

# **Metodický návod na vzorkování, terénní a laboratorní vyšetřování a hodnocení jakosti vody v přírodních koupalištích a povrchových vodách ke koupání**

Obsahem tohoto dokumentu je certifikovaná metodika, která je výstupem projektu Technologické agentury ČR „Nové metodické přístupy pro kontrolu a hodnocení povrchových vod ke koupání“ (TA 01020675).

## **Autoři**

Mgr. Petr Pumann, Státní zdravotní ústav

RNDr. Dana Baudišová, Ph.D, Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. M., v. v. i.

MUDr. František Kožíšek, CSc., Státní zdravotní ústav

RNDr. Jaroslav Šašek, Státní zdravotní ústav

Ing. Martina Myšáková, Státní zdravotní ústav

## **Recenzenti**

doc. RNDr. Jana Ambrožová, Ph.D., VŠCHT Praha

MUDr. Libuše Jůvová, Krajská hygienická stanice Královéhradeckého kraje

RNDr. Libuše Hrubá, Ph.D, Zdravotní ústav se sídlem v Ostravě, pracoviště Jihlava

## Obsah

1. Úvod.....	3
2. Vzorkování.....	3
2.1. Odběr vzorků .....	3
2.2. Stanovení vodního květu .....	3
2.3. Stanovení průhlednosti .....	4
2.4. Vizualní sledování odpadu, dalšího znečištění a případného výskytu makroskopických řas .....	4
3. Laboratorní stanovení .....	4
3.1. Stanovení mikrobiologických ukazatelů .....	4
3.2. Stanovení chlorofylu-a .....	5
3.3. Stanovení sinic.....	5
3.4. Stanovení sinic a chlorofylu-a pomocí alternativních metod .....	6
4. Hodnocení výsledků.....	7
4.1. Obecně .....	7
4.2. Hodnocení mikrobiologických ukazatelů .....	7
4.2.1. Kontrola výsledků dat při verifikaci v IS PiVo.....	7
4.2.2. Interpretace limitních hodnot .....	8
4.2.3. Postup při hodnocení jednotlivých výsledků .....	9
4.2.4. Krátkodobé znečištění a výjimečné situace .....	10
4.3. Hodnocení výskytu sinic a fytoplanktonu .....	11
4.3.1. Kontrola výsledků dat při verifikaci v IS PiVo.....	11
4.3.2. Interpretace limitních hodnot .....	11
4.3.3. Vztahy mezi ukazateli .....	12
4.3.4. Postup při hodnocení jednotlivých výsledků .....	13
4.4. Hodnocení „estetických“ faktorů.....	14
4.5. Hodnocení dalších, legislativou přímo neučených faktorů. ....	14
5. Rizika z dalších vodních aktivit mimo koupání.....	15
6. Odkazy .....	15

## 1. Úvod

Metody vzorkování, laboratorního zpracování vzorků a následného hodnocení přírodních koupališť a dalších povrchových vod ke koupání (dále jen přírodní vody ke koupání) jsou určeny vyhláškou č. 238/2011 Sb. Cílem této metodiky je zpřesnění postupů, které jsou uvedeny přímo ve vyhlášce nebo v metodických normách předepsaných vyhláškou pro vzorkování, stanovení jednotlivých ukazatelů jakosti vody a hodnocení výsledků. U mikrobiologických ukazatelů se tato metodika pro podrobnosti odkazuje na Technické doporučení Mikrobiologické rozborů povrchových vod ke koupání (Baudišová et al., 2013). Metoda pro stanovení sinic je podrobně rozpracována v normě ČSN 75 7717 (v revizi z roku 2013).

Metodický návod je určen všem pracovištím, které jsou zapojeny do monitorování a hodnocení přírodních koupacích vod. Hlavní uživatelé by měli být 1) vzorkaři, 2) laboratorní pracovníci (mikrobiologové a hydrobiologové) a 3) pracovníci odborů hygieny obecné a komunální krajských hygienických stanic. Různé části návodu se vztahují k různým uživatelům, přesto zde nejsou odděleny, ale řazeny v logickém sledu 1) vzorkování, 2) stanovení v laboratoři, 3) hodnocení, mimo jiné proto, aby se zvýšilo vzájemné porozumění a povědomí o práci všech účastníků tohoto procesu.

## 2. Vzorkování

### 2.1. Odběr vzorků

Odběr pro stanovení mikrobiologických ukazatelů je detailně popsán v příloze č. 2 vyhlášky č. 238/2011 Sb. a normě ČSN EN ISO 19458. Další metodická doplnění a upřesnění jsou obsahem Technického doporučení Mikrobiologické rozborů povrchových vod ke koupání (Baudišová et al., 2013).

Odběr vzorků pro stanovení mikroskopického obrazu, sinic a chlorofylu-a je detailně popsán v normě ČSN 75 7717, na kterou se vyhláška č. 238/2011 Sb. odkazuje. Ke správnému provedení je nutné, kromě potřebného technického vybavení a dodržení předepsaného postupu, správně vyhodnotit situaci v místě odběru. Revize normy ČSN 75 7717 upřesňuje postup v případě výskytu sinic tvořících kolonie / shluky, které svou velikostí mohou výrazně (v případě zachycení do vzorkovnice) ovlivnit výsledky stanovení. K tomu je nutné, aby pracovníci, kteří provádějí vzorkování, měli alespoň základní znalosti o vodních organismech (rozpoznali vodní květy *Aphanizomenon flos-aquae*, *Microcystis* spp., utržené nárosty sinic, byli schopni odlišit sinice od vláknitých zelených řas apod.). Z tohoto důvodu byla do ČSN 75 7717 přidána obrazová příloha. Dále byl vytvořen obsáhlejší obrazový atlas (Pumann et Duras, 2013), který je volně k dispozici na adrese <http://www.szu.cz/tema/zivotni-prostredi/koupaliste-metody>.

Vzorkař by měl být i při odběrech přírodních vod ke koupání, u nichž se nepředpokládá během koupací sezóny rozmnožení sinic, vybaven pomůckami pro odběr příslušných vzorků (tzn. trubkový odběrák a vhodné vzorkovnice pro chlorofyl-a a sinice). V případě, že poklesne průhlednost pod 1 metr nebo jsou zaznamenány vizuálně sinice vodního květu, je nutné ihned provést odběr.

### 2.2. Stanovení vodního květu

Stanovení se provádí v místě odběru podle stupnice uvedené v příloze č. 4 k vyhlášce č. 238/2011 Sb. postupem dle normy ČSN 75 7717. Zásadní je schopnost vzorkařů rozpoznat jevy spojené se sinicemi, k čemuž může pomoci jak příloha E v normě ČSN 75 7717, tak výše uvedený atlas (Pumann et Duras, 2013). V těchto dokumentech jsou také fotografie s příklady

jednotlivých stupňů. Ve stanovení podle stupnice mohou existovat mezi jednotlivými pracovníky značné rozdíly, proto je vhodné, aby se vzorkaři sami „kalibrovali“ právě pomocí jednotných příkladů.

### **2.3. Stanovení průhlednosti**

Ve vyhlášce č. 238/2011 Sb. není předepsána metoda stanovení průhlednosti. Ta je součástí dvou norem ČSN EN ISO 7027 a TNV 75 7340. V jejím provedení lze najít jen drobné mezilaboratorní rozdíly (např. bílá deska vs. deska s černými a bílými kvadranty), které však nemají na výsledek stanovení velký vliv. Zásadním problémem při stanovení průhlednosti však může být nedostatečná hloubka v místě jejího měření (Pumann et Pouzarová, 2012). Pokud je průhlednost větší než hloubka v místě jejího měření, je-li to možné, změří se na místě s větší hloubkou. Není-li to možné (např. není k dispozici loď, nádrž není dostatečně hluboká apod.), výsledek se uvede jako větší než hloubka v místě odběru.

### **2.4. Vizuelní sledování odpadu, dalšího znečištění a případného výskytu makroskopických řas**

Postup pro provedení je jasně popsán v příloze č. 5 k vyhlášce č. 238/2011 Sb. Problémy při aplikaci stanoveného postupu mohou nastat, když vzorkaři nebudou umět správně identifikovat některé druhy znečištění (především přírodního charakteru – např. některé makroskopické řasy). Zařazení do jednotlivých stupňů je, stejně jako u vodních květů, do značné míry subjektivní a proto lze očekávat, že při aplikaci stupnice budou mezi vzorkaři značné individuální rozdíly. V rámci vizuelního hodnocení by měly být zaznamenány (alespoň formou poznámky) i jevy, které měly v rámci dřívější legislativy samostatné ukazatele, tedy pěna, olejový film na hladině a rovněž pach (i když se pochopitelně nejedná o ukazatel stanovovaný vizuelně), pokud má původ ve vodě nebo ve znečištění, které má souvislost s vodou (rozkládající se vodní květ, mrtvé ryby apod.).

## **3. Laboratorní stanovení**

### **3.1. Stanovení mikrobiologických ukazatelů**

Výběr vhodných referenčních metod upřesňuje Technické doporučení „Mikrobiologické rozboru povrchových vod ke koupání“ (Baudišová et al., 2013), kde jsou specifikována úskalí jednotlivých metod a jejich vhodnost pro mikrobiologické analýzy přírodních koupacích vod. Doporučení je doplněno prezentací konkrétních výsledků, získaných v rámci řešení projektu TA 01020675.

Pro stanovení *Escherichia coli* jsou vhodné metody založené na stanovení nejpravděpodobnějšího počtu (MPN) s použitím fluorogenních substrátů podle norem ČSN EN ISO 9308-3 (stanovení na mikrotitračních destičkách) a ISO 9308-2 (systém Colilert/Quanti-Tray). K alternativní metodě Colilert/Quanti-Tray byla provedena na vybraných koupacích vodách studie ekvivalence podle normy ČSN EN ISO 17994 s metodou pomocí mikrotitračních destiček podle normy ČSN EN ISO 9308-3 (na úrovni nejvyšší přípustné odchylky 20 %). Použití této metody je však podmíněno přijetím novely vyhlášky č. 238/2011 Sb. Metoda podle ČSN EN ISO 9308-1, kterou vyhláška č. 238/2011 Sb. uvádí jako jednu z referenčních metod, je nevhodná pro stanovení *E. coli* v přírodních koupacích povrchových vodách, především vzhledem k velkému rozvoji doprovodné mikroflóry. Tím je velmi omezena možnost metody poskytovat dostatečně přesné výsledky, neboť často nebývá dosažen počet 10 confirmovaných kolonií mezi celkovým počtem 100 kolonií na

membránovém filtru. U dosud často používaného laktóзовého TTC agaru s tergitem 7 přispívá k nepřesnostem i nedostatečná selektivita indol testu (specifičtější aktivita  $\beta$ -D-glukuronidázy není v normě ČSN EN ISO 9308-1 striktně předepsána) a přepočítávání omezeného počtu confirmovaných kolonií na celkový počet presumptivních kolonií (neconfirmují se všechny presumptivní kolonie, ale jen jejich část).

Pro stanovení intestinálních enterokoků jsou vhodné obě referenční metody uváděné vyhláškou č. 238/2011 Sb. (normy ČSN EN ISO 7899-1 a ČSN EN ISO 7899-2). U metodiky podle normy ČSN EN ISO 7899-2 je potřeba věnovat zvýšenou pozornost selektivitě používaného média podle Slanetze a Bartleyové. Doporučuje se provádět test na katalázu, i když tento test již není součástí normy, a to zejména v případech, kdy je zaznamenán vyšší poměr presumptivních a confirmovaných enterokoků (méně než 70% confirmovaných kolonií).

Nejistoty výsledků kvantitativních mikrobiologických rozborů se pohybují okolo 40 %, platí to však pouze v případě, že na vlastním detektoru (např. Petriho miska) je spočítáno minimálně 10 cílových (confirmovaných) kolonií při maximálním počtu 100 kolonií. U některých metod (viz stanovení *E. coli* dle normy ČSN EN ISO 9308-1) mohou být nejistoty i vyšší. U statistických tabulek pro miniaturizované metody dle norem ČSN EN ISO 9308-3 a 7899-1 jsou uvedeny konfidenční meze pro jednotlivé hodnoty. Například při nižších hodnotách do 60 MPN/100 ml jsou výsledky ještě velmi nepřesné, např. 45 = 14 až 141, u vyšších hodnot se situace již zlepšuje např. 453 = 304 až 674. Podobné výsledky se dají čekat u systému Colilert Quanti-Tray, kde se pracuje s podobným množstvím podvzorků.

Laboratoře, které analyzují vzorky, musí být schopny doložit veškeré podrobnosti k mikrobiologickým analýzám, jako jsou použitá metoda, použité médium, včetně výrobce, primární spočítaná data včetně počtů presumptivních kolonií, výsledky confirmačních testů atd. Laboratoře musí v případě jakýchkoliv nestandardních situací (špatný odhad ředění, neočekávaný rozvoj doprovodné mikroflóry apod.) maximálně využívat poznámky ke vzorku. Laboratoře také musí ve shodě s metodickým doporučením Národního referenčního centra pro pitnou vodu (NRC pro pitnou vodu, 2012) správně zapisovat do IS PiVo nulové výsledky, aby je bylo možné nahradit za mez detekce metody.

### **3.2. Stanovení chlorofylu-a**

Pro stanovení chlorofylu-a specifikuje vyhláška č. 238/2011 Sb. postup podle normy ČSN ISO 10260, který je založen na filtraci vzorku a následné extrakci chlorofylu-a v 90% etanolu a měření absorbance extraktu. Pokud laboratoř dodrží postup uvedený v normě, poskytuje metoda reprodukovatelné výsledky (Pouzarová et Pumann, 2011). Za kritické místo postupu je nutno považovat extrakci. Podle výsledků z programů zkoušení způsobilosti používá většina laboratoří extrakční variantu B, při které je vzorek extrahován 5 minut v 75°C. Podle normy je potom možné extrakt ihned zfiltrovat nebo odstředit a změřit absorbanci. V některých případech může být uvedený čas příliš krátký, aby extrakce proběhla dostatečně. Proto se doporučuje prodloužit čas, po který je extrahovaný filtr v kontaktu s etanolem alespoň na 1 hodinu, případně do druhého dne (v temnu a chladu). Ze stejných dat jako chlorofyl-a jsou počítány také feopigmenty (rozkladné produkty chlorofylu). Z vyššího poměru mezi feopigmenty a chlorofylem-a (zhruba nad 0,5) lze usuzovat na špatný stav společenstva fytoplanktonu, případně na analytické problémy (např. dlouhé a nevhodné skladování nebo nedostatečné okyselení extraktu).

### **3.3. Stanovení sinic**

Pro stanovení sinic se podle vyhlášky č. 238/2011 Sb. použije postup podle normy ČSN 75 7717, který je založen na kvantifikaci sinic v počítací komůrce ve světelném mikroskopu.

Vzhledem k typové různosti planktonních sinic obsahuje metoda několik dílčích postupů. U sinic, které tvoří kolonie, je nutná jejich dezintegrace (mechanicky pomocí injekční stříkačky a duté jehly nebo ultrazvukovým homogenizátorem). U sinic, které tvoří kompaktní kolonie (*Microcystis viridis*, *M. wesenbergii*, *Woronichinia naegeliana*), se dezintegrace provede po přidání zásaditého Lugolova roztoku. Nedostatečná dezintegrace obvykle způsobí podhodnocení počtu buněk sinic. U vláknitých sinic *Planktothrix agardhii* dochází poměrně často k nerovnoměrnému rozmístění vláken v počítací komůrce (vznik míst s velkou hustotou vláken), a může tak dojít k významnému nahodnocení počtu sinic ve vzorku, pokud tomu není věnována při analýze dostatečná pozornost.

Vyhláška č. 238/2011 Sb. předepisuje pro některé případy (když dominují sinice s malými buňkami nebo tenkými vlákny; typicky se jedná o sinice rodů *Limnothrix*, *Pseudanabaena* nebo *Planktolyngbya*) povinnost udat výsledek v ukazateli sinice nejen jako počet buněk v ml ale rovněž jako objemovou biomasu (v mm<sup>3</sup>/l). V takovém případě je nutno znát rozměry sinic ve zkoumaném vzorku (např. šířku vláken u vláknitých taxonů, průměr buněk u kulatých). Pokud laboratoř nemá technické prostředky (okulárový mikrometr nebo zařízení k analýze obrazu) k proměření vláken, je možné použít tabelární data uvedené v příloze A.3 k normě ČSN 75 7717, kde jsou rozměry sinic vždy stanoveny na horní hranici, takže výsledky objemové biomasy budou v naprosté většině případů vždy nadhodnoceny (ve srovnání s výsledky získanými proměřováním sinic ve zkoumaném vzorku). Navíc tabelární rozměry jsou dány jen pro některé sinice (nejvíce lze problematické vzorky očekávat ve společenstvu, ve kterém dominují tenké vláknité sinice, např. *Limnothrix* nebo *Pseudanabaena*). Pro některé taxony (např. pro planktonní sinice z rodů *Microcystis* nebo *Anabaena*<sup>1</sup>), pokud jsou jejich zástupci určeni jen do rodů, je velikostní rozmezí natolik velké, že použití předdefinovaných rozměrů ztrácí smysl. Přepočty lze provést ve volně dostupném souboru ve formátu MS Excel, který je ke stažení na adrese <http://www.szu.cz/tema/zivotni-prostredi/koupaliste-metody>.

### **3.4. Stanovení sinic a chlorofylu-a pomocí alternativních metod**

Vyhláška č. 238/2011 Sb. v příloze č. 4 připouští pro stanovení sinic a chlorofylu-a další metody, pokud umožňují vzájemné odlišení řas od sinic: fluorometrii a vysokotlakou kapalinovou chromatografii (HPLC). Pro rutinní použití připadá v úvahu především fluorometrie, protože může být využita při měření přímo na lokalitě a lze s ní získat rychle velké množství výsledků. Některé laboratoře zapojené do sledování přírodních koupacích vod jsou již přístroji (a to jak pro měření v místě odběru, tak pro měření v laboratoři) vybaveny, i když do IS PiVo zatím žádné výsledky pomocí těchto metod dodány nebyly (jedná se totiž především o laboratoře podniků Povodí, které až na výjimky nedodávají data přímo do IS PiVo). Fluorescenční metody však nejsou zcela srovnatelné s rutinně používanými postupy (chlorofyl-a extrakčně a sinice mikroskopicky). Lze většinou očekávat, že v případě výskytu sinic s většími koloniemi (*Aphanizomenon flos-aquae* a některé druhy rodu *Microcystis* tvořící velké kolonie – především *M. aeruginosa*, *M. ichthyoblabe*, *M. flos-aquae* a *M. wesenbergii*) budou výsledky získané pomocí fluorescenčních metod podhodnocené.

---

<sup>1</sup> Planktonní sinice rodů *Anabaena* a částečně také *Aphanizomenon* byly během nedávných taxonomických revizí přeřazeny do několika nově vzniklých rodů. Většina planktonních sinic rodu *Anabaena* je nově řazena do rodu *Dolichospermum*. Více v příloze F revidované ČSN 75 7717.

## 4. Hodnocení výsledků

### 4.1. Obecně

Hodnocení jakosti přírodních koupacích vod zahrnuje několik dílčích činností:

- Verifikaci v IS PiVo v užším smyslu, tedy kontrolu protokolů (především výsledků stanovení) zaslaných laboratoří. Tou by neměly projít zjevně chybné výsledky (při podezření na chybu je vždy nutné kontaktovat laboratoř, která by upozornění neměla chápat jako zpochybňování kvality své práce) a vzorky s chybějícími údaji (např. absence doplňujících textů v poznámkách u ukazatelů, u nichž to je předepsáno).
- Doplnění výsledku souhrnného hodnocení podle přílohy č. 6 k vyhlášce č. 238/2011 Sb. Toto hodnocení v sobě integruje přinejmenším 4 dílčí hodnocení:
  - Hodnocení mikrobiologických ukazatelů (podle § 9 a příloh č. 1 a 3)
  - Hodnocení výskytu sinic a fytoplanktonu (podle § 10 a přílohy č. 4)
  - Hodnocení „estetických“ faktorů (podle přílohy č. 5)
  - Hodnocení dalších, právními předpisy přímo neučených faktorů (např. výskyt cerkariové dermatitidy).
- Případná rozhodnutí o následných opatřeních řízení (opakování rozboru, pátrání po příčinách znečištění apod.)

Správně provedené hodnocení rozhodně nezahrnuje jen srovnání aktuálních kvantitativních výsledků s limitními hodnotami. Hodnotitel<sup>2</sup> by měl nad aktuálními výsledky přemýšlet rovněž v souvislosti se staršími výsledky (změna oproti předchozímu odběru, atypický průběh oproti předcházejícím sezónám) a svou osobní znalostí lokality (místa s největším znečištěním, s nejčastější kumulací vodních květů a jejich pozice vzhledem k místu odběru apod.). Rovněž by si měl všimnout informací v poznámkách a vzájemného poměru jednotlivých ukazatelů (intestinální enterokoky x *E. coli*; průhlednost x chlorofyl-a x sinice). Značnou výhodou pro hodnocení je **osobní účast hodnotitele při vzorkování**, což však nelze vždy dodržet (např. u koupališť s provozovatelem).

### 4.2. Hodnocení mikrobiologických ukazatelů

#### 4.2.1. Kontrola výsledků dat při verifikaci v IS PiVo

Mikrobiologické výsledky, které by měly vzbudit pozornost při verifikaci výsledků v IS PiVo a jejich hodnocení, jsou především:

- **Nulové výsledky**, které není možno při zpracování podle postupu z přílohy č. 1 vyhlášce č. 238/2011 Sb. (zahrnuje logaritmování hodnot) nahradit mezí detekce (NRC pro pitnou vodu, 2012).
- **Výskyt významně vyšších počtů intestinálních enterokoků oproti počtům *E. coli*** (při současném zohlednění nejistot měření), zvláště pokud se to děje opakovaně. Za významně vyšší lze považovat přibližně poměr intestinálních enterokoků ku *E. coli* 2:1. Vyšší hodnoty intestinálních enterokoků mohou být způsobeny znečištěním živočišného původu (viz kap. 4.2.3) nebo metodickými problémy (viz kap. 3.1),
- **Výsledky, které díky nevhodně zvolenému ředění nelze použít pro hodnocení** (uvedené pouze jako větší než stovky KTJ/100 ml). V takových případech je třeba okamžitě nechat zopakovat odběr, aby interval od předchozího odběru nebyl delší než 35 dní. Jinak hrozí, že po 4 roky, v nichž se s výsledkem počítá při hodnocení, bude koupací

---

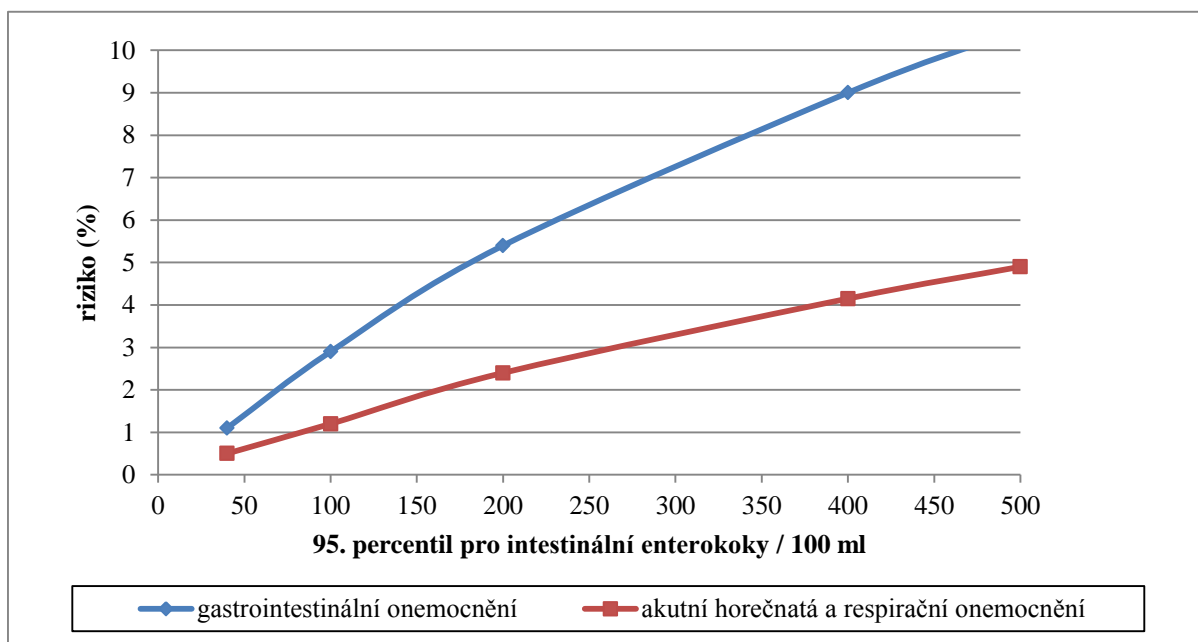
<sup>2</sup> Hodnotitelem je zde pracovník krajské hygienické stanice, nicméně principy verifikace (správnosti) výsledků mikrobiologického a hydrobiologického rozboru uvedené dále v kap. 4.2 a 4.3 musí být rovněž přirozenou součástí práce laboratoře před tím, než vloží výsledky do IS PiVo.

voda ve zprávách z Evropské komise hodnocena jako nedostatečně vzorkovaná. Doporučené metody stanovení *E. coli* metodou nejpravděpodobnějšího počtu riziko nesprávné volby ředění částečně eliminují, neboť disponují větším pracovním rozsahem.

#### 4.2.2. Interpretace limitních hodnot

Každá přírodní koupací voda je více či méně zatížena mikroorganismy, které mohou za určitých podmínek vyvolat onemocnění člověka. K těmto podmínkám patří virulence mikroorganismu, vnímavost hostitele a dále způsob a míra expozice koupající se osoby příslušnému mikroorganismu. **Je proto nutné si uvědomit, že s každým koupáním ve volné přírodě je spojeno určité zdravotní riziko** a smyslem hygienických právních předpisů je toto riziko udržovat na společensky přijatelné úrovni tím, že kvalita vody v lokalitách komerčně nebo masově využívaných ke koupání je během sezóny pravidelně sledována a v případě nevyhovujících nálezů je veřejnost o zvýšeném riziku informována, resp. koupání není doporučeno nebo je přímo zakázáno.

Při sledování kvality vody v přírodních koupacích vodách se nestanovují přímo patogenní mikroorganismy, ale dva indikátory fekálního znečištění (*E. coli* a intestinální enterokoky), skrze jejichž stanovené limity se má minimalizovat zdravotní riziko. Tyto limity jsou převzaty ze směrnice 2006/7/ES, která při jejich stanovení vychází z výsledků epidemiologických studií popisujících vztah mezi výskytem indikátorů fekálního znečištění a příslušným onemocněním, jak je uvádí Světová zdravotnická organizace (viz obrázek 1).



**Obr. 1.** Vztah mezi obsahem intestinálních enterokoků v mořské vodě (vyjádřeným jako 95. percentil) a rizikem gastrointestinálních a akutních horečnatých respiračních onemocnění koupajících se osob, odvozený z epidemiologických studií a publikovaný Světovou zdravotnickou organizací [Anon, 2002]. Vzhledem k rozdílnému vlivu mořské (slané) a sladké vody na přežívání bakterií bude vztah u sladkých vod trochu odlišný.

Na základě znalosti tohoto vztahu můžeme odhadnout pravděpodobnost vzniku onemocnění při koupání v různě znečištěné vodě. Např. při průměrném výskytu střevních enterokoků v mořské vodě 200 KTJ/100 ml (95. percentil) – **čemuž ve sladkých, vnitrozemských vodách odpovídá přibližně hodnota 400 KTJ/100 ml (95. percentil)** – můžeme asi u pěti procent



koupajících očekávat vznik průjmového onemocnění a asi u 2,5 % respiračního onemocnění. Tato čísla znamenají, že u sta koupajících se osob v takové vodě je pravděpodobné, že 5 až 6 z nich onemocní průjmovým a 2 až 3 respiračním onemocněním v důsledku koupání. Není to příliš přesné, ale je to alespoň nějaký hrubý kvantitativní odhad rizika. Limitní hodnotou nejnižší kategorie jakosti vody („přijatelná jakost“) čili hranicí přijatelnosti je podle vyhlášky č. 238/2011 Sb. ve vnitrozemských vodách 330 KTJ intestinálních enterokoků/100 ml (na základě vyhodnocení 90. percentilu). Horší kvalita je již považována za nevyhovující či „nepřijatelnou“. Protože graf Světové zdravotnické organizace je založen na 95. percentilu, ale limitní hodnota ve vyhlášce č. 238/2011 Sb. na 90. percentilu, není přímé srovnání možné. Předpokládejme tedy teoreticky (nicméně na základě reálných dat z tuzemských koupacích vod), že **hranicí pro přijatelnou jakost vody (založenou na 95. percentilu a odvozenou z hodnoty 330 KTJ/100 ml pro 90. percentil) je hodnota asi 500 KTJ/100 ml**. Podrobnosti o vztahu mezi fekálními indikátory a patogeny a o využití metody QMRA (kvantitativní hodnocení mikrobiologického rizika) při hodnocení rizika koupacích vod jsou uvedeny v literatuře (Kožíšek et al., 2013).

#### 4.2.3. Postup při hodnocení jednotlivých výsledků

Hodnocení kvality vody ve vyhlášce č. 238/2011 Sb. (výborná – dobrá – přijatelná jakost) není založeno na jednom výsledku, ale vychází z většího souboru dat z několika koupacích sezón. Tento přístup však nelze použít pro hodnocení jednotlivých výsledků mikrobiologického rozboru. Vzhledem k možné značné proměnlivosti a nepředvídatelnosti mikrobiologické kvality povrchových vod je vypovídací schopnost jednotlivého vzorku velmi omezená, chceme-li na jeho základě po několika dnech po odběru dělat hodnocení platné pro příští dny či dokonce týdny. To samozřejmě nutně neznamená, že hygienik si nemá jednotlivých aktuálních výsledků i všimnout a na jejich hodnocení rezignovat. Při překročení limitních hodnot uvedených v § 9 (*E. coli* 2000 KTJ/100 ml a intestinální enterokoky 400 KTJ/100 ml) reagovat musí (přínejmenším nechat provést opakovaný odběr). Všimnout by si měl ale i dalších hodnot, zejména pokud je nalezena vyšší hodnota výrazně vybočující z řady předchozích výsledků (např. náhlé změny počtů obou mikrobiologických ukazatelů větší než 1 řád, kterou nelze vysvětlit předchozí srážkovou epizodou). V takových případech je nutné výsledek doplnit a konfrontovat s dalšími informacemi o možné příčině, povaze a délce trvání znečištění.

K získání takových informací je vhodné – podle povahy vodní plochy – se obrátit na jejího správce (podnik Povodí), vodoprávní úřad, provozovatele (přírodního koupaliště, chovného rybníka), Českou inspekci životního prostředí apod., zda jim není známa nějaká skutečnost, která by mohla zvýšený nález fekálních indikátorů vysvětlit.

Pokud je nalezena možná příčina znečištění a jedná se o jednorázovou záležitost, jejíž trvání i následek je max. v rámci dnů, je možné takový nález pominout, resp. zvážit, zda se nejedná o krátkodobé znečištění. Pokud je příčina známá a přetrvává a je předpoklad, že zvýšené hodnoty fekálních indikátorů je možné očekávat v řádu týdnů, je vhodné pro hodnocení použít ukazatel kvality vody 3 (zhoršená jakost vody) popř. v závislosti na dalších známých rizikových faktorech i ukazatel 4 (voda nevhodná ke koupání) podle přílohy č. 6 k vyhlášce č. 238/2011 Sb.

Pozornost by se také měla věnovat poměru obou indikátorových organismů. Vyšší poměr intestinálních enterokoků oproti *E. coli* lze očekávat v případě fekálního znečištění živočišného původu (výskyt domácích, chovaných či volně žijících zvířat, včetně vodního ptactva v okolí profilu, hnojení kejdou, močůvkou či chlěvskou mrvou). Ve střevním traktu teplokrevných zvířat se totiž vyskytuje více intestinálních enterokoků oproti fekálním koliformním bakteriím (mezi něž *E. coli* patří) na rozdíl od zažívacího traktu člověka, kde je

tomu naopak (Fewtrell et Bartram, 2001; Baudišová, 2009). Protože u koupacích vod ČR lze očekávat spíše znečištění humánního původu, v naprosté většině se v povrchových vod vyskytuje více *E. coli* než intestinálních enterokoků.

Při hledání příčin znečištění není možné opominout ani různé další charakteristiky profilu (velké množství koupajících se, výskyt nadměrného množství vodního ptactva apod.). Je také nutné vzít v úvahu i nejistoty mikrobiologických měření včetně odběru vzorku a vlivem jeho přepravy do laboratoře.

#### 4.2.4. Krátkodobé znečištění a výjimečné situace

Právní předpisy přistupují k hodnocení mikrobiologických indikátorů až na výjimky zpětně za delší období. Těmito výjimkami jsou 1) krátkodobé znečištění a 2) výjimečná situace a 3) překročení limitních hodnot z § 9 odst. 7 vyhlášky č. 238/2011 Sb. Zatímco první dva případy jsou převzaty ze směrnice 2006/7/ES, poslední je národní úprava v ČR (tento bod je řešen v předchozí kapitole).

Krátkodobé znečištění je *mikrobiologická kontaminace, která má jasně zjistitelné příčiny, netrvá déle než 72 hodin a pro niž příslušný orgán vytvořil postupy k předvídání a řešení*. V naprosté většině případů se bude jednat o znečištění následující po větších srážkách. Je dobré si uvědomit, že nejvyšší počty hygienicky významných mikroorganismů bývají detekovány na začátku zvyšování průtoků, nikoliv v jeho kulminaci (Baudišová et al., 2012), což však platí především pro toky. V nádržích je tento jev komplikovanější (viz dále).

Výjimečnou situací je *událost nebo kombinace událostí ovlivňujících jakost vod ke koupání na dotyčném místě, u nichž se neočekává výskyt častěji než jednou za čtyři roky*. I výjimečná situace bude také v naprosté většině případů spojena s velkými srážkami, které však mají daleko vážnější dopady, než u krátkodobého znečištění (obvykle jsou spojeny se záplavami).

Zatímco identifikace výjimečné situace (bez ohledu, je-li pak v praxi uplatněna např. možnost pozastavit monitorovací kalendář) nebývá problém, u krátkodobého znečištění je tomu jinak.

Vzhledem k tomu, že **krátkodobé znečištění musí být předvídáno**, je nejprve nutné koupací vodu označit, že je pod vlivem krátkodobého znečištění (mělo by to být uvedeno v profilu vody ke koupání a také na informační tabuli, jedná-li se o vodu, pro kterou byly profil a informační tabule vytvořeny). Teprve potom lze vysoké výsledky, které byly pod vlivem krátkodobého znečištění, z hodnocení vyloučit a nahradit ve shodě s legislativou novými. K identifikaci toho, zda lokalita je pod vlivem krátkodobého znečištění, je možno v praxi přistoupit dvěma způsoby (nejlépe jejich kombinací):

- **Analýzou existujících dat.** Tam, kde existuje podezření, že je lokalita pod vlivem krátkodobého znečištění, by měla být analyzována již naměřená data v závislosti na srážkách či průtocích z vhodných měřicích stanic. Zde však bude nevyhnutelná součinnost se správcem povodí, protože historická data o srážkách nebo průtocích nejsou veřejně dostupná.
- **Z aktuálně naměřených výsledků.** Tam, kde výsledek pravidelného sledování bude zvýšený a bude podezření, že je to vlivem zvýšené srážkové činnosti, měly by být odebrány dodatečné vzorky a zároveň k tomu získána vhodná data o srážkách a/nebo průtocích, které jsou krátkodobě (týden) na stránkách ČHMÚ volně dostupná. Podezřelá lokalita by měla být pak cíleně vzorkována během srážkových epizod. Pokud by se závislost znečištění na srážkách potvrdila, je možno tvrdit, že lokalita je pod vlivem krátkodobého znečištění. To je pak nutné přidat do profilu vod ke koupání, na informační tabuli a internetové stránky, nejspíše jako obecné konstatování, např. „*Po větších deštích hrozí krátkodobě (přibližně 3 dny) při koupání zvýšené riziko nákazy infekčním onemocněním.*“ Zároveň by měl být stanoven alespoň přibližný operativní limit srážek resp. průtoků na vhodné měrné stanici, od kterého se pravděpodobně krátkodobě

znečištění koupací vody vyskytuje. Tento limit nemusí být veřejný (na tabuli, internetu), měl by však být součástí profilu vod ke koupání.

Výše uvedené postupy však mají v podmínkách ČR velmi omezené použití. Většina koupacích vod je totiž situována na nádržích, kde je efekt rychlého výrazného zvýšení po srážkové epizodě a následného rychlého poklesu poměrně těžké vysledovat a tudíž není možné naplnit podmínku **o předvídání krátkodobého znečištění**.

### **4.3. Hodnocení výskytu sinic a fytoplanktonu**

#### **4.3.1. Kontrola výsledků dat při verifikaci v IS PiVo**

Výsledky, které by měly vzbudit pozornost při verifikaci v IS PiVo a hodnocení, jsou především:

- **Chybějící doplňující poznámky.** Především u výsledků ukazatelů vodní květ, mikroskopický obraz a sinice, musí být pozitivní nález specifikován v poznámkách.
- **Nevhodně zapsaný výsledek pro průhlednost.** Pokud výsledek ukazatele průhlednost bude menší než limitní hodnota (tzn. 1 m), a přitom bude uvedeno, že se jedná o výsledek nad horní mezi stanovitelnosti, měl by být s laboratoří diskutován způsob stanovení tohoto ukazatele (viz kap. 2.3).
- **Zjevný nesoulad mezi výsledky jednotlivých ukazatelů,** který by mohl poukazovat na analytickou chybu.

#### **4.3.2. Interpretace limitních hodnot**

Obdobně jako u mikrobiologických ukazatelů, je i sledování sinic založeno na indikátorech. Lidskému zdraví nejsou totiž nebezpečné samotné sinice, ale látky jimi produkované, mezi které patří cyanotoxiny (především hepatotoxické microcystiny, několik neurotoxinů, cylindrospermopsin) a některé další látky, například lipopolysacharidy. Lipopolysacharidy, které jsou dávány do souvislosti s respiračními problémy koupajících se osob (Stewart et. al, 2006), obsahují ve své buněčné stěně všechny sinice. Produkce cyanotoxinů se liší mezi taxony i mezi jednotlivými populacemi téhož taxonu a je proměnlivá také v závislosti na podmínkách prostředí v rámci jedné populace. Proto je možné přítomnost cyanotoxinů z výskytu sinic odhadovat jen potenciálně na základě obecné znalosti o produkci toxinů (typech a množství) jednotlivými taxony. Stanovení toxinů pro běžný monitoring koupacích vod by s sebou přineslo obdobné problémy jako stanovení patogenních mikroorganismů (cyanotoxinů je více typů, stanovení jsou drahá a technicky náročná), a proto je celý systém sledování založen na výskytu sinic v kombinaci s dalšími ukazateli. To však neznamená, že při hodnocení nemohou být zvažovány další faktory.

Limitní hodnoty pro sinice a chlorofyl-a, které obsahuje vyhláška č. 238/2011 Sb., byly převzaty z větší části z doporučení Světové zdravotnické organizace (WHO, 2003). Obsahují navíc některé národní modifikace, například limit v buňkách a objemové biomase pro III. stupeň, stupnici vodních květů. Na rozdíl od mikrobiologických ukazatelů (kap. 4.2.2) neukázaly epidemiologické studie jasný vztah mezi výskytem sinic a zdravotními následky. Světová zdravotnická organizace (WHO, 2003) zdůvodňuje nastavení limitů takto:

- Limity I. stupně – stanoveny na základě epidemiologické studie; možnost lehčích akutních zdravotních problémů (gastrointestinální, kožní apod.).
- Limity II. stupně – na základě provizorního limitu pro microcystin-LR v pitné vodě; stejné zdravotní dopady jako u limitů I. stupně jsou navíc doplněny možnou chronickou otravou z toxinů.

- Limity III. stupně – na základě případů otrav zvířat a akutních onemocnění lidí; a stejné dopady jako u limitů I. a II. stupně a navíc možnost akutní otravy.

Závěry studie (Pilotto et al., 1997), které byly použity pro konstrukci limitů I. stupně, nejsou příliš přesvědčivé. Limity I. stupně však slouží ve vyhlášce č. 238/2011 Sb. především jako spouštěč vyšší četnosti vzorkování.

Limitní hodnoty pro sinice a chlorofyl-a u III. stupně, které doporučení Světové zdravotnické organizace neobsahují, byly do vyhlášky č. 238/2011 Sb. přidány především s ohledem na *Planktothrix agardhii*. Tato sinice vytváří příhladinové vodní květy jen zřídka, často se však tvoří velmi silné vegetační zákaly a navíc je známo, že produkuje na jednotku biomasy více microcystinů než jiné sinice (Chorus et Bartram, 1999).

#### 4.3.3. Vztahy mezi ukazateli

**Vztah chlorofyl-a a sinice (v buňkách/ml).** Přesto, že všechny sinice obsahují chlorofyl-a, nelze mezi chlorofylem-a a abundancí sinic v buňkách hledat jednoznačný vztah, protože koncentrace chlorofylu-a na jednotku biomasy je proměnlivá a navíc chlorofyl-a obsahují i všechny fototrofní řasy. Při interpretaci výsledů je vždy nutné tyto dva parametry srovnávat s vědomím, že neukazují na totéž.

Pro případ, že koncentrace chlorofylu-a je vyšší, než by odpovídalo abundanci sinic:

- Ve společenstvu fytoplanktonu budou významnou část tvořit jiné organismy než sinice (např. rozsivky, zelené řasy, skrytěnky). Složení řas a sinic musí být uvedeno v poznámce.
- Laboratorní chyba – podhodnocení abundance sinic laboratoří; nadhodnocení výsledků chlorofylu-a laboratoří. Pravděpodobnější je podhodnocení výskytu sinic laboratoří. Výsledky sice pocházejí z autorizovaných/akreditovaných laboratoří a tudíž by možnost laboratorních chyb měla být minimalizována, vylučovat však předem laboratorní chybu není správné.

Pro případ, že koncentrace chlorofylu-a je nižší než by odpovídalo abundanci sinic:

- Mezi sinicemi jsou zastoupeny hojně druhy s menšími buňkami, například tenké vláknité sinice *Pseudanabaena*, *Limnothrix*, *Planktoolyngbya* nebo *Microcystis* s menšími buňkami, typicky *M. flos-aquae* nebo *M. ichthyoblabe*. Dominantní taxony by samozřejmě měly být uvedeny v poznámce, takže situaci lze okamžitě posoudit. ČSN 757717 navíc výslovně uvádí, že sinice, které mají buňky menší než 2  $\mu\text{m}$ , se do celkového počtu sinic nezahrnují, protože jsou díky svým malým rozměrům obtížně počítatelné a navíc tyto sinice nevytváří vodní květy.
- Laboratorní chyba – nadhodnocení abundance sinic, podhodnocení koncentrace chlorofylu-a. K této chybě u mikroskopické kvantifikace obecně dochází méně často. Jak je uvedeno v kap. 3.3, tato situace nastává občas u běžné sinice *Planktothrix agardhii*.

**Vztah mezi abundancí sinic (v buňkách/ml) a objemovou biomasou sinic ( $\text{mm}^3/\text{l}$ ).**

Velikost buněk sinic se liší významně mezi jednotlivými rody a druhy a je také proměnlivá i v rámci druhu. Limity pro tyto dva ukazatele z přílohy č. 4 k vyhlášce č. 238/2011 Sb. si odpovídají pro kulaté buňky o průměru 5,76  $\mu\text{m}$ , což je velikost, které mohou běžné dosahovat buňky jedné z nejrozšířenějších sinic *Microcystis aeruginosa*. Relativně dobře si oba ukazatele budou odpovídat u některých dalších sinic rodu *Microcystis* (*M. wesenbergii*, *M. viridis*), zástupců rodů *Aphanizomenon*, *Planktothrix* a některých zástupců rodu *Anabaena*<sup>1</sup>. U řady taxonů však bude poměr mezi těmito dvěma ukazateli jiný, než mezi jejich limitními hodnotami. Významně vyšší ve prospěch objemové biomasy bude u některých zástupců rodu *Anabaena*<sup>1</sup> s velkými buňkami (*A. smithii*, *A. circinalis*). Opačný problém, který je vzhledem k četnosti výskytu jednotlivých sinic v ČR významnější, představují především sinice rodu *Microcystis* s menšími buňkami (*M. flos-aquae* a především *M. ichthyoblabe*) a dále tenké vláknité sinice rodů *Pseudanabaena*, *Limnothrix* a

*Planktolynghya*. Při dominanci tenkých vláknitých sinic vyhláška č. 238/2011 Sb. přímo ukládá stanovení objemové biomasy.

**Vztah mezi vodním květem (vizuálně) a sinicemi (mikroskopicky).** Vztah mezi těmito dvěma ukazateli může být velice těsný. Záleží však na mnoha okolnostech. Je nutné si uvědomit, že odběr pro stanovení sinic nebývá obvykle prováděn těsně u břehu, ale v místě, kde je hloubka alespoň 1 metr. Do výsledků ukazatele vodní květ se však promítnou i sinice nakumulované těsně u břehu. Někdy tak může dojít k relativně nízkému nálezu sinic (např. v jednotkách tisíců buněk/ml) a vodnímu květu na stupních 1 nebo 2. Zdánlivý rozpor mezi těmito ukazateli může nastat také v případě výskytu sinice tvořících velké kolonie, což je typické u *Aphanizomenon flos-aquae* ale také pro různé *Microcystis* a někdy i pro sinice rodu *Anabaena*<sup>1</sup>. Při pohledu do vodního sloupce s velkými koloniemi mají i zkušení pracovníci tendenci považovat vizuální nález za výrazně vyšší, než jaký ve skutečnosti je. Naproti tomu sinice, které netvoří makroskopicky viditelné kolonie, jsou obvykle pozorovatelné pouze jako zákal, takže se v ukazateli vodní květ nemusí projevit vůbec. Typickým příkladem může být *Planktothrix agardhii*, která vytváří vodní květy jen vzácně nebo tenké vláknité sinice *Pseudanabaena* nebo *Limnothrix*, které vodní květy netvoří vůbec. Někdy však nemusí být jako vodní květ pozorovatelný ani masový rozvoj sinic rodu *Microcystis* (v případě populace složené z drobných kolonií).

**Vztah mezi chlorofylem-a a průhledností vody.** Všechny ve vodě přítomné částice (vodní organismy, abioseston) snižují průhlednost. Ve stojatých povrchových vodách ji budou nejvíce snižovat planktonní řasy a sinice. Obvykle bude vztah mezi průhledností a chlorofylem-a velice těsný. Přesto však lze očekávat, že ve vodách, kde se vyskytují sinice tvořící makroskopicky viditelné kolonie (*Aphanizomenon flos-aquae*, *Microcystis* spp., některé sinice rodu *Dolichospermum*<sup>1</sup>), bude při stejné koncentraci chlorofylu-a průhlednost vyšší ve srovnání s vodou, kde budou dominovat pouhým okem nepozorovatelné sinice a řasy (např. v nádržích s dominancí *Planktothrix agardhii*, centrických rozsivek nebo zelených řas). Vztah mezi průhledností a chlorofylem je zcela narušen v případech, kdy se ve vodním sloupci vyskytne velké množství neživých částic (splachy po větších deštích, zvíření sedimentu apod.). Jako vysoce nepravděpodobnou lze považovat kombinaci vysoké průhlednosti s vysokou koncentrací chlorofylu-a.

#### 4.3.4. Postup při hodnocení jednotlivých výsledků

Hodnocení se provádí podle § 10 a příloh č. 4 a 6 k vyhlášce č. 238/2011 Sb. Při hodnocení je dále vhodné zohlednit vztahy mezi jednotlivými ukazateli, které jsou naznačené v kapitole 4.3.3, a další informace uvedené v této kapitole.

Zásadním problémem hodnocení výskytu sinic je jejich **značná proměnlivost v čase**, která je v některých případech nepostižitelná vzorkováním s týdenní četností, protože se situace může významně měnit během hodin nebo i minut. Proměnlivost v čase však není zcela náhodná. Fytoplankton se neobjeví v nádrži najednou, ale potřebuje určitou dobu k růstu, navíc u něj dochází k sezónní sukcesi, takže jeho výskyt lze do určité míry předpovědět na základě typu lokality a zkušeností z předchozích sezón. Díky vertikální migraci koloniálních sinic, kdy lze v příhadinové vrstvě očekávat nejvyšší nálezy ráno (Visser et al., 2005), měl by být odběr ve shodě s normou ČSN 75 7717 proveden mezi 6. a 11. hodinou dopoledne. Zásadní problém nastává při výskytu většího množství sinic vodního květu, které se při změně podmínek mohou velmi rychle nahromadit u hladiny a vytvořit o několik řádů vyšší biomasu. Ta se pak vlivem větru může po nádrži rychle pohybovat. Mohou tak nastat případy, při nichž bude aktuální hodnocení koupací vody založené na datech z počátku týdne relativně příznivé (např. na stupni 2 nebo 3 z přílohy č. 6 k vyhlášce č. 238/2011 Sb.), ale skutečný výskyt sinic na koupací vodě o víkendu bude odpovídat stupni 5. To z hlediska pohledu laické veřejnosti

může být vnímáno velmi negativně. Situace lze částečně korigovat tím, že u každého hodnocení, které je předkládáno veřejnosti, bude uvedena poznámka, že výskyt sinic se může poměrně rychle měnit a proto nemusí vždy skutečný stav odpovídat „aktuálnímu“ hodnocení. Částečně předejít problému lze také tím, že se při výskytu sinic, které často tvoří silné přihladinové vodní květy (např. *Microcystis* spp., *Anabaena flos-aquae*), přistoupí k hodnocení s větší předběžnou opatrností než u druhů, které silné vodní květy tvoří méně často (*Planktothrix agardhii*), nebo je netvoří vůbec (tenké vláknité sinice *Pseudanabaena*, *Limnothrix*, *Planktolyngbya*).

Problematické je také hodnocení při **dominanci sinic s drobnými buňkami / tenkými vlákny**, kdy celkové množství buněk překračuje některý z limitů. V takovém případě by mělo být přihlíženo především ke koncentraci chlorofylu-a a objemové biomase sinic a nikoli abundanci sinic v buňkách. Příklady taxonů jsou uvedeny výše (v kap. 4.3.1 v části vztahu objemové biomasy a počtu sinic v buňkách).

Další nesnadno hodnotitelnou situací je **přítomnost sinic tvořících velké kolonie / shluky**. Jedná se především o několik cm velké kolonie některých *Microcystis*, až desítky cm velké konglomeráty vloček *Aphanizomenon flos-aquae* a výskyt utržených nárostových sinic. Příklady lze nalézt v již zmiňovaném fotografickém atlase (Pumann et Duras, 2013). V takových případech může náhodný odběr jedné kolonie / shluku výrazně zvýšit laboratorní výsledky a naopak – pokud kolonie / shluk náhodou nebo záměrně nabrána není, bude výskyt sinic podhodnocen. Vhodné je odebrat dva různé vzorky (viz kap. 2.1) a při hodnocení více přihlížet k vizuálnímu stanovení vodního květu, kterým se heterogenita posoudí lépe, než laboratorní analýzou. Účast hodnotitele při odběru je v takových případech zcela zásadní.

#### **4.4. Hodnocení „estetických“ faktorů**

Estetickým kritériím (především znečištění odpady nebo přírodním znečištění, zápachu), i když mohou být méně zdravotně významná, je třeba jim věnovat zvýšenou pozornost, protože jsou snadno vnímána veřejností. Zde je osobní účast hodnotitele na lokalitě zcela zásadní. Pokud hodnotitel na lokalitě v době odběru byl přítomen, měl by se rozhodnout podle toho, jak situaci osobně vnímal. Případné stížnosti a dotazy laické veřejnosti by měl také hodnotitel řešit osobní návštěvou na místě. Samozřejmě musí hodnocení vždy odpovídat kategoriím z přílohy č. 5 k vyhlášce č. 238/2011 Sb., kterou však není možno zcela přesně nastavit tak, aby v nich subjektivní pohled a vnímání nehrály roli. Pokud hodnotitel v době odběru na lokalitě nebyl přítomen, je nutné, aby v případě pozitivního nálezu (tj. stupňů 1 až 3) byly vždy k dispozici specifikace v poznámkách.

#### **4.5. Hodnocení dalších, legislativou přímo neučených faktorů.**

Sem spadá především výskyt cercariové dermatitidy. Od roku 2006 bylo zaznamenáno několik epidemií (Chvátalová et al., 2013). Vzhledem k charakteru onemocnění (intenzivní svědění, které nastupuje několik hodin po expozici a přetrvává několik dní) je značná část případů podchycena (při nejmenším ve srovnání s jinými typy onemocnění). Pro identifikaci případů a průběh onemocnění v čase se v praxi osvědčil (při epidemii na Velkém Boleveckém rybníku v roce 2013) dotazník „Zdravotní problémy vzniklé v důsledku koupání nebo kontaktu s koupací vodou“, který je umístěn na stránkách KHS a SZÚ. Opatření ze strany KHS zahrnuje především informovanost koupajících se osob. Mezi opatření omezující výskyt cercarií ve vodě patří především odstraňování vodních plžů a omezení přístupu vodních ptáků (zákaz krmení).

## 5. Rizika z dalších vodních aktivit mimo koupání

Zákon o ochraně veřejného zdraví rozumí pod přírodním koupalištěm „stavbu povolenou k účelu koupání nebo nádrž ke koupání“ (§ 6 odst. 1). Podobně vodní zákon hovoří jen o „dalších povrchových vodách, kde lze očekávat, že se v nich bude **koupat** velký počet osob“ (§ 34, odst. 1). To ale neznamená to, že se „zákonně ochráně“ těší jen koupání, ale už ne jiné formy vodní rekreace. Pojem „koupání“ totiž není nikde v právních předpisech definován a můžeme tedy pod něj zahrnout všechny způsoby vodní rekreace, při kterých opakovaně dochází k ponoru větší části těla, včetně hlavy, do vody nebo ke kontaktu vody s celým povrchem těla – tak jak si koupání obvykle představujeme.

Určitou analogii můžeme nalézt v legislativě Americké agentury pro ochranu životního prostředí (U.S.EPA), která pro účely mikrobiologických standardů pro kvalitu rekreační vody definovala zároveň kategorie rekreačních vod podle jejich využití. Tyto standardy se vztahují na určené vodní plochy, které veřejnost ve větším měřítku využívá k tzv. „primary or full body contact recreation“ (přímá vodní rekreace, zahrnující kontakt celého těla s vodou), čímž se rozumí plavání, koupání, vodní lyžování, surfování, jízda na kajaku a podobné aktivity, při kterých se předpokládá, že dochází k ponoření hlavy a požití vody (U.S.EPA, 2004). Tento typ kontaktu odpovídá našemu „koupání“. Na rozdíl od toho rozeznává agentura tzv. „limited-contact water recreation“ čili vodní rekreaci s omezeným kontaktem s vodou, pod kterou se zahrnuje rybaření, veslování, jízda na kánoi, jízda na motorovém člunu apod. Tyto aktivity lze provozovat i na vodních plochách, které nemají mikrobiologickou kvalitu vyžadovanou pro přímou vodní rekreaci (koupání).

Vodní lyžování či surfování jsou co do způsobu expozice vodě a zdravotnímu riziku s klasickým koupáním minimálně srovnatelné; inhalace aerosolu je u nich dokonce mnohonásobně vyšší než u koupání. Vylučovat proto ze seznamu vod ke koupání vodní plochy, kde se komerčně nebo masově tyto aktivity provozují, není z hlediska ochrany veřejného zdraví odůvodněné.

## 6. Odkazy

1. Anon (2002): COM(2002) 581 final 2002/0254 (COD) Proposal for a directive of the European parliament and of the council concerning the quality of bathing water.
2. Baudišová D., Benáková A., Hlaváček J. (2012). Vliv zvýšených průtoků na změny mikrobiální kontaminace vody v povodí Olešky. Vodohospodářské technicko-ekonomické informace, roč. 54, č. 1/2012, s. 13–16.
3. Baudišová D., Šašek J., Pumann P. (2013). Mikrobiologické rozborů povrchových vod ke koupání. Technické doporučení. Sweco-Hydroprojekt. 27 str.
4. Baudišová, D. (2009). Microbial pollution of water from agriculture. Plant, Soil and Environment, 2009, roč. 55, č. 10, s. 429-435.
5. ČSN 75 7717 Jakost vod Stanovení planktonních sinic (2013).
6. ČSN EN ISO 7027 – Jakost vod. Stanovení zákalu (2000).
7. ČSN EN ISO 7899-1 (75 7831) Jakost vod – Stanovení intestinálních enterokoků v povrchových a odpadních vodách – Část 1: Miniaturizovaná metoda stanovení v tekutém médiu (stanovení MPN)
8. ČSN EN ISO 7899-2 (75 7831) Jakost vod – Stanovení intestinálních enterokoků – Část 2: Metoda membránových filtrů.
9. ČSN EN ISO 9308-1 (75 7836) Jakost vod – Stanovení *Escherichia coli* a koliformních bakterií – Část 1: Metoda membránových filtrů.
10. ČSN EN ISO 9308-3 (75 7836) Jakost vod – Stanovení *Escherichia coli* v povrchových a odpadních vodách – Část 3: Miniaturizovaná metoda stanovení v tekutém médiu (stanovení MPN).
11. Fewtrell L., Bartram J. (2001): Water quality: Guidelines, standards and health. Assessment of risk and risk management for water-related infectious disease. WHO 2001.
12. Chorus I, Bartram J. Toxic Cyanobacteria in Water. E&FN Spon; 1999.

13. Chvátalová M., Pumann P., Kožíšek F., Jelígová H. (2013). Onemocnění z koupacích vod v České republice. In: Říhová – Ambrožová J. (ed). Sborník konference Vodárenská biologie 2013, 6.-7.2.2013, Praha, str. 152-157. Vodní zdroje EKOMONITOR, Chrudim.
14. ISO 9308-2 Water quality – Enumeration of *Escherichia coli* and coliform bacteria – Part 2: Most probable number method
15. Kožíšek, F., Pumann, P., Šašek, J., Baudišová, D., Benáková, A., Chvátalová, M. (2013). Výskyt patogenů a související riziko infekce ve vybraných povrchových vodách ČR. In: Říhová – Ambrožová J. (ed). Sborník konference Vodárenská biologie 2013, 6.-7.2.2013, Praha, str. 135-145. Vodní zdroje EKOMONITOR, Chrudim.
16. NRC pro pitnou vodu (2012). Metodické doporučení Národního referenčního centra pro pitnou vodu o doplňujících údajích k výsledkům mikrobiologických rozborů v IS PiVo pro přírodní koupaliště. 2 strany. Dostupné na <http://www.szu.cz/tema/zivotni-prostredi/metodicke-doporuceni-nrc-pro-pitnou-vodu-o-doplnujicich>.
17. Pilotto LS, Burch MD, Douglas RM, Cameron S, Beers M, Rouch GR et al. (1997): Health effects of exposure to cyanobacteria (blue green algae) during recreational water-related activities. Aust NZ J Public Health; 21(6): 562–6.
18. Pouzarová T., Pumann P. (2011). Několik metodických poznámek ke stanovení chlorofylu-a pomocí ČSN ISO 10260. Sborník přednášek z konference „Vodárenská biologie 2011“, Praha 2.-3.2.2011; str. 11-17. Vydaly Vodní zdroje Ekomonitor, Chrudim.
19. Pumann P., Duras J. (2013). Atlas makroskopických jevů spojených s výskytem vodních květů sinic a dalších organismů v přírodních koupacích vodách. Státní zdravotní ústav.
20. Pumann P., Pouzarová T. (2012): Problematika vzorkování přírodních koupacích vod. Sborník z konference Vodárenská biologie 2012, 1.-2.2.2012 Praha, str. 26-32.
21. Stewart I, Webb PM, Schluter PJ, Fleming LE, Burns JW, Gantar et al. (2006): Epidemiology of recreational exposure to freshwater cyanobacteria – an international prospective cohort study. BMC Public Health, 6:93 doi:10.1186/1471-2458-6-93.
22. TNV 757340 – Jakost vod. Metody orientační senzorické analýzy (2005).
23. U.S. Environmental Protection Agency. Water quality standards for coastal and great lakes recreation waters; Final rule (40 CFR Part 131), Vol. 69, No. 220, November 16, 2004.
24. Visser P., Ibelings B., Mur L., Walsby A. (2005): The Ecophysiology of the Harmful Cyanobacterium *Microcystis*. IN Huisman J., Matthijs H., Visser P. (eds.) Harmful Cyanobacteria. Book Series: Aquatic Ecology Series 142(3). Springer Netherlands. Str. 109-142.
25. Vyhláška Ministerstva zdravotnictví č. 238/2011 Sb., kterou se stanoví hygienické požadavky na koupaliště, sauny a hygienické limity písku v pískovištích venkovních hracích ploch.
26. WHO (2003): Guidelines for safe recreational water environments. Volume 1: Coastal and Fresh Waters. WHO.



## Seznam publikací a prezentací, které předcházely vytvoření certifikované metodiky

- Baudisova D., Benakova A., Pumann P., Sasek J.: Bacterial and Protozan pathogens in recreational waters in the Czech Republic. 17. mezinárodní symposium Health Related Water microbiology, Sept. 2013, Florianopolis, Brasil.
- Baudisova D., Pumann P. Sasek J. Microbiological analyses of bathing waters – methods used in Czech Republic. 16. mezinárodní symposium Health Related Water microbiology, Sept. 2011, Rotorua, New Zealand.
- Baudišová D., Benáková A.: Metodický přístup k mikrobiologickým analýzám koupacích vod. In: Mikrobiologie vody a životního prostředí 2012, 12.- 14.9.2012 Nový Smokovec, str. 7-10.
- Baudišová D., Benáková A.: Mikrobiální znečištění koupacích vod. Přednáška na 26. Kongresu Československé společnosti mikrobiologické s mezinárodní účastí. Brno 24.-26.6.2013, str. 37.
- Baudišová D., Benáková A.: Problematika bakterií *Campylobacter* v koupacích vodách. In: Mikrobiologie vody a životního prostředí 2012, 12.- 14.9.2012 Nový Smokovec, str. 20-24.
- Baudišová D., Benáková A.: Vybrané patogenní bakterie v sedimentech. In: Sborník konference Analytika odpadů II, 27.-28. listopadu 2012, Žďár nad Sázavou, str. 110-111.
- Baudišová D.: Koupou se i vodáci? In: Mikrobiologie vody a životního prostředí 2012, 12.- 14.9.2012 Nový Smokovec, str. 11-12.
- Baudišová D.: Metody mikrobiologických analýz koupacích vod v České republice. In Baudišová D. (ed): Mikrobiologie vody a prostředí 2011, Sborník ze semináře. Tupadly, 17.-19.10.2011.
- Baudišová D.: Metody stanovení *Escherichia coli* a intestinálních enterokoků v koupacích vodách. VTEI 1/13 str. 5-7.
- Benáková A., Baudišová D.: Vliv odtoku ČOV Písek na kvalitu vody v Otavě. 10. Bienální konference CzWA VODA 2013, Poděbrady 18.-20.9.2013, str. 290-293.
- ČSN 75 7717 Jakost vod Stanovení planktonních sinic (2013).
- Chvátalová M., Pumann P., Kožíšek F., Jelíková H. (2013). Onemocnění z koupacích vod v České republice. In: Říhová – Ambrožová J. (ed). Sborník konference Vodárenská biologie 2013, 6.-7.2.2013, Praha, str. 152-157. Vodní zdroje EKOMONITOR, Chrudim.
- Kožíšek F., Pumann P., Pouzarová T., Svobodová V. (2013). Hodnocení zdravotního rizika z vodního lyžování. In: Říhová – Ambrožová J. (ed). Sborník konference Vodárenská biologie 2013, 6.-7.2.2013, Praha, str. 158-163.
- Kožíšek F., Pumann P., Šašek J., Baudišová D., Benáková A., Chvátalová M.: Výskyt patogenů a související riziko infekce ve vybraných povrchových vodách ČR. Vodárenská Biologie 2013, Ekomonitor, Praha 6.-7.2. 2013, 135-145.
- Kožíšek F., Šašek J., Baudišová D., Benáková A., Jahnová I., Pumann P. (2013). Sledování podmíněných patogenů ve vybraných povrchových vodách a hodnocení jejich rizika při koupání. In: Sýkora V. a Kujalová H. (eds.) Sborník 5. konference HYDROANALYTIKA 2013 (Hradec Králové, 17.-18.9.2013).
- Kožíšek F., Pumann P.: Metoda QMRA a její využití při hodnocení kvality povrchových i upravených vod. In: Sborník z 11. ročníku konference PITNÁ VODA 2012, konané v Táboře 21.5.-24.5.2012; str. 233-245. Vydal W&ET Team, České Budějovice 2012.
- Pouzarová T., Pumann P. (2011). Několik metodických poznámek ke stanovení chlorofylu-a pomocí ČSN ISO 10260. Sborník přednášek z konference „Vodárenská biologie 2011“, Praha 2.-3.2.2011; str. 11-17.
- Pouzarová T., Pumann P. (2013). O důležitosti používání svorek při počítání v počítačích komůrkách In: Říhová – Ambrožová J. (ed). Sborník konference Vodárenská biologie 2013, 6.-7.2.2013, Praha, str. 188-189. Vodní zdroje EKOMONITOR, Chrudim.
- Pumann P., Duras J. (2013). Atlas makroskopických jevů spojených s výskytem vodních květů sinic a dalších organismů v přírodních koupacích vodách. Státní zdravotní ústav.
- Pumann P.: Problematika vzorkování přírodních koupacích vod. Sborník z konference Vodárenská biologie 2012, 1.-2.2.2012 Praha, str. 26-32.
- Sasek J., Baudisova D.: *Pseudomonas aeruginosa* in recreational waters. 17. mezinárodní symposium Health Related Water microbiology, Sept. 2013, Florianopolis, Brasil.
- Sasek J., Baudisova D.: The Influence of the Methodology on the Results of the Examination of Bathing Water-part Enterococci", 16. mezinárodní symposium Health Related Water microbiology, Sept. 2011, Rotorua, New Zealand.
- Šašek J.: Výskyt a význam *Pseudomonas aeruginosa* v koupacích vodách. In: Mikrobiologie vody a životního prostředí 2012, 12. - 14.9.2012 Nový Smokovec, str. 13-19.
- Šašek J: Zdravotní rizika listerií v pitné a koupací vodě" In Baudišová D. (ed): Mikrobiologie vody a prostředí 2011, Sborník ze semináře. Tupadly, 17.-19.10.2011.