniu nádrže roste.

Obr. č. 45 Koncentrace vápníku (Ca^{2+}) v povrchových vodách ČR v letech 2007–2010 (Majer a kol. 2012).



Vápník společně s hořčíkem mají schopnost srážet roztoky mýdel a tvořit málo rozpustné soli. Pro tuto vlastnost se používá název „tvrdost vody“. Stanovení „tvrdosti vody“ není jednoznačně definováno. V současnosti se již upouští od použití tohoto názvu a udržuje se spíše z tradičních důvodů. Pro vyjádření „tvrdosti vody“ se využívají různé jednotky – milimoly, milivaly, německé ($^{\circ}\text{N}$, $^{\circ}\text{DH}$, $^{\circ}\text{dH}$), anglické ($^{\circ}\text{Clark}$), francouzské ($^{\circ}\text{F}$) a americké (ppm) stupně tvrdosti. Pro přepočty platí: $1 \text{ mmol.l}^{-1} = 2 \text{ mval.l}^{-1} = 5,6 (^{\circ}\text{N}, ^{\circ}\text{DH}, ^{\circ}\text{dH}) = 7,02 (^{\circ}\text{Clark}) = 10 (^{\circ}\text{F}) = 100 \text{ (ppm)}$.

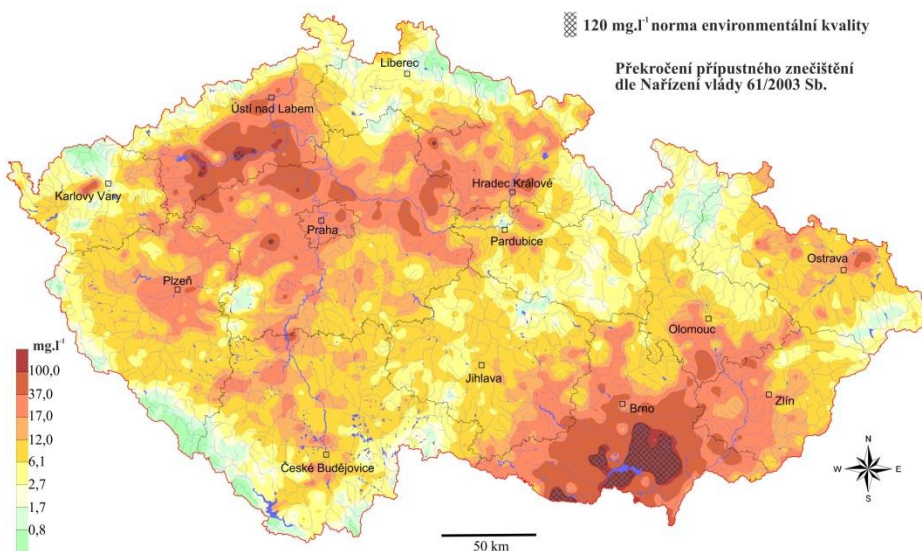
Velký význam má „tvrdost vody“ především v chovu akvarijských ryb z hlediska optimalizace podmínek chovu a rozmnožování ryb. Koncentrace vápníku je limitována v provozních vodách, kde způsobuje problémy s tvorbou inkrustací (tzv. kotelní kámen) a má vliv na kvalitu výrobků (textilní a potravinářský průmysl). Vody s vysokým obsahem vápníku a hořčíku nejsou vhodné k přípravě potravin a nápojů. Obsah vápníku a hořčíku je limitován i ve vodách pro závlahu z důvodu možného zasolení půd.

Koncentrace vápníku ve vodě se nejčastěji stanovuje atomovou absorpční spektrofotometrií. Ke stanovení lze použít i titrační metodu s chelatonem 3 nebo spektrofotometrickou metodu s ftalein purpurem v neutrálním prostředí.

Hořčík

Obsah hořčíku v zemské kůře je kolem 2,0 %, do vody se dostává vyluhováním dolomitů ($\text{CaCO}_3 \cdot \text{MgCO}_3$), magnezitu (MgCO_3) a dalších minerálů. Větší množství hořčíku ve vodách je dáno obsahem rozpuštěného CO_2 , který výrazně zvyšuje rozpustnost látek na bázi uhličitánů. Antropogenním zdrojem hořčíku jsou odpadní vody z provozů, kde dochází k odkyselování vody filtrací různými alkalickými hmotami.

Obr. č. 46 Koncentrace hořčíku (Mg^{2+}) v povrchových vodách ČR v letech 2007–2010 (Majer a kol. 2012).



V přírodních vodách (povrchové, podzemní) je téměř vždy více vápníku než hořčíku. Koncentrace hořčíku se obvykle pohybuje v jednotkách až desítkách mg.l^{-1} . S rostoucí mineralizací vod klesá vzájemný poměr obsahu vápníku a hořčíku. V řadě minerálních vod je tak obsah hořčíku vyšší než obsah vápníku. Vody s vysokým obsahem hořčíku mají laxativní účinky (minerální vody Zaječická, Šaratice). Obsah hořčíku nad 250 mg.l^{-1} se projevuje hořkou chutí vody a ve vyšších koncentracích působí agresivně na beton. V mořské vodě je průměrný obsah hořčíku 1300 mg.l^{-1} . Ve srovnání s vápníkem není vliv hořčíku

na tvorbu inkrustací tak zásadní a rovněž jeho schopnost vytvářet komplexy s kovy není tak výrazná.

Koncentrace hořčíku ve vodě se nejčastěji stanovuje atomovou absorpční spektrofotometrií. Další z používaných metod je výpočet z rozdílu spotřeb chelatonu 3 při stanovení sumy koncentrací vápníku a hořčíku a samotného vápníku. Hořčík lze stanovit i spektrofotometricky v neutrálním prostředí s kresolsulfoftaleinem.

Tab. č. 17 Koncentrace hořčíku (Mg^{2+}) v různých typech povrchových vod ($mg.l^{-1}$). Průměrná hodnota (min. – max.).

| Lokalita | Mg^{2+} | Lokalita | Mg^{2+} |
|-------------------------------------|---------------------|------------------------------------|---------------------|
| Rybníky | | Údolní nádrže | |
| Sykovec (kraj Vysočina) | 3,3 (0,6–5,0) | Husinec (Jihočeský kraj) | 3,7 (1,0–13,5) |
| Medlov (kraj Vysočina) | 4,3 (2,5–7,4) | Brněnská (Jihomoravský kraj) | 11,3 (10,1–13,8) |
| Pístovický (Jihomoravský kraj) | 14,1 (9,1–19,9) | Řeky a říčky | |
| Jaroslavický (Jihomoravský kraj) | 13,6 (11,6–15,2) | Svratka (Jihomoravský kraj) | 4,7 (3,2–6,5) |
| Křížový (Jihomoravský kraj) | 208,4 (182–231) | Ošetnice (Moravskoslezský kraj) | 15,9 (8,4–25,6) |

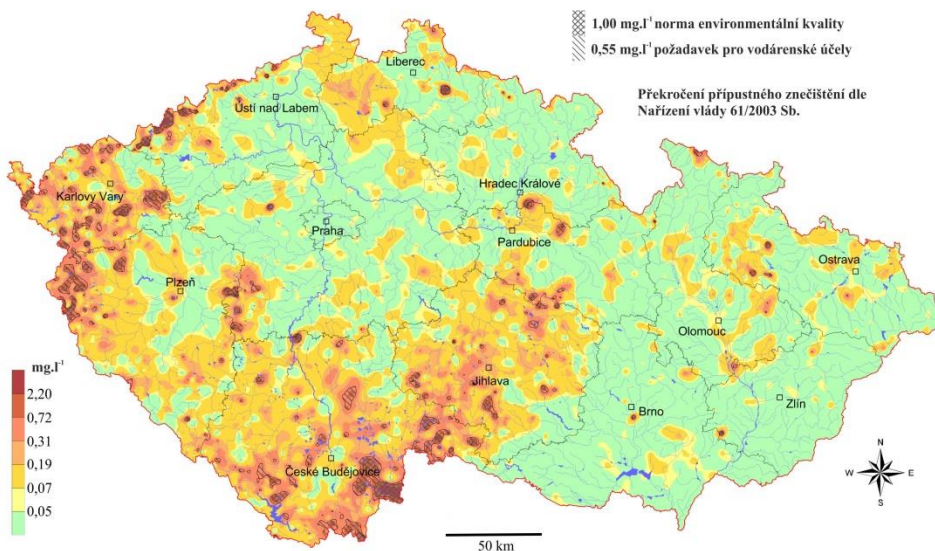
Železo

Do vod se železo nejčastěji dostává vyluhováním z železných rud (pyrit FeS_2 , krevel Fe_2O_3 , magnetovec Fe_3O_4 , hnědel $Fe_2O_3 \cdot H_2O$, siderit $FeCO_3$) a hlinitokřemičitanů. Rozpouštění železa ve vodě výrazně napomáhá přítomnost CO_2 a huminových kyselin. Antropogenním zdrojem železa jsou odpadní vody z průmyslu a také korozní procesy v potrubí.

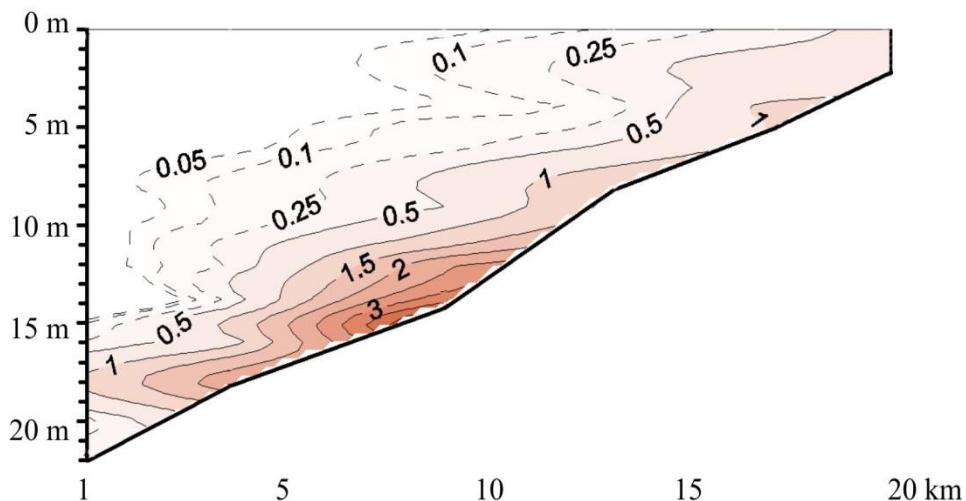
Ve vodách se nejčastěji železo vyskytuje v rozpuštěné nebo nerozpuštěné formě, nejčastěji v oxidačním stupni II (bezokyslíkaté prostředí) nebo III (okyslíkaté prostředí). Formu výskytu železa ve vodě ovlivňuje, mimo obsahu kyslíku, i

hodnota pH, koncentrace oxidu uhličitého, světelné podmínky a přítomnost komplexotvorných látek. V oxických podmínkách závisí rozpustnost železa primárně na rozpustnosti hydratovaného oxidu železitého. Koncentrace rozpuštěného železa je nízká, větší část se nachází v koloidní formě.

Obr. č. 47 Koncentrace rozpuštěného železa ($Fe_{rozp.}$) v povrchových vodách ČR v letech 2007–2010 (Majer a kol. 2012).



Obr. č. 48 Stratifikace celkového železa ($mg.l^{-1}$) v nádrži Hracholusky během měsíce srpna. (Zdroj: Povodí Vltavy s. p.).



V povrchových vodách se koncentrace železa pohybuje v řádu setin až desetin mg.l^{-1} . Vyšší obsah železa se nachází ve vodách s nižší hodnotou pH. V podzemních a minerálních vodách se mohou vyskytovat koncentrace rozpuštěného železa i v řádu desítek mg.l^{-1} . V mořské vodě kolísá obsah železa od 0,01 do 0,2 mg.l^{-1} .

Tab. č. 18 Koncentrace rozpuštěného železa ($\text{Fe}_{\text{rozp.}}$) v různých typech povrchových vod (mg.l^{-1}). Průměrná hodnota (min. – max.).

| Lokalita | $\text{Fe}_{\text{rozp.}}$ | Lokalita | $\text{Fe}_{\text{rozp.}}$ |
|-------------------------------------|----------------------------|------------------------------------|----------------------------|
| Rybníky | | Údolní nádrže | |
| Sykovec (kraj Vysočina) | 0,13 (0,04–0,28) | Husinec (Jihočeský kraj) | 0,20 (0,08–0,42) |
| Medlov (kraj Vysočina) | 0,24 (0,07–0,54) | Plumlov (Olomoucký kraj) | < 0,04 |
| Pístovický (Jihomoravský kraj) | 0,24 (0,05–0,39) | Brněnská (Jihomoravský kraj) | 0,07 (< 0,04–0,15) |
| Jaroslavický (Jihomoravský kraj) | 0,08 (< 0,04–0,25) | Řeky a říčky | |
| Novoveský (Jihomoravský kraj) | < 0,04 | Fryšávka (kraj Vysočina) | 0,12 (0,04–0,28) |
| Lužický (Jihomoravský kraj) | < 0,04 | Dyje (Jihomoravský kraj) | 0,05 (< 0,04–0,10) |
| Křížový (Jihomoravský kraj) | < 0,04 | Svratka (Jihomoravský kraj) | 0,19 (0,07–0,35) |
| Nesyt (Jihomoravský kraj) | < 0,04 | Ošetnice (Moravskoslezský kraj) | 0,31 (0,10–0,69) |

V přírodních stojatých vodách dochází ke stratifikaci železa, v zimním a letním období se hromadí rozpuštěné i nerozpuštěné formy železa u dna, kde jsou redukovány (za nedostatku kyslíku) na Fe^{2+} (viz obr. č. 48). Při jarních a podzimních cirkulacích se železo navrácí do celého objemu nádrže a je oxidováno na Fe^{3+} . Přes léto dochází k vysrážení železa do sedimentů ve formě FeS , pokud jsou u dna anaerobní podmínky a dostatek síry (sulfanu). V případě

přítomnosti kyslíku u dna železo nejčastěji reaguje s fosforečnany za vzniku málo rozpustného $\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2$.

Železo ovlivňuje senzorické vlastnosti vody a to barvu, chuť a zákal. Chuťové závady se projevují při koncentracích železa $0,5\text{--}1,5 \text{ mg.l}^{-1}$. Již v koncentracích kolem $0,5 \text{ mg.l}^{-1}$ může železo způsobovat zákal vody oxidací v aerobních podmínkách, nebo může být příčinou nadměrného rozvoje železitých bakterií (ucpávání potrubí, odumírání, zápach). Železo může zanechávat barevné skvrny (žluté nebo hnědé) na různých materiálech, proto je limitováno v některých průmyslových provozech (textilní, potravinářský aj.). Trojmocné sloučeniny železa se využívají především v čistírenství k odstraňování fosforu z odpadních vod.

V rybářských provozech můžou vyšší koncentrace železa způsobit značné problémy, především v odchovných raných stadií ryb a rybích líhních. Železo se sráží na alkalicky reagujících žábřácích a jikrách ryb. Sraženina zabraňuje výměně plynů, dochází k pomnožení železitých bakterií a úhynům jiker i ryb. Časté jsou problémy v chovech lososovitých ryb (vody s nižší hodnotou pH). Voda v těchto provozech se nejčastěji upravuje převedením železa na trojmocné nerozpustné formy intenzivním prokysličením.

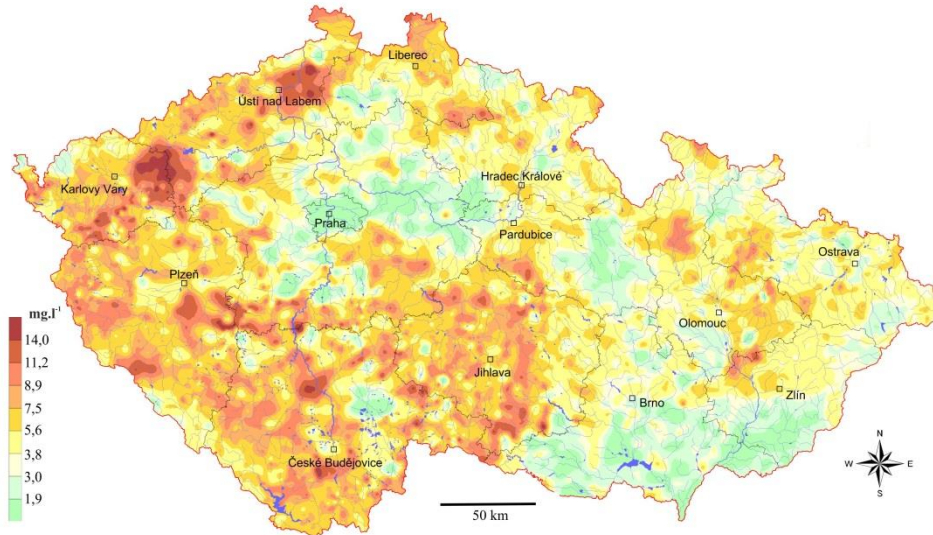
Koncentrace železa ve vodě se běžně stanovuje fotokolorimetricky s rhodanidem draselným nebo s 1,10-fenantrolinem. Existuje ale celá řada dalších metod. Používá se i atomová absorpční spektrofotometrie nebo emisní spektrometrie s indukovaně vázanou plazmou. Většinou se stanovuje obsah celkového železa, celkového rozpuštěného železa nebo jen obsah rozpuštěné dvojmocné formy.

Křemík

Obsah křemíku v zemské kůře je kolem 27 %. Do vod se dostává především vyluhováním z křemičitanů a hlinitokřemičitanů. Rozpustnost je ovlivněna přítomností CO_2 a hodnotou pH. Antropogenním zdrojem křemíku jsou splaškové (prací prášky) a průmyslové (výroba skla a keramiky) odpadní vody.

V přírodních vodách se křemík vyskytuje převážně v rozpuštěné formě $\text{Si}(\text{OH})_4$ (při hodnotách pH do 9). Při vyšších hodnotách pH se již mohou vyskytovat ve větší míře i iontové formy křemíku. V kyselém prostředí dochází ke koagulaci koloidních forem křemíku a vzniká tzv. koloidní hydratovaný SiO_2 s výbornou sorpční schopností především pro kationty.

Obr. č. 49 Koncentrace křemíku (Si) v povrchových vodách ČR v letech 2007–2010 (Majer a kol. 2012).



Při vyjadřování obsahu křemíku ve vodě rozlišujeme celkový křemík, rozpuštěný, nerozpuštěný a tzv. reaktivní křemík (monomerní formy Si). Standardně se křemík vyjadřuje jako Si, v řadě případů se ještě v současnosti setkáme se starým typem vyjádřením v mg SiO₂. Pro přepočet platí 1 mg Si = 2,14 mg SiO₂. V povrchových vodách se koncentrace křemíku pohybuje obvykle v jednotkách mg.l⁻¹, v podzemních a minerálních vodách nejčastěji v jednotkách až desítkách mg.l⁻¹. Běžně se ve vodách nestanovuje, v poslední době se však zvyšuje zájem o sledování koncentrací křemíku z důvodu jeho důležitosti pro rozvoj řas (především rozsivek). Ve vodách osmi jihomoravských rybníků byly zjištěny koncentrace křemíku od 0,79 do 5,50 mg.l⁻¹.

Křemík je nezbytný pro rozvoj některých druhů řas (rozsivky, zlativky). V případě jeho nedostatku ve vodě může být limitujícím mikronutrientem jejich rozvoje. Naopak, při nadbytku dostupného křemíku může docházet k nadměrnému rozvoji těchto skupin primárních producentů. Koncentrace křemíku ve vodě je důležitá v případě projektů zlepšení kvality vody nádrží a omezení nežádoucího rozvoje sinic podporou rozvoje rozsivek. Křemík se částečně podílí i na kyselinové neutralizační kapacitě vody.

4 DRUHY VOD

Vody lze rozlišovat podle původu na **přírodní** a **odpadní**, dle výskytu na **atmosférické**, **povrchové** a **podzemní**, dle použití na vodu **pítnou**, **užitkovou**, **provozní** a **odpadní**.

Atmosférické vody

Pod tímto pojmem se obvykle rozumí veškerá voda v ovzduší bez ohledu na skupenství. Rozeznáváme srážky kapalné (**děšť**, **mrholení**, **mlha**, **rosa**) a srážky tuhé (**sníh**, **kroupy**, **námraza**, **jinovatka**). Základní chemické složení srážkových vod odpovídá z kvalitativního hlediska základnímu složení podzemních a povrchových vod. V ČR je průměrné množství srážek za rok cca 670 mm.

Hodnota celkové mineralizace je u srážek neznečištěných antropogenní činností obvykle pod 10 mg.l⁻¹, někdy i nižší než 1 mg.l⁻¹. Srážky znečištěné antropogenní činností mají celkovou mineralizaci až v několika desítkách mg.l⁻¹. Z kationtů většinou dominuje amonný iont, pořadí ostatních kationtů závisí na znečištění a lokalitě. U kyselých srážek je významný podíl H⁺. Srážky znečištěné antropogenní činností mají jako dominantní anionty sírany a dusičnany. U srážek z přímořských oblastí jsou dominantními anionty chloridy a kationty amonný iont a sodík.

Ve srážkových vodách jsou hydrogenuhličitan y vždy v minoritním zastoupení a často vzhledem k nízkému pH nejsou analyticky dokazatelné. Srážkové vody mohou být významným zdrojem nutrientů, toxických kovů a ostatních složek v povrchových vodách. Srážkové vody patří také mezi významné plošné zdroje znečištění povrchových vod a jsou hlavní příčinou jejich acidifikace.

Podzemní vody

Pod tímto pojmem se rozumí voda přirozeně se vyskytující pod zemským povrchem v pásnu nasycení, která je v přímém styku s horninami. Podle celkového chemického složení se podzemní vody dělí na prosté vody a minerální vody (celková mineralizace nad 1000 mg.l⁻¹). Chemické složení podzemních vod může být velmi rozmanité. V hydrochemické klasifikaci se u podzemních vod rozlišuje klasifikace podle převládajících iontů nebo charakteristických iontových kombinací (hydrogenuhličitano – vápenatá, chlorido – sodná, sírano – vápenatá aj.).

Dominujícím kationtem bývá především vápník, ale může to být i sodík nebo hořčík. Dominujícím aniontem bývají především hydrogenuhličitan, ale mohou to být i sírany nebo chloridy. Celková mineralizace prostých podzemních vod se pohybuje obvykle ve stovkách mg.l^{-1} .

Povrchové vody

Pod tímto pojmem se rozumí všechny vody přirozeně se vyskytující na zemském povrchu. Dělí se na vodu kontinentální (tekoucí a stojatá) a vodu mořskou. Brakická voda je voda vznikající při ústí řek do moře mísením mořské vody s říční. Dominujícími anionty povrchových vod jsou převážně hydrogenuhličitan, sírany nebo chloridy. Dominujícím kationtem povrchových vod bývá převážně vápník, sodík nebo hořčík. Celková mineralizace tekoucích vod bývá nejčastěji v rozmezí 100 až 500 mg.l^{-1} .

Velmi malou mineralizaci (pod 100 mg.l^{-1}) mívají vody horních úseků toků, vody vzniklé táním sněhu nebo vody protékající oblastmi vyvěřelých hornin. Vysokou mineralizaci (i přes 1000 mg.l^{-1}) mívají vody protékající vápencovými nebo dolomitovými útvary nebo vody značně znečištěné průmyslovými odpadními vodami.

5 JAKOST VOD

Jakost (= kvalita) vody je moderní technický termín; shrnuje všechny faktory, které ovlivňují využití vody pro člověka. Povrchové vody jsou zdrojem pitné a užitkové vody a slouží pro rekreační účely, chov ryb aj. Bývají však často znečišťovány splaškovými a průmyslovými odpadními vodami. Vlivem přísunu nečistot se porušuje biologická rovnováha v recipientech a jejich schopnost samočištění. Vliv odpadních vod na jakost povrchové vody se posuzuje podle chemických, biologických a estetických změn vody, kterými jsou poškozeny veřejné zájmy. Nejzápadnějším jevem je úhyn ryb.

Hodnocení přípustného znečištění vod se posuzuje jednak podle **emisních limitů** (max. přípustné koncentrace v odpadní vodě vypouštěné do recipientu), jednak podle **imisních limitů** (koncentrace ve vodním recipientu, které by při vypouštění odpadních vod, po smíchání s vodou z recipientu, neměly být překročeny). Podle jakosti vody klasifikujeme vodní útvary do jednotlivých tříd. Ke klasifikaci se využívají ukazatele (indikátory) vyjadřující fyzikální, chemický nebo biologický stav vodního prostředí.

Klasifikace jakosti povrchových vod v ČR

K hodnocení kvality vodních ekosystémů se v ČR využívá 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“, které definuje environmentální požadavky na kvalitu jednotlivých typů vod. Normy environmentální kvality pro útvary povrchových vod shrnuje tabulka č. 19.

Ke klasifikaci tekoucích vod se v ČR dlouhodobě používá klasifikační systém dle ČSN 757221 „Jakost vod – Klasifikace jakosti povrchových vod“, který dělí vody do pěti tříd:

I. Třída – neznečištěná voda (na mapách značeno barvou světle modrou). Jedná se o stav povrchové vody, která není významně ovlivněna lidskou činností. Parametry jakosti vody odpovídají běžnému přirozenému stavu v tocích.

II. Třída – mírně znečištěná voda (na mapách značeno barvou tmavě modrou). Jedná se o stav povrchové vody, která je ovlivněna lidskou činností tak, že parametry jakosti vody dosahují hodnot, které umožňují existenci bohatého, vyváženého a udržitelného ekosystému.

III. Třída – znečištěná voda (na mapách značeno barvou zelenou). Jedná se o stav povrchové vody, která je ovlivněna lidskou činností tak, že parametry jakosti vody dosahují hodnot, které nemusí vytvořit podmínky pro existenci bohatého, vyváženého a udržitelného ekosystému.

IV. Třída – silně znečištěná voda (na mapách značeno barvou žlutou). Jedná se o stav povrchové vody, která je ovlivněna lidskou činností tak, že parametry jakosti vody dosahují hodnot, které vytvářejí podmínky umožňující existenci pouze nevyváženého ekosystému.

V. Třída – velmi silně znečištěná voda (na mapách značeno barvou červenou). Jedná se o stav povrchové vody, která je ovlivněna lidskou činností tak, že parametry jakosti vody dosahují hodnot, které vytvářejí podmínky umožňující existenci pouze silně nevyváženého ekosystému.

Tab. č. 19 Normy environmentální kvality pro útvary povrchových vod (nařízení vlády č. 61/2003 Sb. v platném znění, výběr ukazatelů)

| Ukazatel | požadavky pro užívání vody (celoroční aritmetický průměr) | | | | |
|--|--|---------|---------------|--------------|------------------|
| | vodárenské účely | koupání | lososové vody | kaprové vody | obecné požadavky |
| rozpuštěný kyslík (mg.l ⁻¹) | | | | | > 9 |
| BSK ₅ (mg.l ⁻¹) | | | 2 | | 3,8 |
| CHSK _{Cr} (mg.l ⁻¹) | | | | | 26 |
| TOC (mg.l ⁻¹) | 8 | | | | 10 |
| celkový fosfor (mg.l ⁻¹) | 0,05 | 0,05 | | | 0,15 |
| celkový dusík (mg.l ⁻¹) | | | | | 6 |
| teplota vody (°C) | | | | | max. 29 |
| N-NH ₄ (mg.l ⁻¹) | | | 0,03 | 0,16 | 0,23 |
| N-NO ₂ (mg.l ⁻¹) | | | 0,09 | 0,14 | |
| N-NO ₃ (mg.l ⁻¹) | | | | | 5,4 |
| pH | | | | | 6–9 |
| chloridy Cl ⁻ (mg.l ⁻¹) | 140 | | | | 150 |
| sířany SO ₄ ²⁻ (mg.l ⁻¹) | 180 | | | | 200 |
| sulfan H ₂ S (mg.l ⁻¹) | | | | | 0,05 |
| hořčík Mg (mg.l ⁻¹) | | | | | 120 |
| vápník Ca (mg.l ⁻¹) | | | | | 190 |
| železo Fe (mg.l ⁻¹) | 0,55 | | | | 1,0 |

Klasifikace jakosti vod musí být založena na hodnocení všech vybraných ukazatelů jakosti vod. Mezi vybrané ukazatele patří: **saprobní index makrozoobentosu**, **biochemická spotřeba kyslíku**, **chemická spotřeba**

kyslíku dichromanem, amoniakální dusík, dusičnanový dusík a celkový fosfor (viz Tab. č. 20). Výsledná třída se určí podle nejnepríznivějšího zatřídění u jednotlivých vybraných ukazatelů.

Tab. č. 20 Mezní hodnoty tříd jakosti vody podle ČSN 757221 (výběr ukazatelů)

| Ukazatel | Třída | | | | |
|--|--------|--------|-------|-------|-------|
| | I | II | III | IV | V |
| konduktivita (mS.m ⁻¹) | < 40 | < 70 | < 110 | < 160 | ≥ 160 |
| rozpuštěný kyslík (mg.l ⁻¹) | > 7,5 | > 6,5 | > 5 | > 3 | ≤ 3 |
| BSK ₅ (mg.l ⁻¹) | < 2 | < 4 | < 8 | < 15 | ≥ 15 |
| CHSK _{Mn} (mg.l ⁻¹) | < 6 | < 9 | < 14 | < 20 | ≥ 20 |
| CHSK _{Cr} (mg.l ⁻¹) | < 15 | < 25 | < 45 | < 60 | ≥ 60 |
| TOC (mg.l ⁻¹) | < 7 | < 10 | < 16 | < 20 | ≥ 20 |
| celkový fosfor (mg.l ⁻¹) | < 0,05 | < 0,15 | < 0,4 | < 1 | ≥ 1 |
| N-NH ₄ (mg.l ⁻¹) | < 0,3 | < 0,7 | < 2 | < 4 | ≥ 4 |
| N-NO ₃ (mg.l ⁻¹) | < 3 | < 6 | < 10 | < 13 | ≥ 13 |
| chloridy Cl ⁻ (mg.l ⁻¹) | < 100 | < 200 | < 300 | < 450 | ≥ 450 |
| sírany SO ₄ ²⁻ (mg.l ⁻¹) | < 80 | < 150 | < 250 | < 400 | ≥ 400 |
| hořčík Mg (mg.l ⁻¹) | < 50 | < 100 | < 200 | < 300 | ≥ 300 |
| vápník Ca (mg.l ⁻¹) | < 150 | < 200 | < 300 | < 400 | ≥ 400 |
| železo Fe (mg.l ⁻¹) | < 0,5 | < 1 | < 2 | < 3 | ≥ 3 |
| chlorofyl (μg.l ⁻¹) | < 10 | < 25 | < 50 | < 100 | ≥ 100 |
| Saprobni index makrozoobentosu | < 1,5 | < 2,2 | < 3,0 | < 3,5 | ≥ 3,5 |

Faktory jakosti vody lze rozdělit na tyto hlavní kategorie:

Saprobita

Jedná se o organické znečištění, tedy obsah organických látek schopných biochemického rozkladu. Jde o nejrozšířenější formu znečištění povrchových vod. Organické znečištění ovlivňuje organizmy žijící v toku především snížením koncentrace dostupného kyslíku ve vodě. Různé stupně organického zatížení vod zapříčiňují vznik určitých životních společenstev (biocenóz).

Na základě znalostí životních nároků (saprobní valenci) jednotlivých vodních organismů můžeme posuzovat vlastnosti vody a tuto vodu klasifikovat, přičemž organizmy slouží jako indikátory jakosti vody. K vyjádření míry saporobity se používá **saprobní index**. Podrobnější popis bioindikace kvality vod je již nad rámec této publikace. Danou problematikou se zabývá celá řada hydrobiologických publikací (např. Adámek a kol. 2010). Pro výpočet saporobního indexu lze využít aktuálně platnou normu ČSN 757716.

Toxicita

Jako toxicitu označujeme vliv jedovatých látek, které brzdí (inhibují), až zcela usmrcují vodní organizmy. Z biologického pohledu je vliv toxikantu významný pokud ovlivňuje organismus v takové míře, že je narušena schopnost rozmnožování, růstu, vitalita nebo rozšíření organismu. Stupně toxicity jsou přímo úměrné koncentraci toxických látek (akutní, chronická toxicita).

Rostoucí chemizace životního prostředí zvyšuje praktický dopad toxikologie. Mechanismus působení toxických látek je velmi mnohotvárný (inhibice enzymů, nervové jedy, porušení povrchového napětí, aj.). Některé toxikanty se mohou významně kumulovat v tkáních organismů nebo sedimentech vod. Podrobnější popis dané problematiky viz Kopp a kol. (2015).

Eutrofizace

Eutrofizace je soubor přírodních a antropogenně vyvolaných procesů, vedoucích k obohacování povrchových vod minerálními živinami (hlavně fosforem a dusíkem). Přírodní eutrofizace je způsobena uvolňováním biogenů ze sedimentů a odumřelých vodních organismů. Hlavní příčinou antropogenní eutrofizace

povrchových vod, která začala výrazně růst přibližně v padesátých letech dvacátého století, je intenzivní využívání sloučenin fosforu (např. čisticí prostředky), zemědělská výroba spojená s hnojením a zvýšená produkce odpadních vod.

Hlavním negativním důsledkem nadměrné eutrofizace je rozvoj vysoké biomasy sinic, řas nebo vodních makrofyt. Vysoká biomasa primárních producentů významně ovlivňuje kvalitu vody a možnosti jejího dalšího využití (pitná, užitková voda, rekreace aj.). Dochází k rozkolísání fyzikálně – chemických parametrů vod během dne a noci a rovněž k výrazným vertikálním stratifikacím řady chemických parametrů. Mnohé druhy sinic navíc produkují celou řadu biologicky aktivních látek (toxických, karcinogenních, alergenních aj.) s negativním působením na lidskou populaci.

Pro hodnocení úrovně eutrofizace povrchových vod jsou výchozími informacemi údaje o koncentraci celkového fosforu, dusíku a chlorofylu–a ve vodě. Mezi další ukazatele lze zařadit průhlednost vody a obsah rozpuštěného kyslíku. Hodnoty parametrů pro jednotlivé kategorie trofie (úživnosti vody) nejsou celosvětově jednotné a rozpětí parametrů je udáváno různě. Tabulka č. 21. udává klasifikaci jednotlivých trofických stupňů v širokém rozmezí.

Základní dva typy povrchových vod dle obsahu biogenních prvků a intenzity primární produkce jsou vody **oligotrofní** a **eutrofní**. Vody oligotrofního typu jsou chudé na živiny, s nízkou produkcí, vysokou průhledností vody a vysokým obsahem rozpuštěného kyslíku v celém vodním sloupci. Vody eutrofního typu jsou bohaté na obsah nutrientů, s vysokou primární i sekundární produkcí, nízkou průhledností vody a častými kyslíkovými deficity v hypolimniu. Rozlišují se i další stupně trofie vod. **Ultraoligotrofní** vody s minimem živin, kvalitativně na úrovni požadavků pro vody pitné, **mezotrofní** vody se středním obsahem živin, někde mezi oligotrofním a eutrofním typem vody. Vzhledem ke stále se zvyšující eutrofizaci přírodních vod jsou klasifikovány i další stupně pro vysokou trofii – vody **polytrofní** a **hypertrofní**.

Z hlediska produkce biomasy primárních producentů je třeba, aby byl splněn stechiometrický poměr C:N:P = 106:16:1. Na základě **Liebigova zákona minima** je růst organismů limitován právě tím prvkem, který je v daném případě v minimu (v nedostatku). Klíčový je molární poměr dusíku k fosforu, kdy stěžejní je hodnota 16 (tzv. **Redfieldův poměr**). Při nižším poměru než 16:1 je

limitujícím prvkem dusík, je-li tento poměr vyšší než 16 je limitujícím prvkem fosfor.

Ve většině našich nádrží je poměr N:P často podstatně vyšší než 16 a proto fosfor vystupuje z makrobiogenních prvků nejčastěji jako limitující prvek. Fosfor je tedy považován za klíčový faktor z hlediska eutrofizace povrchových vod. V hypertrofních mělkých vodách, při vysoké produkci sinic a řas, je běžná i limitace dalším biogenem – uhlíkem. Limitace produkce dusíkem, i vzhledem k možnostem některých druhů sinic využívat molekulární dusík, není tak častá.

S rostoucí eutrofizací vod sílí i úsilí o nalezení účinných metod k jejímu omezení. Obnova „původního“ stavu nádrže nebo alespoň částečné zlepšení kvality vody se neobejde bez zásahů v celém povodí, což jsou opatření značně finančně i časově náročná. Většina metod směřuje ke snížení koncentrace nebo dostupnosti klíčové živiny – fosforu. Popis většiny používaných metod lze nalézt v publikaci Adámek a kol. (2010).

Tab. č. 21 Klasifikace vod dle trofie, průměrné hodnoty (upraveno dle různých zdrojů)

| úroveň trofie | celkový fosfor (mg.l ⁻¹) | celkový dusík (mg.l ⁻¹) | chlorofyl a (µg.l ⁻¹) | abundance řas (10 ³ buněk.l ⁻¹) | průhlednost (m) |
|---------------|--------------------------------------|-------------------------------------|-----------------------------------|--|-----------------|
| oligotrofie | < 0,01 | < 0,2 | < 10 | < 50 | > 6 |
| mezotrofie | 0,01–0,04 | 0,2–1,0 | 10–50 | 50–500 | 6–1,0 |
| eutrofie | 0,04–0,20 | 1,0–2,5 | 50–100 | 500–1000 | 3–0,5 |
| hypertrofie | > 0,20 | > 2,5 | > 100 | > 1000 | < 1,0 |

Acidifikace

Acidifikace je proces okyselování vodních ekosystémů vlivem zvýšení koncentrace vodíkových iontů. Zdrojem jsou imise v podobě suchých depozic (prachové částice s kyselými solemi), které se usazují na vegetaci a vlhkých podkladech. Dalším zdrojem jsou mokré depozice, tvořené reaktivními plyny, které jsou dešti vymyty z atmosféry.

Příčinou vzniku kyselých atmosférických depozic jsou emise oxidu siřičitého (SO_2) vznikajícího především při spalování uhlí, a emise oxidů dusíku (NO_x), způsobené hlavně spalováním v automobilových motorech. Oxid siřičitý a oxidy dusíku v atmosféře a na povrchu vegetace dále oxidují za vzniku kyseliny sírové (H_2SO_4) a kyseliny dusičné (HNO_3), které snižují pH srážkové vody.

Atmosférické vody bez antropogenního znečištění jsou již samy o sobě mírně kyselé a jejich hodnota pH se nejčastěji pohybuje v intervalu 5 až 6. Vlivem kyselých depozic klesá pH srážkových vod k hodnotám v rozsahu 4,0–4,5, lokálně i níže. Emise oxidů mohou zůstat v atmosféře i několik dnů a šířit se tak od místa vzniku až na vzdálenosti tisíců kilometrů.

Vliv těchto kyselých depozic se nejvíce projevuje v ekosystémech s nízkou pufrací kapacitou. Silně kyselé deště postupně likvidují přirozený ústojný systém, který je založený na uhličitanové rovnováze. Hydrogenuhlíčitany vázané ve sloučeninách s vápníkem a hořčíkem se rozpadají, uvolňuje se CO_2 a vápník s hořčíkem postupně vytváří těžko rozpustné sloučeniny, převážně se sírany.

Obr. č. 50 Atmosférický transport a chemické reakce emisí oxidu siřičitého a oxidů dusíku (© A. Koppová).



Indikátorem postupné acidifikace je kyselinová neutralizační kapacita ($KNK_{4,5}$), která se snižuje až k nulovým hodnotám. Stupeň acidifikace lze posuzovat i podle vzájemného poměru mezi sírany a hydrogenuhličitany. Jakmile jsou ve vodě trvale vyšší koncentrace síranů než hydrogenuhličitanů, můžeme dané lokality považovat za acidifikované.

Základním indikátorem míry acidifikace je hodnota pH. V první fázi acidifikace povrchových vod se snižuje $KNK_{4,5}$, voda má ale stále dostatek hydrogenuhličitanů a hodnota pH neklesá pod 5,5. V další fázi dochází k vyčerpání obsahu uhličitanů, pH vody silně kolísá a po určité období roku je nižší než 5,5. V poslední fázi acidifikace je již pH vody trvale stabilizováno na hodnoty kolem 4,5 i v případě spadu srážek s nižší hodnotou pH. Dalšímu poklesu hodnoty pH zabraňují huminové kyseliny a ionty hliníku, které při hodnotách pH kolem 4,5 působí jako pufr.

Negativní efekt acidifikace se projevuje ve zvýšení koncentrace těžkých kovů (především toxického hliníku), což vede k poklesu biodiverzity společenstev, masovým úhynům ryb a znehodnocení vody pro další využití (pitná a užitková voda). Trvale acidifikované vody jsou zpravidla bez rybí populace, druhová diverzita rostlin a živočichů je výrazně omezena a naopak, biomasa acidotolerantních organismů se může výrazně zvýšit (např. rašeliník rod *Sphagnum*). Vysoký podíl huminových kyselin snižuje dostupnost fosforu pro primární producenty, navíc snížená aktivita destruentů způsobuje jeho dlouhodobou depozici v sedimentech. Velmi nízká abundance planktonních organismů tak vede k vysoké průhlednosti vody, což je průvodní znak acidifikovaných vod.

V podmínkách ČR jsou acidifikací nejvíce postiženy stojaté vody v horských oblastech (Šumavská jezera). Zvyšování míry acidifikace našich vod se v osmdesátých letech minulého století postupně zastavilo v důsledku postupného snižování emisí síry a dusíku. Od devadesátých let 20. století až do současnosti probíhá deacidifikační proces a postupné ozdravování acidifikovaných vodních ploch. Změny chemizmu acidifikovaných vod se ale významně opoždují za změnami v atmosféře.

Atmosférické srážky jsou v posledních letech chudší na obsah síranů, což vede ke změnám v iontové síle srážkových vod a snížení jejich agresivity. V posledním období tak sledujeme pozvolný nárůst hodnot pH acidifikovaných vod a zároveň pokles koncentrací hliníku a dusíku. Mění se vazba fosforu

v těchto vodách z původních sloučenin s hliníkem ve prospěch nestálých sloučenin s železem. Změny poměrů jednotlivých parametrů v acidifikovaných vodách spolu s postupným návratem rybí obsádky mohou vést k rychlé eutrofizaci těchto vod.

6 VLIV PRODUKČNÍHO RYBÁŘSTVÍ NA KVALITU VOD

Vliv rybářského hospodaření na kvalitu vod je rozdílný v závislosti na podmínkách chovu, zda se jedná o chov ryb v rybnících nebo ve speciálních zařízeních.

Rybníky

Rozdíly v jakosti vody odtékající z rybníků v porovnání s přítokovou vodou závisí na celé řadě faktorů (výše obsádky ryb, intenzitě přikrmování, hnojení, vápnění, klimatických podmínkách, kvalitě a množství přítokové vody a mnoha dalších). Obecně platí, že odtékající voda z rybníků v průběhu vegetačního období má vyšší teplotu, vyšší obsah organických látek, nižší obsah dusičnanového dusíku. Z hlediska obsahu dusíku a fosforu lze u rybníků obecně sledovat snižování jejich obsahu ve srovnání s přítokovou vodou, neplatí to ale při vysoké intenzitě chovu spojené s aplikací hnojiv.

Naprostá většina našich rybníků se nachází v určitém stupni eutrofie. Mezotrofní a oligotrofní rybníky s nízkou biomasou primární produkce jsou na našem území vzácností. Typickým stavem je vysoké přesycení rozpuštěným kyslíkem, vysoká hodnota pH a nízký obsah CO_2 u hladiny, který je spojený, v důsledku intenzivních rozkladných procesů, s nedostatkem kyslíku a vyšším obsahem iontů fosforu, železa a amoniakálního dusíku u dna rybníka.

Tento stav je ale závislý na dostatku fotosynteticky aktivního záření, v případě zatažené oblohy dochází k výraznému omezení rychlosti fotosyntetických pochodů, převládnutí pochodů respiračních a poklesu obsahu kyslíku i hodnoty pH v celém vodním sloupci. Změny intenzity fotosyntézy mohou probíhat v rybnících velmi rychle, stejně tak i kolísání základních fyzikálně – chemických faktorů a celý systém je tak značně nestabilní.

Většina rybníků má vypustní zařízení umožňující zvolit, která vrstva vody bude z rybníka odtékat, zda prohrátá hladinová vrstva s vysokým obsahem kyslíku a

organické hmoty primárních producentů nebo na kyslík chudší, chladnější voda dna s vysokým obsahem iontů z rozložených látek. Z hlediska požadavků na jakost vody odtékající vody z rybníků není jednoznačné, která vrstva vody je horší kvality. Hlubší rybníky, u kterých je běžná i déletrvající stratifikace vody, mívají většinou zhoršenou kvalitu spodní vody u dna s vyšším obsahem nežádoucího fosforu a dalších látek (amoniakální dusík, sulfan, železo aj.). U mělkých rybníků, v důsledku mnohem častějšího promíchání vrstev vody v celém vodním sloupci, nejsou rozdíly v kvalitě vodních vrstev tak výrazné a z hlediska obsahu fosforu bývá často bohatší hladinová vrstva, ve které je fosfor vázán především ve vysoké biomase fytoplanktonu.

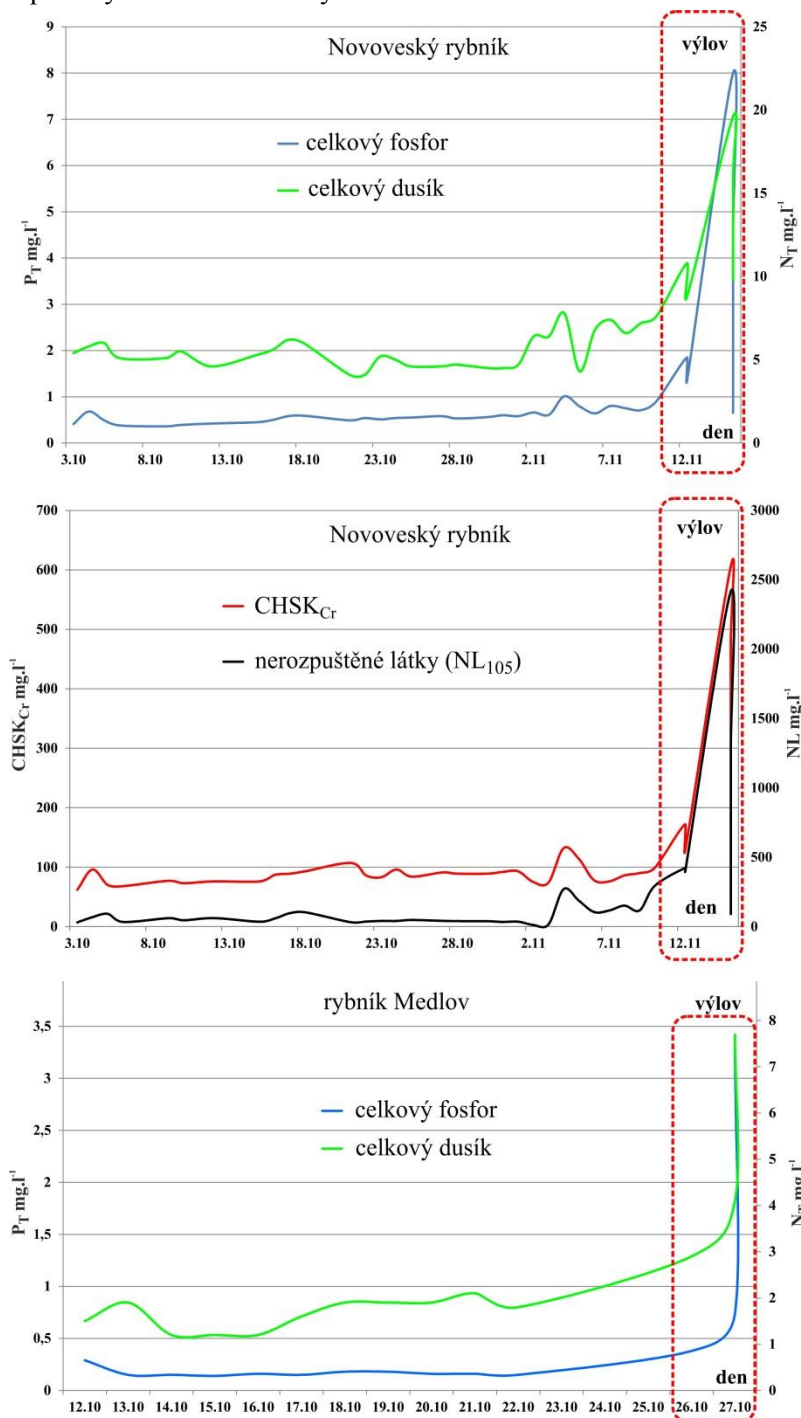
Samostatnou kapitolou z hlediska kvality vody je vypouštění rybníka před výlovem a během vlastního výlovu ryb. V tomto období se v odtékající vodě výrazně zvyšuje podíl nerozpuštěných látek a hlavních nutrientů – dusíku, uhlíku a fosforu (obr. č. 51). Hlavní část odnosu tvoří období výlovu, kdy vlivem snížení hladiny vody a intenzivního pohybu ryb v lovišti rybníka, dochází k víření usazeného sedimentu a jeho odtoku s vypouštěnou vodou.

Koncentrace jednotlivých složek v odtékající vodě výrazně kolísají v závislosti na jednotlivých fázích výlovu (zátah, vydávání ze sítě, jadření aj.). Celkově při výlovu odtečou řádově tuny až desítky tun různých látek. V případě základních nutrientů (P, N, C) tvoří výlov významné procento z jejich celkového ročního odtoku. Koncentrace fosforu v odtékající vodě může přesáhnout i 100 mg.l^{-1} , a během výlovu tak odtečou jednotky až desítky kilogramů celkového fosforu z hektaru rybníka. Většina fosforu (99 %) je ale vázáno na nerozpuštěné látky, tedy látky s nízkým eutrofizačním potenciálem.

Hlavní příčinou vysokých koncentrací nutrientů v sedimentech rybníků je eroze zemědělsky obhospodařované půdy a přítok na nutrienty bohatých vod z ČOV. Problematické jsou především zvýšené průtoky (povodně), kdy není část odpadních vod vůbec čištěna a rovněž častá praxe ČOV – vypouštět část aktivovaného kalu do toků, potažmo rybníků.

Stanovit míru vlivu jednotlivých činností na kvalitu vody rybníků je vzhledem k nedostatku informací o vnosu znečišťujících látek velmi problematické. Vliv vlastního rybářského hospodaření na zvyšování obsahu nutrientů v sedimentech rybníků je většinou, vzhledem k hlavním uvedeným vstupům znečištění, výrazně nižší. V některých případech může být i obsah nutrientů ve vylovených rybách vyšší, než vnos nutrientů násadovými rybami, krmáním a hnojením.

Obr. č. 51 Změny obsahu sledovaných chemických parametrů při vypouštění rybníka před výlovem a během výlovu.



Speciální zařízení k chovu ryb

V současnosti, vzhledem k stále se rozšiřujícímu intenzivnímu chovu ryb ve speciálních zařízeních (především recirkulačních systémů), vzrůstá i význam zatížení recipientů odtékající vodou z těchto objektů. Obecně má odtékající voda z těchto zařízení nižší obsah rozpuštěného kyslíku a vyšší podíl nerozpuštěných látek, organických látek, celkového fosforu a dusíku (především v dusičnanové formě).

Hlavním znečišťujícím faktorem v intenzivním chovu ryb je krmivo. Čištění těchto vod je problematické, především pro nízkou koncentraci znečišťujících látek. Hlavní podíl znečišťujících látek je ve formě tuhých exkrementů ryb a zbytků nespotřebovaného krmiva, proto se čištění těchto vod přednostně zaměřuje na separaci nerozpuštěných látek z vody. Odstraňování nerozpuštěných látek se nejčastěji realizuje formou sedimentace v různých typech usazovacích nádrží nebo v mikrosítových separátorech (nejčastěji bubnový filtr).

Tab. č. 22: Hodnoty vybraných chemických ukazatelů (průměr, min., max.) na odtoku z recirkulačního odchovného zařízení v Pravíkově.

| Ukazatel | průměr | min. | max. |
|--|--------|--------|-------|
| BSK ₅ (mg.l ⁻¹) | 4,03 | 0,49 | 7,91 |
| CHSK _{Cr} (mg.l ⁻¹) | 23,8 | 7,2 | 51,9 |
| TOC (mg.l ⁻¹) | 13,6 | 4,1 | 19,0 |
| Celkový fosfor (mg.l ⁻¹) | 0,34 | 0,10 | 0,74 |
| Celkový dusík (mg.l ⁻¹) | 7,11 | 2,60 | 12,90 |
| N-NH ₄ (mg.l ⁻¹) | 0,38 | <0,01 | 1,27 |
| N-NO ₂ (mg.l ⁻¹) | 0,179 | <0,001 | 0,654 |
| N-NO ₃ (mg.l ⁻¹) | 4,99 | <0,01 | 11,32 |

Ke krmení ryb se používají kompletní krmné směsi (KKS) s vysokým obsahem bílkovin. Průměrně obsahuje 100 kg KKS 8 kg dusíku a 1 kg fosforu. Část nutrientů z krmiva je využita pro růst ryb, další část je v nerozpuštěné formě součástí exkrementů ryb. Do vody se pak v rozpuštěné formě dostane přibližně

4,5 kg dusíku a 0,3 kg fosforu. Na 1 tunu vyprodukovaných ryb tak lze počítat se zatížením odtokové vody přibližně 3 kg P_T a 45 kg N_T.

Obr. č. 52 Sedimentační kužely (Rybí farma Pravíkov).



Obr. č. 53 Bubnový filtr.



7 PŘEHLED SYMBOLŮ, ZNAČEK A ZKRATEK

| | |
|---|--|
| °Clark | anglický stupeň tvrdosti vody |
| °F | francouzský stupeň tvrdosti vody |
| °N, °DH, °dH | německý stupeň tvrdosti vody |
| Σ_c | celková látková koncentrace |
| Σ_p | celková mineralizace |
| Σ_{kationty} | celková koncentrace kationtů |
| $\Sigma(\text{Ca} + \text{Mg})$ | suma koncentrací vápníku a hořčíku |
| ρ | značka hmotnostní koncentrace |
| Ag | stříbro |
| Al | hliník |
| ANC, ANC _{4,5} | kyselinová neutralizační kapacita (<i>acid neutralizing capacity</i>) |
| AOX | organicky vázané halogeny |
| As | arsen |
| B | bor |
| BOD | biochemická spotřeba kyslíku (<i>biochemical oxygen demand</i>) |
| BAP | biologicky dostupný (využitelný) fosfor (<i>biologically available phosphorus</i>) |
| BNC, BNC _{8,3} | zásadová neutralizační kapacita (<i>base neutralizing capacity</i>) |
| BSK, (BSK ₅), (BSK ₇) | biochemická spotřeba kyslíku (za 5 nebo 7 dní) |
| c | značka látkového množství |
| C | uhlík |
| Ca, Ca ²⁺ | vápník, vápenatý iont |
| CaCO ₃ | uhličitan vápenatý |
| Ca(HCO ₃) ₂ | hydrogenuhličitan vápenatý |
| CaO | oxid vápenatý |
| CaOH | hydroxid vápenatý |
| Cd | kadmium |
| CHCl ₃ | chloroform |
| Cl ⁻ | chloridy |
| Cl ₂ | molekulární chlor, volný chlor |
| CLP | Nařízení (ES) č. 1272/2008 o klasifikaci a označování látek a směsí (<i>Classification, Labelling and Packaging</i>) |
| CN ⁻ | kyanidy |

| | |
|--|--|
| CO ₂ | oxid uhličitý |
| CO ₃ , CO ₃ ²⁻ | uhličitany, uhličitanový iont |
| COD _{Cr} | chemické spotřeby kyslíku dichromanem (<i>chemical oxygen demand</i>) |
| COD _{Mn} | chemické spotřeby kyslíku manganistanem (<i>chemical oxygen demand</i>) |
| Cr | chrom |
| Cu | měď |
| ČOV | čistírna odpadních vod |
| ČSN | Česká státní norma |
| DOC | rozpuštěný organický uhlík (<i>dissolved organic carbon</i>) |
| DPD | N,N–diethyl–1,4–fenyldiamin |
| DSD | směrnici o nebezpečných látkách 67/548/EHS |
| EHS | Evropské hospodářské společenství |
| EN | Evropská norma |
| EOM | extracelulární organické látky |
| EU | Evropská unie |
| ES | Evropské společenství |
| Ex | kalibrace laboratorního nádobí na „vylití“ |
| F ⁻ | fluor |
| Fe, Fe ²⁺ , Fe ³⁺ | železo, železnatý iont, železitý iont |
| Fe _{rozp.} | rozpuštěné železo |
| FePO ₄ | fosforečnan železitý |
| Fe ₃ (PO ₄) ₂ | fosforečnan železnatý |
| FeS | sulfid železnatý |
| GHS | globální harmonizovaný systém |
| H ⁺ | vodíkový iont |
| H ₂ CO ₃ | kyselina uhličitá |
| H ₂ SO ₄ | kyselina sírová |
| H ₂ S | sulfan (sirovodík) |
| HCB | hexachlorbenzen |
| HCl | kyselina chlorovodíková |
| HCN | kyselina kyanovodíková |
| HCO ₃ , HCO ₃ ⁻ | hydrogenuhličitany, hydrogenuhličitanový iont |
| Hg | rtuť |
| HNO ₃ | kyselina dusičná |
| HS ⁻ , S ²⁻ | iontové formy sulfanu |
| ch.č. | chemicky čisté |

| | |
|---|---|
| CHCl ₃ | trichlormethan |
| CHSK _{Mn} | chemická spotřeba kyslíku manganistanem |
| CHSK _{Cr} | chemická spotřeba kyslíku dichromanem |
| In | kalibrace laboratorního nádobí na „dolití“ |
| IOM | intracelulární organické látky |
| ISO | Mezinárodní organizace pro normalizaci (<i>International Organization for Standardization</i>) |
| JE | jaderná elektrárna |
| K, K ⁺ | draslík, draselný iont |
| KKS | kompletní krmná směs |
| KMnO ₄ | manganistan draselný |
| KNK, KNK _{4,5} | kyselinová neutralizační kapacita (alkalita) |
| KOH | hydroxid draselný |
| kPa | kilopascal |
| m | hmotnost |
| M | molární hmotnost |
| Mn | mangan |
| N | dusík |
| N _c , N _{celk.} , N _T | celkový dusík |
| N-NH ₄ , N _{amon.} | amoniakální dusík |
| N-NO ₂ | dusitanový dusík |
| N-NO ₃ , N(NO ₃ ⁻), N _{NO3-} | dusičnanový dusík |
| Na, Na ⁺ | sodík, sodíkový iont |
| NaCl | chlorid sodný |
| NaOH | hydroxid sodný |
| NED | N-/1-naftyl-/ethylendiaminhydrochlorid |
| NEL | nepolární extrahovatelné látky |
| NH ₃ | amoniak |
| NH ₄ ⁺ | amonný iont |
| Ni | nikl |
| NL, NL ₁₀₅ | nerozpuštěné látky |
| NO ₂ ⁻ | dusitanový iont |
| NO ₃ ⁻ | dusičnanový iont |
| NO _x | oxidy dusíku |
| O ₂ | molekulární kyslík |
| OH ⁻ | hydroxylový iont |
| P | fosfor |
| P _T | celkový fosfor |
| p.a. | pro analýzu |

| | |
|---|--|
| P-PO ₄ | orthofosforečnanový fosfor |
| Pb | olovo |
| PO ₄ | orthofosforečnany |
| Pt | platina |
| pur. spec. | zvláště čisté |
| RAS | rozpuštěné anorganické soli |
| REACH | Registrace, Evaluace a Autorizace Chemických látek |
| S | síra |
| S-SO ₄ | síranová síra |
| Si | křemík |
| SiO ₂ | oxid křemičitý |
| SO ₂ | oxid siřičitý |
| SO ₄ , SO ₄ ²⁻ | sírany, síranový iont |
| SRP | rozpuštěný reaktivní fosfor (<i>soluble reactive phosphorus</i>) |
| T | teplota vody |
| TIC | celkový anorganický uhlík (<i>total inorganic carbon</i>) |
| TOC | celkový organický uhlík (<i>total organic carbon</i>) |
| ÚN | údolní nádrž |
| V | objem |
| VD | vodní dílo |
| VŠCHT | Vysoká škola chemicko – technologická |
| Zn | zinek |
| ZNK, ZNK _{8,3} | zásadová neutralizační kapacita (acidita) |
| zv. č. | zvláště čisté |

8 SEZNAM POUŽITÉ A DOPORUČENÉ LITERATURY

- ADÁMEK, Z., HELEŠIC, J., MARŠÁLEK, B., RULÍK, M. (2010): Aplikovaná hydrobiologie. JU v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod. 350 s.
- BOROVEC, J., JAN, J., HEJZLAR, J., KRÁSA, J., ROSENDORF, P. (2012): Eutrofizační potenciál erozních částic v nádržích. In: Vodní nádrže 2012, 26.–27. září 2012, Brno, Česká republika, Kosour D. (Edit.), 57–61.
- ČSN 68 4063 (1982): Čisté chemikálie a činidla. Voda destilovaná. UNMZ Praha, 16 s.
- ČSN EN ISO 5667–3 (2013): Kvalita vod – Odběr vzorků – Část 3: Konzervace vzorků vod a manipulace s nimi. UNMZ Praha, 56 s.
- ČSN 757716 (1998): Jakost vod – Biologický rozbor – Stanovení saprobního indexu. UNMZ Praha, 176 s.
- ČSN 757221 (1998): Jakost vod – Klasifikace jakosti povrchových vod. Český normalizační institut, 12 s.
- DURAS, J., POTUŽÁK, J., MARCEL, M., PECHAR, L. (2015): Rybníky a jakost vody. Vodní hospodářství 65(7): 16–24.
- DURAS, J., POTUŽÁK, J., VAŠEK, P., HEJZLAR, J. (2013): Jak se mění naše acidifikované vody. In: Vodní nádrže 2013: 25.–26. září 2013, Brno, Česká republika. KOSOUR, Dušan, ed., 109.
- ELMORE, H.L., HAYES, T.W. (1960): Solubility of Atmospheric Oxygen in water. Twenty-Ninth Progress Report of the Committee on Sanitary Engineering Research, Journal sanitary Engineering Division, ASCE, 86: 41–53.
- HEJZLAR, J., BOROVEC, J. (2004): Fosfor ve vodních ekosystémech – formy, stanovení, koloběhy. In: Cyanobakterie, 21. ledna 2004, Brno, Česká republika, Maršálek Blahoslav, Halousková Olga, (Edit.), 85–95.
- HETEŠA, J., KOČKOVÁ, E. (1997): Hydrochemie. – Skriptum MZLU Brno, 106 p.
- HOFMANN, P., HAVRÁNEK, M., ČUTA, J., CHALUPA, J., MADĚRA, V., HAMAČKOVÁ, J., KOHOUT, M. (1965): Jednotné metody chemického rozboru vod. SNTL Praha, 449 s.
- HORÁKOVÁ, M. (ed.) (2007): Analytika vody, VŠCHT Praha, 2. Vydání, 335 s.
- KOPP, R., HISCEROVÁ, K., POŠTULKOVÁ, E. (2015): Základy vodní ekotoxikologie. Mendelova univerzita v Brně, 152 s.
- KOPP, R., LANG, Š., BRABEC, T., MAREŠ, J. (2014): Stanovení základních fyzikálně – chemických parametrů v akvakulturních chovech ryb. R06/2013–

16230/Nmet CERTIFIKOVANÁ METODIKA ze dne 18. 3. 2014. Mendelova univerzita v Brně, Brno, 38 s.

KOPP, R., PETREK, R., SUKOP, I., BRABEC, T., VÍTEK, T., ŘEZNÍČKOVÁ, P., ZIKOVÁ, A. (2012): Water quality and biotic community composition of a highland stream influenced by different human activities. *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis*. LX, 3: 207–216.

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.

KOPP, R., VÍTEK, T., ŠŤASTNÝ, J., SUKOP, I., BRABEC, T., ZIKOVÁ, A., SPURNÝ, P., MAREŠ, J. (2012): Water quality and biotic community of a highland stream under the influence of a eutrophic fishpond. *International Review of Hydrobiology*. 97, 1: 26–40.

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.

LELLÁK, J., KUBÍČEK F. (1992): *Hydrobiologie*, 1.vydání, Univerzita Karlova, Karolinum, Praha, 257 s.

MAJER, V., HRUŠKA, J., ZOULKOVÁ, V., HOLEČKOVÁ, P., MYŠKA, O. (2012): *Atlas chemismu povrchových vod České republiky*. Česká geologická služba, Praha, 104 s.

NAŘÍZENÍ EVROPSKÉHO PARLAMENTU a rady (ES) č. 1272/2008 ze dne 16. prosince 2008 o klasifikaci, označování a balení látek a směsí, o změně a zrušení směrnic 67/548/EHS a 1999/45/ES a o změně nařízení (ES) č. 1907/2006 (CLP).

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.

- PECHAR, L. (2015): Století eutrofizace rybníků – synergický efekt zvyšování zátěže živinami (fosforem a dusíkem) a nárůstu rybích obsádek. *Vodní hospodářství* 65(7): 1–6.
- PITTER, P. (2009): *Hydrochemie*, VŠCHT Praha, 4. Vydání, 568 s.
- POTUŽÁK, J., DURAS, J. (2015): Retence živin v rybnících – význam, hodnocení a možnosti jejího využití. *Vodní hospodářství* 65(7): 7–15.
- POTUŽÁK, J., DURAS, J., MARCEL, M., ROHLÍK, V. (2013): Bodové zdroje a problematika jejich hodnocení. In: *Vodní nádrže 2013: 25.–26. září 2013*, Brno, Česká republika. KOSOUR, Dušan, ed., 60–63.
- POTUŽÁK, J., DURAS, J. (2012): Jaké riziko představují rybníky v procesu eutrofizace vodních nádrží. In: *Vodní nádrže 2012, 26.–27. září 2012*, Brno, Česká republika, Kosour D. (Edit.), 68–72.
- POTUŽÁK, J., DURAS, J. (2012): Výlov rybníků – kritické období z pohledu emisí fosforu? In: *Vodárenská biologie 2012, 1.–2. Února 2012*, Praha, Česká republika, Říhová Ambrožová Jana, Veselá Jana (Edit.), 52–59.
- PŘEDPIS č. 402/2011 Sb. Vyhláška o hodnocení nebezpečných vlastností chemických látek a chemických směsí a balení a označování nebezpečných chemických směsí.
- SMĚRNICE RADY 67/548/EHS ze dne 27. června 1967 o sblížení právních a správních předpisů týkajících se klasifikace, balení a označování nebezpečných látek.
- SPURNÝ, P., KOPP, R., SUKOP, I., MAREŠ, J., VÍTEK, T. (2008): Metodika stanovení indikátorů udržitelnosti ekosystémů povrchových vod v podmínkách klimatické změny. In: ŽALUD, Z., (ed.) *Biologické a technologické aspekty udržitelnosti řízených ekosystémů a jejich adaptace na změnu klimatu – metodiky stanovení indikátorů ekosystémových služeb*. *Folia Univ. Agric. et Silvic. Mendel. Brun.*, I (4) 75–116.
- VALENTOVÁ, O., MÁCHOVÁ, J., KOCOUR KROUPOVÁ, H. (2013): *Základy hydrochemie návody pro laboratorní cvičení*. FROV JU v Českých Budějovicích 123 s.
- ZÁKON č. 350/2011 Sb. o chemických látkách a chemických směsích a o změně některých zákonů (chemický zákon).

Název: HYDROCHEMIE – nejen pro rybáře
Autor: Radovan Kopp
Vydala: Mendelova univerzita v Brně, Zemědělská 1, 613 00 Brno
Tisk: ASTRON studio CZ, a.s.; Veselská 699, 199 00 Praha 9
Vydání: první, 2015
Počet
stran: 120
Náklad: 200 ks
ISBN 978-80-7509-352-3