

## VODOHOSPODÁŘSKÉ TECHNICKO-EKONOMICKÉ INFORMACE

### MOŽNOSTI VYUŽITÍ PROCESNÍHO MODELOVÁNÍ V POVODŇOVÉM KRIZOVÉM ŘÍZENÍ

Jiří Brožek, Martin Kmeč, Hana Schlangerová

#### Klíčová slova

proces – procesní modelování – krizové řízení – povodňové orgány

#### Souhrn

**Příspěvek se zabývá popisem krizového řízení při povodních podle platné legislativy ČR. Využívá procesních diagramů metody BORM (Business Object Relation Modelling) v programovém prostředí Craft.CASE pro počítačovou podporu řídicích procesů a organizaci záchranných prací v ohrožených oblastech.**

#### Úvod

Krizové řízení je nedílnou součástí řízení státu, organizace či jiné instituce, která má zájem na svém rozvoji. Jeho cílem je předcházet vzniku možných mimořádných událostí a krizových situací, zajistit všeobecnou přípravu na potenciální krizové situace, zvládnutí těchto situací a úkolů z těchto situací vyplývajících. V širších souvislostech je krizové řízení chápáno jako jeden z nástrojů pro zajištění trvale udržitelného rozvoje společnosti, organizace, území a státu.

Problematika povodňového krizového řízení zahrnuje mimo jiné aspekty personální, materiální a ekonomické. To vše, ve vazbě na nestacionaritu ve výskytu povodní v čase a variabilitě v prostorovém dopadu, nepříznivě ovlivňuje vnímání rizik, která s sebou přináší. Zvládnutí řídicího procesu je podmíněno systematickou realizací organizačních zajištění a preventivních opatření. Efektivita je stěžejním kritériem.

Vzhledem ke složitosti povodňového krizového řízení je předpokladem jeho úspěšné analýzy objektově orientovaný přístup podpořený metodami procesního modelování. Tato metoda je výsledkem původního výzkumu a v rozhodovacích procesech, včetně využití optimalizačních modelů, lze v podmínkách krizového řízení úspěšně předejít negativním dopadům chyb.

Z řady metod existujících v oblasti procesního modelování byla pro krizové řízení jako nejvhodnější zvolena metoda BORM (Business Object Relation Modelling). Tato metoda je výsledkem původního výzkumu na Provozní ekonomické fakultě České zemědělské univerzity v Praze a je podrobně popsána např. v [1, 4, 5]. Přestože byla metoda primárně vyvíjena jako nástroj softwarového inženýrství, byla úspěšně využita i při zpracovávání problémů z oblasti organizačního i čistě procesního modelování [6].

#### Metodika a postupy

##### Proces a procesní modelování

Definujeme pro náš účel pojem proces jako sekvenci činností transformující vstup na výstup s požadovanými vlastnostmi. Mezi základní vlastnosti každého procesu patří to, že:

- se skládá z uspořádaných činností (kroků),
- má jednoznačně definovaný počátek a konec,
- transformuje vstupy na výstupy,
- využívá zdroje,
- je opakovatelný.

Procesní modelování je nedílnou součástí procesní analýzy, která slouží k detailní identifikaci a specifikaci procesů, jejich struktury, vlastníkům, vstupům, výstupům, omezením apod. Procesní model umožňuje popsat aktuální stav, navrhnout nové nebo optimalizovat existující procesy, odhalit zbytečné nebo neefektivní z nich, modelovat a vyhodnotit možný dopad změn před jejich realizací. Poskytuje grafickou prezentaci, která zásadním způsobem usnadňuje spolupráci všech, kteří se procesní analýzy účastní nebo pouze využívají její výsledky. Z řady metod pro zpracování procesních modelů byla vybrána metoda BORM a její procesní diagram.

##### Procesní diagram metody BORM

Metoda BORM je založena na postupném odvozování nových pojmů z předchozích. Pro konkrétní modelovaný problém je vhodné si nejprve rozmyslet, jaké atributy budou u jednotlivých objektů potřeba, a nastavit je. Například pro projekty zabývající se modelováním organizační a řídicí změny v nějaké organizaci je vhodné nastavit u scénářů atributy „as-is“, „should-be“ a „to-be“, které budou sloužit k rozlišení, zda se jedná o scénář popisující stávající proces, zamýšlený proces, nebo proces naplánovaný k implementaci.

V první fázi, tzv. business modelování, je analyzován celý kontext modelovaného systému – především objekty a procesy v organizaci, pro kterou se analýza systému provádí. Procesní diagram graficky reprezentuje skutečný stav a specifikuje strukturu procesů. Skládá se z jednotlivých objektů účastnících se procesů v systému, tzv. participantů. Zobrazuje vzájemné datové toky – objekty, které si jiné objekty vyměňují při vzájemné komunikaci, a scénáře – podrobné popisy procesů, kterých se participanty účastní. K tvorbě diagramů je vhodné přistoupit až po definování scénářů, participantů a datových toků. Vlastní syntaxe procesního diagramu je pro přehlednost uvedena v *tabulce 1*.

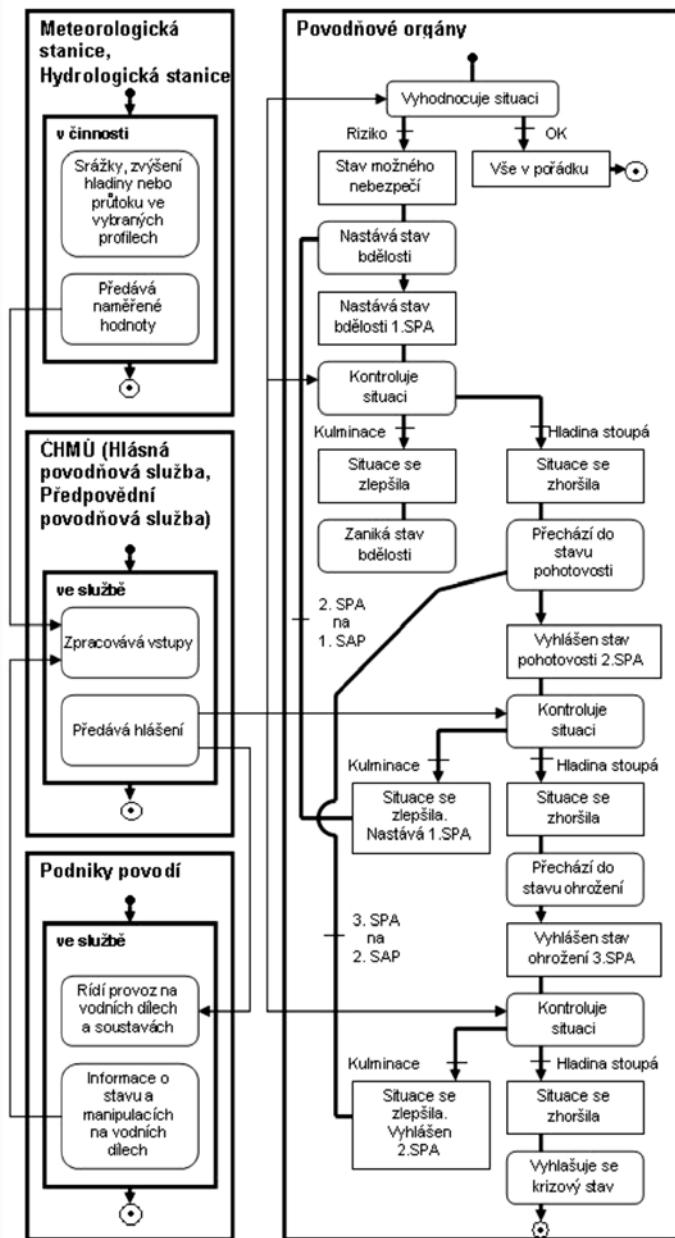
Vytvořený model je verifikován pomocí simulace. Vzhledem k tomu, že procesní diagramy mají povahu konečných automatů, lze v modelovacím nástroji Craft.CASE simulací snadno ověřit průběh celého procesního modelu. Více o nástroji Craft.CASE lze najít např. v [2, 7] nebo na jeho domovské stránce [3].

##### Uplatnění procesního diagramu metody BORM pro povodňové krizové řízení

Krizové diagram je sestaven podle platné legislativy pro povodňové řízení v ČR. Syntaxe procesního diagramu, znázorněného na *obr. 1*, je následující: jednotlivé participanty jsou zobrazeny jako obdélníky, tzv.

**Tabulka 1.** Syntaxe znázorněného procesního diagramu [podle 11]

Pojem	Symbol	Popis
Role participantu	Obdélník se jménem zobrazeným uvnitř v levém horním rohu.	Představuje účastníka modelovaného procesu.
Stav	Obdélník kreslený dovnitř symbolu pro roli participantu. (Pro počáteční a koncový stav se používají symboly shodné s UML.)	Stavy vyjadřují postupné změny participantů v čase. Stavy lze dekomponovat na diagram.
Aktivita	Ovál propojený čarou s participantem nebo jeho stavem. Ovály mohou být kresleny také dovnitř k nim příslušným objektům.	Aktivita reprezentují jednotlivé složky chování objektů. Aktivita lze dekomponovat na diagram.
Komunikace	Šipka, která propojuje aktivity mezi sebou.	Komunikace vyjadřují sled provádění a vzájemnou závislost aktivit různých objektů mezi sebou. Datové toky mohou být vedeny oběma směry.
Přechod	Šipka, která propojuje aktivity a stavy jednoho objektu.	Součástí přechodu je také aktivita, ze které přechod vychází. Přechod s aktivitou představuje činnost, kterou je třeba vykonat, aby objekt změnil svůj stav.
Podmínka	Přeškrtnutí s textovým popisem u komunikace nebo u propojení aktivity a objektu.	Podmínkou se vyjadřuje omezená platnost komunikace nebo aktivity.



**Obr. 1.** Procesní diagram povodňového krizového řízení pomocí metody BORM

swimlanes. Stav objektů jsou reprezentovány menšími obdélníky uvnitř participantů. Aktivity uvnitř participantu jsou znázorněny ovály. Participanty mezi sebou vzájemně komunikují, což je znázorněno slabými šipkami mezi aktivitami. Šipky zároveň představují datové toky mezi objekty. Silnější šipky představují přechod mezi aktivitami a stavy jednoho objektu. Přeskrtnuté šipky s textovým doprovodem vyjadřuje omezení komunikace či přechod do určitého stavu na základě splnění podmínky.

Každý participant má svůj význam/účel, procesy, ve kterých je zastoupen, datové toky a obsahuje aktivity a stavy. *Meteorologická stanice/hydrologická stanice* je nepřetržitě v provozu a v určitém časovém kroku předává měřené hodnoty do pracoviště *ČHMÚ*, která zajišťují předpovědní povodňovou službu a hlásnou povodňovou službu. *ČHMÚ* udržuje oboustrannou datovou komunikaci s vodohospodářskými dispečinkami *podniků Povodí*, které řídí provoz na vodních dílech (VD) a vodohospodářských soustavách. Předává jim meteorologické a hydrologické informace a zpětně získává informace o stavech na VD a manipulacích.

Participant *ČHMÚ* analyzuje měřené hodnoty a vydává hydrologické předpovědi v rámci předpovědní povodňové služby. *Povodňové orgány* včas informuje o nebezpečí příchodu povodně. Hlásná povodňová služba v období povodní poskytuje *povodňovým orgánům* informace o vývoji situace. Participant *povodňové orgány* ve své územní působnosti odpovídá za organizaci povodňové ochrany. Řídí, koordinuje a kontroluje činnost ostatních účastníků ochrany před povodněmi a má pravomoc vyhlášovat stupně povodňové aktivity (SPA). SPA se váží na konkrétní opatření stanovená v povodňových plánech a v zásadě vyjadřují míru povodňového nebezpečí, která se odvozuje od mezní nebo kritické hodnoty stavu hladiny nebo průtoku vybraného hlásného profilu.

## Závěr

Procesní modelovací systém Craft.CASE splňuje podmínky kladené na aplikaci procesních modelů, včetně aplikace na krizové řízení. Na první pohled je zřejmé rozdělení rolí a pořadí jednotlivých kroků při řešení krizové situace, což přispívá k jednodušší orientaci všech zainteresovaných účastníků procesu řízení.

Procesní diagram lze podrobněji rozvinout a následně využít k posouzení a případné optimalizaci současných metod krizového řízení při povodních. Takto optimalizované metody by byly přínosem pro včasné rozhodování, pro koordinaci zdrojů a prostředků povodňových orgánů a pro zlepšení komunikace a spolupráce složek IZS s povodňovými orgány, státními podniky Povodí a s ostatními dotčenými organizacemi nebo podniky. To vše za účelem zamezení újmy na zdraví obyvatel, zmírnění materiálních škod včetně ekologických a omezení degradace kulturní krajiny.

## Poděkování

Tento příspěvek vznikl s finančním přispěním Celouniverzitní interní grantové agentury ČZU CIGA, projektu reg. č. 20094204 „Modelování transportních procesů v říční síti a vodohospodářských soustavách jako podklad krizového řízení s podporou metod a nástrojů procesního modelování“. Pozn.: Název Craft.CASE je registrován chráněnou známkou společnosti Craft.CASE Ltd.

## Literatura

- [1] Merunka, V., Polak, J., and Knott, RP. Process Modeling for Object-Oriented Analysis Using BORM Behavioral Analysis. In *Proceedings of Fourth International Conference on Requirement Engineering – ICRE 2000*. Chicago : IEEE Computer Society, 2000. ISBN 0-7695-0565-1.
- [2] Merunka, V., Brozek, J., and Nouza, O. Automated Model Transformations Using the C.C Language. In *Proceedings of the International conference EOMAS 2008*. Montpellier : Springer LNBP, 2008. ISSN 1865-1348.
- [3] Craft.CASE bussines process modeling [online]. c2008. [cit. 2010-04-13]. <<http://www.craftcase.com>>.
- [4] Knott, RP., Merunka, V., and Polak, J. The BORM methodology: a third-generation fully object-oriented methodology. *Knowledge-Based Systems*, March 2003, vol. 16, no. 2, p. 77–89. ISSN 0950-7051.
- [5] Knott, RP., Merunka, V., and Polak, J. BORM Metodology. In *Management of the Object-Oriented Development Process*. London : Idea Publishing, 2006, chapter 15, p. 337–360. ISBN 1-59140-605-6.
- [6] Merunka, V. and Merunkova, I. Regional Management – Business Process Modeling Experience. In *Proceedings of International Scientific Conference „Business and Regional Development“*. Stara Zagora, 2009.
- [7] Merunka, V., Brozek, J., Sebek, M., and Polak, J. BORM – Business Object Relation Modeling. In *AMCIS 2009 Proceedings*. San Francisco, 2009. Paper 788. <<http://aisel.aisnet.org/amcis2009/788>>.
- [8] Terminologický slovník – krizové řízení plánování obrany státu [online]. Poslední revize 15. 10. 2009 [cit. 2010-04-1], <http://www.mvcr.cz/clanek/terminologicky-slovník-krizove-řízení-a-planování-obrany-státu.aspx>.
- [9] Kudrnová, L., Papež, J. a Reidinger, J. Odvětvová technická norma TNV 75 2931 Povodňové plány. Praha, 2006.
- [10] Nacházel, K., Starý, M. a Zetulák, J. Využití metod umělé inteligence ve vodním hospodářství. Praha : Academia, 2004. ISBN 80-200-0229-4.
- [11] Merunka, V. Stručný návod k použití modelovacího nástroje Craft.CASE 1.1 [online]. Publikováno 30. 3. 2005, [cit. 2010-04-27] Dostupné z: <[http://www.grada.cz/pri-lohy\\_titul/CraftCASE\\_manual\\_11\\_CZ\\_115.pdf](http://www.grada.cz/pri-lohy_titul/CraftCASE_manual_11_CZ_115.pdf)>.

Ing. Jiří Brožek

katedra informačního inženýrství PEF ČZU, brozekj@pef.czu.cz

Ing. Martin Kmeč, Ing. Hana Schlangerová

katedra aplikované geoinformatiky a územního plánování FŽP ČZU

kmec@fzp.czu.cz, schlangerova@fzp.czu.cz

Příspěvek prošel lektorským řízením.

*On process modelling in crisis management during floods (Brožek, J., Kmeč, M., Schlangerová, H.)*

## Keywords

process – process modelling – crisis management – flood authorities

The aim of the paper is to show high potential of process-diagrams of BORM (Business Object Relation Modelling) as effective computerized tool for decision support processes and for organization of rescue operations in flood vulnerable areas. The specific SW of the Craft.CASE system is being used in this application. Maintaining the current legislation of the CR is considered mandatory during decision making.

# VLIV PRAŽSKÉ AGLOMERACE NA KONTAMINACI VODY A ŘIČNÍCH SEDIMENTŮ VLTAVY ALKYLFENOLOVÝMI LÁTKAMI A BISFENOLEM A

Petr Lochovský, Danica Pospíchalová

## Klíčová slova

alkylfenoly – bisfenol A – tenzidy – prioritní látky – endokrinní účinky

## Souhrn

Článek se zabývá problematikou kontaminace vodního prostředí alkylfenolovými látkami a bisfenolem A. Hlavním zdrojem kontaminace vodních toků těmito látkami jsou zejména odtoky z komunálních a průmyslových čistíren odpadních vod. Na základě legislativních opatření a řady dobrovolných dohod výrobců došlo v posledních letech ke značnému poklesu vnosu uvedených látek do vodního prostředí z bodových zdrojů znečištění, naopak na významu získaly různé zdroje difúzní a plošné.

Ve vodním toku Vltavy byl sledován vliv pražské aglomerace, včetně odtoku z ÚČOV Praha na kontaminaci vodní fáze a říčních sedimentů alkylfenolovými látkami a bisfenolem A. Na základě výsledků sledování bylo zjištěno, že odtok z ÚČOV Praha sice způsobuje určité zvýšení koncentrace sledovaných látek ve vodní fázi i říčních sedimentech Vltavy, toto zvýšení je však relativně nízké a projevuje se pouze v oblasti míšicí zóny. Úroveň kontaminace vodní fáze i říčních sedimentů alkylfenolovými látkami a bisfenolem A byla v oblasti nad Prahou (Praha-Modřany) a pod Prahou (Libčice nad Vltavou) prakticky stejná.

## Úvod

Alkylfenoly s osmi a devítihlíkovými alkyllovými řetězci, 4-*terc*-oktylfenol (OP) a 4-nonylfenol (NP), a zejména jejich adukty s ethylenoxidem (ethoxyláty) nacházejí široké použití v celé řadě průmyslových odvětví již od konce druhé světové války. Jsou součástí čisticích prostředků, emulgátorů, smáčedel, dispergačních přípravků, barev a ochranných nátěrů, plastických hmot a výrobků z papíru. Rovněž se používají v metalurgii, v kožedělném průmyslu, fotoprůmyslu nebo ve stavebnictví jako přísady do betonu a maltových směsí (Montgomery, 2003). V zemědělství mají tyto látky použití ve veterinární medicíně nebo jako přísada postřiků proti škůdcům při aplikaci pesticidů (Vikelse, 2002). V důsledku takto rozsáhlé dlouhodobé aplikace, a zejména obtížné odbouratelnosti alkylfenolů a jejich jednoduchých ethoxylátů v anaerobním prostředí (Soares et al., 2005) jsou tyto látky v současné době v nízkých koncentracích prakticky všudypřítomné. Ve vodním prostředí se následkem značně lipofilního charakteru kumulují v pevné matici říčních sedimentů, bionárostech nebo rybích tkáních. Velmi vysoké koncentrace alkylfenolů jsou též nalézány v čistírenském kalu (Sabik, 2003).

Podle současné legislativy (příloha X RS 60/2000 EU, NV č. 61/2003 Sb., novela tohoto nařízení č. 229/2007 Sb. a směrnice Evropského parlamentu a Rady 2008/105/ES – Normy environmentální kvality v oblasti vodní politiky) jsou OP a NP zařazeny (na základě toxických a zejména endokrinních účinků na vodní organismy) do skupiny prioritních látek, NP pak dále do podskupiny prioritních nebezpečných látek, a byly pro ně stanoveny příslušné koncentrační limity (Lochovský a Pospíchalová, 2009).

Pro bisfenol A (BP-A) nebyly v ČR ani v EU zatím pro povrchové vody stanoveny žádné koncentrační limity, což je zdůvodňováno jeho velmi rychlou biodegradací v přírodních ekosystémech (Nakada, 2006). Přesto je však ekologický dopad BP-A stále přezkoumáván.

Za nejvýznamnější zdroje kontaminace vodního prostředí uvedenými látkami jsou v současné době považovány odtoky z čistíren odpadních vod, přímé vypustě nečištěných odpadních vod do vodních toků, v menším měřítku pak plošná kontaminace z dopravy či zemědělství (Corsi, 2003; Davi, 1999). V EU došlo v posledních dvou desetiletích ke značnému omezení aplikace alkylfenolových látek v důsledku legislativních předpisů a řady různých dobrovolných dohod samotných výrobců. Tato opatření se velmi účinně projevila na úrovni kontaminace vodního prostředí (Alder et

al., 1997). V roce 2008 byl ve skandinávských zemích proveden rozsáhlý průzkum zdrojů kontaminace vodního prostředí alkylfenolovými látkami z finálních výrobků používaných obyvatelstvem (Hansson et al., 2008). Na základě tohoto průzkumu bylo zjištěno, že hlavním zdrojem alkylfenolových látek z finálních výrobků jsou kromě čisticích prostředků výroby textilní, zejména ty, které jsou importované z mimoevropských zemí, kde doposud neplatí omezení pro aplikaci alkylfenolových látek.

## Experimentální část

### Cíle sledování

Práce navazuje na výsledky předchozího sledování alkylfenolových látek a BP-A v povrchových vodách a na odtocích z čistíren odpadních vod (Lochovský a Pospíchalová, 2009). Cílem bylo posouzení vlivu pražské aglomerace, zejména pak odtoku z ÚČOV Praha, na úroveň kontaminace vodního prostředí Vltavy alkylfenolovými látkami a BP-A.

### Sledované látky

4-nonylfenol – technická směs izomerů (NP), 4-nonylfenolmonoethoxylát (NP1EO), 4-nonylfenoldiethoxylát (NP2EO), 4-nonylfenoxyoctová kyselina (NP1EC), 4-*terc*-oktylfenol (OP) a bisfenol A (BP-A).

### Analytické metody

Analyty byly ze vzorku separovány technikou SPE (solid phase extraction) a po vyčištění, vysušení a zakoncentrování extraktu převedeny na silany a kvantitativně stanoveny plynovou chromatografií s hmotnostně selektivní detekcí. Stanovení bylo provedeno plynovou chromatografií na přístroji Agilent Technologies 6890N s hmotnostním detektorem Agilent 5973 Network s multifunkčním autosamplerem Gerstel MPS2 a kapilární kolonou HP-5MS o rozměrech 30 m x 0,25 mm x 0,25 µm.

Všechny analyty byly stanoveny podle normy ISO/DIS 18857-2, tj. metodou pro nefiltrované vzorky za použití SPE a derivatizace 2,2,2-trifluoro-N-methyl-N-(trimethylsilyl)acetamidem (MSTFA).

**Meze stanovitelnosti ve vodě:** 4-*terc*-oktylfenol 2 ng/l, 4-nonylfenol 20 ng/l, bisfenol A 3 ng/l, 4-nonylfenolmonoethoxylát 30 ng/l, 4-nonylfenoldiethoxylát 40 ng/l a 4-nonylfenoxyoctová kyselina 30 ng/l.

**Meze stanovitelnosti v sedimentech:** 4-*terc*-oktylfenol 4 µg/kg, 4-nonylfenol 15 µg/kg, bisfenol A 3 µg/kg, 4-nonylfenolmonoethoxylát 30 µg/kg, 4-nonylfenoldiethoxylát 30 µg/kg a 4-nonylfenoxyoctová kyselina 30 µg/kg.

Použité analytické metody splňují požadavky normy environmentální kvality pro povrchové vody podle směrnice 105/2008 ES (300 ng/l 4-nonylfenol a 10 ng/l 4-*terc*-oktylfenol). Pro deriváty alkylfenolů nebyly v ČR ani v rámci EU zatím stanoveny žádné imisní limity. V některých zemích EU jsou však limitní koncentrace pro tyto látky stanoveny, a to nejenom pro povrchové vody, ale i říční sedimenty (Lochovský a Pospíchalová, 2009).

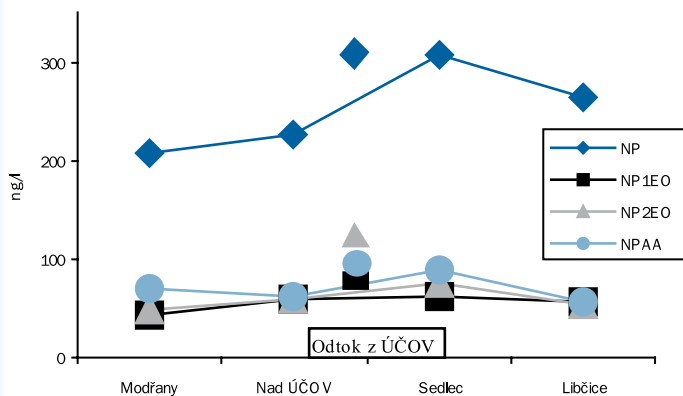
### Odběr a odběrová místa

Vzorky povrchové vody a vyčištěné odpadní vody byly odebrány pomocí ručního vzorkovače a stabilizovány přidávkou 1 ml koncentrované kyseliny chlorovodíkové na litr roztoku.

Říční sedimenty byly odebrány z příbřežní oblasti pomocí vzorkovače na teleskopické tyči z plochy přibližně 10 m<sup>2</sup>. Dílčí vzorky sedimentového

**Tabulka 1.** Odběrová místa vzorků vody a říčních sedimentů (průtok vody ve Vltavě 5. 8. 09 200 m<sup>3</sup>/s, 6. 8. 09 224 m<sup>3</sup>/s a 22. 10. 09 254 m<sup>3</sup>/s)

Odběrové místo	Charakteristika	Datum odběru
<b>Povrchová voda</b>		
Modřany	900 m nad Barrandovským mostem – pravý břeh; zachycuje úroveň znečištění vody Vltavy nad Prahou	5. 8. 09, 6. 8. 09, 22. 10. 09
Nad ÚČOV L	Vltava těsně nad odtokem z ÚČOV – levý břeh	5. 8. 09, 6. 8. 09, 22. 10. 09
Nad ÚČOV P	Vltava těsně nad úrovní odtoku z ÚČOV – pravý břeh	5. 8. 09, 6. 8. 09, 22. 10. 09
Sedlec	Vltava – levý břeh na úrovni vlakové zastávky Praha-Sedlec; zachycuje úroveň znečištění 2,0 km pod odtokem z ÚČOV	5. 8. 09, 6. 8. 09, 22. 10. 09
Libčice nad Vltavou	Vltava – levý břeh; zachycuje úroveň znečištění 15 km pod odtokem z ÚČOV	5. 8. 09, 6. 8. 09, 22. 10. 09
<b>Vyčištěná odpadní voda z ÚČOV Praha</b>		
Odtok z ÚČOV	zachycuje úroveň kontaminace vyčištěných odpadních vod z ÚČOV Praha	5. 8. 09, 6. 8. 09, 22. 10. 09
<b>Říční sediment</b>		
Modřany	900 m nad Barrandovským mostem – pravý břeh; zachycuje úroveň znečištění sedimentů Vltavy nad Prahou	6. 8. 09, 22. 10. 09
Nad ÚČOV L	Vltava těsně nad odtokem z ÚČOV – levý břeh	6. 8. 09, 22. 10. 09
Pod ÚČOV 50 m	Vltava 50 m pod odtokem z ÚČOV – levý břeh	6. 8. 09, 22. 10. 09
Pod ÚČOV 250 m	Vltava 250 m pod odtokem z ÚČOV – levý břeh	6. 8. 09, 22. 10. 09
Sedlec	Vltava – levý břeh na úrovni vlakové zastávky Praha-Sedlec (zachycuje úroveň znečištění 2,0 km pod odtokem z ÚČOV)	5. 8. 09, 22. 10. 09
Libčice nad Vltavou	Vltava – levý břeh (zachycuje úroveň znečištění 15,0 km pod odtokem z ÚČOV)	6. 8. 09, 22. 10. 09



**Obr. 1.** Koncentrace jednotlivých nonylfenolových látek ve vodní fázi v podélném profilu Vltavy

materiálu byly v místě odběru zhomogenizovány v 5l skleněné nádobě a materiál byl poté převeden do hliníkových vzorkovnic. V laboratoři byly vzorky sedimentu zamrazeny a poté vysušeny lyofilizací. K analýze byla použita frakce částic o velikosti < 2 mm. Navážky cca 1 g sedimentu byly extrahovány v ultrazvuku směsí (2 x 15 ml) hexan : aceton : toluen v poměru 2 : 1 : 1 a po zahuštění a přečištění extraktu byly analyty derivatizovány MSTFA.

Odběr povrchové vody a vody na odtoku z ÚČOV Praha byl proveden celkem 3x, odběry říčních sedimentů byly provedeny 2x. Příslušná odběrová místa s datem odběru jsou uvedena v tabulce 1.

#### Výsledky sledování

Na obr. 1 a 2 je znázorněn průběh koncentrací jednotlivých nonylfenolových látek, OP a BP-A ve vodní fázi v podélném profilu toku Vltavy. Uváděné koncentrační hodnoty odpovídají vždy průměrným nálezům z výsledků tří odběrů (tabulka 1). Hodnoty uvedené mimo spojnicový graf představují koncentrační nálezy ve vodě z odtoku ÚČOV Praha. Z obr. 1 a 2 je patrný mírný koncentrační nárůst u většiny sledovaných látek na lokalitě Sedlec, která leží přibližně 2 km pod odtokem z ÚČOV. Na vzdálenější lokalitě v Libčicích nad Vltavou (15 km pod odtokem z ÚČOV) lze pozorovat opět pokles koncentrací přibližně na úroveň nad odtokem z ÚČOV.

Na obr. 3 je zobrazen průběh sumární koncentrace stanovených nonylfenolových látek ve vodní fázi v podélném profilu Vltavy a na obr. 4 je ve formě sloupcového diagramu znázorněno jejich zastoupení na celkovém obsahu. Z obr. 4 je patrné, že přibližně polovina nonylfenolových látek je zastoupena 4-nonylfenolem, zbývající podíl tvoří jeho deriváty. Procentuální zastoupení jednotlivých nonylfenolových látek v povrchové vodě Vltavy a ve vodě na odtoku z ÚČOV je přitom velmi podobné.

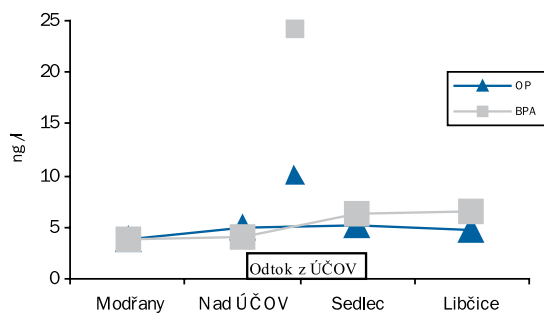
Na odběrových místech ve Vltavě nad odtokem z ÚČOV byla zachycena úroveň znečištění vody Vltavy po průtoku pražskou aglomerací, bez vlivu uvedeného odtoku. Porovnání koncentračních nálezů u obou vltavských břehů je znázorněno na obr. 5. Z obr. 5 jsou patrné velmi podobné nálezy, které současně dobře korelují s nálezy na lokalitě Modřany nacházející se nad pražskou aglomerací (obr. 1). Tato skutečnost svědčí o nízké úrovni znečištění plošného a difúzního charakteru (smryv z ulic, drobné přítoky Vltavy na území Prahy, vliv dopravy atd.) v době odběru. Při větších srážkoodtokových situacích na území Prahy lze však očekávat určitý vliv znečištění uvedeného charakteru, jeho bližší identifikace by však vyžadovala podrobnější průzkum.

Koncentrační nálezy jednotlivých námi sledovaných látek v povrchové vodě Vltavy a ve vodě na odtoku z ÚČOV jsou v dobrém souladu s předchozími nálezy pozorovanými na odtocích řady čistíren odpadních vod a v povrchových vodách na území ČR (Lochovský a Pospíchalová, 2009) i s řadou nálezů v jiných evropských či mimoevropských zemích.

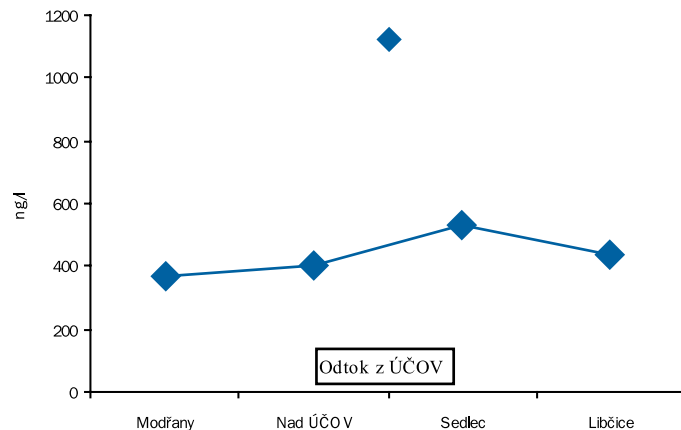
Fries a Puttmann (2003) uvádějí v povrchových vodách na území Německa koncentrační nálezy nonylfenolových látek v rozmezí 0,028–1,22 µg/l, Jonkers et al. (2003) na území Holandska 0,031–0,934 µg/l, Rice et al. (2003) ve vodních tocích USA 0,1–0,5 µg/l a Sabik (2003) v kanadských povrchových vodách < 0,92 µg/l. Naproti tomu například v některých čínských jezerech byly zjištěny výrazně vyšší koncentrace uvedených látek v rozmezí 1,9–32,8 µg/l. (Wu et al., 2007).

V důsledku značně lipofilního charakteru sledovaných alkyfenolových látek dochází ve vodním prostředí k jejich kumulaci v pevné fázi říčních sedimentů (Soaré, 2005). Určitou výjimkou jsou oxidační produkty alkyfenoletoxylátů (karboxyláty), které jsou vlivem karboxylové skupiny v molekule lépe rozpustné ve vodní fázi (Corvini et al., 2006; Langford, 2002). Rovněž rozpustnost BP-A ve vodní fázi je v porovnání s alkyfenoly poněkud vyšší (Staples, 1998). Kontaminaci říčních sedimentů je proto možné využít jako vhodného indikátoru dlouhodobější (průměrné) zátěže vodního prostředí sledovanými látkami. Na obr. 6–7 je zobrazen koncentrační průběh sledovaných nonylfenolových látek, OP a BP-A v sedimentech

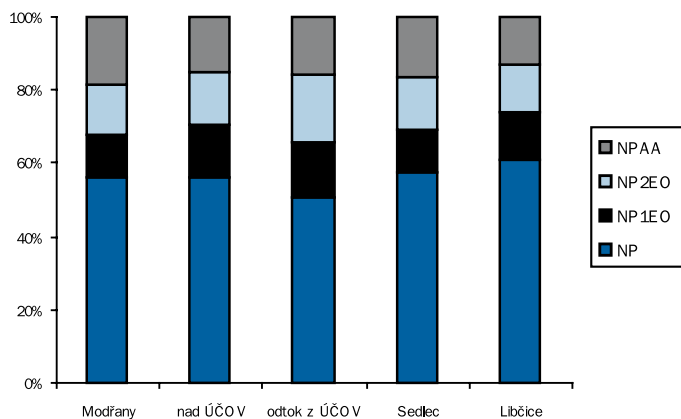
#### OP a BP-A



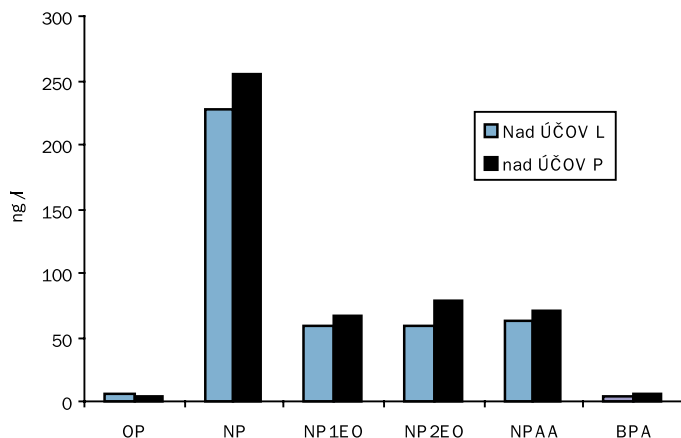
**Obr. 2.** Koncentrace OP a BP-A ve vodní fázi v podélném profilu Vltavy



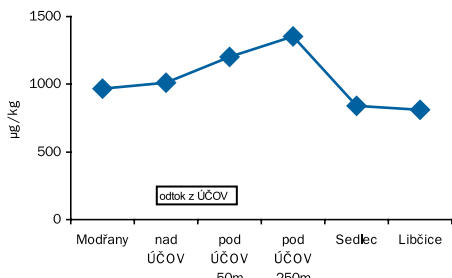
**Obr. 3.** Sumární koncentrace sledovaných nonylfenolových látek v podélném profilu Vltavy (NP, NP1EO, NP2EO, NP1EC)



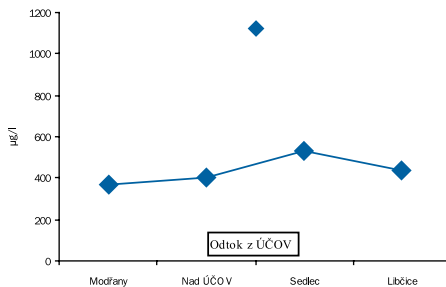
**Obr. 4.** Procentuální zastoupení sledovaných nonylfenolových látek na jejich celkovém obsahu ve vodní fázi v podélném profilu Vltavy



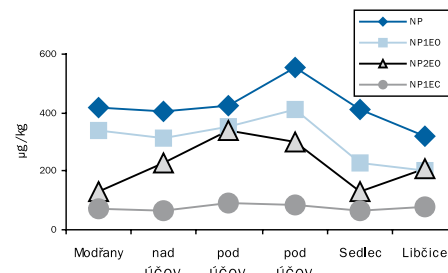
**Obr. 5.** Koncentrační nálezy OP, NP, NP1EO, NP2EO, NP1EC a BP-A ve vodě Vltavy u levého (L) a pravého (P) břehu na profilu nad odtokem z ÚČOV Praha (průměrné hodnoty ze tří odběrů)



**Obr. 6.** Koncentrace jednotlivých nonylfenolových látek v říčních sedimentech v podélném profilu Vltavy



**Obr. 7.** Koncentrace OP a BP-A v říčních sedimentech v podélném profilu Vltavy



**Obr. 8.** Sumární koncentrace sledovaných nonylfenolových látek v říčních sedimentech v podélném profilu Vltavy

v podélném profilu Vltavy a na obr. 8 průběh sumární koncentrace všech sledovaných nonylfenolových látek.

Z grafů na obr. 6 až 8 je obdobně jako u vodní fáze patrný mírný nárůst koncentrací pod odtokem z ÚČOV. U většiny sledovaných látek nebyl koncentrační nárůst pozorován 50 m pod odtokem z ÚČOV, ale až ve vzdálenosti 250 m (vliv průběhu míscí zóny). Na lokalitách Sedlec a Libčice byly již pozorovány prakticky stejné koncentrační nálezy sledovaných látek jako nad odtokem z ÚČOV. Na základě porovnání koncentrační úrovně znečištění říčních sedimentů Vltavy v lokalitě nad Prahou (Praha-Modřany) a pod Prahou (Libčice nad Vltavou) lze konstatovat, že pražská aglomerace nezpůsobuje zvyšování jejich zátěže alkylfenolovými látkami a BP-A.

Procentuální zastoupení jednotlivých nonylfenolových látek v říčních sedimentech se poněkud liší od vodní fáze (obr. 9). Ze sloupcového diagramu na obr. 9 je v porovnání s vodní fází (obr. 4) patrný nižší podíl 4-nonylfenolu a naopak vyšší podíl jednoduchých ethoxylátů. Nálezy kyseliny 4-nonylfenoxoocetové v říčních sedimentech jsou v důsledku již dříve zmíněné vyšší rozpustnosti této látky ve vodní fázi relativně nízké (< 10 %).

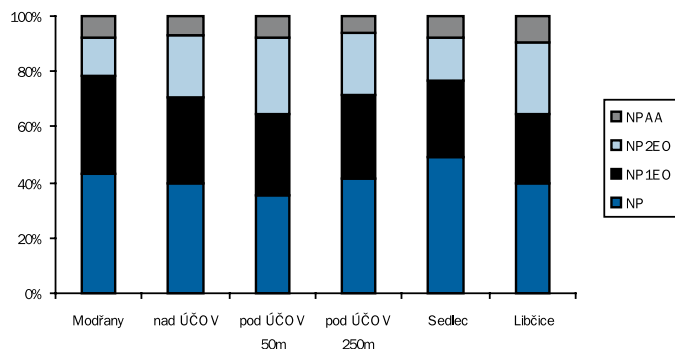
## Závěr

Byl sledován vliv pražské aglomerace, včetně odtoku z ÚČOV Praha, na kontaminaci vodního prostředí Vltavy alkylfenolovými látkami a BP-A. Na základě odběru a analýzy vzorků vody a říčních sedimentů na obsah výše uvedených látek bylo zjištěno, že odtok z ÚČOV Praha sice způsobuje určité zvýšení koncentrace sledovaných látek ve vodní fázi i říčních sedimentech Vltavy, toto znečištění je však relativně nízké a projevuje se pouze v oblasti míscí zóny. Úroveň kontaminace vodní fáze i říčních sedimentů alkylfenolovými látkami a bisfenolem A byla v oblasti nad Prahou (Praha-Modřany) a pod Prahou (Libčice nad Vltavou) prakticky shodná. V rámci sledování rovněž nebyly pozorovány významnější rozdíly v koncentracích jednotlivých látek ve vodní fázi u levého a pravého břehu Vltavy nad odtokem z ÚČOV Praha.

Problematické zůstávají relativně vysoké nálezy derivátů 4-nonylfenolu, které se značnou měrou podílejí na celkové zátěži vodního prostředí nonylfenolovými látkami, avšak nejsou v ČR a v řadě zemí EU doposud legislativně zohledněny (Lochovský a Pospíchalová, 2009).

## Literatura

- Alder, AC., Siegrist, H., Fent, K., Egli, T., Molnar, E., Poiger, T., Schaffner, C., and Giger, W. (1997) The fate of organic pollutants in wastewater and sludge treatment: Significant processes and impact of compound properties. *Chimia*, 51, 12, 922–928.
- Corsi, SR., Zitomer, DH., Field, JA., and Cancilla, DA. (2003) Nonylphenol ethoxylates and other additives in aircraft de-icers, anti-icers, and waters receiving airport runoff. *Environ Sci Technol*, 37, 4031–4037.
- Corvini, PFX., Schaffer, A., and Schlosser, D. (2006) Microbial degradation of nonylphenol and other alkylphenols: our evolving view. *Appl Microbiol Biotechnol*, 72, 223–243.
- Davi, ML. and Gnudi, F. (1999) Phenolic compounds in surface water. *Water Res*, 33, 3213–3219.
- Fries, E. and Puttmann, W. (2004) Occurrence of 4-nonylphenol in rain and snow. *Atmos Environ*, 38, 2013–2016.
- Jonkers, N, Laane, R, and De Voogt, P. (2003) Fate of nonylphenol ethoxylates and their metabolites in two Dutch estuaries: evidence of biodegradation in the field. *Environ Sci Technol*, 37, 321–327.
- Hansson, K., Skírman, T., and Brorström-Lundén, E. (2008) Releases of Nonylphenol and Nonylphenol Ethoxylates from the use phase of end products. A case study on nonylphenols and nonylphenol ethoxylates as a part of the project founded by the Nordic Council of Ministers, Swedish Environmental Protection Agency, Contract no: 310 0803.
- Kuch, HM. and Ballschmiter, K. (2001) Determination of endocrine-disrupting phenolic compounds and estrogens in surface and drinking water by HRGC(NCI)-MS in the picogram per liter range. *Environ Sci Technol*, 35, 3201–3206.
- Langford, KH. and Lester, JN. (2002) Fate and behaviour of endocrine disrupters in wastewater treatment processes. In Brikett, JW. and Lester, JN. (eds) *Endocrine disrupters in wastewater and sludge treatment processes*. Boca Raton (USA) : CRC Press Inc.
- Lochovský, P. a Pospíchalová, D. Alkylfenoly, jejich deriváty a bisfenol A v povrchových vodách a ve vodách na odtocích z čistíren odpadních vod. *VTEI, příloha Vodního hospodářství* č. 4/2009, 2009, roč. 51, č. 2, s. 3–7. ISSN 0322-8916.



**Obr. 9.** Procentuální zastoupení jednotlivých nonylfenolových látek na jejich celkovém obsahu v říčních sedimentech v podélném profilu Vltavy

- Lorenc, JL. and Scheffer, G. (2003) Alkylphenols. W. Kirk–Othmer encyclopaedia of chemical technology. John Wiley and Sons.
- Montgomery-Brown, J. and Reinhard, M. (2003) Occurrence and behavior of alkylphenol polyethoxylates in the environment. *Environ. Eng. Sci*, 20, 471–486.
- Nakada, N., Tanishima, T., Shinohara, H., Kiri, K., and Takada, H. (2006) Pharmaceutical chemicals and endocrine disrupters in municipal wastewater in Tokyo and their removal during activated sludge treatment. *Water Res.*, 40, 3297–3303.
- Rice, CP., Schmitz-Afonso, I., Loyo-Rosales, JE., Link, E., Thoma, R., Fay, L., et al. (2003) Alkylphenol and alkylphenol-ethoxylates in carp, water, and sediment from the Cuyahoga River, Ohio. *Environ Sci Technol*, 37, 3747–3754.
- Sabik, H., Gagne, F., Blaise, C., Marcogliese, DJ., and Jeannot, R. (2003) Occurrence of alkylphenol polyethoxylates in the St. Lawrence River and their bioconcentration by mussels (*Elliptio complanata*). *Chemosphere*, 51, 349–356.
- Soares, A., Vijayam, IA., Guieysse, B., Murto, M., and Mattiasson, B. (2005) Degradation of non-ionic surfactants under anaerobic conditions. In Rittmann, BE. and van Loosdrecht, MCM. (eds) *Third IWA leading-edge conference on water and wastewater treatment technologies*. Sapporo (Japan) : IWA Publishing.
- Staples, CA., Dorn, PB., Klecka, GM., Oblock, ST., and Harris, LR. (1998) A review of the environmental fate, effects and exposures of Bisphenol A. *Chemosphere*, 36, 10, 2149–2173.
- Tomohiko, I., Norihide, N., Yukie, M., Hajime, N., Hidetoshi, K., and Hideshige, T. (2002) Determination of Nonylphenol migrated from Food-contact Plastics. *Journal of Environmental Chemistry*, 12, 3, 621–625.
- Vikelsøe, J., Thomsen, M., and Carlsen, L. (2002) Phthalates and nonylphenols in profiles of differently dressed soils. *Sci Total Environ*, 296, 105–116.
- Wu, ZB., Zhang, Z., Chen, SP., He, F., Fu, GP., and Liang, W. (2007) Nonylphenol and octylphenol in urban eutrophic lakes of the subtropical China. *Fresenius Environ Bull*, 16, 227–234.
- Yoko, K., Tamae, M., Hiroyo, I., and Takashi, J. (2000) Nonylphenol in Food Contact Plastics and Toys. *Journal of the Food Hygienic Society of Japan*, vol. 41, No. 3, p. 212–218.

Zpracováno s podporou výzkumného záměru MZP0002071101. Veškeré analýzy byly provedeny v Referenční laboratoři složek životního prostředí a odpadů VÚV T.G.M., v.v.i., Praha.

**RNDr. Petr Lochovský, Ing. Danica Pospíchalová**  
VÚV T.G.M., v.v.i., Praha  
e-mail: [Pet\\_Lochovsky@vuv.cz](mailto:Pet_Lochovsky@vuv.cz)  
Příspěvek prošel lektorským řízením.

*Impact of Prague's agglomeration on the contamination of surface water and sediments in the Vltava River with alkylphenolic compounds and bisphenol A (Lochovský, P., Pospíchalová, D.)*

## Key words

alkylphenols – bisphenol A – surfactants – priority substances – endocrine disruptors

The effluents from municipal and industrial sewage works are currently regarded to be the major source of contamination of surface waters with the relevant substances. In consequence of legislative regulations and voluntary agreements with the producers of surfactants considerable reduction of point pollution sources was achieved. Consequently again diverse surface and diffuse pollution sources became more important.

## MONITORING RYB V TEKOUČÍCH VODÁCH ČR V SOUVISLOSTI S RÁMCOVOU SMĚRNICÍ 2000/60/ES: PLŮDEK NEBO DOSPĚLÉ RYBY?

Pavel Jurajda, Ondřej Slavík, Zdeněk Adámek

### Klíčová slova

ryby – monitoring – Rámcová směrnice 2000/60/ES – plůdek

### Souhrn

V roce 2006 byla v České republice zahájena implementace Rámcové směrnice 2000/60/ES, v jejímž rámci je nutné provést vyhodnocení ekologického stavu tekoucích vod ČR. Ekologický stav toků je hodnocen na základě čtyř biologických indikátorů včetně ryb. Ryby jsou sice jedním z vhodných biologických indikátorů ekologického stavu vod, avšak jejich monitoring je spojen s řadou metodických problémů. V příspěvku jsou vyhodnoceny výhody a nevýhody monitoringu společenstva adultních ryb a společenstva juvenilních ryb (plůdku) z hlediska vypovídací schopnosti a časové, tedy i finanční náročnosti. Ve stručnosti je komentována metodika odlovu a hodnocení plůdku používaná v současné době v ČR. Z výsledků za období 2006–2009 vyplývá, že plůdkové společenstvo je dobrým indikátorem stavu tekoucích vod v ČR. Na podkladě jeho vyhodnocení jsou dostupné informace nejen o schopnosti přežít ryb v daných podmínkách toku, ale i o úspěšnosti jejich přirozené reprodukce, což je základním předpokladem pro vznik udržitelných populací.

### Úvod

V roce 2006 byla v České republice zahájena implementace Rámcové směrnice 2000/60/ES (Water Framework Directive, WFD) ustavující rámec činnosti Společenství v oblasti vodní politiky. V rámci této směrnice je nutné provést vyhodnocení ekologického stavu tekoucích a stojatých vod ČR na základě biologického, chemického a hydromorfologického monitoringu. Ekologický stav tekoucích vod je hodnocen na základě čtyř biologických indikátorů: makrozoobentosu, perifytonu, vodních makrofyt a ryb.

Vlastní WFD udává pro jednotlivé ekologické stavy pět stupňů (velmi dobrý, dobrý, střední, poškozený a zničený). Charakter rybního společenstva je hodnocen na základě druhového složení a četnosti, výskytu typové specifických (klíčových) druhů a jejich věkové struktury, která by měla indikovat schopnost a stav reprodukce. Žádné další upřesnění či požadavky, například jak by tyto parametry měly být hodnoceny, metodiky atd., ve směrnici uvedeny nejsou, přestože je na ni mnohdy odkazováno.

V rámci mezinárodního projektu 5. RP EU „Fish-based Assessment Method for the Ecological Status of European Rivers“ označovaného jako FAME byl vytvořen tzv. European Fish Index (EFI), který by měl být využitelný pro hodnocení ekologického stavu všech evropských toků. S tímto ambiciózním cílem, pokrývajícím jak druhově chudé toky Skandinávie, tak druhově pestré povodí například Dunaje, souvisí i řada problémů a nutná zobecnění. Index není koncipován druhově, ale skupinově na tzv. „guilds“ (ekologické, trofické, tolerantní, migrující atd.). Tím jsou smazány významné rozdíly mezi jednotlivými druhy v rámci uvedených skupin (např. jelec tloušť vs. ouklejka pruhovaná). Celkově je index vytvořen na základě deseti metrik, z nichž sedm index zvyšuje a tři snižují [1]. Metriky jsou nastaveny tak, že podporují především reofilní a litofilní druhy ryb (tedy skupinu typicky říčních druhů vytírajících se na kamenný a štěrkový substrát) oproti například druhům limnofilním a fytofilním (skupině druhů preferujících stojaté vody a rozmnožujících se nad rostlinným substrátem). To je dáno celoevropským trendem chránit toky s původním spádem, četnými úseky s vyššími rychlostmi proudění a minimem příčných překážek. Bohužel nebylo příliš zohledněno, že podobnou ochranu je nezbytné věnovat prostředí záplavové zóny (např. staré tůně a meandry). Toto prostředí z říční sítě v ČR téměř zmizelo a druhy z fytofilní skupiny, které se zde rozmnožují nad potopenými rostlinami, jsou pravděpodobně nejohroženější skupinou ryb (slunka, piskoř, karas obecný, lín atd.). Dále považujeme za nedostatek, že EFI vůbec nezohledňuje nepůvodní druhy. Blíží informace

In the water course of the Vltava River the influence of Prague's agglomeration, inclusive the outlet of municipal sewage works, on the contamination of the water phase and sediments with alkylphenolic compounds and bisphenol A was followed. Within the survey slightly higher concentrations of the relevant substances could be observed in the water phase as well in the sediments of the Vltava River below the outlet of municipal sewage works. This concentration increase was relatively low and restricted only to the mixing zone. Concentration levels of alkylphenolic compounds and bisphenol A observed in the water phase and sediments of the Vltava River above and below Prague were practically identical.

jsou uvedeny na <http://www.fame.boku.ac.at>. V současnosti má mnoho zemí vytvořeny vlastní národní modifikace tohoto indexu tak, aby lépe vyhovovaly jejich podmínkám [2].

V tomto příspěvku se zabýváme problematikou prvního bodu celého programu monitoringu ryb (získávání dat), a to je strategie a metodika odlovu vzorků rybního společenstva v tekoucích vodách ČR. V našem příspěvku se objevují některé termíny z životního cyklu ryb, a proto se pokusíme o jejich stručné vysvětlení. U ryb rozlišujeme pět period ontogenetického vývoje: embryonální, larvální, juvenilní, adultní a senektivní. Nejčastěji se zmiňujeme o juvenilních rybách (pohlavně nedospělých) a o rybách adultních (pohlavně dospělých). Problém je v tom, že těmito termíny přesně neoddelíme porovnávané části rybních populací, neboť dosažení pohlavní dospělosti je i u našich ryb velmi variabilní – od několika měsíců do několika roků. U dlouhověkých ryb je tedy juvenilní perioda dlouhá i několik let (např. sumec velký, parma obecná). Naopak někteří jedinci z raných výtěrů krátkověkých druhů ryb (např. hořavka duhová) dosahují již na podzim prvního roku života pohlavní dospělosti (je možné odlišit pohlaví jedinců) a dostávají se tak do adultní periody. Některé druhy se vytírají několikrát v průběhu sezony a jedinci z pozdních výtěrů mohou být loveni i během srpna ještě v larvální periodě (např. ouklej obecná, hořavka duhová). Z praktických důvodů při použití popisované metodiky zahrnujeme do vzorku juvenilních ryb všechny tohoroční jedince (vytláhli v roce sledování, tj. ve stáří několika měsíců), bez ohledu na jejich periodu vývoje. Terminologicky je možné tuto věkovou kategorii označit výrazy: tohoroční ryby, 0+ ryby nebo 0+ juvenilní ryby („0“ znamená žádná prožitá zima a „+“ znamená prožitá vegetační sezona). Termíny plůdek nebo potěr se používají v rybářské praxi podle regionů.

Pro zjednodušení budeme pro sledovanou kategorii ryb v dalším textu používat termín plůdek (popř. juvenilní ryby) ve smyslu „ryby mladší jednoho roku“. U termínu „adultní ryby“ máme na mysli jedince starší jednoho roku.

### Vhodnost ryb jako bioindikátoru ekologického stavu toků

Ryby jsou vhodným biologickým indikátorem kvality vody i fyzické degradace vodního toku, geomorfologického stavu říčního systému, přítomnosti příčných překážek na toku aj. Rybní společenstvo je poměrně stabilní a jeho změnu vyvolávají pouze významné vlivy prostředí (silné znečištění, otravy, drastické úpravy koryta toku apod.). Kromě akutních otrav se však změny v celém rybním společenstvu projeví většinou až po několika letech. Rybní společenstvo reaguje poměrně rychle na změny prostředí právě přirozenou reprodukci v daném roce, což můžeme sledovat a hodnotit na základě výskytu plůdku ryb. Výskyt stojatých vod a chovných objektů v povodí (rybníků, nádrží, prstuharství apod.) ovlivňuje charakter rybního společenstva na hodnocené lokalitě a zvyšuje druhové spektrum vzorku o druhy, které se běžně v toku nevyskytují a pocházejí z těchto zdrojů. V toku ale většinou nevytvářejí stabilní populace a postupně mizí (obr. 1).

Monitoring celého rybního společenstva tedy přináší mnoho zásadních informací, avšak jeho provádění je spojeno s řadou problémů. V podmínkách ČR, ale i některých okolních zemí je vypovídací schopnost vzorku ryb snížena rybářským obhospodařováním volných vod. V České republice, kde má rybářství ve volných vodách dlouholetou tradici, je vysazování odchovaných násad mnoha druhů ryb pravidelnou zákonnou součástí jejich obhospodařování. Některé druhy ryb vysazují rybářské svazy ve stadiu rychleného plůdku, avšak od této metody se pozvolna upouští z důvodu vysoké mortality. V současnosti je snaha uměle odchované ryby vysazovat ve věku jednoho roku (1+) a starší. Z 65 druhů ryb vyskytujících se v našich tekoucích vodách je 34 druhů (52,3 %) předmětem vysazování rybářskými organizacemi. U přibližně 22 druhů (33,8 %) jde o pravidelné a časté vysazování. Neznamená to tedy, že při průzkumu ryb se určitý druh v lokalitě vyskytuje pouze z důvodu vyhovujících životních podmínek. V mnoha případech výsledky kopírují systém rybářského obhospodařování a vysazování. Tohoto problému jsou si vědomi i v některých okolních zemích, kde je vysazování rovněž běžnou praxí, nicméně ho v metodice monitoringu nikde neřeší. V roce 1999 byl zahájen několikaletý monitoring plůdkových společenstev ryb na cca 20 proflech v rámci ČR. Na těchto profilech jsme ověřili praktickou možnost a výhodu provádění monitoringu ryb na základě jedné dobře definovatelné věkové kategorie rybních populací. V roce 2005 byla pro MŽP ČR provedena studie porovnávací metodiku odlovu a hodnocení vzorků adultního rybního společenstva a plůdkového

společenstva na 16 lokalitách tří velikostních typů toků. Metody byly porovnávány z hlediska indikační hodnoty, materiální, personální, časové, a tedy finanční náročnosti. Společně nebo současně vyhodnocení plůdkového i adultního společenstva na základě výsledků získaných rutinním prolovením hodnoceného úseku toku nepřináší objektivní a reprodukovatelné výsledky především v důsledku odlišnosti preferovaného prostředí a nezbytnosti použití odlišných technik a strategií vzorkování (oka podběráku, frekvence elektrického proudu, rychlost postupu lovení atd.).

Vzhledem k tomu, že monitoring je plánován na mnoho let dopředu, byl brán zřetel také na potencionální ovlivnění rybního společenstva ve sledovaných úsecích.

Cílem prezentované strategie monitoringu bylo získání metodicky shodných informací o stavu rybního společenstva na mnoha lokalitách v ČR v rámci jedné sezony. Bylo důležité vzít v úvahu, že cílem monitoringu je zařazení jednotlivých lokalit do pěti kvalitativních tříd ekologického stavu, nikoliv detailní rozbor populací jednotlivých druhů ryb. Obě metodiky vzorkování, adultního i plůdkového společenstva ryb, vycházely především z ČSN (Odběr vzorků ryb pomocí elektrického agregátu), výsledků projektů FAME, STAR a publikovaných metodik [3–5].

## Vhodnost monitoringu ryb v podélném profilu toku

Dalším významným problémem monitoringu rybního společenstva je vypočítací hodnota vzorku a naše schopnost získat vzorek dostatečně reprezentativní. Hodnocení ekologického stavu pramenných úseků tekoucích vod (tzv. pstruhové pásmo) pomocí rybního společenstva je diskutabilní z důvodu malé přirozené druhové pestrosti (1–2 druhy) a vysoké míry rybářského obhospodařování (odchovné pstruhové potoky). Výskyt pstruha, jeho jednotlivých věkových kategorií a početnosti může v některých případech odpovídat mnohem více způsobu rybářského obhospodařování než ekologické kvalitě toků, i když prosperita vysazených ryb s ní významně koreluje.

Průzkum ryb v malých a středních tocích je poměrně snadný, protože jsou relativně mělké, ryby lze bez větších obtíží ulovit v tůních i proudech s podobnou úspěšností. Na těchto tocích byl u společenstva dospělých ryb zjištěn výskyt více druhů než v plůdkovém společenstvu. To je důsledkem velké druhové diverzity společenstva. Vyskytují se zde nejen druhy typické pro dané prostředí, ale také druhy vzácné, s velmi malou populační hustotou a dále druhy pocházejících z výše či níže položených úseků toku. Opět se zde významně uplatňuje i vliv vysazování v rámci rybářského obhospodařování. Všeobecně však na profilech korespondovalo dominantní postavení stejných druhů v adultním i plůdkovém společenstvu.

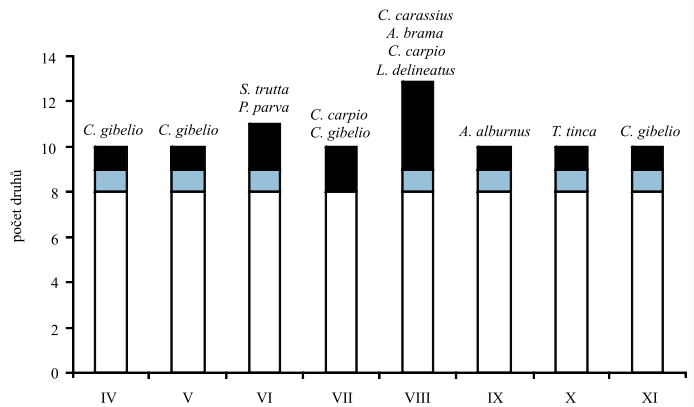
Avšak zásadně odlišný pohled od výše uvedených evropských metod máme na hodnocení velkých toků pomocí adultní části společenstva. Domníváme se (a též jsme na odborné úrovni prokázali), že ve velkých tocích nejsou dospělé ryby vhodným indikátorem, resp. že plůdek poskytuje lepší informaci. Důvod je celkem prostý – velké ryby jsou značně pohyblivé a obtížně proto ulovitelné. Na pomalu tekoucích velkých řekách je nezbytné k lovu ryb použít loď. Avšak většina dospělých ryb je loď vyplašena ještě dříve, než se ocitne v narkotizujícím poli elektrického proudu. Je proto možné efektivně odlovovat jen místa s úkryty (spadlé stromy, tráva, kameny atd.). Kromě zmiňované únikové reakce dospělci mnoha druhů ryb obsazují hlubší úseky dále od břehu a neexistuje žádná univerzální reprezentativní metoda jejich úspěšného odchytu. Vzorek dospělých ryb je tedy většinou málo reprezentativní i přes skutečnost, že vyžaduje vysokou pracovní, a tedy i finanční náročnost. Naopak odlov plůdku v břehové linii, kde se především vyskytuje, je snadno proveditelný. Kromě preference mělkých částí toku je důvodem snadného odchytu i nižší pohyblivost a výrazně slabší reakce na rušivé vlivy. Tato úvaha byla potvrzena i v praxi, protože na velkých řekách byl zjištěn největší rozdíl v druhové pestrosti mezi adultním a plůdkovým vzorkem ryb. Počet druhů a vzájemný poměr jejich početnosti v toku však lépe popisovalo společenstvo juvenilních ryb. Také obecně platí, že ve společenstvu juvenilních ryb se dominantní druhy objevují se stejnou frekvencí jako ve společenstvu dospělých.

## Personální a časová a náročnost

Malé toky o šířce do 5 m, kde lze vzorek získávat bez pomoci lodi, vyžadují pro hodnocení adultního společenstva lovicí četu s 3–5 osobami. Pro hodnocení plůdkového společenstva postačuje četa se třemi osobami. Rozdíl v časové, personální i finanční náročnosti odlovu mezi oběma metodami je u malých toků minimální.

Střední a velké toky o šířce 5 až 30 m jsou při použití metodiky hodnocení adultního společenstva ryb časově a personálně nejnáročnější. Tyto toky lze většinou vzorkovat v celém příčném profilu i bez lodi. Podle normy se vyžaduje použití jedné anody (resp. agregátu) na každých 5 m šířky toku. S tím souvisí počet asistujících osob nutných k manipulaci s odlovenými rybami (celkem tedy minimálně čtyři osoby na 5 m šířky toku). Tyto toky lipanového a parmového pásma také vyžadují velkou početnost ryb a s tím souvisí odpovídající materiální (dostatečně velké nádoby na uchování ryb během odlovu) a personální zabezpečení (s ohledem na dobu potřebnou na druhovou determinaci a měření úlovku).

U toků o šířce nad 30 m je prolovení celého příčného profilu technicky a personálně prakticky nereálné. V těchto tocích se vyskytují úseky s vys-



**Obr. 1.** Sezonní variabilita druhové pestrosti vzorků adultních ryb (1 rok a starších) na řece Vláře v roce 2005; celkem bylo zjištěno 18 druhů ryb, z nich pouze 8 druhů lze označit jako typické a stálé (bílé pole – plotice obecná, jelec tloušť, střevle potoční, ostroretka stěhovavá, hrouzek obecný, ouklejka pruhovaná, parma obecná, okoun říční); šedé pole označuje štika obecnou; černé pole vyznačuje dalších devět nepravidelně a vzácně registrovaných druhů, pocházejících s největší pravděpodobností z přilehlých stojatých vod v povodí

kými rychlostmi proudění a hloubkou nad 1 m, které nelze odlovit ani ze člunu. Odlovy na těchto profilech se vyznačují vysokým rizikem a nebezpečností pro pracovníky, kteří vzorkování provádějí. Časová i personální náročnost je jednoznačně vyšší u metody hodnocení adultního společenstva ryb než u plůdku.

Velké toky, na kterých je k lovu nezbytné použít loď, nevyžadují pro monitorování adultních ryb tak velkou personální náročnost jako velké, ale mělké toky, kde loď použít nelze. Důvodem je skutečnost, že na lodi pracují většinou pouze tři osoby, které pak mohou vzorek zpracovávat přímo na lodi. Pokud je vzorek ryb početný, je průběžné zpracování vzorku žádoucí, aby se zamezilo poškození nebo přímo úhynu ryb. U plůdkového společenstva je personální náročnost stejná jako u jiných toků (tři osoby), ale časová i materiální náročnost je mnohem menší oproti vzorkování adultního společenstva.

## Omezení monitoringu plůdku

Žádná metoda není bezchybná a bez omezení. Často zmiňovaným faktem je skutečnost, že přirozená reprodukce ryb vykazuje mezi jednotlivými roky vyšší přirozenou variabilitu – větší, než je variabilita v celém rybním společenstvu. Lze však prokázat, že i přesto bývá zastoupení dominantních druhů plůdkového společenstva v tocích velmi stabilní [6]. Za druhé, početnost plůdku poměrně významně ovlivňují povodňové vlny během letních měsíců. Starší ryby jsou k povodňovým jevům odolnější. Nicméně i v těchto případech bývá podle našich zjištění druhová pestrost plůdku zachována [7].

Při sledování společenstva plůdku ryb nejsme samozřejmě schopni vyhodnotit velikostní, resp. věkové složení populací ryb, neboť vzorkujeme jen jejich nejmladší kategorii. Totéž ovšem platí i pro závěry projektu FAME, který s délkami ryb ve vzorku také dále nepočítá [1]. Nicméně podle empirických výsledků získaných na mnoha lokalitách by bylo možné toto hodnocení provést pouze u několika dominantních druhů ryb s dostatečnou početností ve vzorku. Analýza rutinních vzorků adultního společenstva ukázala, že průměrně je jeden druh ve vzorku zastoupen více než 30 jedinci. Naopak ve vzorcích bylo 75 % druhů zastoupeno méně než 15 jedinci ve vzorku. Věková nebo velikostní struktura populací u takových málo zastoupených druhů je pak bezpředmětná.

Pokud ovšem dochází k úspěšné a dostatečné přirozené reprodukci, lze předpokládat, že aktuální struktura populace odpovídá přirozenému průběhu mortality a populace je životaschopná. Naopak velikostní vyrovnaná populace ještě není zárukou úspěšné přirozené reprodukce na lokalitě s nevhodnými podmínkami pro reprodukci. To je typický případ hojně vysazovaných druhů, jako je kapr, štika nebo lín. Monitoring plůdku jasně identifikoval absenci slepých ramen, záplavového území a vodních rostlin v těchto kanalizovaných nížinných tocích [8].

Celkově bude metoda hodnocení plůdkového společenstva vždy dokumentovat menší druhovou pestrost než metoda hodnocení adultního společenstva z důvodu náhodného výskytu vzácnějších druhů, nerozmnožujících se na daném úseku toku, vysazených druhů apod. Je pak jen otázkou nastavení hodnotících kritérií, jak sledovaný profil klasifikovat.

Často obávané určování druhové příslušnosti plůdku není ve skutečnosti příliš složité. Metodu zvládne zkušenější pracovník, který je schopen rozeznávat dospělé ryby. Při správném načasování odlovů na konec letního období by většina jedinců ve vzorku měla být v juvenilní periodě, kdy je determinace mnohem snazší než u larev.

## Pozitivní faktory při použití plůdku ryb pro monitoring

Plůdkové společenstvo tvoří odraz adultního společenstva vyskytujícího se na sledované lokalitě a indikuje úspěšnost přirozené reprodukce jako

významného signálu o kvalitě prostředí. Nález juvenilního jedince má tedy mnohem vyšší vypovídací hodnotu než u dospělého. Kromě nízké únikové reakce plůdku ryb je výhodné, že během letních měsíců se plůdek výrazně nepřesouvá v podélném profilu toku. K významnějším přesunům dochází až během podzimního ochlazení, a to většinou pouze v příčném směru do hlubších částí toku. Naopak u starších ryb jsou migrace běžné. Plůdek se vyskytuje především v břehové linii, zatímco reprezentativnost vzorku starších ryb klesá se zvětšující se velikostí toku. Další významnou výhodou je rovněž snadná manipulace s juvenilními rybami při měření a určování a také malé prostorové nároky na archivování vzorků.

Monitoring je plánován na mnoho let dopředu, a proto je nezanedbatelným momentem potenciální ovlivnění rybního společenstva ve sledovaných úsecích. Při hodnocení plůdkového společenstva je vzhledem k jeho přirozené mortalitě vliv monitoringu naprosto zanedbatelný.

## Základní body metodiky odlovu plůdku pro rutinní monitoring

Pro účely hodnocení ekologického stavu tekoucích vod v rámci implementace WFD v ČR byla na základě porovnávací studie vybrána odbornou ochrany vod MŽP „Metodika odlovu a zpracování vzorků plůdkových společenstev ryb tekoucích vod“ (celé znění na [www.ochranavod.cz](http://www.ochranavod.cz)). V letech 2006–2009 byl podle této metodiky proveden monitoring na více než 400 profilech našich toků.

Metoda získávání vzorků plůdkového společenstva ryb má několik základních principů:

- odlov plůdku je vhodné provádět nejlépe v měsících srpen–září,
- odlov lze provádět za denního světla (nejsou nutné noční odlovy),
- v rámci jednoho profilu je nutné provést odlov na všech přítomných typech prostředí břehové linie (kamenný zához, šterková pláž, zatopená vegetace atd.),
- osvědčeným postupem odlovu je využití bateriového rybolovného agregátu (doplňkově možno provést odlov plůdkovou záťahovou sítí v hlubokých pomalu tekoucích upravených úsecích),
- odlov je vhodné provádět v nepřerušované linii (v rámci zvoleného typu prostředí).

Plůdek velkých a snadno rozpoznatelných druhů (např. štika, sumec, candát atd.) byl určen přímo na břehu a poté vrácen zpět do vody. Ostatní plůdek, především kaprovitých ryb, byl konzervován pro pozdější zpracování v laboratoři. Odběry vzorků ryb byly prováděny tak, aby byla získána potřebná data pro zadaný úkol, ale zároveň dostatečně šetrně, aby rybní společenstvo nebylo negativně ovlivněno.

Výsledky z jednotlivých sledovaných profilů jsou prezentovány ve formě matrice obsahující seznam druhů, jejich početnost a hustotu na 1 m břehové linie. Je to stejná forma prezentace získaných dat jako například v projektu FAME, který dále používá k hodnocení stavu rybního společenstva EFI (EFI+). Získané údaje o společenstvech juvenilních ryb jsou tedy svým charakterem plně kompatibilní pro výpočet jakéhokoliv indexu. Navíc obsahují informace pouze o rybách z přirozené reprodukce, nikoliv z vysazování, což výrazně zvyšuje jejich hodnotu a interpretační význam.

## Závěr

Závěrem lze konstatovat, že použití plůdku ryb pro monitoring ekologického stavu vod je metodou nejen velmi levnou a praktickou, ale také metodou moderní s velkou vypovídací hodnotou. I přes některá svá omezení výhody monitoringu plůdku rozhodně převažují nad obtížemi, které jsou spojeny s monitoringem starší části populací.

## Literatura

- [1] Development, Evaluation and Implementation of a Standardised Fish-based Assessment Method for the Ecological Status of European Rivers (FAME), 2004, <http://www.fame.boku.ac.at>

- [2] Chovanec, A., Jäger, P., Jungwirth, M., Koller-Kreimel, V., Moog, O., Muhar, S., and Schmutz, S. The Austrian way of assessing the ecological integrity of running waters: a contribution to the EU Water Framework Directive. *Hydrobiologia*, 422/423, 2000, 445–452.
- [3] Slavík, O. a Jurajda, P. Metodický návod pro sledování společenstev juvenilních ryb. Praha: VÚV T.G.M., 2001, 40 s. Výzkum pro praxi, sešit 44.
- [4] EN 14011 Jakost vody – Odběr vzorků ryb pomocí elektrického proudu. 2003, 18 s.
- [5] Water analysis – Sampling of fish with electricity. Document CEN/TC230/WG 2/TG-4NXX. Work Item 230116. 2001, 8 p.
- [6] Jurajda, P., Slavík, O., Reichard, M. a Ondračková, M. Monitoring plůdku jako indikátor kvality říčního prostředí. *Biodiverzita ichtyofauny ČR*, IV, 2002, 93–98.
- [7] Jurajda, P., Slavík, O., White, S., and Adámek, Z. Young-of-the-year fish assemblages as an alternative to adult fish monitoring for ecological quality evaluation of running waters. *Hydrobiologia*, 2010 (in press).
- [8] Valová, Z., Jurajda, P., and Janáč, M. Spatial distribution of 0+ juvenile fish in differently modified lowland rivers. *Folia Zoologica*, 55, 2006, 293–308.

## Poděkování

Práce vznikla v rámci výzkumného záměru MZP0002071101 a byla prováděna za finanční podpory MŽP a AOPK ČR. Tato studie byla realizována s aktivní organizační podporou a pomocí představitelů Českého a Moravského rybářského svazu, a to především jednatelů a hospodářů ČRS a MRS územních svazů. Mnoha hospodářům a funkcionářům místních organizací ČRS a ČRS děkujeme za obětavou pomoc a rady při práci v terénu. Při tvorbě metodik děkujeme mnoha kolegům za podnětné připomínky.

Ing. Pavel Jurajda, Ph.D., doc. RNDr. Zdeněk Adámek, CSc.  
Ústav biologie obratlovců AV ČR v Brně

Mgr. Ondřej Slavík, Ph.D.  
VÚV T.G.M., v.v.i., Praha  
e-mail: [ondrej\\_slavik@vuv.cz](mailto:ondrej_slavik@vuv.cz)  
Příspěvek prošel lektorským řízením.

*Fish monitoring within the WFD in the Czech Republic rivers: YOY or adult fish? (Jurajda, P., Adámek, Z., Slavík, O.)*

## Keywords

fish – monitoring – 2000/60 EC – WFD – 0+ juvenile fish

The Water Framework Directive 2000/60/EC started to be implemented in the Czech Republic in 2006. Within this Directive, it is necessary to evaluate the ecological status of running waters in the Czech Republic, based on biological, chemical and hydro-morphological monitoring. Four biological indicators including fish are utilized for these purposes. Fish are suitable biological indicators of water quality and hydro-morphological status of streams, however their monitoring is linked with a range of methodological problems. Benefits and bottlenecks of the adult and juvenile (more precisely said  $\geq 1+$  and young-of-the-year (YOY), respectively) fish assemblage evaluations are discussed in the paper with particular attention to their interpretability and time, and thus also financial demands. The methodological approach to sampling and evaluation of YOY fish assemblage, currently in use in the Czech Republic, is briefly expounded. Based on the results achieved in 2006, which covered 82 and 92 reference and surveillance monitoring sites, there was shown that the YOY fish assemblage is a good indicator of the ecological status of running waters in the Czech Republic. The evaluation of YOY fish assemblage provides useful information not only about fish capability to survive under given stream conditions but also about the natural recruitment successfulness, which is an essential prerequisite for the establishment of self-sustainable populations.

# TREND VÝVOJE KONCENTRACE ŽIVIN A BIOMASY FYTOPLANKTONU V PROFILU VLTAVA-ZELČÍN

Blanka Desortová

## Klíčová slova

živiny – fytoplankton – dlouhodobé změny – dolní tok Vltavy

## Souhrn

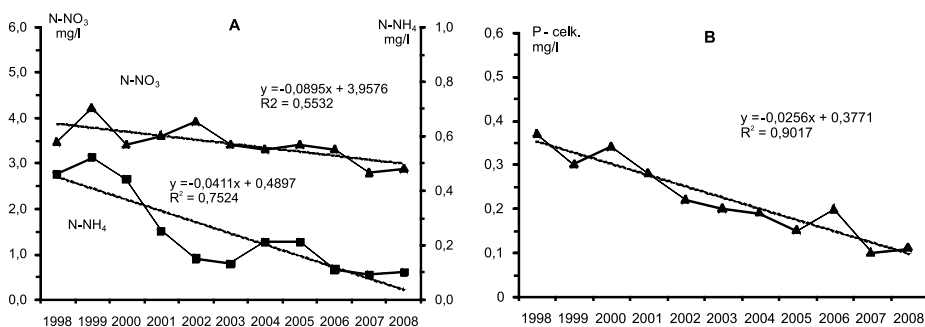
Článek shrnuje výsledky dlouhodobého sledování změn koncentrace živin (sloučenin dusíku a fosforu) a biomasy fytoplanktonu, které probíhalo v letech 1998–2008 v závěrném úseku toku Vltavy. Na základě vyhodnocení získaných dat byl zjištěn statisticky průkazný pokles koncentrace jak sloučenin dusíku ( $N-NO_3$ ,  $N-NH_4$ ), tak celkového fosforu

za uvedené období. Průběh změn biomasy fytoplanktonu charakterizuje naopak vysoká meziroční variabilita a srovnatelná úroveň hodnot mezi roky s výrazně odlišnou koncentrací živin. V období 1998–2008 nebyl ve sledovaném profilu Vltava-Zelčín prokázán pokles biomasy fytoplanktonu v souvislosti se zjevným snížením koncentrace živin.

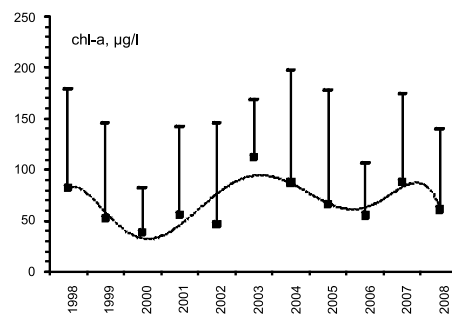
## Úvod

Zatížení povrchových vod živinami je považováno za závažný problém prakticky v celé Evropě s výjimkou severovýchodních zemí [1]. Důvodem je, že v důsledku přítomnosti vysokých koncentrací anorganických živin, fosforu ve sladkých vodách a dusíku v brakických a mořských biotopech dochází ke zvýšenému rozvoji autotrofních organismů. Nejčastěji se objevuje vysoká biomasa mikroskopických sinic a řas rozptýlených ve vodě nebo zvýšený rozvoj vodní makrovegetace, popřípadě silné nárosty sinic a řas na ponořených podkladech. Hlavní role v nadprodukcii biomasy fytoplanktonu je přisuzována fosforu, který se dostává ve větší míře do vody v důsledku antropogenní činnosti v povodí toků. Značné úsilí je proto věnováno objasnění vztahu





**Obr. 1.** Průměrné hodnoty koncentrace N-NH<sub>4</sub>, N-NO<sub>3</sub> (A) a celkového fosforu (B) v profilu Vltava-Zelčín v období 1998–2008; regresní přímky a jejich charakteristiky dokumentují statisticky významný pokles hodnot



**Obr. 2.** Sezonní průměry a maximální hodnoty koncentrace chlorofylu-a v profilu Vltava-Zelčín v období 1998–2008; zakreslená křivka nejlépe vystihuje změny průměrných hodnot koncentrace chlorofylu-a

mezi množstvím živin a velikostí biomasy fytoplanktonu, které by vedly k odvození koncentrací (zejména fosforu) udržujících rozvoj autotrofních organismů v povrchových vodách na přijatelné úrovni – např. [2, 3].

V letech 1998 až 2008 bylo v rámci řešení projektu mezinárodní spolupráce [4], projektu Labe [5] a výzkumného záměru (MZP0002071101) v různém rozsahu prováděno sledování vybraných charakteristik kvality vody v profilu Vltava-Zelčín. Získaná data týkající se množství živin a biomasy fytoplanktonu byla využita pro hodnocení změn těchto parametrů během období sledování.

## Metodika

Podkladová data pro hodnocení byla získána na základě analýz vzorků odebíraných v intervalu 1x za 14 dní v profilu Vltava-Zelčín (ř. km 4,5), v blízkosti ústí toku do Labe. Analýzy vzorků zahrnovaly stanovení koncentrace N-NH<sub>4</sub>, N-NO<sub>3</sub>, celkového fosforu a rozpuštěného celkového fosforu a stanovení koncentrace chlorofylu-a (měřítka celkové biomasy fytoplanktonu). Trend změn za období 1998–2008 byl hodnocen na základě průměrných hodnot za vegetační sezonu (březen–říjen). Důvodem pro použití sezonních průměrů je možnost vzájemného porovnání změn koncentrace živin a změn biomasy fytoplanktonu. Rozvoj biomasy fytoplanktonu má výrazný sezonní průběh, který charakterizuje nárůst koncentrací na jaře a v létě a minimální hodnoty v zimních měsících (listopad až únor). Pro rozvoj a fyziologické procesy řas/fytoplanktonu v tekoucí vodě je tak rozhodující koncentrace živin dostupných k využití v odpovídajícím čase. Při hodnocení výsledků sledování byly použity také údaje o průtocích, které byly převzaty z databáze ČHMÚ.

## Výsledky

Na obr. 1 jsou znázorněny sezonní průměry koncentrace N-NH<sub>4</sub>, N-NO<sub>3</sub> (A) a celkového fosforu (B) za období 1998 až 2008 (tj. časová řada 11 let). Z průběhu jednotlivých křivek je patrný pokles koncentrace jak uvedených sloučenin dusíku, tak celkového fosforu během hodnoceného období. Průměrné hodnoty koncentrace N-NH<sub>4</sub>, které se pohybovaly v rozmezí 0,52–0,09 mg/l, vykazují velmi výrazné snížení. V závěru hodnoceného období (2007, 2008) byly sezonní průměry koncentrace N-NH<sub>4</sub> na úrovni 20 % hodnoty z r. 1998. Na druhé straně průměrné hodnoty koncentrace N-NO<sub>3</sub>, které se nacházejí v rozmezí 4,2–2,8 mg/l, vykazují také pokles v daném čase, ale ve srovnání se snížením koncentrace N-NH<sub>4</sub> poměrně mírný. Například sezonní průměr koncentrace N-NO<sub>3</sub> v r. 2008 je na úrovni 83 % hodnoty z r. 1998, resp. 70 % hodnoty z r. 1999 (obr. 1A). K významnému snížení došlo u koncentrace celkového fosforu. Sezonní průměry P<sub>celk.</sub>, které leží v rozmezí 0,37–0,1 mg/l, poklesly v průběhu hodnoceného období na 30 % výchozí hodnoty z r. 1998. Trend změn koncentrace N-NH<sub>4</sub>, N-NO<sub>3</sub> a P<sub>celk.</sub> v profilu Vltava-Zelčín v období 1998–2008, který na obr. 1 znázorňují regresní přímky, je ve všech třech případech statisticky signifikantní (hladina významnosti p < 0,001 pro P<sub>celk.</sub> a N-NH<sub>4</sub>, p < 0,01 pro N-NO<sub>3</sub>).

Zatímco koncentrace N-NH<sub>4</sub>, N-NO<sub>3</sub> a P<sub>celk.</sub> vykazovaly během hodnoceného období postupný pokles, trend vývoje koncentrace chlorofylu-a jako

měřítka biomasy fytoplanktonu měl odlišný charakter. Dlouhodobé změny koncentrace chlorofylu-a v profilu Vltava-Zelčín dokumentuje obr. 2, na kterém jsou znázorněny jak sezonní průměry, tak maximální hodnoty zjištěné v dané vegetační sezoně. Průběh sezonních průměrů koncentrace chlorofylu-a ve sledovaném období nejlépe vystihuje křivka, která má charakter sinusoidy (polynomická funkce 6. řádu). Z obr. 2 vyplývá, že biomasa fytoplanktonu dosahovala v závěru sledovaného období hodnoty srovnatelné s počátkem období, kdy byla úroveň živin, především fosforu, podstatně vyšší (obr. 1). Například sezonní průměry koncentrace chlorofylu-a v r. 1998 a 2007 a v r. 1999 a 2006 jsou téměř identické.

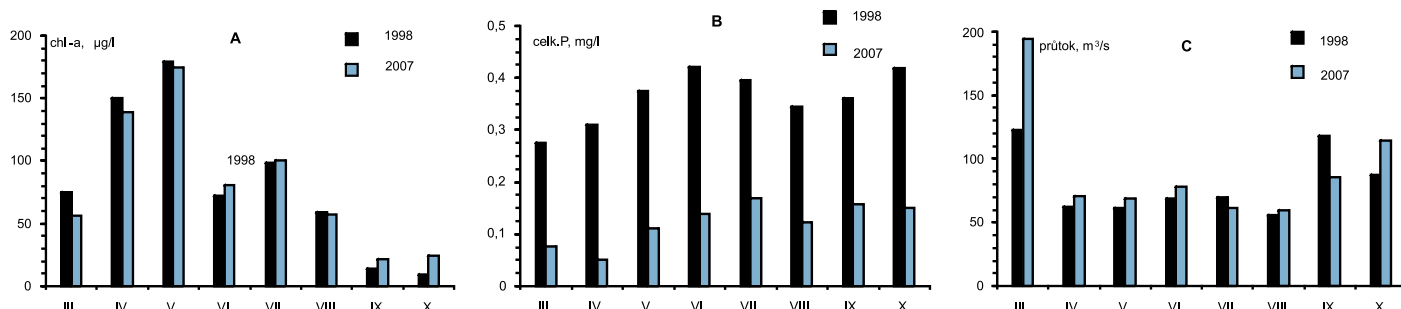
Pro podrobnější analýzu uvedené situace byly vybrány roky 1998 a 2007, které jsou velmi podobné z hlediska meteorologických a hydrologických poměrů. Na základě souhrnných informací publikovaných v Hydrologických ročenkách ČR [6] lze oba roky označit za nadprůměrně teplé, s mírnou zimou doprovázenou malým množstvím sněhu. Co se týče srážkových úhrnů, jde o roky mírně nadnormální, po část roku (duben–srpen) s podprůměrným množstvím vody v tocích. Průměrný roční průtok byl nižší než dlouhodobý, jak dokazuje poměr ročního průměrného průtoku a dlouhodobého průměrného průtoku v profilu Vltava-Zelčín ( $Q_{1998}/Q_{1931-1980} = 0,59$ ;  $Q_{2007}/Q_{1931-1980} = 0,61$ ). Mírně se oba roky liší v celkové sumě slunečního záření za vegetační sezonu (r. 1998 = 1 451 hodin, r. 2007 = 1 610 hodin), která byla vypočtena na základě údajů převzatých z databáze ČHMÚ.

Jak dokumentují údaje v tabulce 1, roky 1998 a 2007 jsou velmi dobře srovnatelné z hlediska průměrných a maximálních hodnot biomasy fytoplanktonu, resp. koncentrace chlorofylu-a, za vegetační sezonu. Zjevný je ale rozdíl v úrovni živin. Například sezonní průměr koncentrace P<sub>celk.</sub> za vegetační sezonu r. 2007 je 3x nižší než v r. 1998, významně nižší (více než 5x) je v r. 2007 také sezonní průměr koncentrace N-NH<sub>4</sub>.

Na obr. 3 jsou znázorněny měsíční průměry koncentrace chlorofylu-a (A), celkového fosforu (B) a průtoku (C) ve vegetační sezoně r. 1998 a 2007. Jak sezonní průběh změn, tak zjištěné hodnoty koncentrace chlorofylu-a jsou téměř shodné v obou letech (obr. 3A). Dobře srovnatelné jsou,

**Tabulka 1.** Průměrné, minimální a maximální hodnoty koncentrace chlorofylu-a, celkového fosforu a dusíku a průtoku za vegetační sezonu r. 1998 a r. 2007 v profilu Vltava-Zelčín (\*hodnoty za období květen až říjen)

	1998			2007		
	prům.	min.	max.	prům.	min.	max.
chl-a, µg/l	82,3	9,8	179,5	88,1	21,3	174,6
N-NO <sub>3</sub> , mg/l	3,1	2,5	3,7	2,0	1,6	2,5
N-NH <sub>4</sub> , mg/l	0,22	0,03	0,72	0,04	0,03	0,05
celk. P, mg/l	0,36	0,27	0,42	0,12	0,08	0,17
celk. P rozp., mg/l	0,25	0,17	0,35	0,09*	0,03*	0,15*
průtok, m <sup>3</sup> /s	81	61	123	82	60	194



**Obr. 3.** Změny koncentrace chlorofylu-a (A), celkového fosforu (B) a průtoku (C) za vegetační sezonu r. 1998 a r. 2007 v profilu Vltava-Zelčín

s výjimkou března, také změny hodnot průtoků (3C). Výrazný rozdíl mezi roky vykazují hodnoty koncentrace celkového fosforu (3B). Například v období jarního rozvoje fytoplanktonu (duben, květen) byly hodnoty koncentrace  $P_{\text{celk.}}$  v r. 2007 6x, resp. 3,5x nižší než v r. 1998. Na obr. 4 jsou pro srovnání uvedeny měsíční průměry koncentrace celkového fosforu a celkového fosforu rozpuštěného. Rozpuštěný  $P_{\text{celk.}}$  tvoří část celkové zásoby fosforu, která je potenciálně dostupná pro metabolické procesy, růst a množení řas. Přímou využitelný fytoplanktonem je rozpuštěný reaktivní fosfor, tj. podíl z rozpuštěného  $P_{\text{celk.}}$  [7]. Hodnoty měsíčních průměrů koncentrace celkového fosforu rozpuštěného (obr. 4) se pohybovaly v rozmezí 0,17–0,35 mg/l v r. 1998 a 0,03–0,15 mg/l v r. 2007.

Přes výrazný pokles koncentrace živin, především fosforu, nebyl v profilu Vltava-Zelčín zjištěn stejný trend ve vývoji biomasy fytoplanktonu. Na druhou stranu zjištěné hodnoty koncentrace fosforu v závěru sledovaného období (obr. 1B, 4) nedosahují úrovně omezující rozvoj fytoplanktonu. Například na základě studia fytoplanktonu Labe byla zjištěna prahová koncentrace pro rozvoj fytoplanktonu 1–15  $\mu\text{g P/l}$  [8]. Za hranici limitující rozvoj řas je obecně považována externí koncentrace fosforu pod 3  $\mu\text{g P/l}$  [7].

Je skutečností, že přímý vztah mezi koncentrací živin a množstvím fytoplanktonu v toku je obtížné jednoduše kvantifikovat, protože může být překryt vlivem a variabilitou jiného, silnějšího faktoru. Významnou roli hrají v tocích průtokové poměry. To dokumentuje obr. 5A, na kterém jsou znázorněny sezonní průměry koncentrace chlorofylu-a a odpovídající průměrné průtoky v profilu Vltava-Zelčín v období 1998–2008. Z obr. 5A je dobře patrný inverzní průběh křivek obou parametrů. Negativní vztah mezi koncentrací chlorofylu-a a hodnotami průtoků, který je možné vyjádřit nelineárně (mocninnou) funkcí, je statisticky průkazný (obr. 5B).

## Závěr

Výsledky vyhodnocení změn koncentrace  $\text{N-NO}_3$ ,  $\text{N-NH}_4$  a celkového fosforu v profilu Vltava-Zelčín prokázaly statisticky významný výrazný pokles živin za období 1998–2008. Tento pokles je důsledkem jak omezení přísunu živin z bodových zdrojů, tak snížení koncentrace živin díky výstavbě nových a modernizaci současných čistíren odpadních vod. Příznivý klesající trend ve vývoji živin nebyl ve stejném období doprovázen snížením biomasy fytoplanktonu. Změny biomasy fytoplanktonu, vyjádřené koncentrací chlorofylu-a, charakterizuje srovnatelná úroveň hodnot mezi roky na počátku a konci sledování, tj. mezi roky s významně odlišnou koncentrací živin. Je skutečností, že koncentrace živin i na konci hodnoceného období přesahovala hodnoty, které limitují rozvoj fytoplanktonu. Zjištěný inverzní průběh změn koncentrace chlorofylu-a a hodnot průtoků za sledované období dokumentuje významný vliv tohoto faktoru na změny biomasy fytoplanktonu v toku.

## Literatura

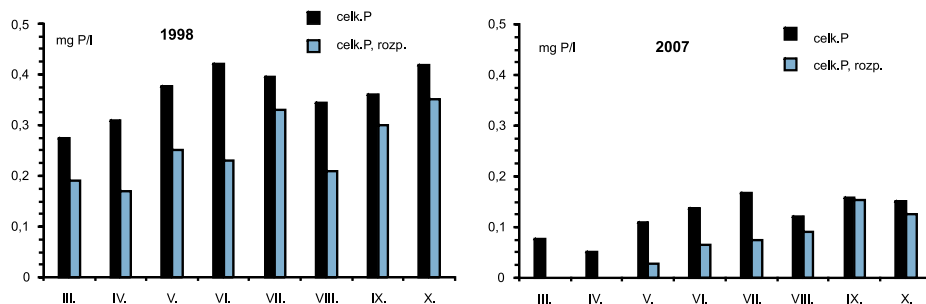
- [1] EC (2009). Guidance document on eutrophication assessment in the context of European water policies. Guidance Doc. No. 23, Technical Rep. 2009-030, 138 p.
- [2] Smith, V.H. and Schindler, D.W. (2009) Eutrophication science: where do we go from here. *Trends in ecology and evolution*, 24 (4): 201–207.
- [3] Lin, L.S., Markus, M., and Russell, A. (2007) Stream classification system based on susceptibility to algal growth in response to nutrients. *Journ. Environment. Engineer.*, 133 (7): 692–697.
- [4] Desortová, B., Havel, L., et al. (2000) Die Auswirkungen der Nährstoffe auf die Gewässerbeschaffenheit der Elbe unter sich verändernden Belastungsbedingungen. Abschlussbericht BMBF-Forschungsvorhaben:423-KFK 9602. VÚV T.G.M., Prag, 2000, 89 p.

# POROVNÁNÍ ÚČINNOSTI ČIŠTĚNÍ KOŘENOVÝCH ČIŠTÍREN ODPADNÍCH VOD VE VEGETAČNÍM A NEVEGETAČNÍM OBDOBÍ

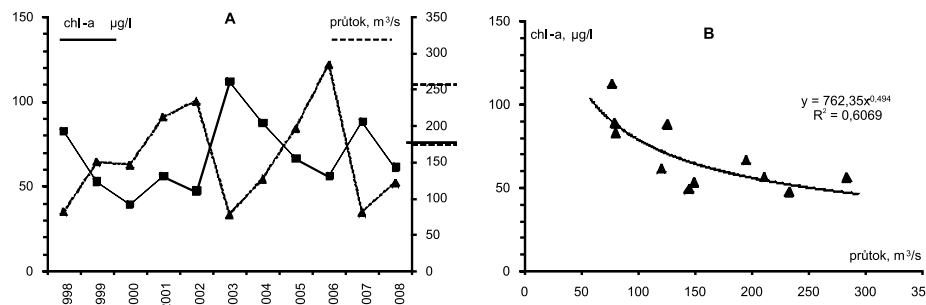
Miloš Rozkošný, Eva Mlejnská

### Klíčová slova

kořenová čistírna – účinnost čištění – sezonní kolísání – teplota



Obr. 4. Změny koncentrace celkového fosforu a celkového rozpuštěného fosforu za vegetační sezónu r. 1998 a r. 2007 v profilu Vltava-Zelčín



Obr. 5. A: Sezonní průměry koncentrace chlorofylu-a a průtoků za období 1998–2008 v profilu Vltava-Zelčín; B: Vztah koncentrace chlorofylu-a a průtoků zjištěný na základě průměrů za vegetační sezóny 1998–2008

- [5] Desortová, B. (2001) Faktory ovlivňující dynamiku fytoplanktonu v tocích v povodí českého Labe. In Blažková, Š. (ed.) Projekt Labe IV. Praha : VÚV T.G.M., 67–72.
- [6] ČHMÚ (1998, 2007) Hydrologická ročenka České republiky 1998, 2007.
- [7] Reynolds, C.S. (2006) The ecology of phytoplankton. Cambridge Univ. Press., 535 p.
- [8] Guhr, H., Spott, D., Bormki, G., Baborowski, M., and Karrasch, B. (2003) The effects of nutrient concentrations in the River Elbe. *Acta hydrochim. hydrobiol.*, 31 (4–5): 282–296.

Zpracováno s podporou výzkumného záměru MZP0002071101.

RNDr. Blanka Desortová, CSc.  
VÚV T.G.M., v.v.i.  
e-mail: blanka\_desortova@vuv.cz  
Příspěvek prošel lektorským řízením.

Long-term development of nutrient concentrations and phytoplankton biomass in the Vltava-Zelčín site (Desortová, B.)

### Key words

nutrients – phytoplankton – long-term changes – down stretch of the Vltava River

Results are presented of long-term investigation (1998–2008) of nutrient concentrations and phytoplankton biomass in the Vltava River above its confluence with the Labe River. Changes of seasonal mean values of  $\text{N-NH}_4$ ,  $\text{N-NO}_3$  and total phosphorus demonstrate a remarkable decrease during the period of study. Opposite to the drop down of nutrient concentrations, no decrease of phytoplankton biomass was observed based on chlorophyll-a values. Comparable values of chlorophyll-a were found in the years with a very different phosphorus concentrations (e.g. 1998 and 2007). Seasonal means of chlorophyll-a exhibit a marked year-to-year variability and a negative relation to flowrate values. Therefore flowrate changes represent an important factor strongly influencing algal biomass development during the years of study.

### Souhrn

Článek prezentuje posouzení účinnosti čištění vybraných čistíren odpadních vod využívajících jako biologický stupeň čištění umělý mokřad. Hodnocení je založeno na statistickém srovnání účinnosti čištění pro nerozpuštěné látky, organické znečištění a nutrienty ve vegetačním a nevegetačním období.

Z vyhodnocení vyplývá, že rozdíly v účinnostech čištění ve vegetačním a nevegetačním období nejsou statisticky významné pro nerozpuštěné látky a organické znečištění. Statisticky významně nižší účinnost čištění v nevegetačním období byla prokázána pouze u amoniakálního dusíku. Výsledky ukazují, že kořenové čistírny odpadních vod mohou být bez omezení použity pro malé zdroje znečištění do 500 EO, kde je požadováno

**stabilní čištění nerozpuštěných látek a organického znečištění. Mohou být použity i pro velikostní kategorii 500–1 000 EO, ale stabilní odstraňování amoniakálního dusíku musí být zajištěno jinou technologií čištění.**

## Úvod

Kořenové čistírny odpadních vod s horizontálním podpovrchovým prouděním (KČOV) jsou v České republice druhou nejrozšířenější extenzivní technologií využívanou k čištění odpadních vod z malých obcí. V období 1989 až 2008 bylo postaveno přibližně 250 těchto čistíren pro čištění vod ze zdrojů od několika EO do cca 1 000 EO. Část těchto čistíren, zejména ve velikosti nad 500 EO, bývá doplněna o dočišťovací stupeň – nejčastěji biologickou nádrž. Obecně se tyto čistírny řadí mezi „umělé mokřady“, zahraniční literatura užívá název „constructed wetlands“, popř. termín určený pro kořenové pole „reed-beds“ (Rozkošný, 2009). V Rakousku a Německu jsou používány termíny „Bepflanzte Bodenfilter“, „Pflanzenkläranlagen“, resp. „Abwasserreinigung mit pflanzenbewachsenen Bodenfiltern“.

Velice důležitou součástí každé kořenové čistírny je vhodný mechanický stupeň předčištění. Ten zajišťuje ochranu filtračních vrstev čistírny před zanesením hrubým materiálem, pískem nebo tukem, zabraňuje ucpaní rozvodných potrubí a žlabů. Zároveň slouží k zachycení jemnějších kalových částic, které by zbytečně zatěžovaly biologickou část čistírny. V případě extenzivních čistíren je kladen důraz především na jednoduchost obsluhy, proto se předčištění nejčastěji skládá z ručně stíraných česlí, ručně vyklázeného lapáku písku a vhodné usazovací nádrže.

Čistící funkce kořenových čistíren je obecně založena na mechanických, fyzikálně-chemických a biologických procesech, které probíhají ve filtrační vrstvě za spolupůsobení rostlin. Tyto procesy svou rychlostí i charakterem odpovídají procesům, které můžeme pozorovat v přirozených mokřadech a vodních biotopech. Jsou řešeny jako mělké, různě zrnitým šterkem vyplněné, mokřadními rostlinami osázené nádrže, které využívají principu biologické filtrace vody. Mikroorganismy se podílejí na čištění hlavně těmito pochody: rozklad dusíkatých organických látek (proteolytické bakterie), nitrifikace (nitrifikační bakterie), jež je limitujícím procesem odstraňování dusíku v kořenových čistírnách, denitrifikace (denitrifikační bakterie), rozklad celulózy (methanobakterie), rozklad škrobu a nižších cukrů (amylolytické bakterie), rozklad tuků (lipolytické bakterie), rozklad organických a anorganických látek obsahujících síru (sulfurikační, desulfurikační bakterie), rozklad organických a anorganických sloučenin fosforu (fosfobakterie) (Mlejnská aj., 2009).

Čistící procesy v kořenových čistírnách odpadních vod jsou ovlivněny i vnějšími činiteli působícími na filtrační prostředí. Jsou to klimatické činitele jako teplota vody, teplota a vlhkost vzduchu, rychlost větru a sluneční radiace; dále hydrologické a hydraulické podmínky jako velikost průtoku, hydraulické zatížení, doba zdržení vody ve filtrační poli, fyzikální, chemické a hydraulické vlastnosti filtrační náplně, provedení nátokové a odtokové zóny, způsob proudění vody (podrobněji: Rozkošný, 2008; Šálek a Tlapák, 2006; Mlejnská aj., 2009). Podpovrchový průtok filtračními kořenovými poli těchto čistíren znamená v chladnějších klimatických podmínkách oproti povrchovému toku výhodu v tom, že k čištění dochází pod povrchem a bakteriální společenstva jsou tak alespoň částečně izolována od okolního mrazivého vzduchu (Kadlec et al., 2000; Werker et al., 2002). V neposlední řadě je zde vliv vegetace (makrofyty), kdy se mohou projevat značné rozdíly mezi vegetačním a nevegetačním obdobím, kdy se mění kvalita a hustota porostu, jeho zapojení (včetně kořenové zóny), intenzita odběru živin apod.

V nařízení vlády č. 61/2003 Sb., ve znění nařízení vlády č. 229/2007 Sb., jsou pro ČOV do 500 EO předepsány limitní hodnoty koncentrací znečištění na odtoku pro organické znečištění (BSK<sub>5</sub> a CHSK) a nerozpuštěné látky (NL), což odpovídá požadavku zajištění stabilního čištění pro jmenované ukazatele. Pro ČOV od 500 do 2 000 EO je předepsána i průměrná a maximální odtoková koncentrace amoniakálního dusíku (tato maximální hodnota však platí pouze pro období, ve kterém je teplota odpadní vody na odtoku z biologického stupně vyšší než 12 °C). Do těchto velikostních kategorií patří také kořenové čistírny odpadních vod. Z toho plyne, že zajištění průměrného čistícího účinku pro CHSK, BSK<sub>5</sub> a nerozpuštěné látky je nezbytné v průběhu celého roku. V případě kořenových čistíren je však často diskutována otázka zajištění čistícího účinku v zimním nevegetačním období, kdy se vegetace kořenových polí, v ČR tvořená zejména rákosem obecným (*Phragmites australis*), chřasticí rákosovitou (*Phalaris arundinacea*) nebo zblochanem vodním (*Glyceria maxima*), nepodílí na procesu čištění. V podmínkách ČR je možné vymezit nevegetační období ve vztahu k vegetaci KČOV na část roku od poloviny října do konce března (Rozkošný aj., 2006; Rozkošný, 2009).

Cílem příspěvku je zhodnotit čistící účinek kořenových čistíren v nevegetačním období a porovnat

dosahované účinnosti s účinnostmi během vegetačního období. Zahraniční literatura věnuje vedle dopadu teploty vody (Akrotas a Tsihrintzis, 2007) a porovnání účinnosti odstraňování amoniakálního dusíku v závislosti na teplotě přitékající odpadní vody (Jing a Lin, 2004) také pozornost porovnání účinnosti odstraňování amoniakálního dusíku během vegetačního a nevegetačního období při použití různých druhů mokřadních rostlin. Porovnávány bývají nejčastěji druhy *Typha latifolia* a *Carex rostrata* nebo *Scirpus acutus* a též neosázené kontrolní pole. Sledován byl také vliv organického zatížení kořenových polí (Riley et al., 2005; Stein a Hook, 2005). Dušek et al. (2008) věnují velkou pozornost redox potenciálu kořenových polí, jehož měření může být využito k charakterizaci oxidačně-redukčních podmínek v mokřadu a který závisí mimo jiné také na teplotě.

## Metodika

V *tabulce 1* jsou uvedeny vybrané návrhové parametry a základní charakteristiky sledovaných kořenových čistíren. Jednotlivé čistírny byly sledovány dlouhodobě (dva a více let) s intervalem vzorkování jeden měsíc. Odebírány byly většinou dvouhodinové směsné vzorky. Již dříve proběhlo hodnocení vhodnosti těchto vzorků. Bylo prokázáno, že rozdíly mezi dvouhodinovými vzorky typu A odebíranými během roku jsou zpravidla větší než rozdíly mezi prostými vzorky odebíranými během 24 hodin. Největší rozdíly mezi jednotlivými vzorky během dne i během roku byly zjištěny podle předpokladu v přítoku a za mechanickým předčištěním, zatímco odtok je vyrovnanější (Wanner aj., 2008). Odběrové profily byly umístěny tak, aby bylo možné posoudit čistící účinek jednotlivých stupňů čištění (na přítoku, za mechanickým předčištěním, za kořenovými poli, popř. na odtoku z dočišťovací nádrže). Z měřených hodnot průtoků a koncentrace znečišťujících látek byly vypočítány hodnoty hydraulického a látkového zatížení. Během sledování byly měřeny a analyzovány základní ukazatele, kterými jsou teplota vzduchu a vody, konduktivita, pH, koncentrace rozpuštěného kyslíku, koncentrace nerozpuštěných látek (NL), BSK<sub>5</sub>, CHSK, amoniakální dusík (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), dusičnany (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), dusitany (N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>), celkový dusík (N<sub>c</sub>) a celkový fosfor (P<sub>c</sub>).

Hodnoty průměrného denního průtoku, uvedené v *tabulce 1*, byly vypočítány ze záznamů kontinuálního měření průtoků hladinoměry (např. ČOV Dražovice), ze záznamů obsluhy a z přímých měření, prováděných během monitoringu. V případě ČOV Žernovnik jsou uvedeny v *tabulce 1* dvě hodnoty. První, vyšší hodnota zahrnuje také měřené extrémní hodnoty (1,0 až 20 l/s), zjištěné během období tání sněhu. Jelikož se tyto vysoké průtoky vyskytují pouze v části roku (délka trvání v řádech dnů), byla do tabulky přidána druhá hodnota (48 m<sup>3</sup>/d), která tyto hodnoty nezahrnuje a odpovídá měřením během celého roku s výjimkou zmíněného období. Z měřených hodnot průtoků a koncentrace znečišťujících látek byly vypočítány hodnoty hydraulického a látkového zatížení. Vypočítané hodnoty byly následně porovnány s hodnotami návrhovými. Obecně jsou tyto čistírny navrhovány podle hydraulického a látkového zatížení organickým znečištěním (vyjádřeno ukazatelem BSK<sub>5</sub>).

Rozdíly v účinnosti čištění kořenových polí během vegetačního a nevegetačního období byly analyzovány pomocí statistických nástrojů. Využity byly dvouvýběrové testy shody, sloužící k testování středních hodnot souborů v každém výběru, a dále neparametrické metody (Mann-Whitneyho test). V případě použití Mann-Whitneyho testu byly testovány soubory výsledků analyz vzorků odpadních vod z profilů umístěných na přítocích na kořenová pole a na odtocích z kořenových polí.

## Diskuse výsledků

### Vyhodnocení hydraulického a látkového zatížení

Z vyhodnocení průměrného hydraulického a látkového zatížení sledovaných kořenových čistíren plyne, že čistírny jsou oproti návrhovým

**Tabulka 1.** Charakteristika sledovaných čistíren

Lokalita	Dražovice	Myslibořice	Olší nad Oslavou	Žernovnik	Svatý Jan	Tachov
V provozu od r.	2000	2004	1995	1995	1995	1997
Návrhový počet EO	780	480	267	150	147	94
Nadmožská výška	250 m n.m.	400 m n.m.	500 m n.m.	390 m n.m.	409 m n.m.	333 m n.m.
Typ kanalizace	jednotná	jednotná	jednotná	jednotná	oddílná	oddílná
Měřený denní průtok – průměr (m <sup>3</sup> /d)	199	85,5	197	175 / 48	12,9	15,9
Předčištění	Č-LP-ŠN-DUN	Č-LP-KMN	Č-LP-S	ZUN	Č-LP-ŠN	Č-ŠN
Počet koř. polí	3	2	3	3	2	1
Povrchová plocha polí (m <sup>2</sup> )	3900	2400	2260	540	768	500
Plocha na 1 EO (m <sup>2</sup> )	5,00	5,00	8,46	3,60	5,22	5,32
Filtrační materiál	šterk	šterk	šterk	šterk	šterk	šterk
Vegetace	rákos	rákos	rákos	rákos	chřastice	rákos
Dočištění	DBN	ne	ne	ne	ne	ne

Pozn.: Č – česle, LP – horizontální lapák písku, S – septik, ŠN – šterbinová nádrž, DUN – dešťová zdrž, ZUN – zemní usazovací nádrž, KMN – kombinovaná mělká nádrž, DBN – dočišťovací biologická nádrž, rákos – *Phragmites australis* (rákos obecný), chřastice – *Phalaris arundinacea* (chřastice rákosovitá)

parametrům většinou látkově zatěžovány méně, zatímco hydraulicky více. Jak látkově, tak hydraulicky zatížení však během dlouhodobého sledování hodně kolísalo, takže čistírny mohly být krátkodobě přetěžovány, i když v průměru byly zatěžovány méně, než bylo navrženo v projektu.

Poměry skutečného a návrhového zatížení znečištěním (vyjádřeným ukazateli BSK<sub>5</sub> a/nebo NL) a poměry skutečných a návrhových hodnot průměrného denního průtoku odpadní vody v bezdeštném období (Q<sub>24</sub>) pro jednotlivé čistírny odpadních vod jsou uvedeny v *tabulce 2*. Návrhové zatížení odpovídá údajům uvedeným v projektové dokumentaci u každé hodnocené kořenové čistírny. Skutečné zatížení pak bylo vypočítáno z hodnot koncentrací znečištění z analyzovaných vzorků a z hodnot průtoků měřených na těchto čistírnách.

**Tabulka 2.** Skutečné a návrhové hydraulické a látkové zatížení sledovaných čistíren

Lokalita	Počet EO návrh	Poměr zatížení skutečné/návrhové		
		NL	BSK <sub>5</sub>	Q <sub>24</sub>
Dražovice	780	0,61	0,36	1,31
Myslibořice	480	–	0,96	0,24
Olší nad Oslavou	267	–	0,18	1,56
Žernovnik	175	0,47	0,31	–
Svatý Jan	147	–	0,38	0,38
Tachov	94	–	1,15	1,06

Na *obr. 1* je uveden výsledek výpočtu hydraulického zatížení kořenových polí za dobu sledování dané čistírny. Uveden je rozsah od minimálního (min) přes průměrné (avg) po maximální (max) hydraulické zatížení za dobu sledování čistírny, a to pro vegetační a nevegetační období. Výrazně vyšší maximální hodnoty hydraulického zatížení v nevegetačním období, způsobené, jak už bylo uvedeno, zejména táním sněhu a vyššími srážkami v jarním období, byly zaznamenány na kořenové čistírně v Dražovicích a v Žernovniku. Ředění splaškových vod se projevilo i na rozdílnosti průměrných hodnot koncentrace znečištění na přítoku do ČOV v Žernovniku mezi oběma hodnocenými obdobími roku, což je patrné v *tabulce 3*. Toto zjištění potvrzují i měření elektrické vodivosti vody a dalších fyzikálně-chemických parametrů, kdy zjištěné hodnoty odpovídají spíše vodám dešťovým a povrchovým smyčům. Na čistírnách v obcích Svatý Jan a Tachov je velice dobře vidět rozdíl mezi jednotnou a oddílnou kanalizací. Poměr skutečného a návrhového hydraulického a látkového zatížení je velice podobný na rozdíl od ostatních lokalit, kde většinou dochází k významnému hydraulickému přetěžování a naopak malému látkovému zatěžování čistírny v důsledku ředění přítékajících odpadních vod balastními vodami. V Myslibořicích, kde je KČOV napojena na jednotnou kanalizaci, hraje významnou roli v hydraulickém a látkovém zatížení menší podíl balastních vod v kanalizaci oproti ostatním sledovaným KČOV napojeným také na jednotnou kanalizaci a provoz odlehčovacích objektů. Na *obr. 2* je uveden výsledek výpočtu látkového zatížení kořenových polí za dobu sledování dané čistírny.

Hydraulické zatížení kořenových polí bylo během sledování vyšší v nevegetačním období na lokalitách Dražovice, Olší nad Oslavou, Žernovnik (zde velmi výrazně – pro průměrnou hodnotu 8x, pro maximální hodnoty až 16x), Svatý Jan a Tachov (*obr. 1*). Látkové zatížení kořenových polí bylo během sledování na všech lokalitách vyšší v nevegetačním období.

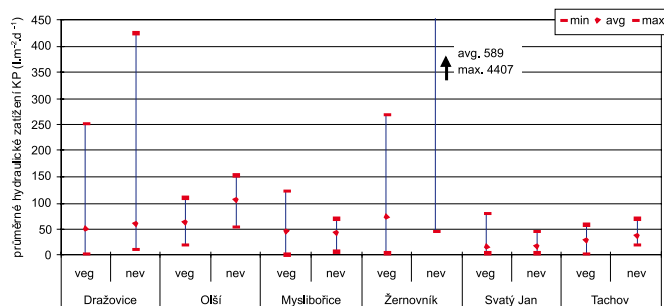
### Vyhodnocení účinnosti čištění

Statistické vyhodnocení významnosti rozdílů průměrných hodnot znečištění na odtoku ze sledovaných kořenových čistíren ukázalo, že statisticky průkazný rozdíl v čistícím účinku mezi vegetačním a nevegetačním obdobím byl zjištěn zejména pro amoniakální dusík (*tabulka 3*), a to jak ve vzorcích odebraných na přítocích do kořenových polí, tak i ve vzorcích odtoků z kořenových polí. V případě dvou kořenových čistíren pro zhruba 200 EO nebyl rozdíl v odtokových koncentracích amoniakálního dusíku statisticky významný. Důvodem bylo, že v jarní fázi nevegetačního období dochází k velkému naředění přítékajících odpadních vod. Snížení koncentrací v důsledku naředění se pak projevilo i na hodnotách znečištění na odtoku. Pro organické znečištění a nerozpuštěné látky byl zjištěn statisticky významný rozdíl v koncentracích na přítoku do kořenových polí ČOV Žernovnik. Důvodem bylo opět velké naředění vod v nevegetačním období, zejména na jaře. Ve vzorcích z odtoků z kořenových polí byl statisticky významný rozdíl zjištěn spíše nahodile a odpovídal sezonním změnám průtoků odpadních vod, ovlivněných změnami množství balastních vod, zjištěných během monitoringu (Myslibořice). Na lokalitě Tachov byl zjištěn statisticky významný rozdíl u parametru nerozpuštěné látky na odtoku,

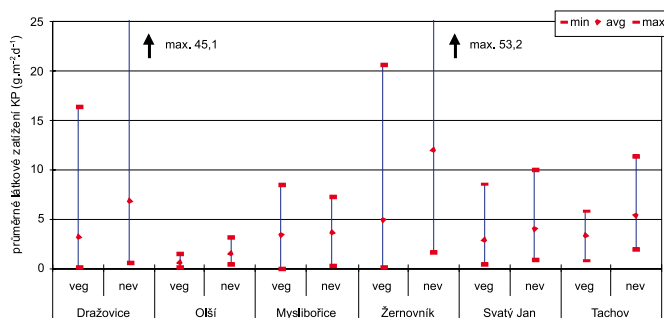
ale vzhledem k velmi nízkým koncentracím v obou případech a účinností čistění 95,3 %, resp. 95,9 % není tento rozdíl významný prakticky. Ve vzorcích z KČOV Olší byly zjištěny pro obě období podobné dlouhodobé průměrné hodnoty koncentrace nerozpuštěných látek na odtoku z kořenových polí jako v Tachově (*tabulka 3*). Avšak odlišně od Tachova nebyl prokázán statisticky významný rozdíl. Analýza dat ukázala, že mediány obou souborů dat z Olší jsou prakticky totožné pro obě období – vždy 1,0 mg/l. Rozdíl v dlouhodobých průměrech byl způsoben jednou hodnotou koncentrace NL na odtoku ve vegetačním období (52 mg/l). Ostatní hodnoty zjištěné během monitoringu odpovídaly hodnotám zjištěným během nevegetačních období.

Jinak nebyl na hodnocených kořenových čistírnách pro organické znečištění a nerozpuštěné látky obecně potvrzen statisticky významný rozdíl v průměrných hodnotách znečištění na odtoku ve vegetačním a nevegetačním období. U fosforu nebyl v větších čistíren prokázán statisticky významný rozdíl, u dvou menších čistíren byl prokázán, a to se zhoršením účinnosti čistění ve vegetačním období. To souviselo opět se značným naředěním přítékajících odpadních vod v jarních obdobích.

Graf na *obr. 3* znázorňuje velmi dobře rozdíly v účinnostech čistění u amoniakálního dusíku a naopak poměrně vyrovnané účinnosti čistění u parametru organického znečištění CHSK. Účinnost odstraňování amoniakálního dusíku je závislá na teplotě odpadní vody a na množství rozpuštěného kyslíku, který je hlavním akceptorem elektronů v redoxních reakcích v aerobních prostředích. Pokud není kyslík přítomen, hlavními akceptory jsou NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, MnO<sub>2</sub>, Fe(OH)<sub>3</sub>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> a CO<sub>2</sub> (Dušek aj., 2008; Šálek a Malý, 2001). Proto je obsah kyslíku, resp. těchto dalších látek limitujícím prvkem odstraňování dusíku



**Obr. 1.** Rozsah hodnot hydraulického zatížení kořenových polí během vegetačního (veg) a nevegetačního (nev) období na sledovaných čistírnách



**Obr. 2.** Rozsah hodnot látkového zatížení kořenových polí během vegetačního (veg) a nevegetačního (nev) období na sledovaných čistírnách

**Tabulka 3.** Přehled výsledků statistické analýzy účinnosti čistění v nevegetačním období (Mann-Whitneyho test)

Ukazatel/Lokalita	NL [mg/l]		BSK <sub>5</sub> [mg/l]		CHSK [mg/l]		N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> [mg/l]		P <sub>c</sub> [mg/l]	
	veg	nev	veg	nev	veg	nev	veg	nev	veg	nev
Přítok do kořenových polí										
<b>Dražovice</b>	52	61	46,7	62,2	113	126	29,7	29,4	5,36	5,06
<b>Myslibořice</b>	78	73	102	133	175	214	33,5	36,7	6,39	6,35
<b>Olší nad Osl.</b>	11	11	10,4	11,8	37	33	<b>11,2</b>	<b>5,28</b>	<b>1,81</b>	<b>0,97</b>
<b>Žernovnik</b>	<b>68</b>	<b>37</b>	<b>71,2</b>	<b>43,0</b>	<b>158</b>	<b>86</b>	<b>41,5</b>	<b>20,1</b>	<b>7,05</b>	<b>2,98</b>
<b>Svatý Jan</b>	116	98	181	203	455	449	<b>72,9</b>	<b>89,7</b>	10,0	10,4
<b>Tachov</b>	112	86	155	142	379	308	44,9	42,2	6,58	5,48
Odtok z kořenových polí										
<b>Dražovice</b>	11	12	20,4	27,8	66	74	<b>21,5</b>	<b>28,3</b>	4,39	5,11
<b>Myslibořice</b>	6	6	<b>14,3</b>	<b>42,1</b>	54	74	<b>32,8</b>	<b>43,9</b>	5,34	6,26
<b>Olší nad Osl.</b>	5	2	1,4	1,2	19	17	3,05	2,43	<b>2,05</b>	<b>0,74</b>
<b>Žernovnik</b>	14	9	12,2	5,5	<b>55</b>	<b>29</b>	29,7	24,1	<b>5,93</b>	<b>3,64</b>
<b>Svatý Jan</b>	14	10	<b>14</b>	<b>31</b>	76	94	<b>59,2</b>	<b>81,4</b>	8,80	9,04
<b>Tachov</b>	<b>5,3</b>	<b>3,5</b>	29	33	83	78	37,2	33,6	4,01	4,36

Pozn.: Statisticky významný rozdíl v průměrných hodnotách je zvýrazněn tučně a kurzívou

v kořenových čistírnách. Účinnost je vyšší ve vegetačním období. Podobné výsledky publikovali také Kadlec aj. (2000) pro umělé mokřady čistící odpadní vody ze septiků v severských klimatických podmínkách a Kadlec a Wallace (2009) v klimatických podmínkách obdobných situací v ČR.

## Závěr

Průběh hydraulického zatížení sledovaných kořenových čistíren, zpracovaný vyhodnocením dat získaných přímým měřením, indikuje rozdíly mezi vegetačním a nevegetačním obdobím. Výrazně vyšší maxima byla dosažena během nevegetačních období na dvou kořenových čistírnách. Tato skutečnost souvisela s obdobím tání sněhu a vyšších srážkových úhrnů během dvouletí, v němž probíhal monitoring KČOV, a následnými vyššími průtoky v jednotných kanalizačních sítích. Během monitoringu byl také potvrzen významný vliv provozu (a návrhu) odlehčovacích objektů vybudovaných na kanalizačních sítích, na něž jsou napojeny sledované čistírny.

Byla provedena analýza rozdílů v účinnostech čištění pro základní sledované ukazatele ve vegetačním a nevegetačním období. Touto analýzou bylo potvrzeno, že v klimatických podmínkách ČR je možno počítat s vyhovujícím čistícím účinkem pro organické znečištění a nerozpuštěné látky i v nevegetačním období. Naopak u amoniakálního dusíku je nutné počítat se zhoršením účinnosti čištění během nevegetačního období. Řešením tohoto problému u větších ČOV, kde je požadováno určité stabilní čištění také pro amoniakální dusík, je nutné doplnění kořenové čistírny o dočišťovací biologickou nádrž, biofiltr a jiná vhodná zařízení, tedy budování kombinovaných systémů. Mezi ně patří také v zahraničí využívaná kombinace kořenových polí s vertikálním a horizontálním prouděním, přičemž vertikální pole jsou plněna přerušovaně a horizontální, s kontinuálním průtokem, zajišťují denitrifikaci.

## Literatura

- Akratos, SC. and Tsihrintzis, AV. (2007) Effect of temperature, HRT, vegetation and populus media on removal efficiency of pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 29, 173–191.
- Dušek, J., Píček, T., and Čížková, H. (2008) Redox potential dynamics in a horizontal subsurface flow constructed wetland for wastewater treatment: Diel, seasonal and spatial fluctuations. *Ecological Engineering*, 34, 223–232.
- Jing, SR. and Jin YF. (2004) Seasonal effect on ammonia nitrogen removal by constructed wetlands treating polluted river water in southern Taiwan. *Environmental Pollution*, Vol. 127, Issue 2, 291–302.
- Kadlec, RH., Knight, RL., Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P., and Haberl, R. (2000) Constructed Wetlands for Pollution Control. Scientific and Technical Report No. 8., IWA Publishing London, 151 p. ISBN 1-900222-05-1.
- Kadlec, RH. and Wallace, S. (2009) Treatment wetlands. 2nd edition. Boca Raton, Florida: CRC Press.
- Mlejnská, E., Rozkošný, M., Baudisová, D., Váňa, M., Wanner, F. a Kučera, J. (2009) Extenzivní způsoby čištění odpadních vod. Praha: VÚV T.G.M., 119 s. ISBN 978-80-85900-92-7.
- Nařízení vlády č. 61/2003 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostí povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech, ve znění nařízení vlády č. 229/2007 Sb. Praha: MŽP ČR, 2007.
- Riley, KA., Stein, OR., and Hook, PB. (2005) Ammonium Removal in Constructed Wetland Microcosms as Influenced by Season and Organic Carbon Load. *Journal of Environmental Science and Health*, 40, 1109–1121.
- Rozkošný, M. (2008) Hodnocení účinnosti vegetačních kořenových čistíren a návrh zlepšení jejich funkce (disertační práce). VUT v Brně, Ústav vodního hospodářství krajiny, fakulta stavební.
- Rozkošný, M. (2009) Účinnost přírodních způsobů čištění (kořenových čistíren odpadních vod) v nevegetačním období. In Křiška, M., Šálek, J. a Plotný, K. Přírodní způsoby čištění vod VI. Brno: CeERM, s. 48–57. ISBN 978-80-7204-655-3.
- Rozkošný, M., Šálek, Jan a Šálek, Jiří (2006) Water Balance of the Constructed Wetlands – a Study of the Macrophyte's Evapotranspiration. In Dias, V. and Vymazal, J. (eds) 10th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Lisbon (Portugal), 24. 9. 2006. London: IWA Publishing, 123–130.

# OVĚŘENÍ VZORKOVÁNÍ ODPADNÍCH VOD PRO STANOVENÍ TĚKAVÝCH ORGANICKÝCH LÁTEK

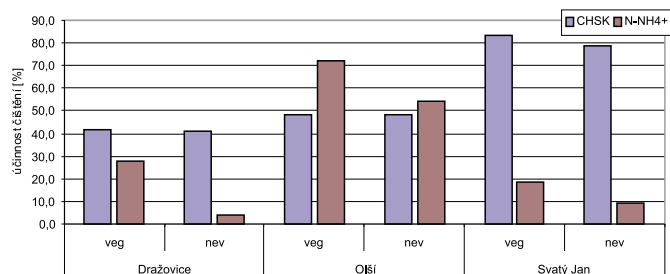
Miroslav Váňa, Jiří Kučera, Veronika Handová, Marcela Jokešová, Jan Bindzar

## Klíčová slova

vzorkování – odpadní vody – těkavé organické látky – AOX

## Souhrn

Novelizované znění nařízení vlády č. 61/2003 Sb. ukládá odebrat u zvláště nebezpečných látek 24hodinový směsný vzorek při současném



Obř. 3. Rozdíl v účinnostech čištění během vegetačního (veg) a nevegetačního (nev) období na vybraných lokalitách pro parametry CHSK a N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>

Stein, OR. and Hook, PB. (2005) Temperature, Plants, and Oxygen: How Does Season Affect Constructed Wetland Performance? *Journal of Environmental Science and Health*, 40, 1331–1342.

Šálek, J. a Malý, J. (2001) Výzkum kyslíkového režimu a odstraňování amoniaku u vegetačních kořenových čistíren. In Valouchová, K. (ed.) International Seminar on Water Management. Brno: FAST VUT Brno, p. 187–192.

Šálek, J. a Tlapák, V. (2006) Přírodní způsoby čištění znečištěných povrchových a odpadních vod. Praha: ČKAIT, 283 s. ISBN 80-86769-74-7.

Wanner, F., Váňa, M., Mlejnská, E. a Kučera, J. (2008) Srovnání vypovídací schopnosti dvouhodinových a 24hodinových směsných vzorků. Sborník z konference Odpadové vody 2008, Štrbské Pleso, 15.–17. 10. 2008, 207–214. ISBN 978-80-89088-68-3.

Werker, AG., Dougherty, JM., McHenry, JL., and van Loon, WA. (2002) Treatment variability for wetland wastewater treatment design in cold climates. *Ecological Engineering*, 19, 1–11.

## Poděkování

Príspevek byl zpracován s podporou výzkumného záměru MZP0002071101.

Poděkování patří také provozovatelům sledovaných čistíren za umožnění sledování čistícího účinku.

Ing. Miloš Rozkošný, Ph.D., Ing. Eva Mlejnská  
VÚV T.G.M., v.v.i.

Miloš\_Rozkošny@vuv.cz, Eva\_Mlejnska@vuv.cz  
Príspevek prošel lektorským řízením.

Comparison of constructed wetlands seasonal treatment efficiency (Rozkošný, M.; Mlejnská, E.)

## Key words

constructed wetland – treatment efficiency – seasonal effect – temperature

The article presents an assessment of the treatment efficiency of selected wastewater treatment plants with a constructed wetland (reed-beds) as the biological step of purification. The assessment is based on the statistical comparison of the treatment efficiency for suspended solids, organic pollution and nutrients between vegetation and non-vegetation period. The main result is that the monitored constructed wetlands, which are representative samples of the Czech constructed wetlands, have not statistically lower treatment efficiency during the non-vegetation period for the organic pollution and suspended solids. Only for the ammonia nitrogen, there was confirmed significantly lower treatment efficiency during the non-vegetation period in comparison with the rest of the year (vegetation period). The results validate that constructed wetlands can be used as treatment plants for point-pollution sources under 500 p. e. and they can be used also for the category 500–1 000 p. e., but the stable ammonia nitrogen treatment efficiency must be ensured by another wastewater treatment technology.

měření denního množství odpadní vody. Jednodušší postup sledování je možno zvolit při vypouštěném množství menším, než je uvedeno v tabulce 2 přílohy 4 nařízení vlády č. 61/2003 Sb. Pro tyto případy uvedené nařízení vlády umožňuje stanovit vybrané zvláště nebezpečné látky jako AOX. Těkavé zvláště nebezpečné látky vypouštěné do kanalizace přímo z výroby lze podle metodického pokynu k nařízení vlády č. 229/2007 Sb. vzorkovat 24hodinovým směsným vzorkem pouze v případech, kdy bylo předem ověřeno, že se koncentrace stanovených ukazatelů po dobu odběru statisticky významně nemění.

V příspěvku jsou publikovány výsledky ověření metodiky odběru vzorků na reálné odpadní vodě, ve které byly těkavé organické látky stanoveny různými postupy (analýza z klasicky připraveného směsného vzorku a analýza samostatných prostých vzorků). Tím se ověřilo, jak významný je, zvláště v teplejším období roku, únik těkavých látek stanovených jako jednotlivé těkavé organické látky (TOL), nebo jako AOX při smíšení dílčích vzorků.

## Úvod

Novelizované znění nařízení vlády č. 61/2003 Sb. ukládá odebrat u zvláště nebezpečných látek 24hodinový směsný vzorek při současném měření denního množství odpadní vody. Jednodušší postup sledování je možno zvolit při vypouštění množství menším, než je uvedeno v tabulce 2 přílohy 4 nařízení vlády č. 61/2003 Sb. Pro tyto případy výše uvedené nařízení vlády umožňuje stanovit vybrané zvláště nebezpečné látky jako stanovení AOX. Těkavé zvláště nebezpečné látky vypouštěné do kanalizace přímo z výroby lze podle metodického pokynu k nařízení vlády č. 229/2007 Sb. vzorkovat 24hodinovým směsným vzorkem pouze v případech, kdy bylo předem ověřeno, že se koncentrace stanovovaných ukazatelů po dobu odběru statisticky významně nemění.

Naším cílem bylo ověřit metodiku odběru vzorků na reálné odpadní vodě, ve které budou těkavé organické látky stanoveny různými postupy (analýza z klasicky připraveného směsného vzorku a analýza samostatných prostých vzorků). Tím se ověří, jak významný je, zvláště v teplejším období roku, únik těkavých látek stanovovaných jako jednotlivé těkavé organické látky (dále jen TOL), nebo jako AOX při smíšením dílčích vzorků.

## Metodika

V roce 2008 bylo provedeno měření v areálu podniku Spolchemie v Ústí nad Labem, které navazovalo na měření a analýzy provedené v předcházejících letech. Jeho cílem bylo potvrdit úbytek těkavých organických látek ve velmi složité matrici. Naměřeny byly dvě série vzorků na odtoku ze závodu, kdy současně byly odebrány jak prosté vzorky, tak i směsné vzorky pomocí automatického vzorkovače Sigma. Vzhledem ke kontinuálnímu průtoku odpadní vody a její konstantní kvalitě a též z důvodu nedostatku finančních prostředků byly odebrány vzorky v 20minutovém intervalu (ne ve dvouhodinovém, jak ukládá NV), avšak se vzorky bylo nakládáno jako s 24hodinovými směsnými vzorky (směsné vzorky byly ve vzorkovači uloženy 24 hodin v otevřené vzorkovnici). Vzorkovač byl po celou dobu chlazen. Ve vzorcích byly stanoveny současně TOL a AOX.

Kromě výše uvedených měření bylo provedeno měření modelových vzorků, které byly připraveny nadávkováním směsi různě těkavých organických látek, konkrétně se jednalo o 1,2-chlorfenol a 1,4-chlorfenol (jako zástupce méně těkavých látek) a trichlormethan (zástupce těkavějších chlorovaných uhlovodíků), od odtoku z ČOV (zajištění komplikované matrice). Připravené vzorky byly analyzovány jako prostý vzorek a dále jako směsný vzorek. Slévání bylo zajištěno pomocí automatického vzorkovače Sigma do společné vzorkovnice. Vzorky byly ponechány ve vzorkovači 24 hodin v otevřených vzorkovnicích. Vzorkovač byl vyplněn chladicím médiem. Ve vzorcích byly stanoveny organické látky jako AOX.

**Tabulka 1.** Výsledky experimentu s modelovými vzorky ze dne 28. 8. 2008

Označení vzorku	Teoretická koncentrace AOX (µg/l)	Experimentálně stanovená koncentrace AOX (µg/l)	Ztráta AOX (%)
Matrice	58*	58	–
+10	68	66	3
+20	78	75	4
+30	88	86	2
+50	108	110	-2
+100	158	140	13
+150	208	190	10
Průměr prostých vzorků	118	111	<b>6</b>
Směsný vzorek	118	120	<b>3</b>

\* hodnota byla potvrzena kontrolním stanovením na VŠCHT Praha

**Tabulka 3.** Výsledky experimentu s modelovými vzorky ze dne 2. 10. 2008

Označení vzorku	Teoretická koncentrace AOX (µg/l)	Experimentálně stanovená koncentrace AOX (µg/l)	Ztráta AOX (%)
Matrice	74	74	–
+10	84	81	4
+20	94	92	2
+30	104	95	9
+50	124	110	11
+100	174	150	14
+150	224	190	15
Průměr prostých vzorků	134	119	<b>11</b>
Směsný vzorek	134	100	<b>25</b>

## Výsledky měření a diskuse

### Výsledky stanovení AOX u modelových vzorků

Celkem byly provedeny čtyři sady experimentů s modelovými vzorky. Výsledky jsou uvedeny v *tabulkách 1–4*. Vyhodnocován byl úbytek koncentrace AOX ve směsných vzorcích ve srovnání s průměrem koncentrace prostých vzorků. V současnosti platná norma pro stanovení AOX ve vodách ČSN EN ISO 9562 Jakost vod – Stanovení adsorbovatelných organicky vázaných halogenů (AOX) povoluje při ověřování postupu výtěžnost 90 až 110 %, tj. rozdíl od teoretické hodnoty nejvýše 10 %. V *tabulkách 1–6* jsou silnější čarou odděleny ztráty nižší a vyšší než 10 %.

Z výsledků experimentů s modelovou vodou vyplývá, že při odběru 24hodinového směsného vzorku a stanovení organických látek jako AOX dochází ke ztrátám v rozsahu od -2 do 25 % teoretické koncentrace. Vypočítali se průměrná koncentrace AOX z výsledků analýzy prostých vzorků, jsou ztráty oproti teoretické hodnotě menší (od 2 do 11 %). Analýza prostých vzorků dále potvrdila závislost výtěžnosti AOX na úrovni koncentrace AOX. Do koncentrace 100–150 µg/l jsou rozdíly od teoretické koncentrace zanedbatelné (nejvýše 11 %). U koncentrací vyšších než 150 µg/l jsou ztráty vyšší (10 až 18 %).

### Výsledky stanovení AOX a TOL v reálné odpadní vodě

Odběr vzorků byl proveden dne 2. 10. 2008 v areálu podniku Spolek pro chemickou a hutní výrobu v Ústí nad Labem. Byly odebrány dvě sady vzorků, sléváno bylo vždy šest vzorků o stejném objemu. Teplota odpadní vody se pohybovala v době odběru mezi 13 a 15 °C, teplota vzduchu byla cca 20 °C. Vzorky byly jímány do skleněných lahví umístěných v chladicí přenosce. Vzhledem k vysoké koncentraci chloridů (cca 10 g/l) bylo nutné vzorky ředit. Výsledky stanovení koncentrace AOX jsou uvedeny v *tabulkách 5–6*, výsledky stanovení koncentrace jednotlivých látek v *tabulkách 7–8*.

Ověření vzorkování těkavých organických látek probíhalo ve Spolku pro chemickou a hutní výrobu i v roce 2003. Výsledky stanovení jednotlivých organických látek jsou uvedeny v *tabulkách 9–10*. Odběry prostých a směsných vzorků proběhly 15.–16. 4. 2003 a 15.–16. 7. 2003 v dvouhodinových intervalech po dobu 24 hodin. Při odběru vzorků v dubnu se teplota odpadní vody pohybovala mezi 17 a 18 °C, teplota vzduchu byla cca 20 °C a v červenci byla teplota vody 27–29 °C, teplota vzduchu 28–31 °C.

Vzorky byly jímány do plastové lahve umístěné v chladničce, kde teplota dosahovala 6–8 °C, v červenci byla lednice mimo provoz.

Z výsledků analýz reálné odpadní vody ze Spolku pro chemickou a hutní výrobu je patrné, že při stanovování TOL jako parametru AOX nebyl zaznamenán úbytek těkavých organických látek.

**Tabulka 2.** Výsledky experimentu s modelovými vzorky ze dne 11. 9. 2008

Označení vzorku	Teoretická koncentrace AOX (µg/l)	Experimentálně stanovená koncentrace AOX (µg/l)	Ztráta AOX (%)
Matrice	49*	49	–
+10	59	60	-2
+20	69	68	1
+30	79	–	–
+50	99	110	-11
+100	149	140	6
+150	199	160	18
Průměr prostých vzorků	109	107	<b>2</b>
Směsný vzorek	109	90	<b>17</b>

\* hodnota byla potvrzena kontrolním stanovením na VŠCHT Praha

**Tabulka 4.** Výsledky experimentu s modelovými vzorky ze dne 27. 11. 2008

Označení vzorku	Teoretická koncentrace AOX (µg/l)	Experimentálně stanovená koncentrace AOX (µg/l)	Ztráta AOX (%)
Matrice	99	99	–
+10	109	110	0
+20	119	120	0
+30	129	130	0
+50	149	150	0
+100	199	180	10
+150	249	210	16
Průměr prostých vzorků	159	150	<b>6</b>
Směsný vzorek	159	150	<b>6</b>

**Tabulka 5.** Výsledky odběru vzorků u reálné odpadní vody ze dne 2. 10. 08

Označení vzorku	Koncentrace AOX (µg/l)
I/1	1 800
I/2	1 600
I/3	2 100
I/4	1 700
I/5	1 900
I/6	2 500
Směsný vzorek	1 900
Prům. koncentrace prostých vzorků	1 933
Ztráta AOX (%)	<b>2</b>

**Tabulka 7.** Odběr vzorků reálné odpadní vody ze dne 2. 10. 08, první sada vzorků

Ukazatel	Průměr prostých vzorků (µg/l)	Směsný vzorek (µg/l)	Ztráta (%)
Trichlormethan	15,83	14,68	7
1,2-dichlorethan	0,12	0,43	-258
Benzen	1,51	1,35	11
Trichlorethen	12,04	8,54	29
Bromdichlormethan	1,09	0,88	19
Toluen	27,61	29,81	-8
Tetrachlorethen	26,19	28,92	-10
(m + p) xylen	3,66	2,66	27
o-xylen	0,38	0,29	24
Tribrommethan	0,97	0,82	15
m-dichlorbenzen	0,15	0,10	33
p-dichlorbenzen	< 0,05	< 0,05	-
o-dichlorbenzen	< 0,05	< 0,05	-
1,3,5-trichlorbenzen	0,09	0,08	11
1,2,4-trichlorbenzen	0,29	0,30	-3
Hexachlorbutadien	0,12	0,10	17
1,2,3-trichlorbenzen	< 0,05	< 0,05	-

**Tabulka 9.** Odběr vzorků reálné odpadní vody 15.–16. 4. 2003

Ukazatel	Průměr prostých vzorků (µg/l)	Směsný vzorek (µg/l)	Ztráta (%)
Naftalen	0,017	0,010	41
Trichlormethan	12,7	9,2	28
1,2-dichlorethan	2,2	2,6	-18
Benzen	0,92	0,67	27
Trichlorethen	6,7	3,0	55
Bromdichlormethan	382	195	49
Toluen	16,4	10,3	37
Xylen	4,6	2,3	50
p-dichlorbenzen	1,4	1,5	-7
1,3,5-trichlorbenzen	0,65	0,46	29
1,2,4-trichlorbenzen	0,72	0,25	65
Hexachlorbutadien	0,26	0,32	-23
1,2,3-trichlorbenzen	0,92	0,20	78
o-dichlorbenzen	1,2	0,90	25
m-dichlorbenzen	1,5	0,91	39
Tetrachlorethen	32,8	14,9	55
Bromoform	4,9	2,2	55

Významné změny byly zaznamenány při stanovení koncentrace jednotlivých těkavých organických látek, a to jak jejich nárůst, tak pokles. Z velikosti ztráty vyjádřené v procentech plyne její závislost na teplotě odpadní vody a prostředí.

Při porovnávání výsledků koncentrací těkavých organických látek stanovených jako parametr AOX nebyly shledány významné rozdíly mezi odběrem prostých a směsných vzorků. Tento výsledek lze vysvětlit vysokými koncentracemi AOX a jejich zaokrouhlováním a dále náročnou manipulací se vzorkem (vysoká koncentrace chloridů vyžadovala velké zředění analyzovaného vzorku), při které mohlo dojít k úniku těkavějších složek, a ve vzorcích tak byly stanovovány už pouze méně těkavé složky.

### Závěr

Při stanovení těkavých organických látek jako souhrnného parametru AOX v modelových vzorcích nebyly do koncentrace cca 100–150 µg/l

**Tabulka 6.** Výsledky odběru vzorků u reálné odpadní vody ze dne 2. 10. 08

Označení vzorku	Koncentrace AOX (µg/l)
II/1	2 000
II/2	1 700
II/3	2 000
II/4	1 800
II/5	1 900
Směsný vzorek	1 900
Prům. koncentrace prostých vzorků	1 880
Ztráta AOX (%)	<b>-1</b>

**Tabulka 8.** Odběr vzorků reálné odpadní vody ze dne 2. 10. 08, druhá sada vzorků

Ukazatel	Průměr prostých vzorků (µg/l)	Směsný vzorek (µg/l)	Ztráta (%)
Trichlormethan	13,33	11,37	15
1,2-dichlorethan	0,09	< 0,05	-
Benzen	0,88	0,72	18
Trichlorethen	11,45	5,61	51
Bromdichlormethan	1,03	0,66	36
Toluen	1,88	0,40	79
Tetrachlorethen	41,55	17,01	59
(m + p) xylen	0,45	0,32	29
o-xylen	0,10	< 0,1	-
Tribrommethan	0,74	0,48	35
m-dichlorbenzen	0,19	0,08	58
p-dichlorbenzen	< 0,05	< 0,05	-
o-dichlorbenzen	< 0,05	< 0,05	-
1,3,5-trichlorbenzen	0,11	0,08	27
1,2,4-trichlorbenzen	0,26	0,19	27
Hexachlorbutadien	0,45	0,22	51
1,2,3-trichlorbenzen	< 0,05	< 0,05	-

**Tabulka 10.** Odběr vzorků reálné odpadní vody 15.–16. 7. 2003

Ukazatel	Průměr prostých vzorků (µg/l)	Směsný vzorek (µg/l)	Ztráta (%)
Naftalen	11 828	15 000	-27
Trichlormethan	6,5	0,46	93
1,2-dichlorethan	9,8	1,8	82
Benzen	0,64	< 0,1	-
Trichlorethen	16,0	1,6	90
Bromdichlormethan	32,9	3,5	89
Toluen	20 616	27,0	100
Xylen	3,7	0,40	89
p-dichlorbenzen	0,45	0,10	78
1,3,5-trichlorbenzen	0,40	0,04	90
1,2,4-trichlorbenzen	0,51	0,05	90
Hexachlorbutadien	0,51	0,07	86
1,2,3-trichlorbenzen	1,1	0,12	89
o-dichlorbenzen	0,65	0,10	85
m-dichlorbenzen	1,3	0,10	92
Tetrachlorethen	22,5	2,9	87
Bromoform	3,2	0,34	89

zaznamenány významnější rozdíly mezi průměrem vypočteným z výsledků stanovení při odběru prostých vzorků a výsledkem stanovení ve směsném (slévaném) vzorku.

Z provedených měření s reálnou odpadní vodou vyplývá, že při vzorkování pomocí směsného vzorku může docházet k významnému zkeslení výsledků stanovení jednotlivých těkavých organických látek.

Hlavní příčinou zkeslených výsledků obsahu těkavých organických látek v odváděných odpadních vodách je především manipulace se vzorkem při jeho slévání a odběr do otevřené láhve. Správné hodnoty lze docílit pouze odběrem prostých vzorků.

*Příspěvek byl zpracován s podporou subprojektu 3625 výzkumného záměru MZP0002071101.*

## Literatura

- Koller, J. a Zavadil, E. (1992) Stanovení organických chlorovaných látek metodou AOX. ČVTVHS, MŽP ČR.
- ČSN EN ISO 9562 Jakost vod – Stanovení adsorbovatelných organicky vázaných halogenů (AOX).
- ČSN EN ISO 15680 Jakost vod – Stanovení řady monocyklických aromatických uhlovodíků, naftalenu a některých chlorovaných sloučenin plynovou chromatografií s P&T a termální desorpčí.
- Narižení vlády č. 61/2003 Sb. ve znění 229/2007 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 (metodický pokyn odboru ochrany vod MŽP k NV 61/2003 Sb. ve znění 229/2007 Sb.).
- Kristová, A. (1993) Registr průmyslových zdrojů znečištění – část nebezpečné látky, textová část. Ostrava: VÚV T.G.M., s. 17–18.
- Kristová, A. (1993) Registr průmyslových zdrojů znečištění – část nebezpečné látky, přílohy. Ostrava: VÚV T.G.M., příloha 6, s. 1.

**Ing. Miroslav Váňa, Ing. Jiří Kučera, Ing. Veronika Handová,  
Ing. Marcela Jokešová  
VÚV T.G.M., v.v.i., Praha  
miroslav\_vana@vuv.cz**

**Ing. Jan Bindzar, Ph.D.  
VŠCHT v Praze, Ústav technologie vody a prostředí  
Příspěvek prošel lektorským řízením.**

*Verification of wastewater sampling procedure for determination of volatile organic compounds (Váňa, M., Kučera, J., Handová, V., Jokešová, M., Bindzar, J.)*

## Keywords

*sampling – wastewater – volatile organic compounds – AOX*

**The novel of governmental order no. 61/2003 Coll. imposes to perform 24 hour mixed sample together with measurement of day amount of wastewater in case of extra hazardous substances. Simpler procedure can be used, when discharged amount of wastewater is lower than stated in table 2, addendum 4 of governmental order no. 61/2003 Coll. For these cases, this governmental order permit to determine chosen extra hazardous substances as AOX.**

**According to the guideline of governmental order 229/2007 Coll., volatile extra hazardous substances discharged into sewer system directly from processing can be sampled by 24 hours mixed sample only if no statistically significant changes of the concentration of determining parameters during the whole sampling is verified.**

**Results of sampling procedure verified on real wastewater are presented in this article. Volatile organic compounds were determined by analysis of mixed sample and individual single samples. We proved importance of volatile substances leaks, especially in warmer part of the year, determined as VOC or AOX during mixing partial samples.**

## ASLAB V ROCE 2009

ASLAB Středisko pro posuzování způsobilosti laboratoří je oprávněno podle platného pověření Ministerstva životního prostředí, jakožto ústředního orgánu státní správy, provádět státem delegované pravomoci (Opatření č. 12/06, č.j. 7081/M/06), a to organizovat mezilaboratorní porovnávání zkoušek (MPZ) v oblasti životního prostředí, posuzovat odbornou způsobilost hydroanalytických laboratoří v oblasti životního prostředí podle systému kvality ČSN EN ISO/IEC 17025 a dále vykonávat činnost Národního inspekčního orgánu správné laboratorní praxe (SLP) pro oblast chemických látek a chemických přípravků.

Rozsáhlou oblastí činnosti ASLAB podle jeho statutu je především mezilaboratorní porovnávání zkoušek, které slouží k ověření schopnosti laboratoře provádět zkoušky. Kritéria úspěšnosti pro jednotlivé ukazatele byla stanovena z trendů souborů výsledků z minulých let a stanovena jako parametry ideálního statistického souboru. ASLAB pokračoval ve vydávání zprávy MPZ v Praze, Brně i Ostravě a pro velmi příznivý ohlas laboratoří předpokládá pokračování distribuce tímto způsobem. Celkem se MPZ pořádaných ASLAB v roce 2009 zúčastnilo 621 laboratoří z České republiky, Slovenské republiky a Spolkové republiky Německo.

V oblasti chemie organizoval ASLAB 16 mezilaboratorních porovnávání zkoušek, kterých se zúčastnilo 472 laboratoří. Pokračovaly projekty MPZ zahrnující standardní stanovení v pitných, povrchových a odpadních vodách, dále stanovení PAU, PCB a kovů v zeminách, rozbor kalu, mezilaboratorní porovnávání zkoušek v oblasti hodnocení odpadů v novém rozsahu podle zákona č. 294/2005 Sb., stanovení radioaktivních látek ve vodě a v zemině v souladu s požadavky vládního nařízení č. 61/2003 Sb. v platném znění a vyhlášky SÚJB č. 307/2002 Sb. Byl zařazen také projekt pro MPZ s referenčním materiálem a nově pak stanovení syntetických komplexotvorných látek a mošusových látek na koncentrační úrovni pitných a povrchových vod. MPZ byly pořádány s ohledem na normalizované postupy při akceptaci normy ISO/IEC 17043 Conformity assessment – General requirements for proficiency testing, která se má stát základním dokumentem pro organizování MPZ.

V roce 2009 bylo uspořádáno pět mezilaboratorních porovnávání zkoušek v oblastech mikrobiologie, hydrobiologie, ekotoxicity a biodegradability. Zúčastnilo se jich 149 laboratoří. Vyhodnocení těchto programů MPZ proběhlo stejně jako v minulých letech. O seminářích s informacemi o vývoji nových metod a trendů v návaznosti na semináře k vyhodnocení MPZ v oblasti mikrobiologie a hydrobiologie je neustále rostoucí zájem – v roce 2009 se jich zúčastnilo 110 zájemců.

Další oblastí činnosti bylo posuzování způsobilosti laboratoří podle systému kvality ČSN EN ISO/IEC 17025:2005, včetně posuzování systému kvality odběru vzorků vod jako součásti celého systému kvality laboratoře. Osvědčení o správné činnosti laboratoře je pak udělováno pro výčet analytických metod uvedených v příloze včetně odběrů vzorků.

V roce 2009 bylo nově posouzeno 14 laboratoří, které obdržely Osvědčení o správné činnosti laboratoře. V dalších laboratorních s platným Osvědčením o správné činnosti laboratoře proběhla dozorová návštěva podle platných zásad o dozoru, popř. doposouzení přihlášených postupů.

V oblasti posuzování shody laboratoří se zásadami správné laboratorní praxe (SLP) se uskutečnily jak periodické kontroly testovacích zařízení, tak kontrola na základě žádosti o udělení osvědčení. V roce 2009 se uskutečnily tři celkové kontroly, z toho dvě periodické a jedna úvodní, a dvě kontroly cílené. Všem testovacím zařízením bylo na základě doporučení obsaženém v závěrečné zprávě ponecháno nebo uděleno osvědčení o dodržování zásad. Kromě těchto kontrol se uskutečnila jedna kontrola mimořádná (na základě upozornění SÚKL a SÚJB) a jedna kontrola na žádost MŽP na základě upozornění SÚKL. V tomto případě došlo ze strany Národního inspekčního orgánu k návrhu na odebrání osvědčení a vyřazení z Národního programu.

V rámci součinnosti při tvorbě nových předpisů a technických norem navazuje ASLAB na nové a připravované legislativní předpisy obsahující zkušební metody nebo odkazy na ně a vypracovává metodiky mezilaboratorního porovnávání zkoušek v těchto nových oblastech s cílem jejich zavěření do svých programů. Připravuje laboratoře na změny podmínek vyplývajících z nové či upravované legislativy a jejich další ověřování. Zástupci ASLAB se účastnili zasedání technických komisí, zpracovávali připomínky k návrhům či překladům technických norem. Ředitel Národního inspekčního orgánu SLP spolupracoval s odborem environmentálních rizik MŽP na tvorbě legislativy v oblasti nakládání s chemickými látkami. V rámci mezinárodní spolupráce se též v roce 2009 zúčastnil pravidelného zasedání pracovní skupiny SLP při OECD a EC.

ASLAB si i v roce 2009 udržel významné postavení na trhu i značný zájem o svou činnost. O úrovni služeb poskytovaných ASLAB svědčí i fakt, že o posouzení odborné způsobilosti hydroanalytických laboratoří opět projevil zájem laboratoře, které již delší dobu Střediskem pro posuzování způsobilosti laboratoří nebyly posuzovány.

*Redakce podle materiálů ASLAB*



**VODOHOSPODÁŘSKÉ  
TECHNICKO-EKONOMICKÉ  
INFORMACE**

**Odborný dvuměsíčník specializovaný na výzkum v oblasti  
vodního hospodářství**

**Redakční rada:** RNDr. Dana Baudišová, Ph.D., Ing. Šárka Blažková, DrSc., Ing. Petr Bouška, Ph.D., prof. Ing. Alexander Grünwald, CSc., doc. Ing. Aleš Havlík, CSc., prof. Ing. Pavel Pitter, DrSc., prof. RNDr. Alena Sládečková, CSc., prof. Ing. Jiří Zezulák, DrSc.  
Ohlasy na články je možno zasílat redakci VÚV T.G.M., v.v.i.

**Ročník 52**

Kontakt: Mgr. S. Garciova  
Tel.: 220 197 282, e-mail: garciova@vuv.cz

**ISSN 0322 - 8916  
MK ČR 6365**



**Výzkumný ústav  
vodohospodářský  
T. G. Masaryka, v.v.i.  
Podbabská 30  
160 00 Praha 6  
IČO 00020711**