

## VODOHOSPODÁŘSKÉ TECHNICKO-EKONOMICKÉ INFORMACE

### Referenční laboratoř složek životního prostředí a odpadů

Hlavním úkolem laboratoře je zabezpečování dat s využitím nejmodernější techniky a postupů tak, aby bylo zajištěno kvalifikované řešení projektů a cíleného výzkumu v oblasti rozvoje a ověřování metod pro zjišťování a hodnocení změn jakosti vod při jejich užívání a ochraně. Činnosti laboratoře jsou převážně součástí řešení výzkumných úkolů a projektů (národních i mezinárodních), monitorovacích programů celostátního významu, přípravy legislativních podkladů včetně implementace předpisů EU, vývoje a ověřování nových analytických metod a dalších aktivit. Laboratoř se pravidelně účastní národních i mezinárodních mezilaboratorních porovnávání zkoušek (MPZ) a vzhledem ke svému statutu jsou její jednotlivá oddělení také pověřována přípravou a distribucí zkušebních vzorků pro tato porovnávání.

Vzhledem k rozsahu a rozdílnosti laboratorních stanovení jsou práce prováděny ve specializovaných odděleních, jejichž hlavní náplní je:

**Oddělení základního chemického rozboru** (oblast anorganických analýz hydrosféry a odpadů),

**Oddělení speciální anorganické analýzy** (zejména stanovení kovů ve všech typech vod a dalších maticích hydrosféry a nejrůznějších typech odpadů),

**Oddělení speciální organické analýzy** (stanovení širokého spektra organických látek sledovaných ve všech složkách hydrosféry i odpadech, dále aplikace nových analytických metod do běžné laboratorní praxe),

**Oddělení hydrobiologie** (problematika biologických složek ekosystémů vod, jejich analýzy, posuzování dopadu antropogenních faktorů na biocenózy povrchových vod a aplikace nových přístupů ke sledování biotických složek ekosystémů povrchových vod),

**Oddělení radioekologie** (sledování výskytu a chování přírodních a umělých radionuklidů pod zdroji znečištění a rozvoj metod stanovení radioaktivních látek ve vodě a dalších složkách hydrosféry a příprava návrhů národních norem),

**Oddělení mikrobiologie vody** (mikrobiologické analýzy povrchových, podzemních, pitných a odpadních vod, kalů, biofilmů a dalších složek hydrosféry i zavádění nových mikrobiologických metod do laboratorní praxe).

Referenční laboratoř složek životního prostředí a odpadů má posouzený systém řízení kvality podle ČSN EN ISO/IEC 17 025, vlastní „Osvědčení o správné činnosti laboratoře“ a má statut referenční laboratoře. Laboratoř má vysoce kvalifikovaný odborný personál, je vybavena špičkovou instrumentální technikou a má kvalitní provozně-technické laboratorní zázemí. Díky tomu je schopna zajistit analytická stanovení většiny hydrochemických parametrů obsažených v české i evropské legislativě.

### VLIV ODPADNÍCH VOD Z JADERNÉ ELEKTRÁRNY TEMELÍN NA OBSAH TRITIA VE VLTAVĚ A LABI DO ROKU 2008

Diana Ivanovová, Eduard Hanslík

#### Klíčová slova

tritium, radioaktivní odpadní vody, atmosférické testy jaderných zbraní, jaderné elektrárny

#### Souhrn

Byl hodnocen vývoj koncentrace tritia v povrchových vodách neovlivněných a ovlivněných vypouštěním odpadních vod z Jaderné elektrárny Temelín. Do hodnocení byly zahrnuty vlivy reziduální kontaminace povrchových vod tritiem po atmosférických testech jaderných zbraní v minulém století, zdrojů přírodního tritia a jaderných zdrojů mimo území ČR. Z dlouhodobého sledování objemových aktivit tritia na tocích neovlivněných odpadními vodami JE Temelín byl vyhodnocen efektivní poločas ubývání reziduálního obsahu tritia. Byl hodnocen vliv odpadních vod z JE Temelín na obsah tritia v podélném profilu Vltavy v úseku Hluboká–Zelčín a v závěrovém profilu Labe-Hřensko za období 2001–2008. Ve vybraných profilech byla vypočtena bilance tritia a porovnána s údaji JE Temelín o vypuštěné aktivitě tritia s odpadními vodami.

#### Úvod

Problematice tritia v životním prostředí je ve VÚV T.G.M., v.v.i., dlouhodobě věnována velká pozornost. Výsledky sledování obsahu tritia ve Vltavě a Labi, včetně podrobného hodnocení vývoje pozadí tritia do roku 2004, byly shrnuty v práci [1]. V následujícím příspěvku autoři rozšiřují hodnocení výsledků sledování do roku 2008 včetně.

Tritium vzniká nepřetržitě přirozenými procesy v horních vrstvách atmosféry jadernými reakcemi vyvolanými kosmickým zářením. Rychlé neutrony vznikající působením kosmických paprsků vyvolávají tritiovou reakci  $^{14}\text{N}(n,^3\text{H})^{12}\text{C}$ . Produkce tritia přirozenými procesy je odhadována v rozmezí hodnot 150–200 PBq.r<sup>-1</sup> [2]. Tato konstantní složka bilance tritia je odhadována na 2,6 EBq.

Hlavní zdroj tritia v uplynulém období, jehož vliv přetrvává, byl antropogenního původu – testy jaderných zbraní v atmosféře. Emise tritia do prostředí do roku

1963, kdy byla uzavřena dohoda mocností o omezení zkoušek jaderných zbraní, jsou odhadovány na 114,7 EBq ( $114,7 \cdot 10^{18}$  Bq). V roce 1980 představovala zbytková aktivita tritia z jaderných výbuchů 43,3 EBq, v roce 1990 24,6 EBq a v roce 2000 14,1 EBq [2]. Z toho lze odvodit, že v roce 2012 to bude stále ještě aktivita tritia 7,1 EBq. V roce 2030 bude aktivita po testech jaderných zbraní v atmosféře stejná jako aktivita tritia vznikajícího přirozenými procesy, tj. 2,6 EBq.

S rozvojem jaderné energetiky dochází k produkci řady radionuklidů (včetně tritia) a jejich částečnému uvolňování do životního prostředí. Tritium vypouštěné z jaderných zařízení do životního prostředí se přeměňuje na tritiovanou vodu (HTO) a stává se součástí koloběhu vody v přírodě. Většina současného inventáře tritia ve světě se tak dostane do oceánu prostřednictvím dešťových srážek a odtokem řek a přímé výměny vodních par obsažených ve vzduchu a mořské vodě. V oceánech dochází k ředění tritia při procesech míšení. Tím, že se tritium stává po emisi do prostředí součástí koloběhu vody v přírodě, a to bez schopnosti sorpce na pevných látkách, má jeho výpusti význam pro celosvětovou populaci.

V příspěvku je hodnocen dlouhodobý vývoj objemové aktivity tritia v období 1977–2008. Zpracovány byly údaje publikované v zahraničí [3] i z vlastních měření [4, 5]. V období 1990–2008 bylo cílem:

- kvantifikovat podíl hlavních složek pozadí – přirozeného a antropogenního (reziduální znečištění po atmosférických testech jaderných zbraní v minulém století a dálkový přenos z jaderných zařízení ve světě) a výpustí z JE Temelín (2 x 1000 MW) v povrchových vodách v povodí Vltavy,
- popsat časově-prostorové chování tritia na profilech referenčních i profilech ovlivněných provozem JE Temelín,
- vyhodnotit bilanci tritia v profilech ovlivněných provozem JE Temelín Vltava-Solenice, Vltava-Praha-Podolí a Labe-Hřensko a porovnat výsledky sledování s údaji uváděnými provozovatelem ČEZ, a. s., JE Temelín [6–12].

#### Metodika

Odběr a úprava vzorků byly prováděny podle norem [13–16]. Objemová aktivita tritia byla sledována v profilech nad zaústěním odpadních vod z JE Temelín (Vltava-Hluboká, Lužnice-Koloděje, Otava-Topělec) a profilech pod zaústěním (Vltava-Solenice, Vltava-Praha-Podolí a Labe-Hřensko). S výjimkou profilu Vltava-Podolí byly odběry prováděny s četností 1x měsíčně. Vzorkování prováděli pracovníci Povodí Vltavy, s. p., Povodí Labe, s. p., v rámci sledování tritia v monitorovací síti ČHMÚ. Vzorky z profilu Vltava-Podolí byly odebírány dvakrát týdně, obvykle v pondělí a ve čtvrtek, pracovníky VÚV T.G.M., v.v.i., popř. ve spolupráci PíF UK [17, 18]. Průtoky vody byly poskytnuty ČHMÚ.

Stanovení objemové aktivity tritia bylo prováděno v Referenční laboratoři složek životního prostředí a odpadů ve VÚV T.G.M., v.v.i. Měření se uskutečnilo na nízkopozadových kapalinových scintilačních spektrometrech Quantulus 1220

a TriCarb 3170 TR podle [19]. Relativní účinnost byla asi 26 %. Podmínky měření byly nastaveny podle očekávaných aktivit. Byla měřena směs 8 ml vzorku a 12 ml scintilátoru po dobu 800 min (vzorky bez předpokládaného ovlivnění), resp. 300 min (vzorky s předpokládaným ovlivněním). Minimální detekovatelná aktivita na hladině významnosti 95 % byla v závislosti na době měření 1,2, resp. 2,2 Bq/l. Ke kalibraci byl použit certifikovaný materiál (Český metrologický institut, Inspektorát pro ionizující záření).

Pro popis vývoje objemové aktivity tritia na referenčních profilech v čase byla použita rovnice kinetiky 1. řádu:

$$\ln c_{3HP,j} = -\lambda_{ef} \cdot t + q \quad (1)$$

kde

$c_{3HP,j}$  je roční průměrná objemová aktivita tritia v povrchových vodách, odpovídající kontaminaci po atmosférických testech jaderných zbraní, jeho tvorbě přirozenými procesy a uvolňování z jaderných zařízení (pozadí) na základě výsledků sledování za období 1977–2008 (Bq.l<sup>-1</sup>),

$\lambda_{ef}$  – efektivní (pozorovaná) rychlostní konstanta pro pokles objemové aktivity tritia z testů jaderných zbraní (r<sup>-1</sup>),

$t$  – doba sledování (r),

$q$  – aktivita tritia na začátku sledování (Bq.l<sup>-1</sup>).

Z vyhodnocené efektivní rychlostní konstanty ( $\lambda_{ef}$ ) byl vypočten efektivní poločas ( $T_{ef}$ ) poklesu objemové aktivity tritia podle rovnice:

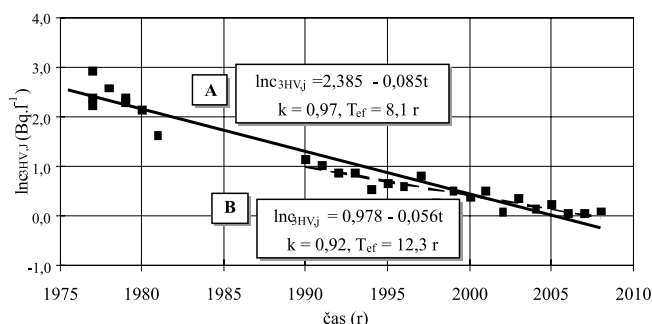
$$T_{ef} = \ln 2 / \lambda_{ef} \quad (2)$$

## Výsledek a diskuse

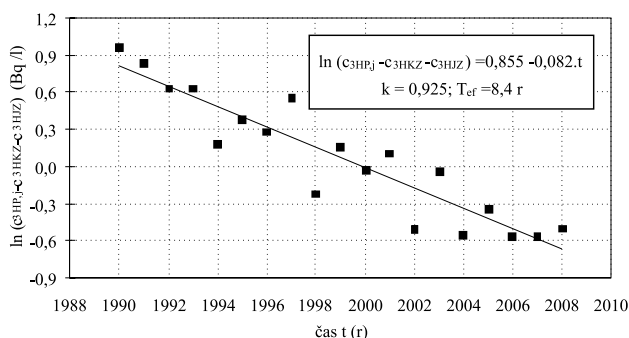
### Vývoj objemové aktivity tritia v povrchových vodách neovlivněných bodovými zdroji tritia

Z vývoje měřených ročních průměrných objemových aktivit tritia na obr. 1 za období 1977–2008 (A) byl (podle rovnice 1 a 2) vypočten efektivní poločas ( $T_{ef}$ ) 8,1 r.

V podrobněji hodnoceném období 1990–2008 (období výstavby a provozu Jaderné elektrárny Temelín) bylo pozorováno zpomalování poklesu objemových aktivit tritia. Efektivní poločas ubývání ( $T_{ef}$ ) pro toto období byl 12,3 r (obr. 1 B). Důvodem prodloužení poločasu je to, že na relativně nízkých objemových aktivitách tritia (pozadí) se podílí významnou měrou konstantní složka – příspěvek tvořený kosmickým zářením a příspěvek z jaderných zařízení výpočtově uvažovaný pro hodnocené období také jako konstantní, jak bylo podrobně uvedeno výše. Z těchto důvodů byla časová etapa poklesu objemové aktivity tritia za období 1990–2008 zpracována samostatně na obr. 2. Pro popis vývoje objemové aktivity tritia v povrchových vodách byly použity výsledky sledování tritia ve Vltavě nad JE Temelín, v Lužnici a Otavě. Do průměrných hodnot byly započteny



**Obr. 1.** Vývoj ročních průměrných objemových aktivit tritia v povrchových vodách neovlivněných výpustmi odpadních vod z JE Temelín za období 1977–2008 (A) a 1990–2008 (B)



**Obr. 2.** Vývoj objemové aktivity tritia v povrchových vodách neovlivněných výpustmi odpadních vod z JE Temelín opravené o přirozenou složku a odhad příspěvku jaderných zařízení za období 1990–2008

výskytu tritia pod úrovní nejmenší významné aktivity  $c_{nv}$  na úrovni této hodnoty. Roční průměrné objemové aktivity tritia  $c_{3HP,j}$  byly korigovány o přirozenou složku vznikající kosmickým zářením  $c_{3HKZ}$  a o odhad příspěvku z jaderných zařízení přenosem atmosférou  $c_{3HZ}$ .

Nekorigovaná průměrná objemová aktivita tritia v těchto neovlivněných profilech na začátku hodnoceného období v roce 1990 byla 3,1 Bq.l<sup>-1</sup> a v závěru hodnoceného období 2008 1,0 Bq.l<sup>-1</sup>.

Pro kinetiku ubývání objemové aktivity tritia korigované o přirozenou složku a přičinek jaderných zařízení (tzn. pro reziduální znečištění z atmosférických testů jaderných zbraní) byl pro období 1990–2008 odvozen  $T_{ef} = 8,4 r$ , tedy kratší než u vývoje nekorigovaných objemových aktivit tritia. Tato složka tritiové kontaminace bude i nadále ubývat a lze předpokládat, že hodnota efektivního poločasu ubývání dále poroste. Po rozpadu tritia z testů jaderných zbraní zůstane konstantní složka odpovídající jeho tvorbě kosmickým zářením a mírně vzrůstající složka odpovídající atmosférickému přenosu tritia z plyných a kapalných výpustí z jaderných zařízení na našem území a v zahraničí, pokud dojde k očekávanému rozvoji jaderné energetiky.

Výsledky byly dále porovnány s údaji publikovanými v období po ukončení atmosférických jaderných zkoušek v roce 1963, kdy podle Beneta [20] byla průměrná objemová aktivita tritia ve 20 řekách na území Spojených států přibližně 100 Bq.l<sup>-1</sup>. V tomto období byl sledován pokles objemových aktivit tritia s větší rychlostí, než námi vypočtený  $T_{ef} = 8,1 r$  pro období 1977–2008. Bogen et al. [21] uvádějí, že došlo k prodloužení  $T_{ef}$  ze 3 let v počátečním období po testech jaderných zbraní na 5 let kolem roku 1978. Důvodem je skutečnost, že dochází k migraci tritia do hlubších vrstev oceánů apod., a tím k poklesu objemové aktivity tritia v důsledku ředění.

Zjištěné objemové aktivity tritia v neovlivněných povrchových vodách v okolí JE Temelín odpovídají objemovým aktivitám v neovlivněných profilech publikovaných v zahraničí. Palomo et al. [22] uvádějí ve vzorcích odebraných v říjnu 2005 a lednu 2006 v neovlivněných profilech v okolí JE Asco (Španělsko) objemové aktivity tritia v rozmezí méně než 0,6–0,93 Bq.l<sup>-1</sup>. Rozdíly mezi objemovými aktivitami tritia v okolí JE Temelín a v okolí JE Asco nejsou, vzhledem k nejistotám stanovení, významné.

### Vliv provozu JE Temelín na obsah tritia ve Vltavě a Labi

Limit pro aktivitu tritia vypouštěnou s odpadními vodami JE Temelín byl stanoven v rozhodnutí KÚ Jihočeského kraje [23] na 66 TBq.r<sup>-1</sup> pro dva bloky elektrárny. Aktivita tritia vypouštěná s odpadními vodami postupně od roku 2001 vzrůstala s rozvíjením provozu, jak je zřejmé z obr. 3. Tritium je s odpadními vodami vypouštěno diskontinuálně.

Z hlediska aktivity tritia vypustila elektrárna zatím nejvíce v roce 2008, a to 54,3 TBq, což představovalo 82,3 % z limitu aktivity podle rozhodnutí KÚ [23]. Je zřejmé, že uvedený limit je spolehlivě dodržován.

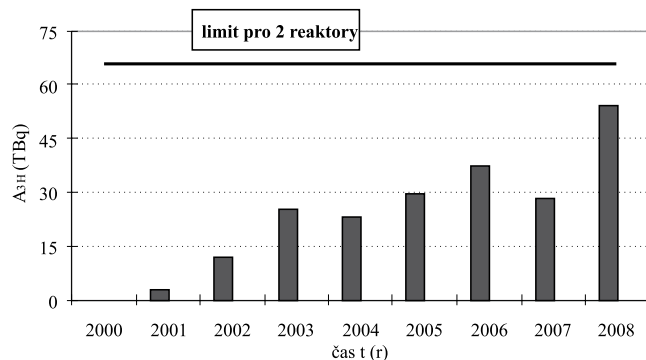
V podélném profilu Vltavy pod zaústěním odpadních vod JE Temelín je od roku 2002 pozorováno zvyšování objemových aktivit tritia. Roční průměrné objemové aktivity tritia nad zaústěním odpadních vod v profilu Vltava-Hluboká a pod zaústěním odpadních vod z JE Temelín v podélném profilu Vltavy a profilu Labe-Hřensko, nejvyšší zaznamenané objemové aktivity tritia za období 2001–2008 a prognóza vlivu odpadních vod z JE Temelín na obsah tritia ve Vltavě ve sledovaných profilech jsou uvedeny na obr. 4. Prognóza roční průměrné objemové aktivity tritia v profilech pod JE Temelín  $c_{3Hj}$  byla vypočtena za předpokladu rovnoměrného vypouštění aktivity tritia s odpadními vodami na úrovni limitu 66 TBq.r<sup>-1</sup> podle rozhodnutí KÚ [23] a průměrného průtoku vody  $Q_a$ , resp.  $Q_{355}$  nebo minimálního zabezpečeného průtoku podle vztahu:

$$c_{3Hj} = \frac{A_{lim}}{Q_i \cdot t} + c_{3HP} \quad (3)$$

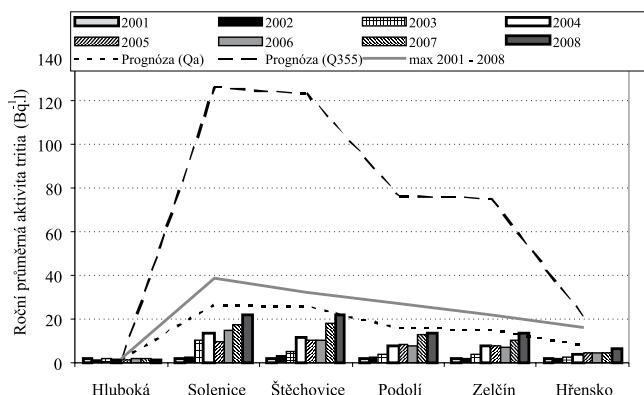
kde

$A_{lim}$  je limit pro aktivitu tritia vypouštěnou s odpadními vodami JE Temelín 66 TBq.r<sup>-1</sup> podle rozhodnutí KÚ [23],

$Q_i$  –  $Q_a$  průměrný průtok vody (dlouhodobý průměr 1931–1980), resp.  $Q_{355}$  nebo minimální zabezpečený průtok v jednotlivých profilech  $j$  (l.s<sup>-1</sup>),



**Obr. 3.** Vývoj roční bilance vypouštěné aktivity tritia s odpadními vodami JE Temelín za období 2000–2008



**Obr. 4.** Roční průměrné objemové aktivity tritia nad zaústěním odpadních vod v profilu Vltava-Hluboká a pod zaústěním odpadních vod z JE Temelín v podélném profilu Vltavy a profilu Labe-Hřensko, nejvyšší zaznamenané objemové aktivity tritia za období 2001–2008 a prognóza vlivu odpadních vod z JE Temelín na obsah tritia ve Vltavě a Labi v uvedených profilech pro vypouštění tritia na úrovni limitu  $66 \text{ TBq.l}^{-1}$  a ředění při průtoku vody  $Q_a$  a  $Q_{355}$

t – trvání jednoho roku (s),  
 $c_{3HP}$  – roční průměrná aktivita tritia v profilu Vltava-Hluboká v roce (pozadí) ( $1,0 \text{ Bq.l}^{-1}$ ).

V roce 2001 ještě nebyly zjištěny koncentrace tritia ve Vltavě pod zaústěním odpadních vod větší než horní mez rozmezí hodnot za předchozí období. V roce 2002 se projevil začínající vliv zkušebního provozu JE Temelín v podmínkách mimořádně vysokých průtoků vody. V roce 2003 charakterizovaném podprůměrnými srážkami, a tím i nízkými průtoky vody, byl již vliv odpadních vod vypouštěných z JE Temelín signifikantní. Nejvyšší roční průměrné objemové aktivity tritia byly naměřeny v roce 2008. Maximální pozorovaná objemová aktivita tritia byla naměřena v málovodném roce 2003 v profilu Vltava-Solenice  $38,9 \text{ Bq.l}^{-1}$  (20. 11. 2003). Na profilu Vltava-Štěchovice byla zaznamenaná maximální objemová aktivita  $32,1 \text{ Bq.l}^{-1}$  (14. 5. 2008), na ostatních profilech to byla maxima zaznamenaná v roce 2004: na profilu Vltava-Podolí  $26,6 \text{ Bq.l}^{-1}$  (26. 2. 2004), na profilu Vltava-Zelčín  $22,0 \text{ Bq.l}^{-1}$  (3. 3. 2004) a  $15,9 \text{ Bq.l}^{-1}$  (3. 3. 2004) na profilu Labe-Hřensko.

Roční průměrné hodnoty vykazují vzestupný trend odpovídající postupnému nárůstu výkonu JE Temelín doprovázenému nárůstem vypouštěné roční aktivity tritia.

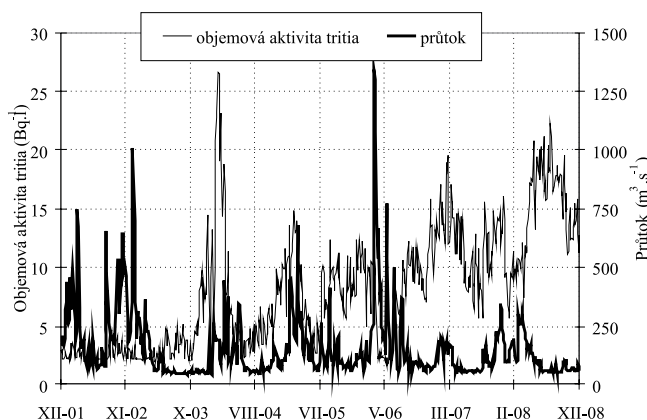
V profilu Vltava-Praha-Podolí je sledování tritia prováděno s větší četností, vzhledem k možnosti využití jako zálohového zdroje pitné vody pro Prahu. Objemové aktivity tritia a průtoky vody ve dnech odběru vzorků jsou za období 2002–2008 uvedeny souhrnně na obr. 5.

Vypočtená roční průměrná objemová aktivita tritia podle rovnice (3) při průměrném průtoku  $Q_a$  je  $15 \text{ Bq.l}^{-1}$ , včetně pozadí ( $1,0 \text{ Bq.l}^{-1}$ )  $16 \text{ Bq.l}^{-1}$  a při zabezpečeném průtoku  $75,5 \text{ Bq.l}^{-1}$ , včetně pozadí  $76,5 \text{ Bq.l}^{-1}$ . Většina hodnot (90,7 %) pozorovaných v období let 2002–2008 byla menší než hodnota prognózovaná pro roční průměrný průtok ( $Q_a$ ). Žádná pozorovaná hodnota nedosáhla hodnoty prognózované pro minimální zabezpečený průtok ( $Q_{355}$ ).

Při ustálených výpustech tritia (jako konzervativní látky) s odpadními vodami JE Temelín by logicky s rostoucím průtokem vody měla objemová aktivita tritia klesat. V praxi se ukazuje, že tento předpoklad není vždy v profilu Vltava-Praha-Podolí splňován.

Závislost objemové aktivity tritia na průtoku vody byla hodnocena s použitím lineární funkce:

$$c_{3Hi} = a \cdot Q_i + b \quad (4)$$



**Obr. 5.** Objemové aktivity tritia a průtoky vody ve Vltavě v profilu Praha-Podolí ve dnech odběru za období 2002–2008

kde  
 $c_{3Hi}$  je objemová aktivita tritia ve dnech odběru vzorků  $i$  ( $\text{Bq.m}^{-3}$ ),  
 $Q_i$  – denní průtok vody ve dnech odběru vzorků  $i$  ( $\text{m}^3.\text{s}^{-1}$ ),  
 $a, b$  – parametry funkce,  
a dále s použitím mocninové funkce:

$$c_{3Hi} = a \cdot Q_i^b \quad (5)$$

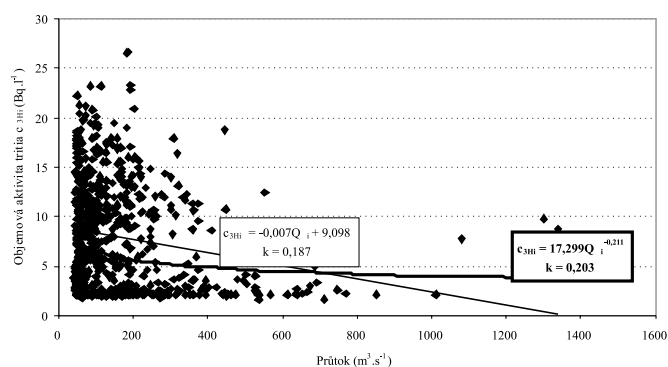
Pro celé období 2002–2008 je závislost objemové aktivity tritia na průtoku vody v profilu Vltava-Praha-Podolí znázorněna na obr. 6 a ukazuje na nepřímou závislost objemové aktivity tritia na průtoku vody. Závislosti jsou málo významné – korelační koeficienty měly hodnotu pro lineární funkci  $k = 0,187$  a pro mocninovou funkci  $k = 0,203$ . Z toho je zřejmé, že objemové aktivity tritia v tomto profilu ovlivňují kromě průtoku vody další faktory.

K posouzení chování tritia byly dále vyhodnoceny závislosti objemové aktivity tritia na průtoku vody v jednotlivých letech sledování 2002–2008. Hodnoty parametrů lineární a mocninové závislosti jsou uvedeny v přehledné tabulce 1.

Z hodnocení výsledků vyplývá, že závislost objemové aktivity tritia na průtoku vody je v jednotlivých letech různá. Statistická významnost tohoto vztahu v hodnoceném období byla malá. Koeficienty korelace lineární závislosti byly zjištěny v rozmezí  $0,279$ – $0,504$ , v případě mocninové závislosti v rozmezí  $0,298$ – $0,567$ . Významnost mocninové funkce byla větší ve srovnání s lineární funkcí, s výjimkou roku 2005, kdy hodnoty koeficientu korelace byly prakticky shodné. V případě lineární funkce byla nepřímá závislost objemové aktivity tritia pozorována v letech 2003, 2006 a 2008 a přímá závislost v letech 2004, 2005, 2007 a velmi málo významná přímá závislost v roce 2002. Podobně v případě mocninové funkce byla nepřímá závislost pozorována v letech 2003, 2006 a 2008 a přímá v letech 2002, 2004, 2005 a 2007.

Závislost objemové aktivity tritia na průtoku vody byla ještě podrobněji hodnocena ve čtvrtletních intervalech v období 2002–2008. Parametry lineární a mocninové funkce jsou uvedeny v tabulce 2. Z hodnocení vyplývá, že u lineární funkce byla přímá závislost objemové aktivity tritia na průtoku vody zjištěna  $21x$ , nepřímá  $7x$ . V případě mocninové funkce byla shodně zjištěna přímá závislost  $21x$  a nepřímá  $7x$ , a to ve stejných časových obdobích. Koeficienty korelace u lineární závislosti byly zjištěny v rozmezí  $0,061$ – $0,817$ , u mocninové funkce v rozmezí  $0,090$ – $0,709$ . Při hodnocení závislosti v jednotlivých čtvrtletích vzrostla, ve srovnání s ročními intervaly hodnocení, významnost lineární závislosti, i když korelační koeficient v případě mocninové funkce byl vyšší ve 14 případech (tj. v polovině případů).

Výsledky ukazují, že kromě vlivu ředění tritia pod zaústěním odpadních vod JE Temelín vlivem hlavních přítoků Otavy, Sázavy, Kocábý a Berounky ovlivňuje jeho objemovou aktivitu ve Vltavě v Praze-Podolí manipulace na Vltavské kaskádě. To potvrzují relativně vysoké objemové aktivity tritia v lednu až dubnu 2004, kdy



**Obr. 6.** Lineární a mocninová závislost objemové aktivity tritia na průtoku vody v profilu Vltava-Praha-Podolí za období 2002–2008

**Tabulka 1.** Parametry „a“ a „b“ lineární a mocninové závislosti objemové aktivity tritia na průtoku vody ve dnech odběru vzorků a koeficienty korelace „k“ v jednotlivých letech a pro celé období 2002–2008

Rok	Lineární závislost			Mocninová závislost		
	a	b	k	a	b	k
2002	0,001	2,297	0,288	1,342	0,116	0,377
2003	-0,003	3,770	0,279	9,064	-0,245	0,451
2004	0,025	4,952	0,351	1,005	0,403	0,379
2005	0,008	6,887	0,301	2,685	0,212	0,298
2006	-0,005	8,778	0,338	48,910	-0,403	0,501
2007	0,020	9,827	0,486	3,558	0,262	0,567
2008	-0,031	17,777	0,504	53,302	-0,297	0,264
2002–2008	-0,007	9,098	0,187	17,299	-0,211	0,203

**Tabulka 2.** Parametry „a“ a „b“ lineární a mocninové závislosti objemové aktivity tritia na průtoku vody ve dnech odběru vzorků a koeficienty korelace „k“ při hodnocení jednotlivých čtvrtletích v období 2002–2008

Rok	Čtvrtletí	Lineární závislost			Mocninová závislost		
		a	b	k	a	b	k
2002	I	0,001	2,356	0,268	1,443	0,102	0,268
	II	0,002	2,069	0,542	0,944	0,183	0,582
	III	0,000	2,437	0,061	1,620	0,080	0,239
	IV	0,001	2,569	0,120	1,780	0,071	0,151
2003	I	0,000	2,215	0,112	1,989	0,022	0,090
	II	-0,012	3,674	0,390	12,915	-0,372	0,414
	III	-0,090	7,682	0,357	609,080	-1,352	0,365
	IV	0,106	-0,467	0,177	0,071	1,048	0,158
2004	I	0,019	12,661	0,277	4,594	0,230	0,282
	II	0,015	3,244	0,456	0,642	0,416	0,423
	III	-0,016	4,755	0,192	9,622	-0,235	0,166
	IV	0,017	4,757	0,260	1,835	0,267	0,273
2005	I	-0,002	11,353	0,105	14,710	-0,066	0,111
	II	0,024	1,905	0,817	0,401	0,522	0,709
	III	0,006	6,988	0,220	2,885	0,196	0,302
	IV	0,018	6,479	0,502	2,637	0,250	0,477
2006	I	-0,002	10,079	0,244	18,183	-0,132	0,352
	II	0,004	1,135	0,728	0,563	0,266	0,479
	III	-0,010	9,924	0,480	22,357	-0,214	0,472
	IV	0,014	8,873	0,097	4,613	0,172	0,179
2007	I	0,023	10,866	0,457	5,410	0,194	0,465
	II	0,045	8,925	0,609	2,661	0,355	0,596
	III	0,038	6,871	0,505	2,371	0,326	0,443
	IV	0,009	10,984	0,391	5,307	0,169	0,509
2008	I	0,013	6,888	0,552	2,661	0,241	0,495
	II	-0,051	22,791	0,737	88,133	-0,355	0,679
	III	0,017	16,997	0,094	14,213	0,057	0,090
	IV	0,056	10,194	0,480	4,906	0,248	0,407

docházelo k vypouštění větších objemů vody z nádrže Orlík. Zvýšené objemové aktivity tritia ve Vltavě v profilu Praha-Podolí odpovídaly zvýšeným objemovým aktivitám tritia v nádrži Orlík v důsledku velmi nízkých průtoků vody ve III. a IV. čtvrtletí 2003. Podobná situace se opakovala v zimním období v závěru roku 2004 a na začátku roku 2005 a 2007, i když zvýšení objemových aktivit tritia bylo ve srovnání s extrémně suchým rokem 2003 nižší.

S použitím výsledků sledování objemové aktivity tritia v profilu Vltava-Solenice, sledování na referenční lokalitě Vltava-Hluboká a průtoků vody byly porovnány bilance aktivity tritia na základě nezávislého monitoringu a podle údajů ČEZ, a. s., JE Temelín [6–12].

Roční odtoky aktivity tritia v profilu Vltava-Solenice korigované na pozadí  $A_{3Hkorig,j}$  v  $Bq \cdot r^1$ , resp.  $TBq \cdot r^1$ , byly vypočteny podle vztahu:

$$A_{3Hkorig,j} = c_{3Hj} \cdot Q_j \cdot t - c_{3HPj} \cdot Q_j \cdot t \quad (6)$$

kde

- $c_{3Hj}$  je roční průměrná objemová aktivita tritia v j-tém roce ( $Bq \cdot m^3$ ),
- $c_{3HPj}$  – viz rovnice (1),
- $Q_j$  – roční průměrný průtok vody v j-tém roce ( $m^3 \cdot s^{-1}$ ),
- $t$  – trvání (s).

Výsledky ročních bilancí tritia byly zpracovány v tabulce 3. Z porovnání hodnot bilancí tritia na základě nezávislého kontrolního monitoringu a údajů o vypouštěné aktivitě z JE Temelín vyplývá, že v úvodu sledování do roku 2003 odtékalo profilem Vltava-Solenice menší množství tritia. V roce 2002 jsou vypočtené bilance ovlivněny extrémně velkými průtoky. Naopak v extrémně suchém roce 2003 docházelo k akumulaci tritia ve VN Orlík, a to z důvodu nízkých průtoků vody, a tedy delší doby zdržení (pro informaci uvádíme, že akumulovaná aktivita tritia ve VN Orlík při výpočtově uvažovaném objemu  $720 \cdot 10^6 m^3$  a průměrné objemové aktivitě tritia  $1 Bq \cdot l^{-1}$ , resp.  $1000 Bq \cdot m^3$ , odpovídá 0,7 TBq). V roce 2004 pak došlo k uvolnění části akumulovaného tritia [24]. V letech 2006 a 2007 byla ve srovnání s údaji ČEZ, a. s., JE Temelín pozorována na základě monitoringu větší bilance tritia. Důvody rozdílů mezi bilancí odtékajícího tritia, zjištěnou na základě nezávislého monitoringu a údajů ČEZ, a. s., JE Temelín, lze spatřovat i v nerovnoměrném rozdělení vypouštěných aktivit tritia v průběhu roku. Výpusti tritia v závěru roku se projeví na odtoku z VN Orlík až v roce následujícím. S přihlédnutím k nejistotě roční průměrné objemové aktivity tritia při četnosti sledování 1x měsíčně a nejistotě ročního průměrného průtoku však výsledky kontrolního monitoringu tritia pod zaústěním odpadních vod JE Temelín v profilu Vltava-Solenice ukazují na dobrou shodu s údaji ČEZ, a. s., JE Temelín, které jsou také zatíženy odpovídajícími nejistotami.

**Tabulka 3.** Roční bilance tritia vypočtené na základě sledování v profilu Vltava-Solenice a podle údajů ČEZ, a. s., JE Temelín za období 2001–2008

Rok	Roční bilance tritia v profilu Vltava-Solenice			Roční bilance tritia v odpadních vodách JE Temelín
	celkem (včetně pozadí)	pozadí	opraveno na pozadí	
(TBq)				
2001	4,2	3,5	0,7	2,8
2002	15,6	6,0	9,6	11,9
2003	21,0	3,0	18,0	25,1
2004	33,9	3,5	30,4	23,0
2005	29,0	4,4	24,6	29,6
2006	55,4	4,9	50,5	37,3
2007	39,5	3,0	36,5	28,4
2008	46,8	2,5	44,3	54,3
Celkem	245,5	30,8	214,7	216,4

**Tabulka 4.** Roční bilance tritia vypočtené na základě sledování v profilu Vltava-Praha-Podolí a podle údajů ČEZ, a. s., JE Temelín za období 2002–2008

Rok	Roční bilance tritia v profilu Vltava-Praha-Podolí			Roční bilance tritia v odpadních vodách JE Temelín
	celkem (včetně pozadí)	pozadí	opraveno na pozadí	
(TBq)				
2001	–	–	–	2,8
2002	26,4	10,5	15,8	11,9
2003	13,4	5,1	8,4	25,1
2004	29,7	4,4	25,3	23,0
2005	41,3	6,6	34,8	29,6
2006	51,0	7,4	43,6	37,3
2007	43,1	4,1	39,0	28,4
2008	49,4	2,7	46,7	54,3
Celkem	254,2	38,0	213,5	216,4

Podobně jako v profilu Vltava-Solenice byla vypočtena bilance aktivity tritia v profilu Vltava-Praha-Podolí. Roční průměrná objemová aktivita tritia byla vypočtena z výsledků sledování prováděných s četností 2x týdně od roku 2002. Nejmenší detekovatelná objemová aktivita tritia byla při měření, z důvodu velké četnosti odběru vzorků, nastavena na  $2,2 Bq \cdot l^{-1}$ . Zejména při měření v úvodu sledování byla řada výsledků pod touto mezí a docházelo tak k jistému nadhodnocování objemových aktivit i proteklého množství tritia. Porovnání ročních bilancí aktivity tritia v profilu Vltava-Praha-Podolí, včetně hodnot korigovaných na pozadí s údaji ČEZ, a. s., JE Temelín, je uvedeno v tabulce 4. Výsledky nezávislého kontrolního monitoringu a údaje ČEZ, a. s., JE Temelín jsou, s přihlédnutím k nejistotám diskutovaným výše, v dobré shodě.

Z hlediska hodnocení objemové aktivity tritia ve Vltavě pod zaústěním odpadních vod JE Temelín a v dalších profilech je možno konstatovat, že roční průměrné hodnoty jsou menší než 3 % z odpovídající průměrné hodnoty  $700 Bq \cdot l^{-1}$  podle Metodického pokynu k nařízení vlády č. 229/2007 Sb. v platném znění [25]. Dosud zjištěnými průměrnými i maximálními objemovými aktivitami tritia ve Vltavě nebyl překročen ani indikativní parametr pro pitnou vodu  $100 Bq \cdot l^{-1}$  podle vyhlášky SÚJB č. 307/2002 Sb. v platném znění [26], resp. směrnice Rady [27].

Podobně byl hodnocen odtok aktivity tritia v profilu Labe-Hřensko. Odtok aktivity tritia byl vypočten podle vztahu (6) s použitím ročních průměrných objemových aktivit tritia  $c_{3Hj}$  a ročních průměrných průtoků vody  $Q_j$  v profilu Labe-Hřensko. Znalost referenční úrovně objemových aktivit tritia (pozadí) na profilech povrchových vod v povodí Labe neovlivněných odpadními vodami JE Temelín byla využita k výpočtu příčinku provozu JE Temelín k odtoku aktivity tritia v uvedeném závěrovém profilu. Výsledky jsou přehledně zpracovány na obr. 7.

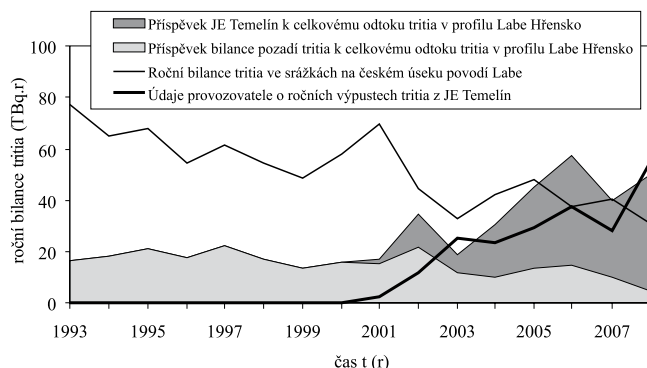
Sledování tritia v Labi v závěrovém profilu Hřensko a sledování tritia ve srážkových vodách na stanicích Přimda (do roku 2005), Závěšín (do roku 2005), Lužnice nad Lužnicí, Praha-Pobaba a Kocelovice (od roku 2006) umožnilo porovnat atmosférickou depozici aktivity tritia na území ČR, resp. povodí Labe na českém úseku a odtok aktivity tritia závěrovým profilem Labe-Hřensko.

Atmosférická depozice aktivity tritia  $D_{3HS,j}$  v  $Bq \cdot r^1$ , resp. TBq byla vypočtena podle vztahu:

$$D_{3HS,j} = c_{3HS,j} \cdot S_j \cdot P \quad (7)$$

kde

- $c_{3HS,j}$  je roční vážená průměrná objemová aktivita tritia ve srážkách v j-tém roce ( $Bq \cdot m^3$ ),
- $S_j$  – roční průměrný úhrn srážek v j-tém roce ( $m^3 \cdot m^2$ ),
- $P$  – plocha území ( $m^2$ ).



**Obr. 7.** Vývoj atmosférické depozice aktivity tritia na českém úseku povodí Labe a odtoku aktivity tritia v profilu Labe-Hřensko za období 1993–2008 s vyznačeným nárůstem odtoku tritia vlivem provozu JE Temelín

Z grafického zpracování je zřejmý trend poklesu atmosférické depozice tritia a méně významný trend poklesu odtoku aktivity tritia profilem Labe-Hřensko do roku 2000, tzn. před obdobím, kdy odtok aktivity tritia byl ovlivňován odpadními vodami JE Temelín. Toto zjištění odpovídá poznatkům o poklesu objemové aktivity tritia ve srážkách. Počínaje rokem 2001 je zřejmý přírůstek odtoku aktivity tritia odpovídající provozu JE Temelín. Odtok aktivity tritia, včetně příspěvku tritia vypouštěného s odpadními vodami JE Temelín v profilu Labe-Hřensko, převyšuje počínaje rokem 2005 atmosférickou depozici aktivity tritia na území českého úseku povodí Labe.

## Závěr

Hlavními zdroji tritia v životním prostředí jsou přirozené procesy, reziduální kontaminace po atmosférických testech jaderných zbraní v minulém století a tritium uvolňované z jaderných zařízení. Z bilančního hlediska dosud převažuje tritium uvolněné během atmosférických testů jaderných zbraní v minulém století. Tato kontaminace postupně ubývá v důsledku radioaktivního rozpadu tritia. Efektivní poločas ubývání pro období 1977–2008 byl vyhodnocen 8,1 r. Zvláště bylo analyzováno období 1990–2008, pro které byl vyhodnocen delší poločas ubývání, a to 12,3 r. Pro toto období byl dále vyhodnocen poločas pro objemovou aktivitu tritia korigovanou o složku přirozeného tritia a složku dálkového přenosu, a to 8,4 r.

Odpadní vody z jaderných zařízení představují bodové zdroje znečištění tritiem a významně ovlivňují úroveň tritia v tocích pod jejich zaústěním.

Sledování tritia ve Vltavě a Labi pod zaústěním odpadních vod JE Temelín do roku 2008 ukázalo, že nejsou překračovány prognózané úrovně, vypočtené za předpokladu rovnoměrného vypouštění aktivity na úrovni 66 TBq.r<sup>-1</sup> a míšení za podmínek zabezpečeného ( $Q_{355}$ ) a průměrného průtoku ( $Q_a$ ) vody v recipientu odpadních vod. Maximální zaznamenané hodnoty představovaly přibližně 1 % imisního standardu  $c_{90}$  a roční průměrné hodnoty objemové aktivity v podélném profilu Vltavy pod zaústěním odpadních vod z JE Temelín byly menší než 3 % z odpovídající průměrné hodnoty 700 Bq.l<sup>-1</sup> podle Metodického pokynu k nařízení vlády č. 229/2007 Sb. V žádném případě nebyla překročena ani směrná hodnota 100 Bq.l<sup>-1</sup> pro tritium v pitné vodě podle vyhlášky SÚJB č. 307/2002 Sb. v platném znění.

Roční odtoky tritia zjišťované na základě jeho sledování ve Vltavě v profilech Solenice a Praha-Podolí souhlasí s údaji o vypouštěné aktivitě tritia podle údajů JE Temelín a potvrzují význam kontrolní funkce nezávislého monitoringu tritia v povrchových vodách pod zdroji znečištění.

Podrobné sledování objemové aktivity tritia ve Vltavě v Praze-Podolí ukazuje, že kromě vlivu ředění tritia hlavními přítoky Vltavy ovlivňují objemovou aktivitu tritia v tomto profilu zejména nerovnoměrné vypouštění tritia s odpadními vodami z JE Temelín a manipulace na Vltavské kaskádě.

## Poděkování

Předložená práce byla zpracována s využitím výsledků řešení projektu MŽP LABE V, SP/2e7/229/07.

## Literatura

- [1] Hanslík, E., Ivanovová, D. a Šimonek, P. Vliv odpadních vod z JE Temelín na obsah tritia ve Vltavě a Labi. *VTEI*, roč. 48, 2006, č. 1, s. 6–9, příloha *Vodního hospodářství* č. 2/2006.
- [2] NCRP. Tritium in the environment: recommendations of the National Council on Radiation Protection and Measurements. NCRP Report, No. 62, Washington, 1979.
- [3] Hanslík, E. a Mansfeld, A. Tritium v odpadech jaderného palivového cyklu a možnosti jeho odstraňování. Práce s studie 159, Praha, SZN Praha, 1983.
- [4] Hanslík, E., Budská, E., Sedlářová, B. a Šimonek, P. Trendy změn obsahu radionuklidů v hydrosféře v okolí jaderné elektrárny Temelín. In XVI. konference Radionuklidy a ionizující záření ve vodním hospodářství. ČSUTVS Praha, České Budějovice, 1999, s. 32–39.

- [5] Hanslík, E., Ivanovová, D., Jedináková-Křížová, V., Juranová, E., and Šimonek, P. Concentration of radionuclides in hydrosphere affected by Temelín nuclear power plant in Czech Republic. *Journal of Environmental Radioactivity*, 2009, vol. 100, No 7, p. 558–563. ISSN 0265-931X.
- [6] Fechtnerová, M. Zpráva o životním prostředí 2002. ČEZ, a. s., Jaderná elektrárna Temelín, 2003.
- [7] Fechtnerová, M. Zpráva o životním prostředí 2003. ČEZ, a. s., Jaderná elektrárna Temelín, 2004.
- [8] Fechtnerová, M. Zpráva o životním prostředí 2004. ČEZ, a. s., Jaderná elektrárna Temelín, 2005.
- [9] Fechtnerová, M. Zpráva o životním prostředí 2005. ČEZ, a. s., Jaderná elektrárna Temelín, 2006.
- [10] Lysáček, F. aj. Zpráva o životním prostředí 2006. ČEZ, a. s., Jaderná elektrárna Temelín, 2007.
- [11] Lysáček, F. aj. Zpráva o životním prostředí 2007. ČEZ, a. s., Jaderná elektrárna Temelín, 2008.
- [12] Lysáček, F. aj. Zpráva o životním prostředí 2008. ČEZ, a. s., Jaderná elektrárna Temelín, 2009.
- [13] ČSN EN 25667-1 Jakost vod. Odběr vzorků. Část 1: Pokyny pro návrh programu odběru vzorků. ČNI Praha, 1995.
- [14] ČSN EN 25667-2 Jakost vod. Odběr vzorků. Část 2: Pokyny pro způsoby odběru vzorků. ČNI Praha, 1995.
- [15] ČSN EN ISO 5667-3 Jakost vod. Odběr vzorků. Část 3: Pokyny pro konzervaci vzorků a manipulaci s nimi. ČNI Praha, 2004.
- [16] ČSN EN ISO 5667-6 Jakost vod. Odběr vzorků. Část 6: Pokyny pro odběr vzorků z řek a potoků. ČNI Praha, 1994.
- [17] Tomášková, H. Vývoj objemové aktivity tritia v profilu Vltava-Praha-Podolí. Diplomová práce, PŘF UK, 2004.
- [18] Šebestíková, Š. Vliv odpadních vod z jaderné elektrárny Temelín na obsah tritia ve Vltavě. Diplomová práce, PŘF UK, 2008.
- [19] ČSN ISO 9698 Jakost vod. Stanovení objemové aktivity tritia. Kapalinová scintilační metoda. ČNI Praha, 1996.
- [20] Bennet, BG. Environmental tritium and the dose to man. In Proc. 3<sup>rd</sup> International Congress of the International Radiation Protection Association, Washington, 1973, p. 1047–1053.
- [21] Bogen, DC., Welfrod, GA., and White, CG. Tritium distribution in man and his environment. In Behaviour of Tritium in the Environment, IAEA, Vienna, 1978, p. 567–574.
- [22] Palomo, M. et al. Tritium activity levels in environmental water samples from different origins. Applied radiation and isotopes. 2007, 65, p. 1048–1056.
- [23] Rozhodnutí KÚ Jihočeského kraje, Odbor životního prostředí, zemědělství a lesnictví, čj. KUJCK 18 378/20/2005 OZZL Ža ze dne 22. 1. 2007, kterým se mění Rozhodnutí čj. Vod 6804/93/Si ze dne 15. 9. 1993, doplněné v ukazateli nerozpuštěných látek Rozhodnutím čj. KUJCK 10012/2004 OZZL Ža ze dne 4. 5. 2004.
- [24] Hanslík, E. a Ivanovová, D. Obsah radioaktivních látek ve vodní nádrži Orlik a jejich přítocích po zahájení provozu JE. Zpráva ÚVU T.G.M., 2004.
- [25] Metodický pokyn odboru ochrany vod MŽP k nařízení vlády č. 229/2007 Sb., kterým se mění nařízení vlády č. 61/2003 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech.
- [26] Vyhláška SÚJB č. 307/2002 Sb., o radiační ochraně, ve znění vyhlášky č. 499/2005 Sb.
- [27] Směrnice Rady 98/83/ES o jakosti vody určené pro lidskou potřebu.

**Mgr. Diana Ivanovová, Ing. Eduard Hanslík, CSc.**

**ÚVU T.G.M., v.v.i., Praha**

**tel.: 220 197 335, e-mail: diana\_ivanovova@vuv.cz**

*Příspěvek prošel lektorským řízením.*

## Key words

*tritium, radioactive waste water, atmospheric tests of nuclear weapons, nuclear power plants*

*Impact of nuclear power plant Temelín on tritium concentration in the Vltava and Elbe Rivers (Ivanovová, D., Hanslík, E.)*

**Tritium concentration was assessed in surface water affected and not affected by waste water discharges from Temelín Nuclear Power Plant. The assessment included residual tritium concentrations in surface waters originating from nuclear atmosphere weapons tests in the last century, natural tritium sources and tritium sources from nuclear facilities located outside the territory of the Czech Republic. Results of long-term tritium monitoring in rivers not affected by waste waters from Temelín NPP were used for derivation of tritium effective and ecological half-lives. Impact of waste waters discharged from Temelín NPP on tritium concentration in the reach of the Vltava River between Hluboká and Zelčín and in the Labe River at Hřensko (boundary between the Czech Republic and Germany) was assessed using data observed in the period 2001-2008. Tritium outflows were calculated in the monitored river sites and compared with Temelín NPP data on tritium quantities discharged with waste waters.**

# STANOVENÍ GLYFOSÁTU A KYSELINY AMINOMETHYLFOSFONOVÉ (AMPA) VE VODÁCH METODOU VYSOKOÚČINNÉ KAPALINOVÉ CHROMATOGRRAFIE S FLUORESCENČNÍ DETEKČÍ

Alena Svobodová, Hana Donátová

## Klíčová slova

analýza vody, glyfosát, AMPA, derivatizace, FMO-CI, kapalinová chromatografie, fluorescenční detekce

## Souhrn

**Rozšířená aplikace herbicidních přípravků na bázi glyfosátu přináší problémy s možnou kontaminací životního prostředí, s čímž souvisí nutnost monitorovat přítomnost glyfosátu a kyseliny aminomethylfosfonové (AMPA) jako jeho hlavního metabolitu ve všech složkách životního prostředí i v zemědělských produktech.**

**V první části příspěvku jsou popsány vlastnosti a použití stanovených látek a je uveden přehled používaných metod přípravy vzorků a analytických postupů k jejich stanovení ve vodách, včetně dostupných norem a povolených limitů. V dalších částech je popsáno zařízení, na kterém se provádělo měření, testované hlony a chromatografické podmínky stanovení. Jsou zde rovněž shrnuty dosavadní výsledky a získané zkušenosti.**

## Úvod

Glyfosát je účinnou látkou herbicidních přípravků, které patří mezi celosvětově nejpoužívanější. V posledních letech stoupá jeho spotřeba i v důsledku rostoucího pěstování geneticky upravených užitkových plodin, zejména kukuřice a sóji, které jsou vůči glyfosátu rezistentní. Jeho významnou vlastností při aplikaci je nízká toxicita na člověka i životní prostředí. Přesto je nutné věnovat v oblastech, kde je používán, pozornost ochraně podzemních i povrchových vod.

Pro stanovení glyfosátu a jeho metabolitu AMPA (kyselina aminomethylfosfonová) ve vodách byla vyvinuta řada metod. Jednou z nich je metoda vysokoúčinné kapalinové chromatografie (HPLC) s pre-kolonovou derivatizací pomocí 9-fluorenyl(methyl)chloroformátu (FMO-CI) a fluorescenční detekcí podle normy ISO 21458:2008, která byla testována a následně využita v laboratoři VÚV T.G.M. Praha.

## Specifikace sledovaných látek

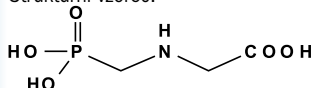
Glyfosát – Glyphosate

IUPAC názvosloví: N-(phosphonomethyl)glycine

CAS Number: 1071-83-6

Molární hmotnost: 169,08 g/mol

Strukturní vzorec:



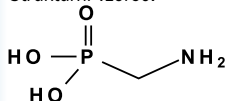
AMPA – kyselina aminomethylfosfonová

IUPAC názvosloví: Aminomethylphosphonic acid

CAS Number: 1066-51-9

Molární hmotnost: 111,04 g/mol

Strukturní vzorec:



## Vlastnosti a použití [1–8]

Glyfosát je bílá krystalická látka bez zápachu, s nízkou tenzí par, vysokou rozpustností ve vodě a silnou sorpcí na pevné částice. Ve většině organických rozpouštědel je nerozpustný nebo se rozpouští jen omezeně. Jde o slabou organickou kyselinu, iontová forma výskytu závisí na pH prostředí.

Používá se jako širokospektrální systémový neselektivní herbicid aplikovaný postřikem přímo na list rostlin na zemědělských plochách, v lesích i na plochách s všeobecným použitím. Jeho výhodou je rychlý účinek, daný rychlým vstupem z nadzemních částí rostlin do podzemních, a dále pro savce nízká akutní i chronická toxicita po orálním užití a dermálním kontaktu. Na rostliny působí glyfosát tím, že blokuje aktivitu enzymů, které rostliny používají při tvorbě aminokyselin, nezbytných k vytvoření proteinů podmiňujících růst. Protože živočišné získávají

aminokyseliny přímo z potravy a popsán biosyntetický proces u nich neprobíhá, není pro ně glyfosát toxický ani jinak nebezpečný. Pokud byly u člověka pozorovány nepříznivé účinky po požití přípravku na bázi glyfosátu, byly vysvětlovány jako účinky pomocných látek pro aplikaci přípravku. V každém případě je nutné při práci dodržovat hygienická pravidla.

Vzhledem k silným adsorpčním vlastnostem se glyfosát váže na půdní částice, z nichž se může vyluhovat a druhotně ho mohou absorbovat nečistě rostliny. Vzhledem k nízké mobilitě glyfosátu v půdě se nepředpokládá významná kontaminace podzemních vod. Do povrchových vod se glyfosát dostává po přímých aplikacích v bezprostřední blízkosti toků. Nálezy glyfosátu byly potvrzeny i několik kilometrů po proudu toku od místa aplikace.

V odborné literatuře se uvádí, že v půdách má glyfosát střední perzistenci s poločasem rozpadu 12 hodin až 7 týdnů, z jiného zdroje pochází údaj až 174 dní. Degradace glyfosátu probíhá především mikrobiálně. Za aerobních podmínek probíhá rychleji než v anaerobních podmínkách. Podíl chemického rozkladu a fotolýzy je zanedbatelný. Při degradaci jsou štěpeny vazby mezi uhlíkem a dusíkem za vzniku AMPA, hlavního metabolitu glyfosátu ve vodě a půdě. Tato sloučenina se samostatně komerčně nevyužívá. Má podobnou chemickou strukturu a vlastnosti jako glyfosát.

Glyfosát byl vyvinut v roce 1971 ve firmě Monsanto a první herbicidy na jeho bázi začala firma vyrábět v roce 1974. Po roce 1980 se staly jedněmi z nejpoužívanějších na světě. Nejznámějším komerčním přípravkem na bázi glyfosátu je Roundup (výrobce Monsanto), který obsahuje isopropylaminovou sůl glyfosátu v ekvivalentu 360 mg/l volné kyseliny. Glyfosát je také aktivní látkou přípravku Touchdown (Zeneca Ag Products), Touchdown Quattro (Syngenta). Uvedené přípravky jsou běžně dostupné i na trhu v ČR.

Přípravky se aplikují v množství 0,7–3,5 kg/ha a pro ilustraci – odhad jejich spotřeby v USA se pohybuje v řádu tisíců tun ročně.

## Možnosti stanovení [1, 4–15]

Vzhledem k polárním charakteru, nízké těkavosti, nízké rozpustnosti v organických rozpouštědlech a vysoké rozpustnosti ve vodě je stanovení glyfosátu a AMPA oproti dalším herbicidům běžně používaným v zemědělství relativně komplikované, často s nízkou výtěžností. Problematická je i detekce, protože tyto látky v molekule postrádají chromofory i fluorofory.

Pro přípravu vzorků byla vyvinuta řada metod, zahrnujících kombinace koncentračního kroku, čištění extraktu a derivatizace. Protože klasickou extrakci organickými rozpouštědly nelze vzhledem k polárním charakteru stanovených sloučenin použít, využívá se extrakce na pevnou fázi (SPE) v in-line i off-line provedení. Vzhledem k amfoternímu charakteru glyfosátu lze pro SPE použít sorbenty na principu výměny aniontů i kationtů.

U některých postupů se nejprve glyfosát a AMPA zderivatizují. Adiční sloučeniny pak lze ze vzorku vody vyextrahovat metodou kapalina–kapalina, protože jejich polarita je nižší než u výchozích sloučenin.

Vlastní analytické stanovení lze rovněž provádět několika způsoby, preferují se metody vysokoúčinné kapalinové chromatografie (HPLC) s fluorescenční detekcí a HPLC s hmotnostní detekcí v single nebo tandemovém uspořádání.

Dále lze použít plynovou chromatografii (GC) s hmotnostní detekcí (MS), ale i s detektory ECD a NPD. Možné je využití iontové chromatografie s UV, vodivostní nebo ICP-MS detekcí, popř. kapilární elektroforýzy s elektrochemiluminiscenční detekcí.

Pro fluorescenční detekci glyfosátu a AMPA je nutné provést reakci s derivatizačními činidly, při které vznikají fluoreskující deriváty. Derivatizaci lze provádět dvěma způsoby, jako pre- nebo post-kolonovou.

Jako derivatizační činidlo pro pre-kolonovou derivatizaci se používá např. 9-fluorenyl(methyl)chloroformát (FMO-CI). Dalšími činidly pro tento typ derivatizace jsou dansylchlorid, p-toluensulfonylchlorid nebo fenylisothiokyanát.

K činidlům pro post-kolonovou derivatizaci patří např. o-ftaldialdehyd (OPA), ninhydrin a činidlo Al<sup>3+</sup>-morin. Oproti běžné HPLC instrumentaci tyto metody vyžadují zařízení k provádění post-kolonové derivatizace. Pro GC/MS se jako derivatizační činidlo používá směs anhydridu kyseliny trifluorocetové a trifluoroethanolu, která převádí glyfosát a AMPA na dostatečně těkavé deriváty.

Alternativní metodou k chemickým metodám stanovení glyfosátu a AMPA ve vodách je metoda ELISA (enzyme-linked immunosorbent assay) [16].

## Přehled požadovaných limitů v mezinárodní a české legislativě [4, 9, 16–21]

Na evropský trh byl glyfosát jako účinná látka prostředků na ochranu rostlin zařazen na základě směrnice Evropské unie 91/414/EEC a 2001/99/EC o uvádění přípravků na ochranu rostlin na trh. Ve zvláštním ustanovení Přílohy 1 je pro glyfosát uvedeno, že členské státy musí věnovat pozornost ochraně podzemních vod v ohrožených oblastech, zejména s ohledem na jiná použití než v zemědělství. Maximální povolená dávka pro člověka podle Světové zdravotnické organizace WHO (program Water Sanitation and Health) činí 0,3 mg glyfosátu/kg tělesné váhy a den.

Prováděcí vyhláška Sanco/221/2000 (2003) ke směrnici 91/414/EEC o stanovení závažnosti aktivních látek uvedených ve směrnici a jejich relevantních metabolitů pro podzemní vodu (tj. včetně glyfosátu a AMPA) povoluje s odkazem na směrnici EU o jakosti vody určené pro lidskou spotřebu 98/83/EC maximální zbytkovou koncentraci na úrovni 0,1 µg/l. Tato hodnota se významně liší od limitů

požadovaných mimo EU, podle zdrojů z literatury nezohledňuje pro jednotlivé pesticidy toxikologická hlediska. Limitní hodnota směrnice pro ochranu vodních organismů CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment) je stanovena na 65 µg/l. Podle Americké agentury pro ochranu životního prostředí EPA je maximální povolená koncentrace glyfosátu v pitné vodě 0,7 mg/l. Australská směrnice pro pitnou vodu udává pro glyfosát hodnotu HV (health value) ve výši 1 mg/l. Ještě vyšší hodnotu pro glyfosát ve vodách 2 mg/l povolují Water Quality Management Criteria Items vydané japonským Ministry of Health, Labour and Welfare Ordinance v roce 2003.

V české legislativě se limitní hodnoty pro glyfosát objevují ve vyhlášce Ministerstva zdravotnictví č. 272/2008 Sb., o stanovení maximálních limitů reziduí pesticidů v potravinách a surovinách. Jsou zde uvedeny prozatímní MLR (maximální limity reziduí, mg/kg) pro glyfosát v potravinách rostlinného a živočišného původu, např. v obilninách, ovoci, zelenině, vejcích, mase a mléčných výrobcích. Pro ilustraci povolená hodnota pro pšenici je 10 mg/kg, hrozny 0,5 mg/kg, mléko a mléčné výrobky 0,05 mg/kg. Požadavek ČHMÚ na mez stanovitelnosti glyfosátu pro monitoring jakosti vod ve vodárenských nádržích je 0,05 µg/l.

## Přehled norem pro stanovení glyfosátu a AMPA ve vodách [22–24]

Od roku 1990 je pro stanovení glyfosátu v pitné a surové vodě účinný standardní postup EPA Method 547 založený na metodě HPLC s post-kolonovou derivatizací a fluorescenční detekcí. Stejný princip využívá i norma DIN 38407-22, která vyšla v roce 2001. Od listopadu 2008 platí norma ISO 21458:2008 založená na metodě HPLC s pre-kolonovou derivatizací pomocí FMO-CI a fluorescenční detekcí.

## Stanovení podle normy ISO 21458:2008 [24]

Norma je určena pro stanovení glyfosátu a jeho metabolitu AMPA v pitné, podzemní a povrchové vodě s mezí stanovitelnosti 0,05 µg/l. Je založena na derivatizaci glyfosátu a AMPA pomocí derivatizačního činidla FMO-CI v alkalickém prostředí a stanovení pomocí HPLC s fluorescenční detekcí. Deriváty glyfosátu a AMPA se separují na vhodné chromatografické koloně a následně jsou detekovány na fluorescenčním detektoru. Analyty se identifikují pomocí retenčních časů nebo metodou standardního přídávku a kvantifikace se provádí pomocí kalibračních křivek sestavených z odezev standardů o různých koncentracích zpracovaných celým postupem.

Negativní chybu stanovení může způsobit přítomnost kationtů Ca<sup>2+</sup>, Cu<sup>2+</sup>, Fe<sup>2+</sup> a Zn<sup>2+</sup>, která může vést ke vzniku komplexů. V přítomnosti volného aktivního chloru ve vodě upravované na pitnou může docházet k oxidaci analytů. U vod se sumou vápníku a hořčíku větší než 3 mmol/l se proto doporučuje předúprava pomocí přídávku kyseliny chlorovodíkové a hydroxidu draselného nebo kyseliny šťavelové. Pokud voda obsahuje volný aktivní chlor, přidá se thiosíran sodný. Kvůli adsorpci analytů na skleněný povrch se doporučuje používat plastové vzorkovnice a zkumavky. Pokud se použije skleněné nádobí (např. vialky do autosamplerů), nesmí se v žádném případě mýt žádnými detergenty ani korozivními látkami.

Ke zpracování se odebere podíl upraveného vzorku vody, do kterého se přidá vnitřní standard, pufr a diethylether. Směs se protřepe a nechá usadit. Odebere se vodná fáze, do ní se přidá acetonitril (ACN) a derivatizační činidlo. Derivatizace se ukončí přidáním kyseliny fosforečné. Ke směsi se přidá další diethylether. Směs

se intenzivně protřepe a nechá stát. Poté se alikvótní část vodné fáze převede do vialky k analýze. K měření lze použít dva typy analytických kolon – jednak kolonu s polární stacionární fází (silikagel s navázanými NH<sub>2</sub> skupinami) nebo kolonu s reverzní fází (silikagel modifikovaný oktadecylovými řetězci C18). Podle použité kolony se nastaví chromatografické podmínky. Optimální kombinace vlnových délek pro nastavení fluorescenčního detektoru je 260 nm pro excitaci a 310 nm pro emisi. Kalibrace se provádí celým postupem na externím standardu. Pokud jsou standardy i vzorky zpracovávány za stejných podmínek, předpokládá se, že výtěžnost derivatizace je stejná. Lze využít i kalibrace na vnitřní standard. Jako vnitřní standard jsou v normě doporučeny tyto sloučeniny: monohydrát kyseliny L-cysteové, o-fosfo-L-serin a kyselina 2-aminoethylfosfonová.

## Experimentální část

Cílem práce bylo ověřit postup stanovení glyfosátu a AMPA ve vodách podle normy ISO 21458:2008 v podmínkách laboratoře VÚV T.G.M. Praha.

### Příprava vzorků

Jako vhodná voda pro testování metody byla vytipována přírodní pramenitá voda Rosana firmy Rosa Bohemia, s.r.o. Pro sestavení kalibračních křivek byly připraveny koncentrace glyfosátu a AMPA v rozsahu 0,05 – 0,1 – 0,5 – 1,0 – 2,0 µg/l. Výrobem standardů je Dr. Ehrenstorfer. Vzorky vody s přídávky standardů byly zpracovány postupem přesně podle návodu normy ISO 21458:2008.

### Zařízení

Vzorky byly měřeny na kapalinovém chromatografu Waters, který se skládá ze separačního modulu Alliance 2695, tvořeného vysokotlakým gradientovým čerpadlem, vakuovým odplyňovačem mobilní fáze, autosamplerem a termostatem kolon. Dále byl v sestavě zapojen programovatelný fluorescenční detektor Waters 474. Zařízení je vybaveno chromatografickým softwarem Empower.

### Použité kolony a podmínky měření

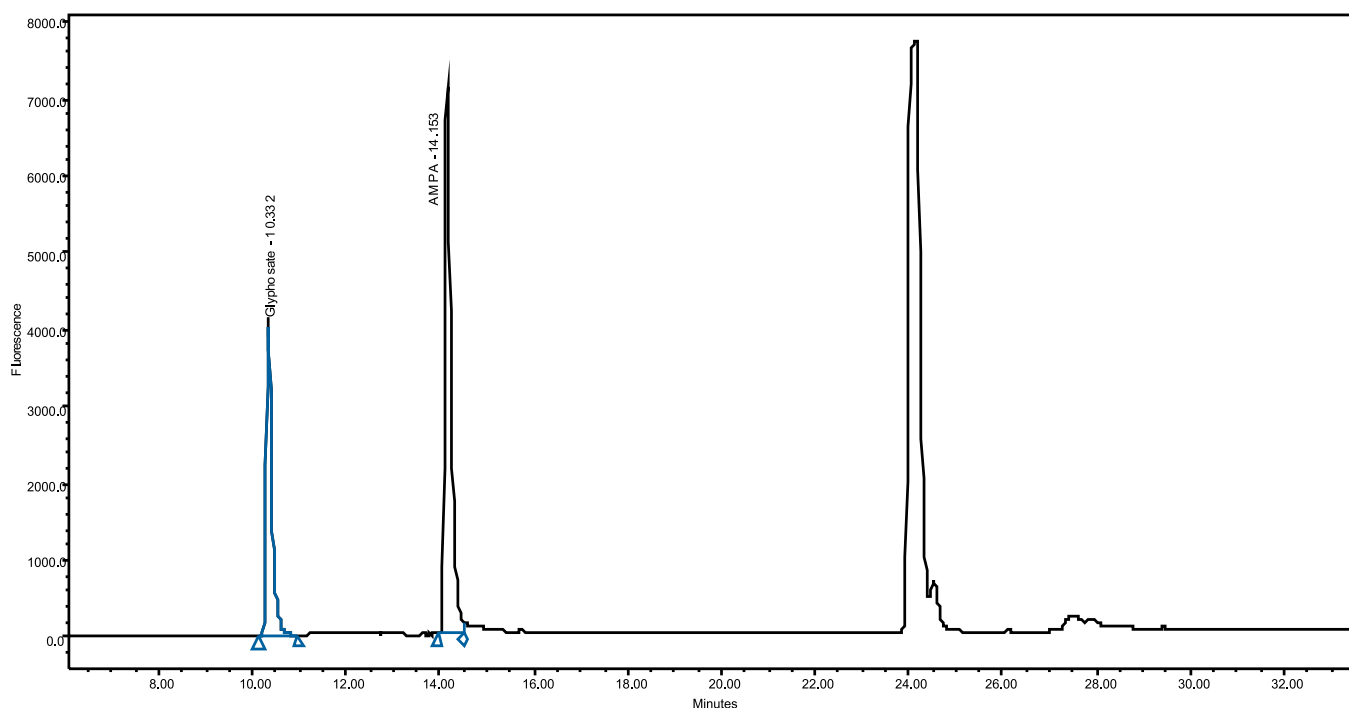
V první etapě byla separace analytů testována na kolonách se stacionární fází silikagel s C18: Atlantis T3 (150 x 3 mm, 3 µm, Waters), Nucleosil 100-5 C18-AB (300 x 4 mm, 5 µm, Grom), Purospher STAR RP-18e (250 x 3 mm, 5 µm, Merck), X-Bridge C18 (150 x 3 mm, 3 µm, Waters).

Separace na kolonách probíhala při teplotě 27–30 °C. U všech kolon byla jako mobilní fáze použita směs ACN/dihydrogenfosforečnanový pufr (pH = 7). U kolon s vnitřním průměrem 3 mm byl průtok mobilní fáze nastaven na 0,64 ml/min, u 4 mm kolon na 1 ml/min. Byla použita gradientová eluce, kdy se složení mobilní fáze mění v závislosti na čase podle tabulky 1.

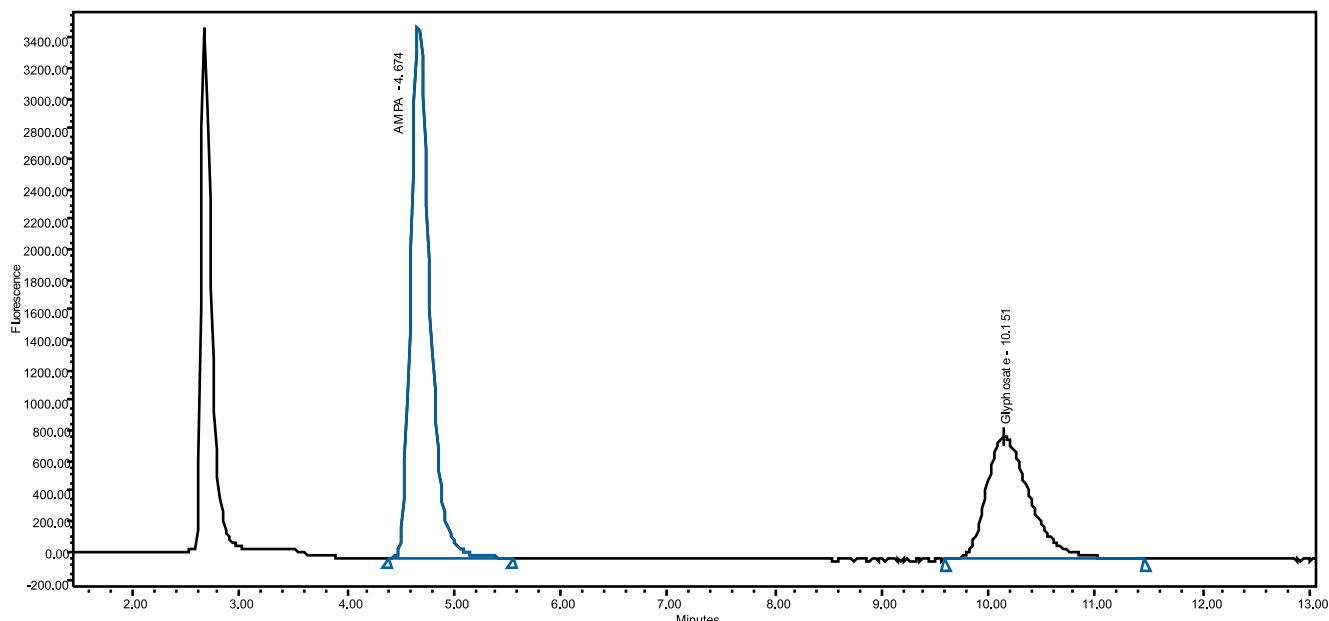
Fluorescenční detektor byl po celou dobu analýzy nastaven na vlnové délky 260/310 nm. Doba mezi dvěma nástřiky na kolonu, tj. včetně kondicionace, je

Tabulka 1. Závislost složení mobilní fáze na čase

Čas (min)	ACN (%)	Pufr (%)
0	7	93
25	57	43
27	95	5
35	95	5
37	7	93



Obř. 1. Záznam analýzy standardu glyfosátu a AMPA na koloně s C18 fází



**Obr. 2.** Záznam analýzy standardu glyfosátu a AMPA na koloně s  $\text{NH}_2$  fází

45 min. Identifikace analytů byla provedena na základě shody jejich retenčních časů s retenčními časy individuálních sloučenin.

Dále byla testována kolona LiChroCART se sorbentem LiChrospher 100  $\text{NH}_2$  (250 x 4 mm, 5  $\mu\text{m}$ ) od firmy Merck. Podmínky měření byly následující: izokratická eluce ACN/dihydrogenfosforečnanový pufr (pH = 5,4) v poměru 30/70 (v/v), průtok 1 ml/min, teplota 30 °C. Celková doba mezi nástřiky byla 20 min.

#### Srovnání testovaných kolon

Na základě naměřených výsledků bylo zjištěno, že FMOC-Cl deriváty glyfosátu a AMPA mají na všech testovaných C18 kolonách srovnatelné odezvy v podobných retenčních časech. Na  $\text{NH}_2$  koloně jsou odezvy analytů nižší, koncentrace 0,05  $\mu\text{g/l}$  už měřitelná není. Doba analýzy na  $\text{NH}_2$  koloně je sice kratší, ale nevýhodou této kolony je podle literatury nízká životnost a změny retenčních časů během stárnutí kolony.

Na obr. 1 a 2 jsou ukázky chromatografického dělení. V oblasti eluce analytů je detektor nastaven na nejvyšší citlivost. Odezva píku odpovídajícího přebytku FMOC-Cl (retenční čas na koloně s C18 fází je 24 min, s  $\text{NH}_2$  fází 2,7 min) je potlačena snížením citlivosti detektoru, protože tento pik by na chromatogramu dominoval několikanásobně vyšší odezvou oproti odezvám stanovovaných látek.

#### Měření reálných vzorků

K dalším měřením byla vybrána kolona Grom se sorbentem Nucleosil 100-5 C18-AB doplněná předkolonkou se stejným sorbentem. Pro měřitelnost koncentrace 0,05  $\mu\text{g/l}$  je nutný objem nástřiku na kolonu 50  $\mu\text{l}$ .

Na této koloně byla provedena validační měření, tj. potvrzena linearita kalibračních křivek, ověřena mez stanovitelnosti a zjištěna opakovatelnost celým postupem z vícenásobných měření na dvou koncentračních úrovních.

V průběhu března 2009 byla odebrána řada vzorků povrchových vod, které byly zpracovány podle výše popsaného postupu. Šlo o vzorky vod z rybníků v Praze

**Tabulka 2.** Přehled dosavadních pozitivních nálezů glyfosátu a AMPA

Nálezy glyfosátu				
celkem 18 nálezů na 11 nádržích				
rozmezí koncentrací ( $\mu\text{g/l}$ )	< 0,5	0,5–1,0	1,0–3,0	3,0–6,5
počet nálezů	9	1	4	4
Nálezy AMPA				
celkem 14 nálezů na 12 nádržích				
rozmezí koncentrací ( $\mu\text{g/l}$ )	< 0,1	0,1–0,5		
počet nálezů	5	9		

**Tabulka 3.** Výsledky stanovení glyfosátu u vybraných nádrží

Datum odběru – koncentrace glyfosátu ( $\mu\text{g/l}$ )					
	Žlutice	Lučina		Boškovice	
14/7/09	0,33	21/7/09	2,45	20/7/09	1,49
3/8/09	3,05	11/8/09	5,34	20/8/09	6,33
8/9/09	6,11				

a okolí. Pro kontrolu byla u všech vzorků změřena suma vápníku a hořčičku, která se pohybovala mezi hodnotami 0,65 a 3,9 mmol/l. U těchto vzorků nebyly potvrzeny žádné nálezy glyfosátu ani AMPA.

Tyto vzorky byly rovněž naspikovány standardními roztoky glyfosátu a AMPA na koncentrační úroveň 0,5  $\mu\text{g/l}$  a byla u nich vyhodnocena výtěžnost metody, která u glyfosátu dosahovala v průměru 74,9 % a u AMPA 97,6 %. Bylo ověřeno, že stanovení není rušeno žádnými látkami přítomnými v reálných vzorcích.

V červenci letošního roku byl zahájen monitoring vybraných vodárenských nádrží České republiky, v jehož rámci probíhá i sledování případných nálezů glyfosátu a AMPA ve vodách. Vzorky jsou odebrány z 25 profilů v Čechách a 21 profilů na Moravě v období červenec–říjen. Dosud bylo zpracováno a změřeno 83 vzorků. U všech vzorků byla současně pro kontrolu změřena suma vápníku a hořčičku, její hodnoty se ve všech případech pohybovaly pod limitem 3 mmol/l, tj. zpracování vzorků nevyžadovalo předúpravu.

V tabulce 2 je uveden přehled dosavadních pozitivních nálezů, v tabulce 3 přehled dosud nejvyšších nalezených hodnot.

#### Závěr

Bylo ověřeno, že postup specifikovaný v normě ISO 21458:2008 lze aplikovat na rutinní stanovení glyfosátu a AMPA ve vodných vzorcích včetně zajištění deklarované meze stanovitelnosti 0,05  $\mu\text{g/l}$ . Zároveň je nutné konstatovat, že příprava vzorků k měření vyžaduje vysoký podíl manuální práce a je relativně časově náročná.

Výsledky měření glyfosátu a AMPA v rámci monitoringu vodárenských nádrží nelze zatím komplexně hodnotit, protože v současné době stále ještě probíhají odběry vzorků, jejich zpracování a měření. U většiny nádrží byly nálezy glyfosátu a AMPA pod mezí stanovitelnosti 0,05  $\mu\text{g/l}$ , u 11, resp. 12 nádrží byly nálezy pozitivní. Z dosud naměřených hodnot je zřejmé, že nalezené koncentrace glyfosátu jsou vyšší než koncentrace AMPA. Zajímavé bude sledovat trend vzrůstu koncentrací glyfosátu u přehrad uvedených v tabulce 3.

#### Literatura

- [1] International Programme on Chemical Safety EHC 159, 1994.
- [2] Glyphosate and AMPA in Drinking-water. WHO/SDE/WSH/03.04/97 (update 2005).
- [3] FAO Corporate Document Repository, 4.17 Glyphosate, 1997. Dostupné z: <http://www.fao.org/docrep/w8141e/w8141eOu.htm>
- [4] Applied Biosystem, Application Note Glyphosate, 2006.
- [5] Müller, MD. et al. Sources and Occurrence of Glyphosate and AMPA in Swiss Rivers and Lakes as determined by HPLC-tandem-MS. *CIPAC Symposium Braunschweig*, 2006.
- [6] Ibáñez et al. Re-evaluation of glyphosate determination in water by liquid chromatography coupled to electrospray tandem mass spectrometry. *Journal of Chromatography A*, 1134 (2006), 51–55.
- [7] Guo, Z. et al. Determination of glyphosate and phosphate in water by ion chromatography – inductively coupled plasma mass spectrometry detection. *Journal of Chromatography A*, 1100 (2005), 160–167.
- [8] Scribner, EA. et al. Concentrations of Glyphosate, its degradation product, Amino-methylphosphonic Acid, and Glufosinate in Ground- and Surface-Water, Rainfall, and Soil Samples Collected in the United States, 2001–06. *USGS Scientific Investigations Report 2007 – 5122*.



- [9] Shimadzu Application News, Analysis of Glyphosate, No. L313A. Dostupné z: [http://www2.shimadzu.com.br/analitica/aplicacoes/cromatografos/lc\\_ms/l313a.pdf](http://www2.shimadzu.com.br/analitica/aplicacoes/cromatografos/lc_ms/l313a.pdf).
- [10] Ibáñez, M. et al. Residue determination of glyphosate, glufosinate and aminomethylphosphonic acid in water and soil samples by liquid chromatography coupled to electrospray tandem mass spectrometry. *Journal of Chromatography A*, 1081 (2005), 145–155.
- [11] Le Fur, E. et al. Determination of glyphosate herbicide and aminomethylphosphonic acid in natural waters by liquid chromatography using pre-column fluorogenic labeling. P.1: Direct determination at the 0.1 µg/L level using FMOC. *Analysis*, 2000, 28, 813–818.
- [12] Freuze, I. et al. Influence of complexation phenomena with multivalent cations on the analysis of glyphosate and aminomethyl phosphonic acid in water. *Journal of Chromatography A*, 1175 (2007), 197–206.
- [13] Hidalgo, C. et al. Improved coupled-column liquid chromatographic method for the determination of glyphosate and aminomethylphosphonic acid residues in environmental waters. *Journal of Chromatography A*, 1035 (2004) 153–157.
- [14] Alexa, E. et al. HPLC and GC Determination of Glyphosate and Aminomethylphosphonic Acid (AMPA) in water samples. Proceedings, 43<sup>rd</sup> Croatian and 3<sup>rd</sup> International Symposium on Agriculture. Opatija (Croatia), 2008, 100–105.
- [15] Nedelkoska, TV. et al. High-performance liquid chromatographic determination of glyphosate in water and plant material after pre-column derivatisation with 9-fluorenylmethyl chloroformate. *Analytica Chimica Acta*, 511 (2004), 145–153.
- [16] Byer, JD. et al. Low Cost Monitoring of Glyphosate in Surface Waters Using the ELISA Method: An Evaluation. *Environ. Sci. Technol.*, 2008, 42, 6052–6057.
- [17] Směrnice Evropské unie 91/414/EEC o uvádění přípravků na ochranu rostlin na trh.
- [18] Směrnice Evropské unie 2001/99/EC, kterou se mění směrnice 91/414/EEC za účelem zařazení účinných látek glyfosátu a thifensulfuron-methylu na trh.
- [19] Směrnice Evropské unie 98/83/EC o jakosti vody určené pro lidskou spotřebu.
- [20] National Health and Medical Research Council. Australian drinking water guidelines (1996).
- [21] Vyhláška Ministerstva zdravotnictví 272/2008 Sb., o stanovení maximálních limitů reziduí pesticidů v potravinách a surovinách.
- [22] U.S. EPA Method 547 Determination of glyphosate in drinking water by direct aqueous injection HPLC with post column derivatisation and fluorescence detection, 1990.
- [23] DIN 38407-22 German standard method for examination of water, waste water and sludge – Jointly determinable substances (Group F) – Part 22: Determination of glyphosate and AMPA by HPLC, post-column derivatisation and fluorescence detection (F 22), 2001.
- [24] ISO 21458 Water Quality – Determination of glyphosate and AMPA – Method using high performance liquid chromatography (HPLC) and fluorometric detection.

Ing. Alena Svobodová, Hana Donátová  
 ÚVU T.G.M., v.v.i., Praha  
 e-mail: [alena\\_svobodova@vuv.cz](mailto:alena_svobodova@vuv.cz)  
 Příspěvek prošel lektorským řízením.

#### Key words

water analysis, glyphosate, AMPA, derivatization, FMOC-Cl, liquid chromatography, fluorescence detection

*Determination of glyphosate and aminomethylphosphonic acid (AMPA) in water by method using high performance liquid chromatography with fluorescence detection (Svobodová, A., Donátová, H.)*

**Widespread application of glyphosate herbicides generates problems with possible contamination of the environment. Therefore, it is necessary to monitor occurrence of glyphosate and its main metabolite AMPA (aminomethylphosphonic acid) in all compartments of the environment and agricultural products as well. In the first part of the paper properties and the use of monitored compounds are presented. Also, the summary of sample preparation and analytical methods including available standardized methods and limits is described. Other parts of the paper describe the laboratory equipment used for the analysis, tested analytical columns and chromatographic conditions of the analysis. Up-to-date results and gained knowledge are also summarized.**

## STANOVENÍ MIKROBIÁLNÍ KONTAMINACE ODPADNÍ A POVRCHOVÉ VODY – PROBLÉMY A NEJISTOTY

Dana Baudišová

#### Klíčová slova

povrchová voda, mikrobiologické analýzy, fekální koliformní bakterie, nejistoty, reprodukovatelnost, přesnost

#### Souhrn

**V příspěvku jsou shrnuty hlavní okolnosti mikrobiologického rozboru povrchové a odpadní vody, které nejvíce přispívají ke kvalitě a přesnosti výsledků (odběr vzorků, použité metody). Zároveň jsou na reálných datech získaných z povrchových vod demonstrovány nejistoty výsledků a reprodukovatelnost mikrobiologických metod. Vzorky je nezbytné zpracovat maximálně do 18 hodin po odběru a během transportu chladit na (5 ± 3) °C, používat předepsané metody a provádět dostatečné počty ředění a paralelních stanovení. Vždy je nutné počítat s nejistotou výsledku okolo 30 %. Výsledky počtů mikrobiologických ukazatelů dále významně závisí na přírodních podmínkách (např. srážky, v některých případech může jít i o několikahodinové zvýšení průtoků) a konečné hodnocení výsledků může být závislé i na použité statistické metodě. Přes všechny tyto okolnosti jsou však mikrobiologické ukazatele jednoznačně nejcitlivější indikátory fekálního znečištění vody a jejich stanovení by mělo být součástí všech monitorovacích programů.**

#### Úvod

Mikrobiologické ukazatele jsou jedny z nejcitlivějších indikátorů znečištění vody, počty bakterií v tocích se významně zvyšují už i v případech, kdy základní chemické ukazatele ještě vyhovují přípustným hodnotám. Z hlediska ochrany lidského zdraví jsou nejdůležitější patogenní mikroorganismy, které se z řady důvodů nestanovují přímo (ve vodním prostředí se vyskytují nárazově, neboť jsou vylučovány pouze infikovanými jedinci, jejich detekce bývá složitá apod.). Ke kontrole zdravotní nezávadnosti vod se užívá tzv. indikátorů jakosti vody, z nich nejvýznamnější jsou indikátory fekálního znečištění. Ty jsou v současné době reprezentovány především stanovením fekálních koliformních bakterií, *Escherichia*

*coli* a enterokoků, jejichž nepřítomnost ve vodním prostředí by měla zaručit, že voda nebyla fekálně znečištěná. Stanovení mikrobiologických ukazatelů by mělo být součástí všech monitorovacích programů zaměřených na hodnocení jakosti povrchové vody (podrobněji Baudišová a Mlejnková, 2009).

Abyste výsledky mikrobiologických analýz poskytovaly relevantní informace, je potřeba zajistit celou řadu nezbytností – od výběru ukazatelů, odběru vzorků, transportu, použitých metod a vlastního provedení mikrobiologické analýzy až po vhodné vyhodnocení výsledků. Zároveň je třeba do úvah při konečném zhodnocení mikrobiálního znečištění vod promítnout nejistoty stanovení a reprodukovatelnost mikrobiologických metod.

#### Vzorkování pro mikrobiologické analýzy a transport vzorků

Pro vzorkování vody k mikrobiologickým analýzám platí norma ČSN EN ISO 19458 (Jakost vod – odběr vzorků pro mikrobiologickou analýzu), která kromě vlastních technik odběru uvádí doporučené a přijatelné hodnoty pro maximální dobu uchovávání vzorků (včetně doby dopravy) a teplotní rozmezí, při kterém mohou být vzorky uchovávány. Pro indikátory fekálního znečištění je doporučena doba uchovávání 12 hodin a přijatelná doba 18 hodin po odběru, a to při chlazení (5 ± 3) °C. Chlazení vzorků je třeba nejen zajistit, ale i průběžně kontrolovat (určený je k tomu např. přístroj Testostor od firmy Merck, s.r.o.). Maximální doba uchovávání vzorků se počítá včetně transportu a zpracování. Je to tedy nutné mít na paměti při plánování svozových tras a najednou dodávat takový počet vzorků do laboratoře, aby bylo možné zajistit jejich včasné a kvalitní zpracování, včetně provedení dostatečného počtu ředění a paralelních stanovení. Vzhledem k vysoké nestabilitě vzorků nelze stanovení v absolutní většině případů následně opakovat. To může být problém především u neznámých vzorků povrchové vody, kdy je nutné zvolit správný stupeň ředění.

Výše uvedené skutečnosti platí především pro mikrobiologické analýzy povrchových vod, u odpadních vod je situace ještě složitější, vzhledem k extrémně vysokému obsahu živin a přítomnosti dalších, např. toxických látek. Naše experimenty ukázaly, že odpadní voda je pro mikrobiologické analýzy stoprocentně stabilní do šesti hodin po odběru, dále už počet fekálních bakterií významně klesá.

#### Metody mikrobiologického rozboru vody

Při mikrobiologickém rozboru se nestanovuje taxonomicky definovaný mikroorganismus (nebo skupina), ale mikroorganismus definovaný „podle metody“. Pro stanovení mikrobiologických ukazatelů ve vodách platí uznaní, tj. domluvené metody, a sebemenší odchylka od předepsaného metodického postupu může poskytovat zcela odlišné výsledky (podrobněji Baudišová, 2007). Například podle současných norem a právních předpisů může být *E. coli* stanovena až čtyřmi různými způsoby (metoda podle ČSN EN ISO 9308-1, ČSN EN ISO 9308-3,

ČSN 75 7835 a metoda Colilert Quanti-tray). Pro stanovení *E. coli* v povrchových vodách je nezbytné použít odlišné kmeny na základě enzymu  $\beta$ -D-glukuronidázy, neboť ostatní detekční způsoby (např. indol test) mohou poskytovat řadu falešně pozitivních výsledků. V tabulce 1 jsou uvedeny výsledky stanovení *E. coli* různými metodami, jichž bylo dosaženo při mezilaboratorních porovnáváních zkoušek, organizovaných Střediskem pro posuzování způsobilosti laboratoří ASLAB.

Vlastní výběr metod je již dnes často vymezen zadávací dokumentací projektu nebo právními předpisy a předepsané metody by měly být vždy přesně dodržovány. Nejčastější hrubé chyby při nedodržování předepsaných metod se týkají především používání médií s jiným složením, než je předepsáno (např. konfirmační médium pro intestinální enterokoky – komerčně jsou dostupná i žluč eskulinová média bez azidu sodného, nebo jsou používány Endo agary, jejichž složení neodpovídá normě), a dále pak neprovádění předepsaných konfirmačních testů (např. hydrolyza eskulinu u stanovení intestinálních enterokoků, kyselá fosfatáza u *Clostridium perfringens*, konfirmační testy u presumptivních kolonií salmonel, oxidázový test u koliformních bakterií apod.). Tyto chyby mohou být způsobeny nejenom neznalostí či nezkušeností odpovědných pracovníků, ale i tlakem některých dodavatelských firem (nabízejících podobné, nikoliv shodné produkty) či managementu podniků (výběrová řízení, snaha o co nižší ceny apod.).

## Přesnost výsledků

Aby byla zajištěna přesnost výsledků, je nutné provést dostatečný počet ředění (včetně zpracovávaných objemů) a paralelních stanovení a pokud možno splnit podmínky kvantitativních analýz (tj. pracovat s minimálním počtem kolonií na misce či membránovém filtru 10 – v souladu s ČSN P ENV ISO 13843 a ČSN EN ISO 8199). U neznámých vzorků povrchové vody je nutné provést minimálně dvě až tři ředění (objemy) pro zachycení počítatelného počtu kolonií (10–100 kolonií). Dále je nutné mít na paměti, že dnes se již prakticky nedají stanovení fekální koliformní bakterie, *E. coli* a enterokoky v 1 ml v povrchové vodě (proto se přešlo na membránovou filtraci vzorků povrchové vody) a je třeba zpracovávat i větší objemy vzorků (10 a 100 ml). Výsledky přepočtené na 1 ml proto mohou být udávány i v desetinných číslech.

Velkým problémem jsou finance. Ceny analýz jsou trhem neúměrně tlačeny dolů, čímž nezbyvá prostor na čas ani materiál, nezbytné pro zpracování více objemů (nebo ředění) a paralelních stanovení. Zároveň jsou ze stejného důvodu mnohdy přebírány neúměrně velké série vzorků ke zpracování, což může vést i k nepřesné práci. Největším zdrojem nepřesností je nedostatečné promíchání (homogenizace) vzorků. Tyto chyby se podílejí minimálně z 10 % na celkové variabilitě výsledků, v případě nekvalitní práce (dané např. spěchem) se může „opakovatelnost“ vyšplhat až na 30 %. Naopak odměřování objemu (např. pipetováním) se na nepřesnostech podílí relativně málo, téměř vždy méně než 5 % (lze to ověřit vázkovou analýzou).

Na obr. 1 jsou uvedeny výsledky paralelních stanovení vzorků povrchových vod a průměrná hodnota. Všechny výsledky paralelních stanovení odpovídaly konfidenčním mezím P-95 podle ČSN EN ISO 8199. Je vyznačena nejistota výsledku 37 % (viz dále).

## Nejistoty mikrobiologických analýz a reprodukovatelnost mikrobiologických metod

Podle ČSN EN ISO 17025 laboratoře nemusejí uvádět nejistoty v protokolu výsledků, musejí však mít postupy, jak je určit. Pro mikrobiologické analýzy vod v současné době neexistuje žádná platná norma ani závazný předpis, jak nejistoty stanovit.

Je zřejmé, že stanovení nejistot pro mikrobiologická měření má své opodstatnění pouze u kvantitativních analýz v pravém slova smyslu (viz kap. Přesnost výsledků), tj. pro stanovení mikroorganismů v povrchových a odpadních vodách, a je vhodné stanovit nejistotu pro určité rozmezí hodnot zvlášť. Stanovení nejistot většinou vychází z distribuce mikroorganismů ve vzorku, která se řídí Poissonovým rozdělením a zahrnuje míru extravariability. Je nutné odlišovat určení konfidenčních mezí (tj. rozptylu výsledků daného rozložením částic ve vzorku) a stanovení nejistot (kdy se ke konfidenčním mezím přidá stanovený koeficient extravariability).

Experimentálně jsme stanovovali nejistotu stanovení fekálních koliformních bakterií v povrchových vodách na základě dokumentu ČSN P ISO/TS 19036 (Mikrobiologie potravin a krmiv – Pokyny pro odhad nejistoty měření při kvantitativním stanovení), který předepisuje stanovení nejistot na základě vnitrolaboratorní odchylky reprodukovatelnosti. Výsledná hodnota takto spočítané nejistoty byla 2,52, což je realistická hodnota pro menší počty ktj (odhadem cca do 25), při vyšších počtech již tato nejistota neodpovídá realitě (příliš nízká).

V rámci OR-MB-1/09 byly zúčastněné laboratoře anonymně dotazovány na vlastní používané nejistoty. Výsledky se pohybovaly od 15 do 116 %, průměrně 42 %, při vyloučení extrémní hodnoty (116) byl průměr 37 %. Obě nejistoty jsou demonstrovány na obr. 2.

## Reprodukovatelnost mikrobiologických metod

Reprodukovatelnost představuje podle normy ČSN P ENV 13843 těsnost shody mezi výsledky jednotlivých měření téže měřené veličiny provedených za odlišných podmínek. Reprodukovatelnost se počítá jako  $R = 2,8 \cdot S_R$ , kde  $S_R$  je směrodatná odchylka reprodukovatelnosti obvykle vypočtená z mezilaboratorní směrodatné odchylky  $S_L$  a směrodatné odchylky opakovatelnosti  $S_p$ , tj.  $S_R = \sqrt{S_L^2 + S_p^2}$ . Z kontrolních

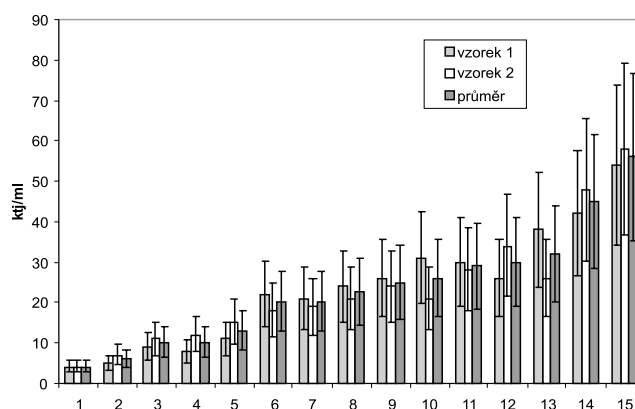
**Tabulka 1.** Výsledky stanovení *E. coli* různými metodami při mezilaboratorních porovnáváních zkoušek (uvedena je vztažná hodnota, pro srovnání přepočtená na 100 ml)

	ČSN EN ISO 9308-1	ČSN 75 7835	Colilert-18/Quanti-tray
OR-MB-1/08	300	100	140
OR-MB-1/09	300	80	160

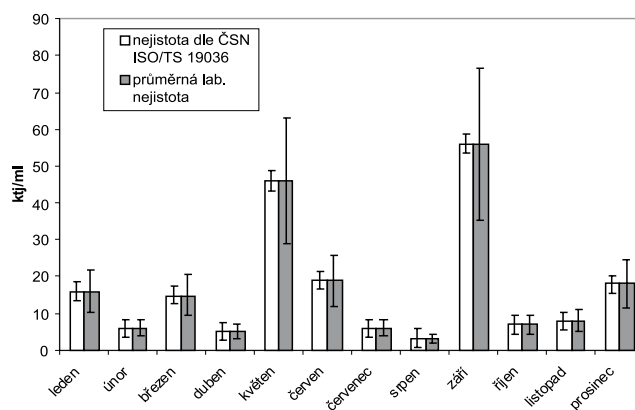
vzorku při mezilaboratorních porovnáváních zkoušek OR-MB-1/09 byla stanovena reprodukovatelnost pro fekální koliformní bakterie 17,52 (2,8 · 6,25), rozptyl (variační koeficient) výsledků laboratoří, které splnily rozmezí správných hodnot byl 24 %. Obojí je zachyceno na obr. 3.

## Hodnocení výsledků mikrobiologických analýz

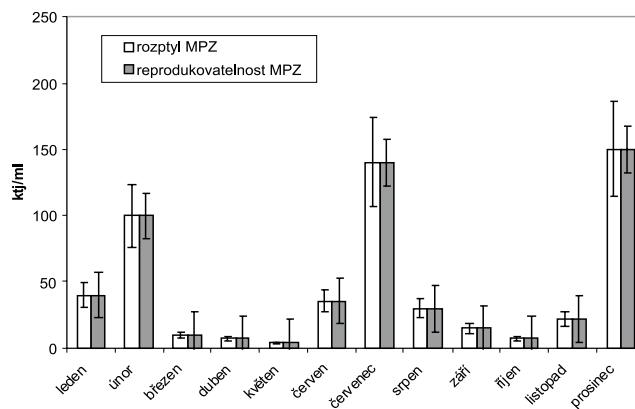
Na reálných datech koncentrace fekálních koliformních bakterií získaných monitorováním na vybraných profilech českých řek v dostatečně dlouhém časovém úseku bylo prokázáno (Baudišová a Hejtmánek, 2006), že jednoduché hodnocení mikrobiologických ukazatelů jakosti vody bez hlubší znalosti matematické statistiky (pouze na základě analogie aritmetického průměru a charakteristické hodnoty podle ČSN 75 7221) může být zavádějící a takto získané informace o mikrobiologických



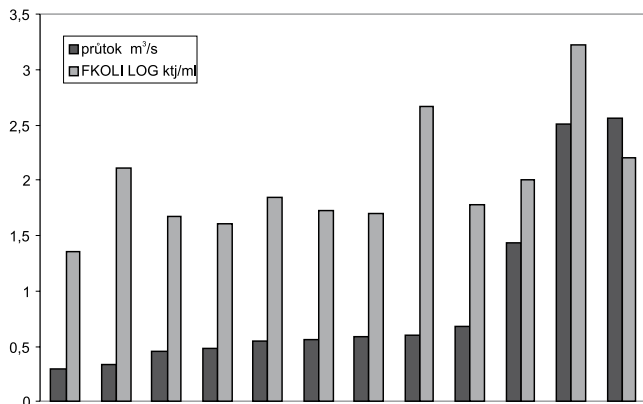
**Obr. 1.** Výsledky paralelních stanovení fekálních koliformních bakterií v různých vzorcích povrchové vody (n = 15)



**Obr. 2.** Demonstrace dvou typů stanovených nejistot metody stanovení fekálních koliformních bakterií na reálných mikrobiologických datech (Berounka-Srbsko, 2007)



**Obr. 3.** Demonstrace relativního rozptylu výsledků z mezilaboratorních porovnávání zkoušek (MPZ) a reprodukovatelnosti metody stanovení fekálních koliformních bakterií na reálných mikrobiologických datech (Jizera-Pršovice, 2007)



Obr. 4. Počty fekálních koliformních bakterií při různých průtocích (Lužická Nisa, Proseč nad Nisou, 2005–2008); data nejsou seřazena chronologicky, ale podle stoupajícího průtoku (černý sloupec)

stanovení mohou být znehodnocovány. Naměřené mikrobiologické údaje je potřeba důkladně analyzovat dostupnými statistickými metodami, např. průzkumovou analýzou dat – EDA a teprve podle těchto údajů pak stanovit příslušné výběrové charakteristiky. Pro hodnocení mikrobiální kontaminace povrchových vod jsou vhodnější robustní charakteristiky střední hodnoty (medián) a nepříznivých (kritických) hodnot (příslušný % percentil, např. P90) namísto standardně užívaných charakteristik (aritmetický průměr, kritická hodnota C90).

Mikrobiální kontaminace zejména v menších tocích bývá významně ovlivněna srážkami a v souvislosti s tím i změnami průtoků. Kolísání počtu mikroorganismů může přesahovat i několik řádů. Byla sledována korelace výsledků fekálních koliformních bakterií a průtoku v profilu Proseč nad Nisou (tok Lužická Nisa),  $n = 12$ . Jde o menší tok, minimální průtok  $Q_{355}$  je zde  $0,245 \text{ m}^3/\text{s}$ . Přestože korelace nebyla extrémně vysoká (hodnota spolehlivosti  $R = 0,67$ ), vysoké počty fekálních koliformních bakterií byly spojené především s vyššími průtoky (obr. 4).

## Závěr

Kromě vlastního provedení mikrobiologické analýzy má na konečné výsledky vliv celá řada faktorů, počínaje výběrem ukazatelů, odběrem vzorků, transportem, přes použité metody až po vhodné vyhodnocení výsledků. Zároveň je třeba do úvah při konečném zhodnocení mikrobiálního znečištění vod promítnout nejistoty

## Odbor ochrany vod a informatiky

Zaměření odboru má v větší části charakter trvalých či dlouhodobých činností pro podporu výkonu státní správy. Podle potřeby se odbor podílí na odborné podpoře přípravy novel prováděcích předpisů navazujících na vodní zákon a na řešení technických problémů spojených s transpozicí komunitární legislativy. Průběžně také zajišťuje tok informací a správu vybraných tabulkových dat a dalších údajů pro hydroekologický informační systém ústavu (HEIS VÚV). Významně se také podílí na obou výzkumných záměrech řešených od roku 2005 ve VÚV T.G.M.

Činnost je zajišťována v rámci čtyř oddělení odboru:

**Oddělení vodního plánování a bilancování** – shromažďování, analyzování, poskytování a publikování vybraných souhrnných informací o vodách, podpora

## MOŽNOSTI VYUŽITÍ LASEROVÉHO SNÍMÁNÍ POVRCHU PRO VODOHOSPODÁŘSKÉ ÚČELY

Kateřina Uhlířová, Aleš Zbořil

### Klíčová slova

vodní hospodářství, letecké laserové skenování, digitální model terénu, záplavová území

### Souhrn

Letecké laserové skenování (LLS) patří k nejmodernějším technologiím pro pořizování prostorových geografických dat. Nachází své uplatnění zejména pro tvorbu digitálního modelu reliéfu a digitálního modelu povrchu. V letech 2009–2012 se připravuje nové výškopisné mapování území České republiky s využitím technologie LLS. V souvislosti s tímto projektem byly na testovacích datech z lokality Dobruška zkoumány možnosti využití těchto přesnějších datových zdrojů k aktualizaci vodohospodářských dat, zejména DIBAVOD (Digitální báze vodohospodářských dat). Výsledky jsou obsahem tohoto článku.

Cílem byla analýza využitelnosti dat LLS ke zpřesnění polohy os vodních toků a identifikace příčných překážek v korytě vodního toku

stanovení a reprodukovatelnost mikrobiologických metod, které se pohybují minimálně okolo 30 %.

## Literatura

- Baudišová, D. a Hejtmánek, V. Hodnocení mikrobiální kontaminace povrchových vod. *VTEI, Vodohospodářské technicko-ekonomické informace*, roč. 45, 2003, č. 2, s. 7–9, příloha *Vodního hospodářství* č. 6/2003.
- Baudišová, D. Současné metody mikrobiologického rozboru vod. Příručka pro hydroanalytické laboratoře. Výzkum pro praxi, sešit 54, Praha: VÚV T.G.M., v.v.i., 2007, 100 s.
- Baudišová, D. a Mlejnková, H. Mikrobiální znečištění povrchových vod – mikrobiologické ukazatele. *Vodní hospodářství*, roč. 59, 2009, 3, s. 101–102.

Zpracováno s podporou výzkumného záměru MZP0002071101.

RNDr. Dana Baudišová, Ph.D.

VÚV T.G.M., v.v.i.

tel.: 220 197 219, e-mail: dana\_baudisova@vuv.cz

Příspěvek prošel lektorským řízením.

## Key words

surface water, microbiological analysis, uncertainty, reproducibility, accuracy, faecal coliforms

*Microbial contamination of waste and surface waters – problems of detection and uncertainties of measurements (Baudišová, D.)*

The main problems and limitations of microbiological analysis of surface and waste water (which include sampling and methods used) are summarized. Furthermore, uncertainties of results and reproducibility of methods, calculated from real data of faecal coliforms are given. It is necessary to process samples up to 18 hrs after sampling, to cold them up to  $(5 \pm 3) \text{ }^\circ\text{C}$  during transport, to use only standard methods and to make sufficient counts of dilution and parallel analysis. The uncertainties of results were calculated around 30%. Furthermore, the results of microbiological analysis importantly depend on natural circumstances (e.g. heavy rains) and so final evaluation of results can be also influenced by statistical method used. Besides all above mentioned problems, microorganisms are the most sensitive indicators of faecal pollution of waters and their detection should be part of all monitoring programs.

při přípravě prováděcích předpisů zákona o vodách a výzkum v oblasti ekonomie vodního hospodářství aj.,

**Oddělení ochrany jakosti vod** – výzkumná činnost v oblasti ochrany jakosti vod a nástrojů pro řízení ochrany vod, spolupráce na tvorbě podkladů pro orgány státní správy v této oblasti i v oblasti mezinárodní spolupráce aj.,

**Oddělení geografických informačních systémů (GIS)** – správa a aktualizace Digitální báze vodohospodářských dat (DIBAVOD), tvorba metodických postupů a kartografických výstupů vodohospodářské tematiky aj.,

**Oddělení HEIS VÚV** – vývoj a provoz Hydroekologického informačního systému (HEIS VÚV), dále vývoj informačních a technických nástrojů (software), bilančních, predikčních a hodnotících systémů i analýz dat aj.

v souvislosti se stanovením průběhu vodní hladiny. Kromě toho bylo součástí výzkumu i porovnání přesnosti různých digitálních modelů terénu a posouzení vhodnosti použití dat LLS v příbřežních zónách jako vstupu do hydrodynamických modelů pro stanovení záplavových území.

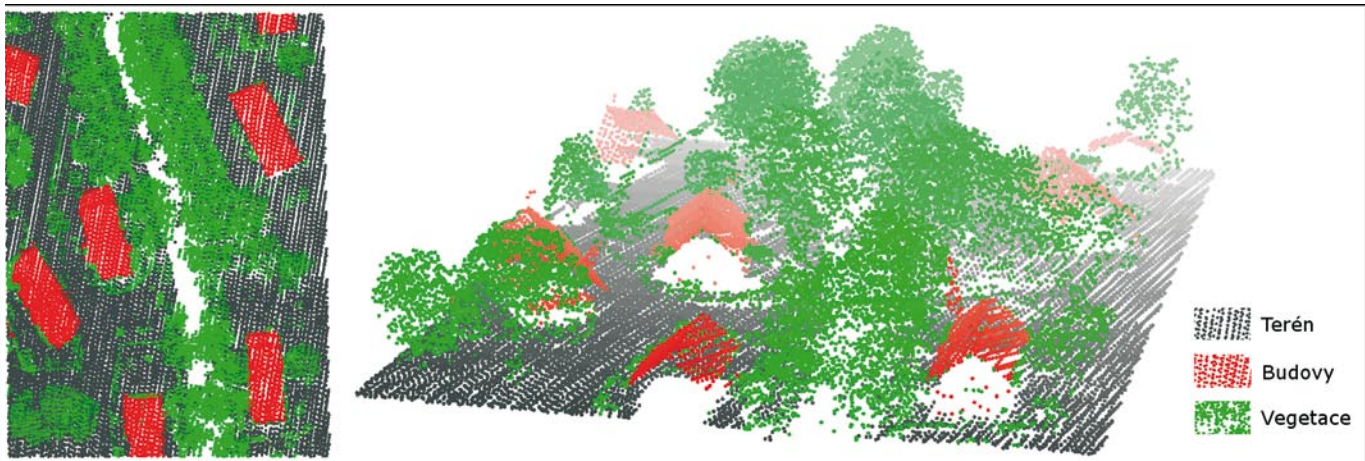
## Úvod

Letecké laserové skenování (LLS) patří v současnosti k nejmodernějším technologiím pro pořizování prostorových geografických dat. Nachází své uplatnění zejména při tvorbě digitálního modelu reliéfu (DMR), kde je zastoupen pouze rostlý terén, a digitálního modelu povrchu (DMP), který zahrnuje kromě terénu i stavby a vegetační kryt. Uplatnění této moderní technologie se předpokládá i v České republice, kde se má v letech 2009–2012 uskutečnit nové výškopisné mapování celého území republiky právě s využitím metody LLS.

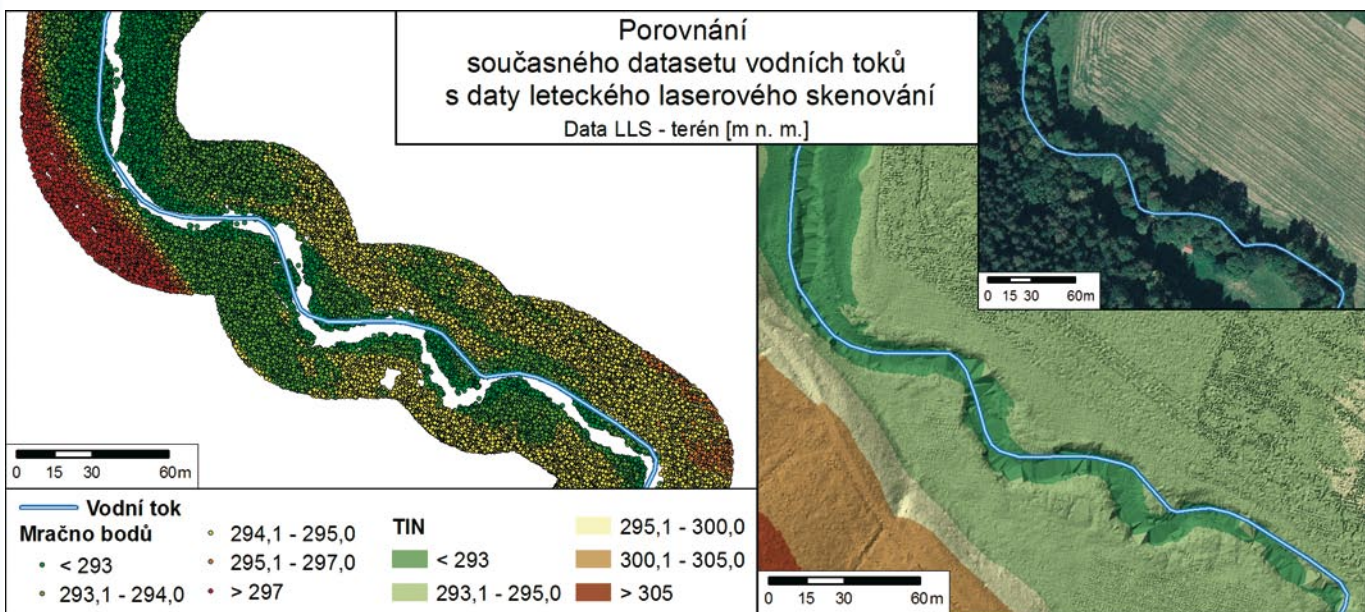
V souvislosti s tímto projektem byly na pracovišti Výzkumného ústavu vodohospodářského T. G. Masaryka, v.v.i., (VÚV) zkoumány možnosti využití těchto výrazně přesnějších datových zdrojů k aktualizaci vodohospodářských dat, zejména Digitální báze vodohospodářských dat (DIBAVOD). Hlavními cíli výzkumu bylo zpřesnění polohy os vodních toků, identifikace příčných překážek v korytě toku v souvislosti se stanovením podélného profilu vodní hladiny a posouzení vhodnosti použití dat LLS v příbřežních zónách jako vstupu do 1D nebo 2D hydrodynamických modelů pro stanovení záplavových území.

## Připravované výškopisné mapování

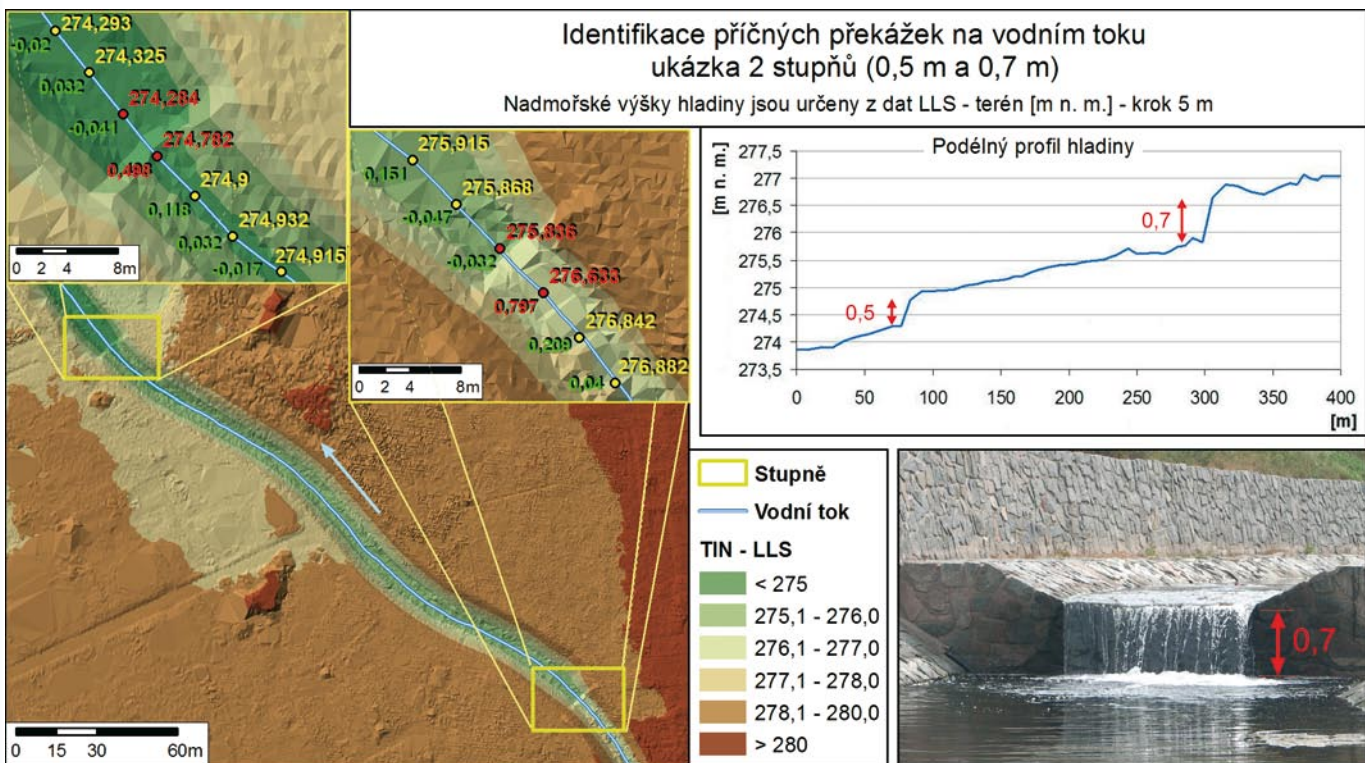
Český úřad zeměměřický a katastrální připravil ve spolupráci s Ministerstvem



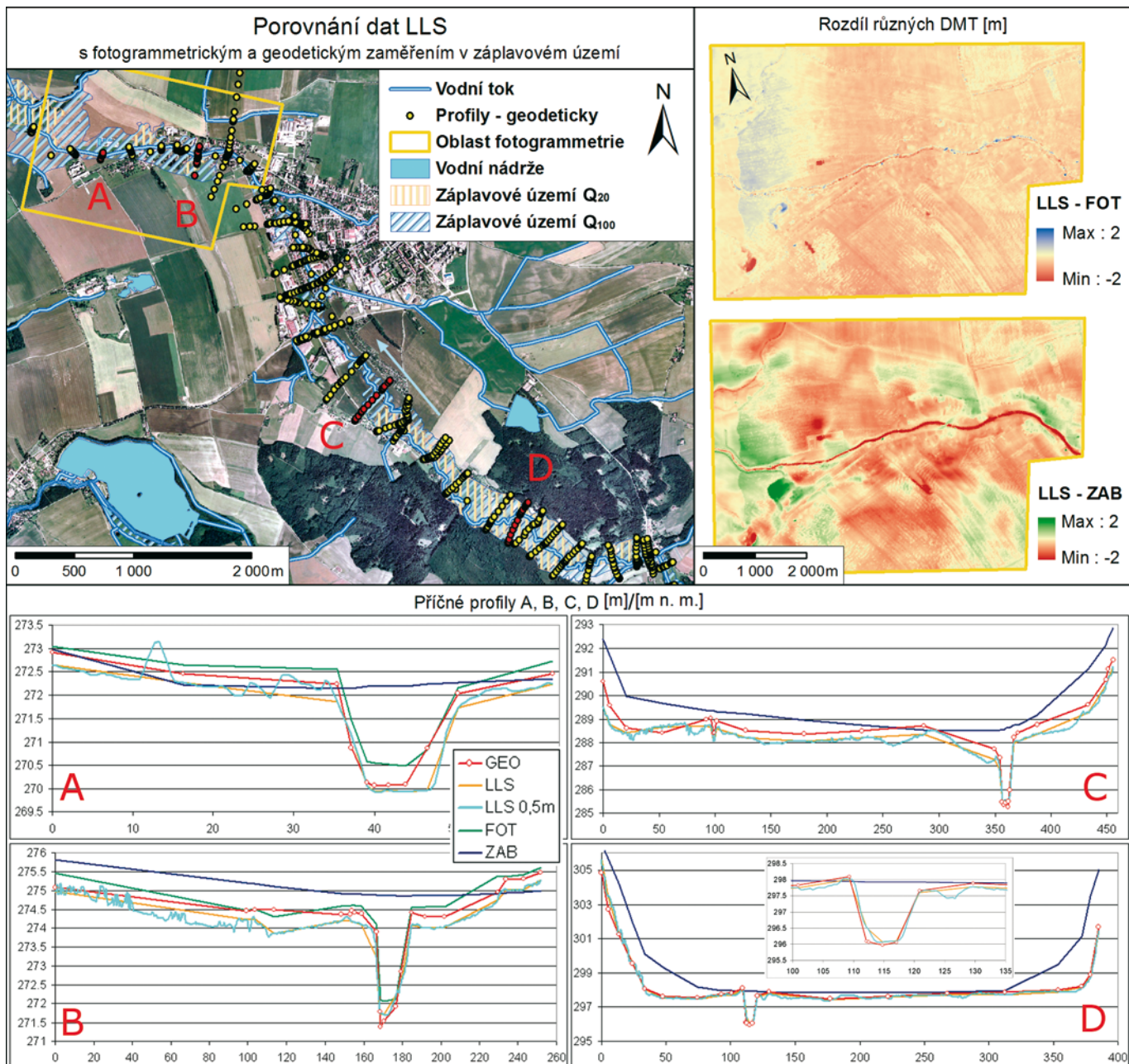
Obr. 1. 2D a 3D pohled na klasifikované mračno bodů vrstvy terénu, vegetace a budov



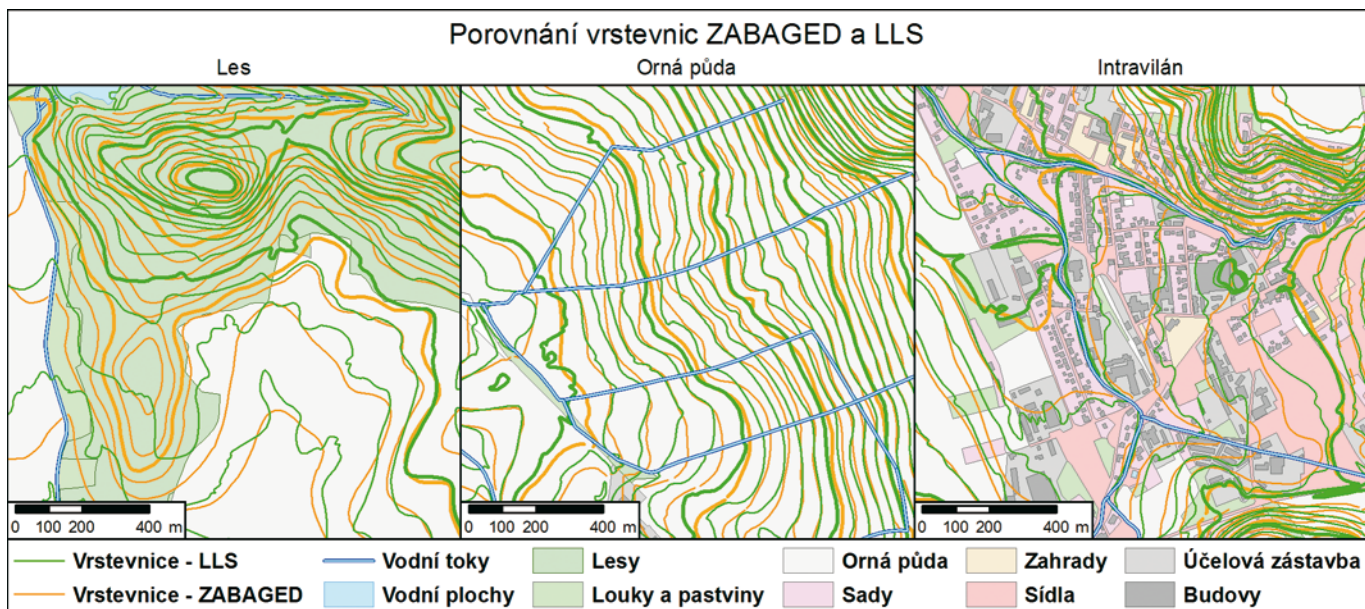
Obr. 2. Porovnání současného datasetu vodních toků s daty LLS



Obr. 3. Identifikace dvou stupňů za pomoci DMT (TIN) a podélného profilu vodní hladiny



Obr. 4. Porovnání dat LLS s fotogrammetrickým a geodetickým zaměřením



Obr. 5. Porovnání vrstevnic ZABAGED® a LLS

zemědělství a Ministerstvem obrany ČR projekt nového výškopisného mapování celého území České republiky (ČR). Jedním z hlavních důvodů je nedostatečná přesnost a vysoká míra generalizace současných digitálních modelů reliéfu, které neumožňují interpretovat objekty mikrotopografie s požadovanou přesností. Aplikace metody LLS nabízí dosažení vysoké hustoty výškových bodů i výškové přesnosti, která v zásadě odpovídá současným i perspektivním požadavkům uživatelů geografických informací v ČR. Metoda LLS se oproti ostatním návrhům pro zlepšení databází výškopisu (využití digitální stereofotogrammetrie nebo automatizované obrazové korelace překrývajících se měřických snímků) jeví ekonomicky a produkčně nejefektivnější, o čemž svědčí i její stále častější využití ve vyspělých zemích Evropy, USA a v Kanadě. Skenování a zpracování dat bude zahájeno na podzim 2009 v pásmu „Střed“ a úzce souvisí s tvorbou periodického ortofotografického zobrazení celého území ČR v tříletém intervalu.

Plánované letecké laserové skenování bude mít tyto základní parametry: výška letu nad terénem se bude pohybovat mezi 1200–1500 m a průměrný překrytí sousedních skenovacích pasů bude 40–50 %, čímž bude dosažena hustota bodů minimálně 1 bod/m<sup>2</sup> se střední chybou měření délky prostorového rajonu do 0,03 m.

Po zpracování dat vzniknou v různých časových horizontech tyto tři realizační produkty [1]:

1. **Digitální model reliéfu území České republiky 4. generace (DMR 4G)** ve formě mříže (GRID) 5 x 5 m s úplnou střední chybou výšky 0,3 m v odkrytém terénu a 1 m v zalesněném terénu.
2. **Digitální model reliéfu území České republiky 5. generace (DMR 5G)** ve formě nepravidelné sítě výškových bodů (TIN) s úplnou střední chybou výšky 0,18 m v odkrytém terénu a 0,3 m v zalesněném terénu.
3. **Digitální model povrchu území České republiky 1. generace (DMP 1G)** ve formě nepravidelné sítě výškových bodů (TIN) s úplnou střední chybou výšky 0,4 m pro přesně vymezené objekty (budovy) a 0,7 m pro objekty přesně neohrazené (lesy a další prvky rostlinného půdního krytu).

## Základní princip LLS – sběr a zpracování dat

Data o zemském povrchu jsou získávána pomocí vysílání laserových paprsků v podobě pulzů ze skeneru, který je umístěn na leteckém nosiči. Letecké laserové skenování má vlastní zdroj záření a není tedy odkázáno na sluneční svit (jako fotogrammetrie). Jsou zaznamenány odrazy od povrchu, a to jak zemského, tak i od objektů na zemském povrchu. Poloha bodu je vypočítána prostorovým rajonem, kdy vzdálenost bodu od nosiče je určena časem, který uplyne mezi vysláním paprsku a přijetím jeho odrazu od terénu nebo dalších objektů zpět do skeneru, a směr paprsku je určen z prvků vnější orientace, měřených pomocí aparatury GPS a inerciálním navigačním systémem [2, 3].

Odraz laserového paprsku může být jediný nebo vícenásobný. K vícenásobnému odrazu (s výrazným výškovým rozdílem) dochází především v lesích a na okrajích budov. V lesích je obvykle část energie paprsku odrazena od vysoké vegetace, zatímco zbytek pronikne níže. Jeho díl se opět odrazí kupříkladu od nízké vegetace a zbylá část paprsku se dostane až k terénu a zpět do skeneru. Uvádí se, že přibližně 10 až 25 % paprsků pronikne lesním porostem. Z hlediska prostupnosti vegetace je tedy nevhodnější doba pro sběr dat v období vegetačního klidu. Další podmínkou je absence sněhové pokrývky.

Data pořízená pomocí LLS mají podobu tzv. mračna bodů. Jde o nepravidelně rozmístěná bodová data. Pomocí automatických procesů filtrace a klasifikace se rozliší odrazy od staveb, vegetace a rostlého terénu a separují se hrubé chyby. Filtrovaná data „rostlého“ terénu pak slouží jako základ digitálního modelu reliéfu (DMR) [3].

Pohled (2D a 3D) na filtrovaná a klasifikovaná vrstvy terénu, vegetace a budov je vidět na obr. 1. Oblast bez dat vymezuje hladinu toku.

## Mapování vodních ploch a dna

Pro využití ve vodním hospodářství je podstatné chování laserového paprsku v blízkosti vodních ploch. Skenery vhodné k celoplošnému mapování používají laser v blízkém infračerveném spektru. Ze spektrální charakteristiky vody je známo, že voda toto záření téměř zcela pohlcuje. Pokud je účelem zjistit hranici vodní plochy (u povodní například záplavovou čáru) nebo geometrii inundačního území, je tato vlnová délka velmi vhodná. V datech se vodní plocha bude jevit jako oblast s velmi nízkou hustotou bodů. Přibližnou výšku hladiny je možno zjistit z výšek bodů odražených přímo od břehů [4].

Pro mapování pod vodní hladinu je v případě laseru nutné použít zelenou nebo modrozelenou část spektra, která vodou není pohlcována a může tak projít až ke dnu a od něj se odrazit zpět. Ve světě existují systémy pro mapování pobřežních vod využívající principu duálního použití jak infračerveného záření (mapuje hladinu), tak současně záření zelenomodrého (mapuje dno). Systém se nazývá DIAL – Differential Absorption Lidar. U velmi průzračné vody a klidné hladiny lze mapování provádět teoreticky až do hloubky 50 m. Pro tyto systémy je nutná výrazně nižší výška letu (200–400 m) [4]. Pro mapování dna vodních toků a ploch ve větších hloubkách se v našich podmínkách používají zejména sonary umístěné na plavidlech.

## Popis území a charakteristiky dat

K řešení byla použita testovací data z lokality Dobruška ve východních Čechách. Prostor, který byl zaměřen pomocí LLS, má rozlohu přibližně 47 km<sup>2</sup>. Nadmořská výška se na území pohybuje od 268 do 425 m n. m. Území je poměr-

ně intenzivně zemědělsky využíváno. Orná půda pokrývá téměř 60 % území, lesní porosty představují 20 % rozlohy, 10 % připadá na sídla a 7 % na trvalé travní porosty. Lokalita není příliš sklonitá: sklon do 5 % má 65 % území, sklonu 5 až 10 % odpovídá 22 % plochy.

Z vodohospodářského hlediska byla pozornost zaměřena především na tok Dědina (v některých zdrojích se nazývá Zlatý potok). Délka úseku, který protéká zaměřeným územím, je cca 9 km. Charakter toku je na většině území přirozený se šířkou koryta 6–8 m. V intravilánu města Dobrušky je v úseku cca 1 km koryto upravené, lichoběžníkového tvaru, opevněné kamenem do betonu se třemi příčnými stabilizačními stupni s výškou od dolní hladiny 0,5, 0,7 a 0,3 m v době terénního průzkumu (pro orientaci budou v dalším textu uváděny tyto výšky, ačkoli rozdíly hladin jsou samozřejmě trochu odlišné a závisí na aktuálním stavu vody). Šířka ve dně se v tomto úseku pohybuje od 2 do 6 metrů. Normální hloubka vody je do 15 cm, jen pod stupni jsou poměrně hluboké tůně.

Experimentální sběr dat LLS v této lokalitě proběhl v dnech 24. 4. a 26. 6. roku 2008. Data byla pořízena z výšky 1200–1500 m a hustota mračna byla cca 1,2 bod/m<sup>2</sup>.

Data jsou primárně pořizována v souřadnicovém referenčním systému WGS-84 a v elipsoidické výšce. Poskytnuta byla v zobrazení UTM (zóna 33N) v textovém ASCII formátu (X, Y, Z). Následně byla na pracovišti VÚV převedena do standardního souřadného systému S-JTSK East North a výškového systému Balt po vyrovnání. Hodnoty výšek jsou zaokrouhlené na milimetry. Pro řešení byly poskytnuty následující sady dat:

- klasifikované mračno bodů (1,2 bod/m<sup>2</sup>) – např. vrstva terén, budovy, vegetace atd., střední souřadnicová chyba – 0,18 m.
- digitální model reliéfu v podobě DMR 4G (5 x 5 m), střední souřadnicová chyba – 0,30 m.

## Analýza možností zpřesnění geometrie vodního toku

V datech LLS jsou velmi dobře rozpoznatelná koryta toků. Ukázalo se, že polohová přesnost současných dat vodních toků je v porovnání s daty LLS podstatně nižší. Rozdíl činí místy až 20 metrů. Odlišnosti mohou mít několik příčin:

- datový ZABAGED® a DIBAVOD odpovídají generalizací zákresu měřítku 1 : 10 000,
- nepřesnosti digitalizace v důsledku neprůzornosti hustým vegetačním doprovodem toku na ortofotosnímku,
- jiné chyby.

Na obr. 2 je znázorněn jeden z případů, kdy osa vodního toku současně databáze neprochází osou koryta a na několika místech je i mimo koryto. Koryto toku je dobře zřetelné jak z mezer mezi body LLS, tak z vytvořeného modelu TIN. Důvodem je v tomto případě neprůhlednost doprovodné vegetace na ortofotosnímku. Z analýzy dat vyplývá, že data LLS mohou být vhodným zdrojem pro zpřesnění průběhů os malých vodních toků a zjištění břehových čar plošných vodních toků. V současné době je vyvíjen postup automatické generace os toků z DMT z dat LLS.

## Identifikace příčných stupňů ve vodním toku

K nalezení příčných stupňů je nezbytnou podmínkou přesná osa toku a co nejpřesnější model terénu, to znamená TIN z mračna bodů vrstvy terén. Obrázek 3 zobrazuje TIN úseku toku se dvěma stupni (převýšení 0,5 a 0,7 m) včetně jejich detailů. Hodnoty u bodů s krokem cca 5 m označují nadmořskou výšku (vpravo) a výškový rozdíl od níže položeného bodu (vlevo). Červeně jsou zvýrazněny body nejbližší stupňům. V pravém dolním rohu je fotografie horního stupně (0,7 m). Součástí obrázku je i podélný profil hladiny toku zobrazeného úseku, kde stupně tvoří znatelné skoky. Takto se podařilo stanovit všechny tři stupně. Obtížnější bylo určení skluzu o výšce cca 0,3 m, který je umístěn necelé 3 m od neofiltrovaného mostu. I přes tuto okolnost se podařilo stupeň identifikovat. Z výsledků vyplývá, že na základě dat LLS lze nalézt příčné překážky s výškou od 0,3 m. Dalším záměrem bude metodu zautomatizovat a uplatnit ji na tocích různého charakteru.

## Podklad pro stanovení záplavových území

Ltecké laserové skenování patří vedle klasického geodetického zaměření profilů koryta toku a údolních profilů a fotogrammetrického mapování inundační k základním metodám pořizování geodetických podkladů pro hydraulické modely. Stále rostoucí přesnost a hustota dat LLS si klade otázku, zda by mohla tato data alespoň částečně nahradit finančně a technicky náročné geodetické zaměření. V zájmovém území je možno přistoupit k vzájemnému porovnání výškopisných dat, neboť v roce 2002 byla na toku Dědina stanovena záplavová území a mezi geodetické podklady patřilo fotogrammetrické mapování (pouze dolní část toku) a geodetické zaměření podrobných profilů koryta toku i údolních profilů (rok 1999). Celou situaci včetně následně popsanych srovnání zobrazuje obr. 4.

V oblasti, kde je k dispozici nejvíce výškopisných dat, byly provedeny analýzy různých DMR vzniklých na základě leteckého laserového skenování (označeno LLS), fotogrammetrie (FOT) a ZABAGED® zdokonaleného výškopisu (ZAB). Vzhledem k podrobnosti porovnávaných dat (FOT – vzdálenost bodů cca 1 m až 20 m, ZAB – grid 10 m, LLS – grid 5 m) bylo rozlišení rozdílových rastrů stanoveno na 5 m. Výsledné rozdíly jsou barevně znázorněny v pravé části obr. 4. Vyplývá z nich, že LLS je průměrně 0,36 m pod úrovní FOT se směrodatnou odchylkou 0,33 m. Kladné hodnoty v levé části jsou způsobeny chybou vzniklou

při testovacím skenování. Rozdíly LLS a ZABAGED® jsou výraznější a nahodilejší, střední hodnota rozdílu je také -0,36 m a směrodatná odchylka je 0,56 m. Jak se dalo očekávat, větší rozdíly jsou patrné především v místech koryta toku, a to zejména v porovnání se ZABAGED®. Výškopis ZABAGED® nezahrnuje geometrii koryt menších toků.

Další srovnání se týkalo přímo příčných profilů toku a inundací. V celém úseku bylo k dispozici asi 40 geodeticky zaměřených profilů, jejichž průměrná vzdálenost byla cca 200 m. Nadmořské výšky všech dostupných zdrojů byly vztahy k polohovému umístění jednotlivých geodeticky zaměřených bodů. Porovnány byly nadmořské výšky z geodetického zaměření (GEO), laserového leteckého snímání (LLS), fotogrammetrického mapování (FOT) a z gridu ZABAGED® 10 x 10 m zdokonalený výškopis (ZAB). Kromě toho byl přidán další profil z dat LLS (krok 0,5 m), aby se zjistilo, jak LLS vystihuje lomové terénní linie koryta a inundačního území. Obrázek 4 obsahuje ve své dolní části čtyři charakteristické příčné profily z různých oblastí. Dochází k uspokojivé shodě LLS a GEO. Ve většině případů leží výška změřená fotogrammetricky nad a výška změřená laserovým skenováním pod geodetickým zaměřením. V oblasti fotogrammetrie se průměrné rozdíly výšek v korytě pohybují kolem 0,36 m GEO/LLS a 0,57 m FOT/GEO. Pro inundační území jsou tyto hodnoty cca 0,25 m v obou případech (profily A a B). Ve střední části se hodnoty LLS pohybují 0,30–0,40 m pod hodnotami GEO (profil C). Naopak k výborné shodě došlo u profilů v horní části toku – údolí v lese (profil D).

Profilům ze ZABAGED® odpovídá menší měřítka i rozlišení rastru 10 metrů. Výsledky porovnáni digitálních modelů terénu i profilů mohou ukazovat na systematickou chybu LLS. Je třeba brát v úvahu, že tvary koryt určené geodeticky nemusí být vzhledem ke svému pořízení v roce 1999 úplně aktuální.

Kromě analýzy rozdílu různých DMR byly z dat LLS vygenerovány vrstevnice (equidistanta 2 m) a porovnány se současnými vrstevnicemi ZABAGED®. Výsledné mapky, vztahující se k rozdílnému využití území (les, orná půda, intravilán), ukazují obr. 5. Vyplývá z nich, že k výraznému zpřesnění výškopisu dojde především na území lesů. V ostatních případech nepřekračují rozdíly mezní chybu, která činí polovinu vzdálenosti mezi vrstevnicemi.

## Diskuse a závěr

Nové výškopisné mapování metodou LLS přinese kvalitní výškopisné informace, které najdou uplatnění v mnoha oborech lidské činnosti. Z pohledu vodního hospodářství umožní přesnost a hustota nových výškopisných dat rozvoj a aktualizaci dat stávajících (DIBAVOD). Kromě toho se otevírá cesta různým automatizovaným metodám zpracování dat a grafických produktů.

Základem bude zpřesnění sítě vodních toků, včetně aktualizace jejich kilometráže. K identifikaci výškových objektů na vodním toku i nad ním (tzn. stupně, jezy, mosty atd.) by mohl přispět automatický postup analýzy podélného profilu vodní hladiny. Data LLS se stanou jedním ze základních geodetických podkladů a budou hrát velkou roli při tvorbě map povodňového nebezpečí a rizika, které jsou požadovány evropskou směrnicí 2007/60/ES. Z analýzy testovacích dat vyplývá, že po odstranění systematických chyb by data měla být vhodná pro určení geometrie inundace i koryta některých drobných vodních toků, kde je malá hloubka vody. V případě velkých vodních toků je potřeba provést další výzkum a zvážit i využití jiných metod pro mapování terénu pod hladinou. Geodetické zaměření bude třeba v případě objektů na vodním toku, u koryt s nezanedbatelnou hloubkou vody a v jiných specifických případech. Neoddiskutovatelný smysl bude mít přesný DMR při stanovení rozvodnic a ploch povodí, které jsou základem k určení objemu srážek. Tento výzkum neproběhl, protože zkoumaná oblast nebyla pro tyto analýzy dostatečně rozlehlá. Přesnost a hustota DMR z LLS umožní zpracování studií a plánovacích dokumentací pro přípravu retenčních nádrží (např. preventivní protipovodňová opatření, akumulace vody atd.). Digitální model reliéfu poskytne dostatečně podrobná data pro nejrůznější modelování v oblasti ochrany povrchových i podzemních vod.

Problémem, se kterým se bude potřeba při zpracování vypořádat, jsou obrovské

objemy dat a tedy vysoké nároky na výpočetní techniku. Objem bodové vrstvy třídy terén ve formátu shp byl pro celé zkoumané území (47 km<sup>2</sup>) 7,8 GB. Pravděpodobně nebude možné řešit rozsáhlé oblasti a nutností bude data optimalizovat a členit je na menší celky.

## Použitý software

Prostorové výpočty a analýzy byly prováděny v prostředí ArcGIS 9.3 s využitím nadstavbe Spatial Analyst, 3D Analyst, ArcHydro, ETGeoWizard a XTools Pro.

### Poděkování

Článek vznikl za podpory výzkumného záměru MZP0002071101 „Výzkum a ochrana hydrosféry – výzkum vztahů a procesů ve vodní složce životního prostředí, orientovaný na vliv antropogenních tlaků, její trvalé užívání a ochranu, včetně legislativních nástrojů“.

Data z testovacího laserového snímání pro výzkumné účely poskytl Zeměměřičský úřad, pracoviště Pardubice.

Data ke stanovení záplavových území zapůjčil podnik Povodí Labe, s.p., se sídlem v Hradci Králové.

## Literatura

- [1] Brázdil, K. (2009) Projekt tvorby nového výškopisu území České republiky. *Geodetický a kartografický obzor*, roč. 55/97, 2009, číslo 7, s. 145–151.
- [2] Šíma, J. (2009) Abeceda leteckého laserového skenování. *GeoBusiness*, roč. 2009, č. 3, s. 22–25.
- [3] Dušánek, P. (2008) Tvorba digitálních modelů terénu z dat leteckého laserového skenování a jeho využití pro aktualizaci výškopisu ZABAGED. Diplomová práce na Přírodovědecké fakultě Univerzity Karlovy v Praze, na katedře aplikované geoinformatiky a kartografie. Vedoucí dipl. práce Ing. Markéta Potůčková, Ph.D.
- [4] Dolanský, T. (2004) Lidary a letecké laserové skenování. *Acta Universitatis Purkyrianae*, 99, *Studia geoinformatica*, Univerzita J. E. Purkyně v Ústí n. Labem, 2004, ISBN 80-7044-575-0.

Ing. Kateřina Uhlířová, Ph.D., Mgr. Aleš Zbořil

VÚV T.G.M., v. v. i., Praha

uhlirova@vuv.cz, tel: 220 197 345, zbozil@vuv.cz, tel: 220 197 400

Příspěvek prošel lektorským řízením.

## Keywords

water management, airborne laser scanning, digital terrain model, floodplain area

*Potential Utilization of Airborne Laser Scanning in Water Management (Uhlířová, Z., Zbořil, A.)*

**Airborne Laser Scanning (ALS) belongs to modern technologies for production of geospatial data. It is used mainly for production of digital terrain models and digital surface models. New altimetric survey of the whole state territory using ALS technology is prepared in the Czech Republic in 2009 – 2012. In connection to this project, potential utilization of ALS data in water management was examined on pilot area around Dobruska town, particularly the update of DIBAVOD (digital database of water management data). The results are the content of this article.**

**More accurate position of stream line and identification of vertical cross objects in streams in connection to water level determination were some of the goals. Comparison of different digital elevation models (emphasis on accuracy) and suitability assessment of using ALS data as input in hydrodynamic models to specify floodplain areas were also part of the research.**

# ZHODNOCENÍ DOBY PLATNOSTI VODOPRÁVNÍCH ROZHODNUTÍ VE VAZBĚ NA VYPOUŠTĚNÉ ZNEČIŠTĚNÍ V ČESKÉ REPUBLICĚ ZA OBDOBÍ 2003–2008

Arnošt Kult

## Klíčová slova

vodní zákon, povolení k nakládání s vodami, plán oblasti povodí, správní řád, vodní bilance

## Souhrn

Článek hodnotí možnost praktického aplikování § 12 vodního zákona, tj. možnost změny a zrušení povolení k nakládání s vodami, pokud je

to nezbytné ke splnění akčního programu, programů snížení znečištění povrchových vod, programu snížení znečištění povrchových vod nebezpečnými látkami a zvlášť nebezpečnými závadnými látkami, plánu pro zlepšování jakosti surové vody podle zvláštního právního předpisu a plánu oblasti povodí jak ve vazbě na zrušený zákon č. 71/1967 Sb., o správním řízení (správní řád), ve znění zákona č. 29/2000 Sb., zákona č. 227/2000 Sb. a zákona č. 226/2002 Sb. (účinnost do 31. 12. 2005), tak především s ohledem na zákon č. 500/2004 Sb., správní řád (účinnost od 1. 1. 2006). Byla rovněž provedena analýza údajů o vodoprávních povoleních, a to na základě dat, která jsou poskytována VÚV T.G.M. správci povodí za účelem zpracování souhrnné vodní bilance. Z výsledků analýzy rovněž vyplynula potřeba legislativních změn, a to především s ohledem na splnění příslušných požadavků směrnice Evropského parlamentu a Rady 2000/60/ES ze dne 23. října 2000 ustavující rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky.

## Úvod

V roce 2009 byla ve VÚV T.G.M., v.v.i., zpracována analýza, která se pokusila zhodnotit dopad ustanovení § 12 zákona č. 254/2001 Sb., o vodách a o změně

některých zákonů (vodní zákon), ve znění pozdějších předpisů, ve vazbě na příslušná ustanovení zákona č. 500/2004 Sb., správního řádu [27], a to s ohledem na možnost přezkoumání rozhodnutí, možnost obnovy řízení nebo vydání nového rozhodnutí. Přitom byly využity údaje, které jsou získávány správci povodí na základě vyhlášky č. 431/2001 Sb., o obsahu vodní bilance, způsobu jejího sestavení a o údajích pro vodní bilanci [30]. Prostřednictvím správců povodí jsou shromažďovány též údaje o čísle rozhodnutí, datu jeho vydání a platnosti daného rozhodnutí. Z těchto podkladů byla zpracována souhrnná analýza za Českou republiku.

Při zpracování podkladů sloužících k zpracování článku byla pozornost zaměřena na:

- a) shromáždění nezbytných podkladů (odborná literatura, právní předpisy, komunitární právo a další podklady,
- b) prověření stávající situace ve vazbě na možnou aplikaci ustanovení § 12 vodního zákona [23], a to možnost změny a zrušení povolení k nakládání s vodami, pokud je to nezbytné ke splnění akčního programu, programů snížení znečištění povrchových vod, programu snížení znečištění povrchových vod nebezpečnými závadnými látkami a zvláště nebezpečnými závadnými látkami, plánu pro zlepšování jakosti surové vody podle zvláštního právního předpisu a plánu oblasti povodí,
- c) prověření údajů o platných vodoprávních rozhodnutích podle údajů obsažených v datových souborech pravidelně předávaných správci povodí Výzkumnému ústavu vodohospodářskému T. G. Masaryka, veřejné výzkumné instituci.

## **Ustanovení § 12 vodního zákona s ohledem na možnost přezkoumání rozhodnutí, obnovu řízení a vydání nového rozhodnutí**

Paragraf 12 zákona č. 254/2001 Sb. [23] má následující znění:

*„(1) Vodoprávní úřad může z vlastního podnětu nebo na návrh platně povolení k nakládání s vodami změnit nebo zrušit, a to,*

- a) dojde-li ke změně podmínek rozhodných pro vydání povolení k nakládání s vodami, například při změně stanoveného minimálního zůstatkového průtoku (§ 36) nebo při změně stanovené minimální zůstatkové hladiny podzemních vod (§ 37),*
- b) dojde-li při výkonu povolení k nakládání s vodami k závažnému nebo opakovanému porušení povinností stanovených tímto zákonem nebo stanovených podle něho, popřípadě k poškozování práv jiných,*
- c) nevyužívá-li oprávněný vydaného povolení k nakládání s vodami bez vážného důvodu po dobu delší 2 let,*
- d) požádá-li oprávněný písemně o jeho zrušení,*
- e) přesahuje-li rozsah vydaného povolení k nakládání s vodami dlouhodobě potřebu oprávněného,*
- f) dojde-li ke změně právních předpisů stanovujících ukazatele přípustného znečištění vod a jejich hodnoty (§ 38 odst. 6),*
- g) byla-li oprávněnému, který má povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových nebo podzemních, uložena povinnost připojit se na kanalizaci podle zvláštního právního předpisu,<sup>8a)</sup> nebo*
- h) je-li to nezbytné ke splnění*
  - 1. akčního programu (§ 33 odst. 2),*
  - 2. programů snížení znečištění povrchových vod (§ 34 odst. 2 a § 35 odst. 1),*
  - 3. programu snížení znečištění povrchových vod nebezpečnými závadnými látkami a zvláště nebezpečnými závadnými látkami (§ 38 odst. 5),*
  - 4. plánu pro zlepšování jakosti surové vody podle zvláštního právního předpisu,<sup>8b)</sup> nebo*
  - 5. plánu oblasti povodí (§ 25 odst. 6).*

*(2) Technická kritéria a způsob zpracování odborných podkladů pro rozhodování vodoprávního úřadu podle odstavce 1 písm. f) a h) stanoví Ministerstvo životního prostředí v dohodě s Ministerstvem zemědělství vyhláškou.“*

V § 12 zákon č. 254/2001 Sb. [23] předpokládá možnost změny či zrušení povolení k nakládání s vodami – k tomu lze však citovat z publikace [20]:

*„...Právní řád poskytuje ochranu subjektivním právům; každý se může domáhat stanoveným způsobem svého práva u nezávislého a nestranného soudu a ve stanovených případech u jiného orgánu.“*

Ve stejné publikaci [20] (komentář k § 1 zákona č. 71/1967 Sb. [22]) je objasněno, že:

*„Správní řád se vztahuje i na rozhodování o právech chráněných zájmech občanů a organizací. O právech chráněných zájmech ovšem není možné rozhodovat tak, jako o právech a povinnostech. Zájmy buď existují, nebo ne, mohou se měnit a vyvíjet podle okolností, ale nelze je rozhodnutími libovolně zakládat, měnit nebo rušit. Připomeňme si, že činnost správy je nutné chápat jako službu. Pokud jsou rozhodnutí nevhodná či necitlivá, může být jejich účel zmařen, nebo ztěžena jejich realizace.“*

S ohledem na uvedené skutečnosti a zákon č. 150/2002 Sb., soudní řád správní (§ 4 odst. 1 písm. a) [26]), je vhodné upozornit na to, že je možné podat žalobu proti rozhodnutím vydaným v oblasti veřejné správy. Soudy přitom poskytují ochranu veřejným subjektivním právům fyzických a právnických osob za podmínek stanovených zvláštními zákony (§ 2), tedy nikoliv podzákonými předpisy nebo dokonce pouze opatřeními ústředních orgánů státní správy (plány, programy, environmentální cíle). Vložení písmene h) (novelou č. 20/2004 Sb.) do § 12 vodního zákona je poněkud v rozporu s požadavkem nezbytné časové stanovení právní jistoty vydaných a platných správních rozhodnutí. Obdobně je tomu u písmene g) – zde je odvolání na zákon, který by měl (viz důvodové zprávy

k oběma zákonům – jak k vodnímu zákonu, tak zákonu č. 274/2001 Sb.) věcně řešit pouze provozování vodovodů a kanalizací pro veřejnou potřebu. Povolování staveb je možné jen na základě § 55 vodního zákona (zmocnění ve stavebním zákonu, s ohledem na funkci speciálních stavebních úřadů, je dáno na zákon č. 254/2001 Sb. [23] – není vztaženo na zákon č. 274/2001 Sb. [24]). S tím je v souladu i § 15 odst. 4, zákona č. 254/2001 Sb. [23], kde je stanoveno, že vodoprávní úřad vykonává působnost speciálního stavebního úřadu podle zvláštního zákona.

V zákonu č. 500/2004 Sb. je vymezeno tzv. přezkumné řízení, obnova řízení a nové rozhodnutí. Na provedení přezkumného řízení není právní nárok. Přitom vždy platí, že zájem na právní jistotě převyšuje striktně chápanou zásadu „tvrdý zákon, ale zákon“ – princip veřejné správy je v demokratickém státu zapotřebí chápat pouze jako službu. V následujícím textu budou objasněna pouze ta ustanovení zákona č. 500/2004 Sb., která s pojednávanou problematikou přímo souvisí.

### **§ 94 odst. 1 zákona č. 500/2004 Sb.**

Stanovuje, že v přezkumném řízení správní orgány prověřují pravomocná rozhodnutí v případech, kdy lze důvodně pochybovat o tom, že rozhodnutí je v souladu s právními předpisy. Přezkumné řízení lze zahájit, i pokud je rozhodnutí předběžně vykonatelné a dosud nenabýlo právní moci. Účastník může dát podnět k provedení přezkumného řízení; tento podnět není návrhem na zahájení řízení.

### **§ 94 odst. 5 zákona č. 500/2004 Sb.**

Je v něm stanoveno, že při rozhodování v přezkumném řízení je správní orgán povinen šetřit nabytá práva, zejména měnit-li rozhodnutí, které bylo vydáno v rozporu s právními předpisy, nebo určuje-li, od kdy nastávají účinky rozhodnutí vydaného v přezkumném řízení.

### **§ 95 odst. 1 zákona č. 500/2004 Sb.**

Toto ustanovení určuje správnímu orgánu, jenž je nadřízen správnímu orgánu, který rozhodnutí vydal, zahájit z moci úřední přezkumné řízení, jestliže po předběžném posouzení věci dojde k závěru, že lze mít důvodně za to, že rozhodnutí bylo vydáno v rozporu s právními předpisy.

### **§ 96 odst. 1 zákona č. 500/2004 Sb.**

Usnesení o zahájení přezkumného řízení lze vydat nejdéle do dvou měsíců ode dne, kdy se příslušný správní orgán o důvodu zahájení přezkumného řízení dozvěděl, nejpozději však do jednoho roku od právní moci rozhodnutí ve věci.

### **§ 96 odst. 2 zákona č. 500/2004 Sb.**

Soulad rozhodnutí s právními předpisy se posuzuje podle právního stavu a skutkových okolností v době jeho vydání. K vadám řízení, o nichž nelze mít důvodně za to, že mohly mít vliv na soulad napadeného rozhodnutí s právními předpisy, popř. na jeho správnost, se nepřihlíží. Příslušný správní orgán posoudí spisové podklady a podle potřeby zajistí vyjádření účastníků a správních orgánů, které řízení prováděly.

### **§ 100 zákona č. 500/2004 Sb.**

Řízení před správním orgánem ukončené pravomocným rozhodnutím se na žádost účastníka obnoví, jestliže vyšly najevo dříve neznámé skutečnosti nebo důkazy, které existovaly v době původního řízení a které účastník, jemuž jsou ku prospěchu, nemohl v původním řízení uplatnit, anebo se provedené důkazy ukázaly nepravdivými, nebo bylo zrušeno či změněno rozhodnutí, které bylo podkladem rozhodnutí vydaného v řízení, které má být obnoveno, a pokud tyto skutečnosti, důkazy nebo rozhodnutí mohou odůvodňovat jiné řešení otázky, jež byla předmětem rozhodování.

Účastník může podat žádost o obnovu řízení u kteréhokoliv správního orgánu, který ve věci rozhodoval, a to do tří měsíců ode dne, kdy se o důvodu obnovy řízení dozvěděl, nejpozději však do tří let ode dne právní moci rozhodnutí. Obnova řízení se nemůže domáhat ten, kdo mohl důvod obnovy uplatnit v odvolacím řízení. O obnově řízení rozhoduje správní orgán, který ve věci rozhodl v posledním stupni.

Ve třileté lhůtě od právní moci rozhodnutí může o obnově řízení z moci úřední rozhodnout též správní orgán, který ve věci rozhodl v posledním stupni, jestliže nastal některý z uvedených důvodů a jestliže je na novém řízení veřejný zájem.

Žádosti o obnovu řízení se přiznává odkladný účinek, jestliže hrozí vážná újma účastníkovi nebo veřejnému zájmu. Rozhodnutí, jímž bylo řízení obnoveno, má odkladný účinek, pokud napadené rozhodnutí nebylo dosud vykonáno, ledaže správní orgán v rozhodnutí odkladný účinek vyloučil nebo pokud vykonatelnost nebo jiné účinky rozhodnutí již zanikly podle zvláštního zákona.

### **§ 101 zákona č. 500/2004 Sb.**

Provést nové řízení a vydat nové rozhodnutí ve věci lze tehdy, jestliže je to nezbytné (navrácení v předešlý stav nebo prominutí zmeškání úkonu), anebo v případě, že novým rozhodnutím bude vyhověno žádosti, která byla pravomocně zamítnuta.

Nové řízení lze provést za okolností, že nové rozhodnutí z vážných důvodů dodatečně stanoví nebo změní dobu platnosti nebo účinnosti rozhodnutí anebo lhůtu ke splnění povinnosti nebo dodatečně povolí plnění ve splátkách, popř. po částech. Zkrácení doby platnosti nebo účinnosti rozhodnutí anebo lhůtu ke splnění povinnosti je možné pouze tehdy, stanoví-li tuto možnost zákon. Obdobně je to možné, když rozhodnutí ve věci bylo zrušeno jiným orgánem veřejné moci podle zvláštního zákona.



## § 102 odst. 7 zákona č. 500/2004 Sb.

Je zde stanoveno, že v novém řízení správní orgán šetří práva, která vedla v dobré víře k původnímu rozhodnutí.

## Souhrn a závěry vyplývající ze zákona č. 500/2004 Sb.

Případné změny práv a povinností stanovených v platném správním rozhodnutí jsou možné pouze na základě toho, zda jsou, nebo nejsou dány předpoklady pro přezkoumání rozhodnutí v přezkumném řízení, pro obnovu řízení nebo pro vydání nového rozhodnutí.

Zahájení přezkumného řízení lze uskutečnit nejpozději do jednoho roku od nabytí právní moci rozhodnutí ve věci. Soulad rozhodnutí s právními předpisy se posuzuje podle právního stavu a skutkových okolností v době jeho vydání. Lze říci, že možnost použití tohoto ustanovení je s ohledem na nařízení vlády č. 61/2003 Sb. [28] dosti nepravděpodobná.

Obnova řízení před správním orgánem, ukončeného pravomocným rozhodnutím ve věci, se uskuteční buď na žádost účastníka řízení, či pouze ve třileté lhůtě od právní moci rozhodnutí z moci úřední, pokud vyšly najevo dříve neznámé skutečnosti nebo důkazy, které existovaly v době původního řízení a které účastník, jemuž jsou ku prospěchu, nemohl v původním řízení uplatnit, anebo se provedené důkazy ukázaly nepravdivými, nebo bylo zrušeno či změněno rozhodnutí, které bylo podkladem rozhodnutí vydaného v řízení, které má být obnoveno. Z toho vyplývá, že jde o skutečnosti, které jsou „ku prospěchu“ účastníka, a to navíc jen do tří let.

Provést nové řízení a vydat nové rozhodnutí ve věci lze tehdy, jestliže nové rozhodnutí z vážných důvodů pouze dodatečně stanoví nebo změní dobu platnosti nebo účinnosti rozhodnutí anebo lhůtu ke splnění povinnosti. Zkrácení doby platnosti nebo účinnosti rozhodnutí anebo lhůtu ke splnění povinnosti je možné tehdy, stanoví-li tuto možnost zákon (nikoliv pouze podzákonný předpis – popř. novelizované nařízení vlády č. 61/2003 Sb. [28]). V žádném případě nejde o věcný obsah, lze provést pouze změnu při určení příslušných časových lhůt. Tak je možné postupovat především v případech, že rozhodnutí ve věci bylo zrušeno jiným orgánem veřejné moci podle zvláštního zákona (Ústavní soud), či pokud tak stanoví zvláštní zákon. Tím je míněno stanovení jednoznačného charakteru (taxativní), ne individuální právní akt orgánu veřejné správy s přihlédnutím k věcně příslušnému zákonu (nikoliv podzákonnému předpisu).

Závěrem lze dovést, že je schůdné, a to jen velmi omezeně, využít ustanovení umožňujícího zkrácení doby platnosti nebo účinnosti rozhodnutí anebo lhůtu ke splnění povinnosti. Přitom však je vždy nutné dbát na to, že v novém řízení je správní orgán povinen šetřit práva nabytá v dobré víře (např. práva nabytá v nedávném rozhodnutí).

## Postup výpočtu a výsledky statistického šetření údajů charakterizujících vodoprávní rozhodnutí v ČR

Podle přílohy č. 3 k vyhlášce č. 431/2001 Sb. [30] je nutné u bodu 13 vyplnit:

- kdo rozhodnutí vydal,
  - pod jakým č. j.,
  - kdy (je uveden den, rok),
  - platnost rozhodnutí,
  - povolené množství vypouštěných odpadních vod v max. l.s<sup>-1</sup>, tis. m<sup>3</sup>.m<sup>-1</sup> a tis. m<sup>3</sup>.rok<sup>-1</sup>.
- Určité problémy se vyskytují, když u některých povolení není vyplněna doba jejich platnosti anebo v případě, kde je datum sice uvedeno, ale je logicky chybné. S ohledem na potřebu zpracovat především posouzení celého území státu však lze uvedenou okolnost zanedbat. Kromě „administrativních“ údajů jednotlivých znečišťovatelů vyplňují rovněž údaje o vypouštěném znečištění, a to v ukazateli:
- BSK<sub>5</sub> (pětidenní biochemická spotřeba kyslíku s potlačením nitrifikace),
  - CHSK<sub>Cr</sub> (chemická spotřeba kyslíku dichromanem),
  - NL (nerozpuštěné látky),
  - RAS (rozpuštěné anorganické soli),
  - N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (amoniakální dusík),
  - N<sub>anorg</sub> (celkový anorganický dusík),
  - P<sub>celk</sub> (celkový fosfor).

Do databáze jsou také ukládány hodnoty vyčíslijící množství vypouštěných odpadních vod od jednotlivých zdrojů znečištění po jednotlivých měsících a celkový součet za uvedený rok.

Vlastní statistické šetření bylo provedeno za období 2003–2008 (celkem šest let). Z ukazatelů byl zvolen pouze BSK<sub>5</sub> a CHSK, protože jde o nejlépe vykazované údaje. Výpočet byl proveden pro šest časových úrovní. Stav odpovídající např. roku 2003 byl chápán vždy za stav ke konci daného kalendářního roku. Příslušní respondenti tyto údaje totiž vyplňují (a následně zasílají) vždy v lednu roku následujícího s tím, že jde o hodnoty platné pro konec vykazovaného kalendářního roku. Výsledky výpočtů uvádíme v *tabulce 1*.

Souhrnné hodnoty uvádíme v *tabulce 2*.

Počet let platnosti vodoprávních povolení byl různý. V průměru šlo o pět let. Některá povolení byla vydána na dobu neurčitou – ta nemohla být statisticky hodnocena. Výsledky výpočtu jsou uvedeny v *tabulce 3*.

## Závěr

S ohledem na ustanovení § 12 vodního zákona ve vazbě na příslušná ustanovení zrušeného zákona č. 71/1967 Sb. [22] a zákona č. 500/2004 Sb., správního řádu [27] (možnost přezkumného řízení, obnovy řízení a vydání nového rozhodnutí) byla provedena analýza dostupných údajů, které jsou získávány správci povodí na základě vyhlášky č. 431/2001 Sb. [30]. Z té vyplývá, že nelze spoléhat pouze na regulaci, jejíž účinnost by následovala bezprostředně po vydání příslušného právního předpisu. Tato skutečnost je mnohdy opomíjena, a tak může dojít k situaci, kdy zlepšování jakosti povrchových vod nebude možné očekávat

**Tabulka 1.** Doba platnosti vodoprávních povolení s ohledem na příslušné znečištění vypouštěné z bodových zdrojů znečištění – situace za období 2003–2008

Počet let platnosti povolení	31. 12. 2003		31. 12. 2004		31. 12. 2005		31. 12. 2006		31. 12. 2007		31. 12. 2008	
	BSK <sub>5</sub>	CHSK	BSK <sub>5</sub>	CHSK	BSK <sub>5</sub>	CHSK	BSK <sub>5</sub>	CHSK	BSK <sub>5</sub>	CHSK	BSK <sub>5</sub>	CHSK
	Vypouštěné znečištění v t.rok <sup>-1</sup>											
0	1 731	12 773	2 297	12 053	1 344	5 552	1 259	5 014	999	5 084	891	3 981
1	2 820	10 344	2 585	14 253	966	3 561	1 678	9 323	607	3 050	1 272	5 839
2	3 126	16 089	457	1 827	1 639	9 336	472	2 220	995	6 363	2 027	12 317
3	240	900	1 691	9 293	499	2 192	792	4 591	2 158	11 825	552	3 165
4	953	7 511	326	1 856	646	3 440	2 059	11 656	428	3 433	719	3 573
5	163	664	179	2 221	1 744	10 132	121	596	495	2 453	158	817
6	75	483	741	2 961	110	485	409	2 331	96	540	106	421
7	376	1 897	100	532	547	2 071	122	515	104	424	164	853
8	69	455	177	886	149	666	119	600	130	727	109	495
9	162	833	158	917	111	593	138	797	91	408	303	2 047
10	147	654	50	267	123	506	43	213	105	781	77	483
11			25	153				1	2	10		1
12	38	231										
13	1	5	5	11								
14	11	22										
15	1	67	1	1						1		1
Doba neurčena	1 868	7 506	1 368	9 952	1 634	14 073	1 570	14 694	1 609	13 659	1 337	11 424
Doba nezjištěna <sup>*)</sup>	102	278	59	175	62	161	63	178	42	132	23	77
<b>Celkem</b>	<b>11 883</b>	<b>60 712</b>	<b>10 219</b>	<b>57 358</b>	<b>9 574</b>	<b>52 768</b>	<b>8 845</b>	<b>52 729</b>	<b>7 861</b>	<b>48 890</b>	<b>7 738</b>	<b>45 494</b>

<sup>\*)</sup> Šlo většinou o nesprávné nebo nevyplněné datum doby vydání či platnosti daného individuálního povolení.

**Tabulka 2.** Souhrnné zhodnocení doby platnosti vodoprávních povolení s ohledem na příslušné znečištění vypouštěné z bodových zdrojů znečištění

Počet let platnosti povolení	31. 12. 2003		31. 12. 2004		31. 12. 2005		31. 12. 2006		31. 12. 2007		31. 12. 2008	
	BSK <sub>5</sub>	CHSK	BSK <sub>5</sub>	CHSK	BSK <sub>5</sub>	CHSK	BSK <sub>5</sub>	CHSK	BSK <sub>5</sub>	CHSK	BSK <sub>5</sub>	CHSK
	Vypouštěné znečištění v t.rok <sup>-1</sup>											
1–5 let	9 033	48 281	7 535	41 503	6 838	34 213	6 381	33 400	5 682	32 208	5 619	29 692
6–10 let	829	4 322	1 226	5 563	1 040	4 321	831	4 456	526	2 880	759	4 299
10 a více	51	325	31	165			1	2	11			2
Doba neurčena	1 868	7 506	1 368	9 952	1 634	14 073	1 570	14 694	1 609	13 659	1 337	11 424
Doba nezjištěna	102	278	59	175	62	161	63	178	42	132	23	77
<b>Celkem</b>	<b>11 883</b>	<b>60 712</b>	<b>10 219</b>	<b>57 358</b>	<b>9 574</b>	<b>52 768</b>	<b>8 845</b>	<b>52 729</b>	<b>7 861</b>	<b>48 890</b>	<b>7 738</b>	<b>45 494</b>

**Tabulka 3.** Počet vydaných vodoprávních povolení, průměrná doba jejich platnosti a odpovídající vypouštěné znečištění v daném kalendářním roce

Rok	2003	2004	2005	2006	2007	2008
Počet vydaných vodoprávních povolení v daném roce	333	552	619	415	540	558
Průměrná délka platnosti povolení vydaného v daném roce	5,1	4,7	4,8	4,7	5,1	4,9
Odpovídající množství vypouštěného BSK <sub>5</sub> v t.r <sup>-1</sup>	1 341	2 303	3 635	893	1 955	763
Odpovídající množství vypouštěného CHSK v t.r <sup>-1</sup>	4 627	16 031	20 720	4 803	10 699	4 718

v termínech, které by bylo zapotřebí vymáhat s ohledem na požadavky směrnice Evropského parlamentu a Rady 2000/60/ES ze dne 23. října 2000 ustavující rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky [31].

Na základě praktických zkušeností získaných při práci se soubory údajů lze doporučit provádění pravidelného souhrnného hodnocení vydaných vodoprávních povolení, a to každoročně. Je však zapotřebí upozornit na tu okolnost, že s ohledem na platnou přílohu č. 3 vyhlášky č. 431/2001 Sb. [30] jde pouze o velmi omezený rozsah informací. Mnohem více údajů by bylo možné získat z tzv. „Editoru vodoprávní evidence“ (informační systém veřejné správy provozovaný MZe). V současné době probíhá inovace, která by v budoucnu měla umožnit snadnější přístup k datům vodoprávních úřadů.

Ze zjištěných skutečností vyplývá jak potřeba dílčích legislativních změn v oblasti vodoprávních rozhodnutí k vypouštění odpadních vod do povrchových (včetně motivačního uplatnění ekonomických nástrojů v ochraně vod), tak nutné zlepšení provozuschopnosti informačních systémů veřejné správy v dané oblasti.

## Seznam literatury a dalších podkladů

- [1] Hendrych, D. aj. Správní právo. Obecná část. 4. vyd. Praha : C. H. Beck 2001, 521 s. ISBN 80-7179-470-8.
- [2] Hrabák, J. a Nahodil, T. Nový správní řád a zákon související s odkazy a výkladovými poznámkami. Praha : ASPI, 2005, 335 s. ISBN 80-7357-104-8.
- [3] Hrabák, J. a Nahodil, T. Nový správní řád a zákon související s odkazy a výkladovými poznámkami. 2. aktual. a dopl. vyd. dle stavu k 1. 3. 2006. Praha : ASPI, 2005, 335 s. ISBN 80-7357-180-3.
- [4] Kindl, M. a David, O. Úvod do práva životního prostředí. Plzeň : Vyd. a nakl. Aleš Čeněk, 2005, 223 s. ISBN 80-86898-11-3.
- [5] Knapp, V. aj. Tvorba práva a její současné problémy. Praha : Linde, 1998, 462 s. ISBN 80-7201-140-5.
- [6] Knapp, V. a Gerloch, A. Logika v právním myšlení. Praha : EUROLEX Bohemia, 2001, 230 s. ISBN 80-86432-02-5.
- [7] Mazanec, M. Soudní judikatura ve věcech správních 1993–1997. Praha : Linde, 1999, 522 s. ISBN 80-7201-187-1.
- [8] Mazanec, M. Správní soudnictví. Praha : Linde, 1996, 451 s. ISBN 80-7201-021-02.
- [9] Mikule, V., Kopecký, M. a Staša, J. Správní řízení ve věcech stavebních. Praha : Nakl. ARCH, 1997, 296 s. ISSN 1211-6386, ISBN 80-86165-01-9.
- [10] Ondruš, R. Vybraná rozhodnutí Nejvyššího správního soudu ve věcech administrativních 1918–1948 a jejich využití v aplikační praxi. Praha : Linde, 2001, 435 s. ISBN 80-7201-293-2.
- [11] Ondruš, R. Správní řád – nový zákon s důvodovou zprávou a poznámkami. Praha : Linde, 2005, 515 s. ISBN 80-7201-523-0.
- [12] Pitrová, L. a Pomahač, R. Evropské správní soudnictví. Praha : C. H. Beck, 1998.
- [13] Průcha, P. Správní právo. Obecná část. 3. přeprac. vyd. Brno : Masarykova univerzita, 1998, 310 s. ISBN 80-210-1814-3.
- [14] Průcha, P. a Skulová, S. Správní právo. Procesní část. 1. dotisk 2. přeprac. vyd. Brno : Masarykova univerzita, 1998, 174 s. ISBN 80-210-1523-3.
- [15] Skulová, S. aj. Základy správní vědy. Brno : Masarykova univerzita, 1998, 234 s. ISBN 80-210-1828-3.
- [16] Ševčík, J. Vodní a rybářské právo (Komentářem a judikaturou opatřená sbírka předpisů vodního a rybářského práva, platného v historických zemích Československé republiky). Praha : Právn. knihkupectví a nakl. V. Linhart, 1937, 588 s.
- [17] Šlauf, V. aj. Správní řád. Úplné znění zákona, související předpisy, poznámky a rejstřík. Praha : Linde, 1993, 267 s. ISBN 80-85647-08-7.
- [18] Tichý, L. aj. Dokumenty ke studiu evropského práva. Praha : Linde, 1999, 689 s. ISBN 80-7201-195-2.
- [19] Vopálka, V. O územní samosprávě – Veřejná správa a právo (Pocta prof. JUDr. D. Hendrychovi). Praha : C. H. Beck, 1997, 378 s. ISBN 80-7179-191-1.
- [20] Vopálka, V., Šimůnková, V. a Šolín, M. Správní řád – Komentář. Praha : C. H. Beck, 1999.
- [21] Vopálka, V. aj. Nový správní řád, zákon č. 500/2004 Sb., 500/2004 Sb. ACT of 24th June 2004 Code of Administrative Procedure. Praha : ASPI, 2005, 556 s. ISBN 80-7357-109-9
- [22] Zákon č. 71/1967 Sb., o správním řízení (správní řád), ve znění zákona č. 29/2000 Sb., zákona č. 227/2000 Sb. a zákona č. 226/2002 Sb. (účinnost pouze do 31. 12. 2005).
- [23] Zákon č. 254/2001 Sb., o vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon), ve znění zákona č. 76/2002 Sb., zákona č. 320/2002 Sb., zákona č. 274/2003 Sb., zákona č. 20/2004 Sb., zákona č. 413/2005 Sb., zákona č. 444/2005 Sb., zákona č. 186/2006 Sb., zákona č. 222/2006 Sb., zákona č. 342/2006 Sb., zákona č. 25/2008 Sb., zákona č. 167/2008 Sb., zákona č. 180/2008 Sb. a zákona č. 181/2008 Sb.
- [24] Zákon č. 274/2001 Sb., o vodovodech a kanalizacích pro veřejnou potřebu a o změně některých zákonů (zákon o vodovodech a kanalizacích), ve znění zákona č. 320/2002 Sb., zákona č. 274/2003 Sb., zákona č. 20/2004 Sb., zákona č. 167/2004 Sb., zákona č. 127/2005 Sb., zákona č. 76/2006 Sb. a zákona č. 222/2006 Sb.
- [25] Zákon č. 76/2002 Sb., o integrované prevenci a omezení znečištění, o integrovaném registru znečišťování a o změně některých zákonů (zákon o integrované prevenci), ve znění zákona č. 521/2002 Sb., zákona č. 437/2004 Sb., zákona

č. 695/2004 Sb., zákona č. 444/2005 Sb., zákona č. 222/2006 Sb. a zákona č. 25/2008 Sb.

- [26] Zákon č. 150/2002 Sb., soudní řád správní, ve znění zákona č. 192/2003 Sb., zákona č. 22/2004 Sb., zákona č. 237/2004 Sb., zákona č. 436/2004 Sb., zákona č. 555/2004 Sb., zákona č. 127/2005 Sb., zákona č. 350/2005 Sb., zákona č. 357/2005 Sb., zákona č. 413/2005 Sb., zákona č. 79/2006 Sb., zákona č. 112/2006 Sb., zákona č. 159/2006 Sb., zákona č. 165/2006 Sb., zákona č. 216/2008 Sb. a zákona č. 314/2008 Sb.
- [27] Zákon č. 500/2004 Sb., správní řád, ve znění zákona č. 413/2005 Sb., zákona č. 384/2008 Sb., zákona č. 7/2009 Sb. a zákona č. 227/2009 Sb.
- [28] 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.
- [29] Vyhláška č. 428/2001 Sb., kterou se provádí zákon č. 274/2001 Sb., o vodovodech a kanalizacích pro veřejnou potřebu a o změně některých zákonů (zákon o vodovodech a kanalizacích), ve znění vyhlášky č. 146/2004 Sb. a vyhlášky č. 515/2006 Sb.
- [30] Vyhláška č. 431/2001 Sb., o obsahu vodní bilance, způsobu jejího sestavení a o údajích pro vodní bilanci.
- [31] Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2000/60/ES ze dne 23. října 2000 ustavující rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky.

Zpracováno s podporou výzkumného záměru MZP0002071101.

Ing. Arnošt Kult  
VÚV T.G.M., v.v.i., Praha  
arnošt\_kult@vuv.cz

Příspěvek poslal lektorským řízením.

## Key words

Water Act, permission for water use, river basin plan, rules of administration, water balance assessment

*Assessment of the duration of water management decisions according to the pollution emitted in the Czech Republic for the period 2003–2008 (Kult, A.)*

**The article evaluates the possibility of application of the section 12 of the Water Act, i.e. changes and cancellation of permission for water use, if it is necessary for fulfillment of an action program, programs for reduction of pollution of surface waters, a program for reduction of pollution of surface waters by dangerous substances or especially dangerous substances, a plan for improving the quality of raw water in accordance with special legal regulations and a river basin plan with reference to the Act of Administrative Proceedings (the Rules of Administration). There were also described results of analyses of data about permissions of the water authority on the basis of data passed from river basin administrators on VÚV T.G.M. in reference to the water balance assessment. From the worked up analysis the necessity of legislative change of the Water Act with regard to fulfillment of the Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy results, too.**

Culligan

Technologie úpravy pitných  
a průmyslových vod

Originální patentovaná filtrační technika pro:

- ◆ úpravy pitných vod
- ◆ energetiku
- ◆ dočištění odpadních vod
- ◆ chladicí a průmyslové okruhy

Culligan Czech s.r.o.  
K Šancím 50, 163 00 Praha 6  
Tel./fax: 235 300 604, 235 300 573  
praha@culligan.cz, www.culligan-praha.cz



# RECENTNÍ KONTAMINACE ŘIČNÍCH SEDIMENTŮ JIZERY KOVY A METALOIDY V POROVNÁNÍ S PŘIROZENÝM POZADÍM

Petr Lochovský, Pavel Eckhardt

## Klíčová slova

kontaminace říčních sedimentů, říční sedimenty Jizery, těžké kovy, geogenní pozadí, přirozené pozadí říčních sedimentů

## Souhrn

Vodní tok Jizery patří nejenom k velkým přítokům Labe, ale současně je i významným vodárenským tokem. Přestože recentní zatížení vodní fáze Jizery těžkými kovy a metaloidy je na relativně nízké úrovni, setkáváme se v sedimentech s poměrně vysokými koncentracemi ekologicky významných kovů, jako je kadmium, rtuť, olovo nebo zinek.

K hodnocení a klasifikaci recentní zátěže říčních sedimentů kovy a metaloidy, zejména pak k realizaci revitalizačních opatření, jsou nezbytné údaje o jejich přirozených (pozadových) koncentracích. Jednou z možností stanovení těchto koncentrací je analýza hlubších antropogenně nekontaminovaných sedimentových horizontů v říčních nivách. Na středním a dolním toku Jizery byly na základě analýzy sedimentového materiálu z vertikálních půdních profilů říčních niv odvozeny hodnoty přirozeného obsahu kovů a metaloidů. Stanovené pozadové koncentrace nevykazovaly, kromě stříbra, významnější odchylky od globálního standardu pro jemné říční sedimenty (Turekian a Wedepohl, 1961). Praktickým důsledkem těchto zjištění je skutečnost, že na stávající kontaminaci říčních sedimentů Jizery se podílí převážně antropogenní činnosti.

## Úvod

K hodnocení a klasifikaci recentní zátěže říčních sedimentů kovy a metaloidy, zejména pak k realizaci revitalizačních opatření, jsou nezbytné údaje o jejich přirozených (pozadových) koncentracích. Jednou z možností jejich stanovení je analýza hlubších antropogenně nekontaminovaných sedimentových horizontů v říčních nivách na základě odběru a analýzy sedimentových jader. Příspěvek navazuje na problematiku stanovení přirozeného pozadí říčních sedimentů kovy a metaloidy na Bílině (Lochovský, 2008). Obdobným postupem jako u Bíliny byly stanoveny pozadové koncentrace pro říční sedimenty Jizery.

## Stručná charakteristika vodního toku Jizery

Jizera pramení pod Smrkem v Jizerských horách, poté protéká Velkou jizerskou loukou (Národní přírodní rezervace Rašeliniště Jizery), tvoří v délce asi 15 km česko-polskou hranici. Dále protéká po hranici Krkonošského národního parku, Podkrkonoším a následně přetíná Ještědsko-kozákovský hřbet. V celém tomto úseku má řeka bystřínný charakter, až k Turnovu se tak střídají úseky s výrazným spádem a kamenitým řečištěm s klidnějšími úseky. Od Turnova protéká otevřenou krajinou, kde má spíše mírný spád. Řeka se vlévá po 164 km do Labe u Lázní Toušeň mezi Brandýsem nad Labem a Čelákovicemi. Plocha povodí je přibližně 2 200 km<sup>2</sup>, s ročním průměrným průtokem vody 24 m<sup>3</sup>/s při ústí do Labe. K větším městským aglomeracím, kterými Jizera protéká, patří Jablonec nad Jizerou, Semily, Železný Brod, Turnov, Mnichovo Hradiště, Bakov nad Jizerou, Mladá Boleslav, Benátky nad Jizerou. Ve jmenovaných městských aglomeracích se na zatížení vody a říčních sedimentů Jizery negativně projevuje celá řada průmyslových činností, k nejvýznamnějším však patří průmysl sklářský, textilní a strojírenský. Na dolním toku Jizery je voda z břehových filtrátů využívána pro vodárenské účely (Káraný).

## Geologická situace povodí Jizery

Povodí Jizery je z geologického hlediska poměrně pestré, generálně se skládá zejména z krystalinika lužické oblasti, limnického permokarbonu podkrkonošské pánve a platformního pokryvu české křídové pánve.

Jizera a část jejích horských přítoků (Kamenice, Mumlava) pramení na žule v krkonoško-jizerském plutonu. Dále po toku řeka protíná metamorfované horniny s převahou svorů, migmatitů a fylitů, zastoupeny jsou i krystalické vápence a dolomity (Bozkovské jeskyně).

Jižně od těchto metamorfitů se nachází výplň Podkrušnohorské pánve (např. povodí Olešky), která je zastoupena především pískovci, prachovci a jílovcí převážně červené barvy. Dále se v tomto úseku vyskytují mladopaleozoické vyvěřeliny jako

například melafyry a křemenné porfyry. Oblast je význačná zvýšeným výskytem minerálů mědi.

Výše zmíněné horniny jsou na povrchu od platformního pokryvu sedimentů svrchní křída odděleny lužickým zlomem, podél kterého vystupují pískovce cenomanského stáří (např. Suché skály). Od Malé Skály k ústí do Labe tak Jizera protéká křídovými pískovci, slínovci a jílovcí stáří turon až coniak.

V povodí se lokálně vyskytují průniky bazických třetihorních vulkanitů, které jsou často morfologicky produktivní (Bukovec, Kozákov, Mužský, Káčov, Baba u Kosmonos).

Připovrchová vrstva zemské kůry je tvořena převážně sedimenty kvartéru – jednotlivými druhy deluviálních sedimentů, fluviálními (písčité štěrky pleistocenních říčních teras, nivní sedimenty) a eolickými sedimenty (váté písky, spraše, sprašové hlíny). V horské části povodí se vyskytují i rašeliny.

## Experimentální část

### Odběrové lokality

Na základě kritérií odběru sedimentových jader pro stanovení pozadových koncentrací kovů a metaloidů v říčních sedimentech (Lochovský a Schindler, 1998; Prange, 1997), historických map a zejména podrobného průzkumu terénu pomocí púdní jehly, byly vybrány celkem čtyři lokality na středním a dolním toku Jizery. Jde o říční nivy u obcí Otradovice, Sobětuchy, Ptýřov a Dalešice. Vybrané lokality byly v minulosti pravidelně zaplavovány a nacházejí se v dostatečné vzdálenosti od vlastního říčního toku Jizery. Mocnost sedimentových nánosů se zde pohybovala v rozmezí 140–220 cm. Lokalizace jednotlivých odběrových míst je znázorněna na mapách na obr. 1.

### Odběr sedimentových jader a recentních říčních sedimentů

Odběr sedimentových jader byl proveden vrtnou soupravou od německé firmy Stütz Gehrden s titanovou hlavou a úpravou provedenou tak, aby odebraný sediment nepřišel do styku s ocelovými částmi zařízení (do ocelové roury odběráku je vložena podélně rozříznutá trubice z polyakrylátu, spojená lepicí páskou). Sedimentová jádra byla odebrána po 1 m úsecích do hloubky štěrkového podloží. V laboratoři VÚV T.G.M., v.v.i., byl odebraný sedimentový materiál popsán a analyzován na obsah jednotlivých chemických prvků.

Recentní říční sedimenty byly odebrány v příbřežních místech toku Jizery z plochy nejméně 50 m<sup>2</sup>. Odběr byl proveden samplerem na teleskopické tyči (do hloubky přibližně 2 cm), dílčí vzorky sedimentového materiálu byly poté zhomogenizovány ve skleněné nádobě a materiál byl převeden do plastových vzorkovnic o objemu 0,4 l, které byly do laboratoře transportovány v chladicích boxech. Z důvodu srovnatelnosti kontaminace recentních a preindustriálních sedimentů byl odběr recentních sedimentů uskutečněn ve vodním toku Jizery poblíž odběrových míst sedimentových jader.

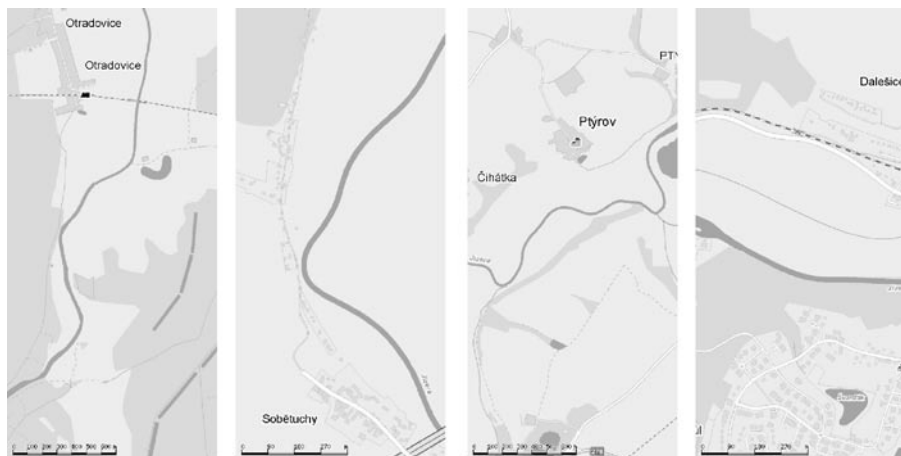
### Zpracování sedimentového materiálu

Před vlastním zpracováním materiálu odebraných sedimentových jader byla provedena kvalitativní zkouška na přítomnost karbonátů (únik CO<sub>2</sub>) a sulfidů (únik H<sub>2</sub>S) přidavkem koncentrované kyseliny chlorovodíkové. Na základě vodného výluhu byla pak stanovena pH reakce jednotlivých sedimentových horizontů. Výsledky pozorování jsou shrnuty v tabulce 1.

Z tabulky 1 je patrné, že všechny púdní horizonty vykazovaly neutrální až slabě alkalickou reakci s nízkým obsahem karbonátů v některých púdních polohách. Přítomnost sulfidů nebyla u žádného vzorku prokázána. Příliš nízké hodnoty pH mohou způsobovat vertikální migraci některých prvků, zejména kadmia a zinku (Prange, 1997; Lochovský, 2008).

Sedimentový materiál byl po vysušení lyofilizací rozdělen síťováním podle velikosti částic (> 200 μm, 20–200 μm a < 20 μm); procentuální zastoupení jednotlivých velikostí částic je zachyceno na obr. 2.

Z obr. 2 je zřejmé, že frakce částic o velikosti < 20 μm je v materiálu odebraných sedimentových jader zastoupena přibližně 10–20 %. V porovnání s nález



Obr. 1. Odběrová místa sedimentových jader v lokalitách Otradovice, Sobětuchy, Ptýřov a Dalešice v povodí Jizery

na jiných vodních tocích v ČR obsahují sedimenty v povodí Jizery vyšší podíl písčitého materiálu o velikosti částic > 200 µm. Obsah organického uhlíku (TOC) se ve vrchních sedimentových polohách pohyboval kolem 4 %, v hlubších polohách pak převážně méně než 1 %.

Obsah jednotlivých chemických prvků byl jak v materiálu sedimentových jader, tak v recentních sedimentech stanoven pouze ve frakci o velikosti částic < 20 µm. Výhodou postupu je lepší srovnatelnost analytických výsledků z různých lokalit (eliminace vlivu velikosti částic; Ackerman, 1983). Vlastní stanovení bylo provedeno technikami ICP-OES a AAS po tlakovém rozkladu lučavkou královskou v mikrovlákné peci. Podrobnější informace o zpracování odebraného materiálu jsou uvedeny v práci (Lochovský, 2008).

Na základě podobného koncentračního průběhu ve vertikálních půdních profilech u prvků charakteristických pro antropogenní kontaminaci (Cu, Cd, Pb, Zn) byla odhadnuta vertikální hranice antropogenní kontaminace. Výsledky analýz z kontaminované části sedimentového profilu byly z hodnocení vyloučeny. Lokální hodnoty přirozeného pozadí říčních sedimentů byly stanoveny jako medián koncentračních nálezů v jednotlivých segmentech nekontaminovaného úseku sedimentového jádra (výpočet průměrné hodnoty zde není vhodný, neboť není zaručeno normální rozdělení naměřených hodnot; Prange et al., 1997). Regionální hodnoty pro dolní a střední tok Jizery byly pak vypočteny jako aritmetický průměr lokálních nálezů (Sobětuchy, Otradovice, Ptýřov, Dalešice).

Na obr. 3 jsou pro ukázkou znázorněny vertikální koncentrační profily vybraných, pro antropogenní kontaminaci relevantních prvků v sedimentovém jádře odebraném v říční nivě u obce Sobětuchy. Na průběhu koncentračních profilů je patrná výše zmíněná antropogenní kontaminace vrchních sedimentových horizontů, spodní polohy pak odrážejí hodnoty pravděpodobného přirozeného pozadí.

V tabulce 2 jsou shrnuty výsledky požadových koncentrací kovů a metaloidů v říčních sedimentech Jizery v porovnání s globálními požadovými koncentracemi (Turekian a Wedepohl, 1961). Vedle požadových koncentrací jsou zde současně uvedeny i koncentrační nález v recentních sedimentech.

V tabulce 2 lze v porovnání s globálním geogenním standardem pozorovat poněkud nižší koncentrační nález železa. Železo se může ve formě hydratovaných oxidů významně podílet na kumulaci řady chemických prvků (Veselý, 1995). Přes tuto skutečnost však nebyly u většiny stanovených požadových koncentrací patrné významnější odchylky od globálních geogenních standardů (Turekian a Wedepohl, 1961). Z ekologicky relevantních prvků lze v tabulce 2 pozorovat mírně zvýšené požadové koncentrace u As, Pb a Zn a výrazněji zvýšené nález pouze u Ag. Obdobně zvýšené nález u stříbra bylo možno pozorovat i u některých dalších vodních toků na území ČR – Labe, Vltava, Ohře, Bílina (Prange, 1997; Lochovský a Schindler, 1998; Lochovský, 2008).

U rtuti byla Turekianem a Wedepohlem stanovena požadová koncentrace 0,4 mg/kg. V současné době není již tato hodnota považována za správnou. Bowen (1979) udává jako průměrnou požadovou koncentraci rtuti v říčních sedimentech 0,18 mg/kg, Veselý (1995) stanovil na středním toku Labe hodnotu 0,12 mg/kg, Lochovský a Schindler (1998) a Lochovský (2008) uvádějí pro sedimenty Vltavy, Ohře a Bíliny požadové koncentrace kolem 0,1 mg/kg.

V recentních sedimentech je u některých ekologicky relevantních prvků možno pozorovat, v porovnání s přirozeným pozadím, výrazně vyšší koncentrační nález. Jde zejména o kadmium, olovo, rtuť a zinek. Na obr. 4 je pro ilustraci zobrazen poměr koncentračních nálezů jednotlivých chemických prvků v recentních sedimentech Jizery a hodnot přirozeného pozadí. Vysoké hodnoty tohoto poměru (koeficient kumulace) svědčí o antropogenní zátěži. Obzvláště vysoké hodnoty koeficientu kumulace jsou patrné u kadmia a některých dalších kovů, jako jsou Hg, Pb, Ag a Zn. Naopak u typicky geogenního prvku skandia je koeficient kumulace roven jedné.

Z výsledků stanovených požadových koncentrací kovů a metaloidů v říčních sedimentech Jizery vyplývá, že u ekologicky relevantních prvků se na celkové recentní zátěži podílí přirozené pozadí jen nevýznamně.

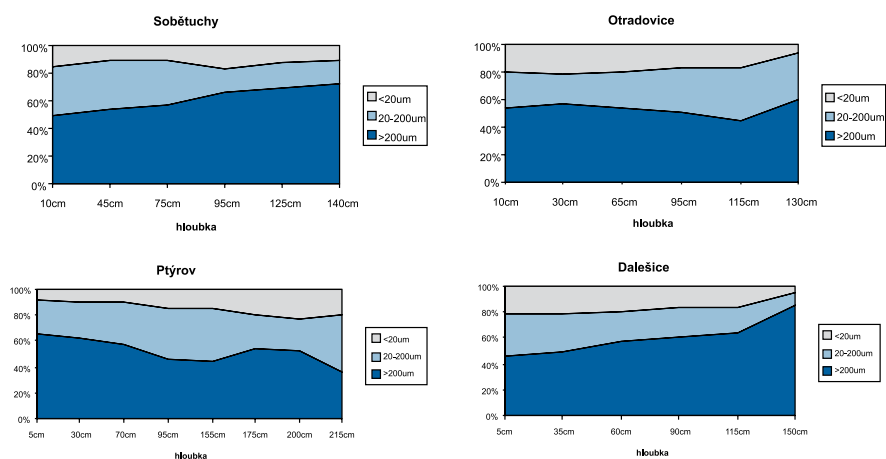
## Závěr

Na dolním a středním toku Jizery byly na základě analýz materiálu vertikálních půdních profilů ve vybraných říčních nivách odvozeny požadové

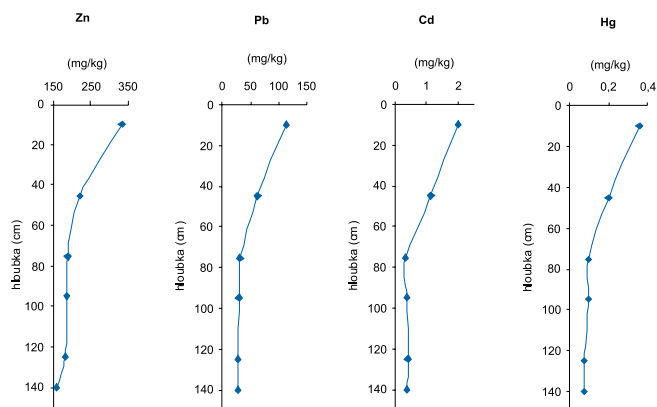
**Tabulka 1.** Výsledky půdní reakce (vodný výluh) a kvalitativní zkoušky na přítomnost karbonátů přidávkem koncentrované kyseliny chlorovodíkové

Sobětuchy			Otradovice			Ptýřov			Dalešice		
Hloubka (cm)	pH	Únik CO <sub>2</sub>	Hloubka (cm)	pH	Únik CO <sub>2</sub>	Hloubka (cm)	pH	Únik CO <sub>2</sub>	Hloubka (cm)	pH	Únik CO <sub>2</sub>
0–20	7,0	–	0–20	7,4	–	0–10	7,2	–	0–10	7,7	+
40–50	7,5	–	20–40	7,6	–	20–40	7,3	–	30–40	8,0	+
70–80	7,8	–	60–70	8,1	+	60–80	7,3	–	50–70	8,1	–
90–100	7,8	–	90–100	8,1	+	80–110	7,5	–	80–100	7,9	–
120–130	7,9	–	110–120	8,1	+	150–160	7,7	–	100–130	7,8	–
140	7,9	–	*120–140	7,9	+	170–180	7,7	–	*140–160	6,6	–
*160–170	7,9	+	140–150	7,9	+	*190–210	7,8	–			
						210–220	7,8	–			

\* vliv spodní vody



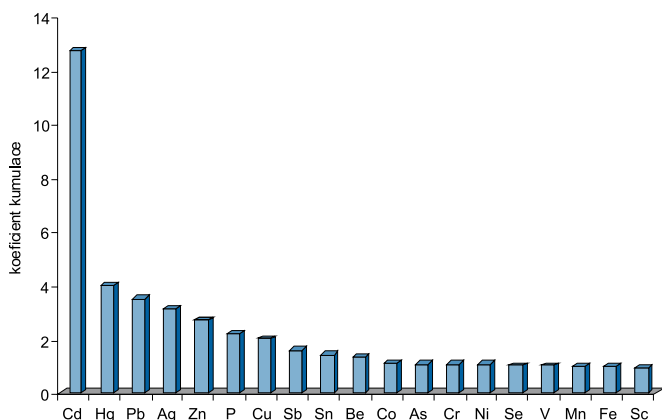
**Obr. 2.** Zastoupení částic o velikosti > 200 µm, 20–200 µm, < 20 µm v materiálu vertikálních sedimentových profilů odebraných na lokalitách Sobětuchy, Otradovice, Ptýřov a Dalešice v povodí Jizery



**Obr. 3.** Průběh koncentrace Zn, Cd, Pb a Hg ve vertikálním profilu sedimentového jádra odebraného na lokalitě Sobětuchy na dolním toku Jizery

**Tabulka 2.** Požadové koncentrace vybraných kovů a metaloidů v říčních sedimentech Jizery (BG Jizera) v porovnání s globálními standardy podle Turekiana a Wedepohla (BG TW) a koncentračními nález v recentních sedimentech (C<sub>rec.</sub>)

Chemický prvek	BG Jizera (mg/kg)	BG TW (mg/kg)	C <sub>rec.</sub> (mg/kg)	Chemický prvek	BG Jizera (mg/kg)	BG TW (mg/kg)	C <sub>rec.</sub> (mg/kg)
Ag	0,35	0,07	0,7–3,7	Ni	58	67	57–69
As	25	13	27–29	P	1 020	700	1 970–2 710
Be	2,4	3,0	2,8–3,6	Pb	35	20	90–154
Cd	0,3	0,3	3,2–4,3	Sb	2,1	1,5	3,1–3,7
Co	20	19	21–24	Sc	13	13	9,1–15,6
Cr	71	90	73–82	Se	1,5	0,6	1,0–8,3
Cu	35	45	62–76	Sn	10	6,0	12–17
Fe	28 400	47 200	25 700–28 900	V	75	130	76–80
Hg	0,1	0,4	0,25–0,51	Zn	175	95	380–550
Mn	1 100	850	850–1 150				



**Obř. 4.** Koeficient kumulace jednotlivých chemických prvků v recentních řiřních sedimentech Jizery

koncentrace pro obsah kovů a metaloidů v řiřních sedimentech. Stanovené koncentrace nevykazovaly u větřiny prvků významnější odchylky od běžně používaného globálního standardu Turekiana a Wedepohla pro jemné řiřní sedimenty. U ekologicky relevantních prvků bylo možno pozorovat pouze mírně zvýšené pozadové koncentrace u As, Pb a Zn a výrazněji zvýšené koncentrace pak u Ag. Na základě stanovených pozadových koncentrací lze konstatovat, že na celkové zátěži recentních sedimentů Jizery jednoznačně převažuje antropogenní podíl kontaminace, přirozené geogenní pozadí se na této zátěži podílí jen nevýznamně. K nejzávažnějším kontaminantům recentních sedimentů Jizery patří zejména kadmium, rtuť, olovo, stříbro a zinek.

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

## Literatura

Ackermann, F. (1983) Monitoring of Heavy Metals in Coastal and Estuarine Sediments – A Question of Grain-Size: < 20  $\mu\text{m}$  versus < 60  $\mu\text{m}$ . *Environmental Technology Letters*, Vol. 4, s. 317–328.

# MOŽNOSTI ŘÍZENÍ A UDRŽENÍ JAKOSTI VOD PRO REKREAČNÍ VYUŽITÍ VE VZTAHU KE KRAJINNÝM ANTROPOGENNÍM VLIVŮM

Danuře Beránková, Helena Brtníková, Milena Forejtníková, Miloř Rozkořný

## Klíčová slova

koupací vody, jakost povrchové vody, zdroje znečiřtění, živiny, zemědělství, chlorofyl-a

## Souhrn

**Přispěvek seznamuje s problematikou ochrany povrchových vod určených k rekreačnímu využití, které jsou situovány v povodí Moravy. Jednotlivými aspekty jakosti těchto vod se ve Výzkumném ústavu vodohospodářském, T.G.M., v.v.i., v období 2008–2010 zabývjí řeřitelé dílčích úkolů zařazených do projektu VaV SP/2e7/73/08 Identifikace antropogenních tlaků na kvalitativní stav vod a vodních ekosystémů v oblasti povodí řeky Moravy a oblasti povodí řeky Dyje.**

**Výzkumný projekt umořní v závěru řeření účelně propojit výsledky z několika souvisejících tematických okruhů a navrhnout možnosti ochrany a řízení jakosti vody přírodních koupacích vod. Návrhy opatření budou určeny na základě všestranné charakteristiky těchto lokalit zahrnující popis, ohrožení, hodnocení jakosti vody a dále na základě poznatků o zemědělských a difuzních zdrojích znečiřtění, jejich vlivu na eutrofizaci povrchových vod a na rozvoj vodních květů.**

## Úvod

Koupacím vodm a udržení jejich jakosti je v členských zemích EU věnována zvýšen pozornost. Dosud je tato problematika podřizena směrnicí Rady 76/160/EHS o kvalitě vody pro koupání (SR). Na jejím podkladě je v České republice organizován Ministerstvem zdravotnictví (MZ) pravideln monitoring jakosti v místech, kde se koupe vřší počet osob. Významnou úlohu mají krajské

- Bowen, HJ. (1979) *Environmental chemistry of the elements*. Academic Press, London.
- Lochovský, P. a Schindler, J. (1998) Vliv geogenního pozadí na hodnocení a klasifikaci zátěžení sedimentů Vltavy a Ohře stopovými prvky, *VTEI*, 1, s. 15–22.
- Lochovský, P. (2008) Stanovení přirozeného pozadí řiřních sedimentů Břilny pro kovy a metaloidy. *VTEI*, příloha *Vodního hospodřstvř. 10/2008*, roč. 50, ř. 5, s. 8–12. ISSN 0322-8916.
- Prange, A. et al. (1997) *Geogene Hintergrundwerte und zeitliche Belastungsentwicklung, Abschlussbericht 3/3*, GKSS-FZ Geesthacht, Dezember 1997, ISBN 3-00-003186-3.
- Turekian, KH. and Wedepohl, KH. (1961) Distribution of the elements in some major units of the earth's crust. *Bull. Geol. Soc. Am.*, 72, s. 175.
- Vesely, J. (1995) Drainage Sediments in Environmental and Explorative Geochemistry. *Věřtník ČGÚ*, 70, s. 3.

**RNDř. Petr Lochovský, Mgr. Pavel Eckhardt**  
**VÚV T.G.M., v.v.i., Praha**  
**petr\_lochovsky@vuv.cz, pavel\_eckhardt@vuv.cz**  
*Přispěvek prošel lektorskm řířením.*

## Key words

*sediment contamination, river sediments, heavy metals, geogenic background, natural background of riverin sediments*

*Recent contamination of the Jizera River sediments with metals and metalloids in comparison with natural background (Lochovský, P., Eckhardt, P.)*

**Despite of relatively low concentrations of heavy metals in the water phase of the Jizera River, high concentrations of cadmium, lead, mercury, zinc and silver could be observed in fresh sediments. For the evaluation and the classification of the recent river sediment contamination concentrations of natural background are necessary. In the middle and lower course of the Jizera River the background concentrations for metals and metalloids in fluvial sediments were derived on basis of the element concentrations in vertical sediment cores drawn in the fluvial alluvium. Established background concentrations showed no significant deviation, from global standards by Turekian and Wedepohl, with exception of silver. The practical consequence of the established background values is the fact, that recent contamination of the Jizera River sediments is caused predominantly by the anthropogenic activities.**

hygienické stanice, které buď přímo zajiřtují toto sledování, nebo výsledky přebírají od provozovatelů koupalířt. Jiný pohled na ochranu koupacích lokalit přináří nov směrnice Evropského parlamentu a Rady 2006/7/ES (SPR) o řízení jakosti vod ke koupání a o zruřšení směrnic 76/160/EHS. Její postupně zavádění (do roku 2014) se projeví změnami jak v zákoně o ochraně veřejného zdraví, tak i ve vodním zákonu. Na rozdíl od současného stavu, kdy hlavní tíhu nese pouze rezort zdravotnictví, jsou zapojováni do problematiky také vodohospodáři, a to zejména napřihovním požadavku o ochraně jakosti povrchové vody ke koupání.

Součas nové strategie je potřeba udržení a řízení jakosti vody koupacích lokalit. K tomuto účelu jsou pro lokality koupacích vod vypracovávány jejich „profily“, což znamená komplexní charakterizování povodí, ohrožení zdroji znečiřtění, posouzení rozvoje řas a sinic a také určení monitorovacího místa ke kontrole jakosti.

Jednotlivými aspekty jakosti těchto vod se ve Výzkumném ústavu vodohospodářském T.G.M, v.v.i., v období 2008–2010 zabývjí řeřitelé dílčích úkolů zařazených do projektu VaV SP/2e7/73/08 Identifikace antropogenních tlaků na kvalitativní stav vod a vodních ekosystémů v oblasti povodí řeky Moravy a oblasti povodí řeky Dyje.

## Metodika

Cílem dílčeho úkolu 04 [1] uvedeného projektu je podrobněji analyzovat stav jakosti vody ke koupání, popsat povodí každé lokality a identifikovat negativní vlivy. S využitím prostředků geografického informačního systému a zahrnutím geografických parametrů je stanovena typologie jednotlivých lokalit. V další fázi bude provedena multikriteriální analýza, která zahrne proměnlivé příčinné parametry a umořní zařazení do skupin.

Dílčí úkol 02 [3] projektu se zabývá různorodým znečiřtěním přicházejícím do vod z plořných a rozptýlených zdrojů. Pro kvalitu koupacích míst jsou rozhodující nutrienty. Eutrofizace vod způsobená nadměrnm přísunem fosforu a dusíku do vodního prostředí a jejich pětřtvvání v systému je stále jedním z hlavních problémů vodního hospodářství. Informace o hospodáření v krajině a dopad tohoto hospodáření na síť drobných vodních toků významně přispívjí k popisu ohrožení různých rybníků a nádrží v rekreačních oblastech.

Dílčí úkol 03 [4] přináří řadu cenných poznatků o eutrofizaci malých vodních nádrží (včetně rybníků), rozvoji planktonních společenstev, vlivu rybářského hospodáření na jakost vod vlastních nádrží a recipientů vypouřtěných vod. Výsledky mohou přispět k definování příčin vzniku vodních květů sinic. Předmětem hodnocení je i dopad vypouřtěných nečiřtěných odpadních vod z malých obcí na koupací vody.

Na obr. 1 je znázorněna lokalizace 41 vyhlášených koupacích míst v povodí celé řeky Moravy podle identifikačního čísla lokality uvedeného v tabulce 1. Seznam těchto lokalit daný vyhláškou č. 152/2008 Sb. zahrnuje různé typy akumulace vod, jako např. betonová koupaliště, přírodní lokality a šterkoviště s infiltrovanou vodou i průtočné velké a malé vodní nádrže a také rybníky. Na území Jihomoravského kraje a kraje Vysočina leží několik významných rekreačních oblastí, kde jsou vyhlášeny současně i koupací lokality – např. Brněnská přehrada, Křetínska, Plumlov, Olšovec, Medlov, Sykovec, Domanínský rybník aj.

Uvedené lokality jsou středem zájmu nejen veřejnosti, která je využívá, ale i správních orgánů. Jejich společným zájmem je zajistit a udržet vyhovující jakost vody ke koupání i s ohledem na rozvoj dané aglomerace, která přímo souvisí s jejím rekreačním využíváním. Na lokalitě Brněnská přehrada se boj proti sinicím stal dokonce součástí volebního programu Jihomoravského kraje a jsou vynakládány velké finanční částky i z prostředků EU pro ozdravení povodí řeky Svratky a vlastní nádrže. Na dalších dvou lokalitách (Plumlov, Malá laguna u N. Mlýnů) se proti sinicím v několika případech aplikoval v letech 2006 až 2008 koagulant PAX-18 (polyaluminium chlorid  $Al_n(OH)_mCl_{8-n}$ ), který při reakci s vodou hydrolyzuje za vzniku polymerů a vysráží všechny suspendované částice včetně buněk sinic do sedimentu, a tím udrží po omezenou dobu jakost vody vhodnou ke koupání.

## Výsledky

Při hodnocení kvality vody na jednotlivých lokalitách je zřejmé, že i přes řadu dílčích opatření jsou pod stálým antropogenním tlakem z povodí a budoucí vývoj tak může zpochybnit i efektivitu vynaložených prostředků na ozdravení.

Jako příklad trvalého antropogenního tlaku slouží hodnocení jakosti vody na přítoku do Brněnské přehrady. V povodí této nádrže o velikosti 1 586 km<sup>2</sup> žije cca 125 tis. obyvatel, průměrný průtok  $Q_a$  je 7,68 m<sup>3</sup>/s.

Na obr. 2 jsou graficky znázorněny výsledky chemických analýz monitoringu Povodí Moravy, s.p., které znázorňují dlouholeté bodové měřené koncentrace forem dusíku a fosforu na profilu Svratka-Veverská Břížka. Z grafů je zřejmé sezonní kolísání dusičnanového dusíku s typickým zvyšováním koncentrací v důsledku vyplavování v jarním předvegetačním období (až 8,2 mg/l N-NO<sub>3</sub>) a dále mírné snížení koncentrací amoniakálního dusíku a fosforu v posledním pětiletém období (průměrná hodnota dosahovala v roce 2008 0,09 mg/l N-NH<sub>4</sub> a 0,173 mg/l P<sub>celk.</sub>). Hodnoty atomárního poměru N/P (v biomase = 16) však stále svědčí zejména o dostatku fosforu.

Při orientačním propočtu daných průměrných koncentrací za období 2004–2008 na roční látkový přísun do nádrže vychází, že každoročně do nádrže přitéká až 41,1 t/rok P<sub>celk.</sub> a 1,261 t/rok N<sub>celk.</sub>. Tyto hodnoty lze porovnat s bilančními hodnotami uvedenými v tabulce 2, které byly získány z měření VÚV v roce 1993 [2], kdy již nádrž vykazovala velké problémy s vodními květy sinic. Z porovnání hodnot vyplývá, že velké množství dusíku a fosforu je do nádrže přinášeno po desetiletí. Prováděná opatření jsou zatím nedostatečná. Budování kanalizací bez napojení na ČOV s odstraňováním živin a přetrvávající špatné obhospodařování krajiny situaci dále zhoršuje.

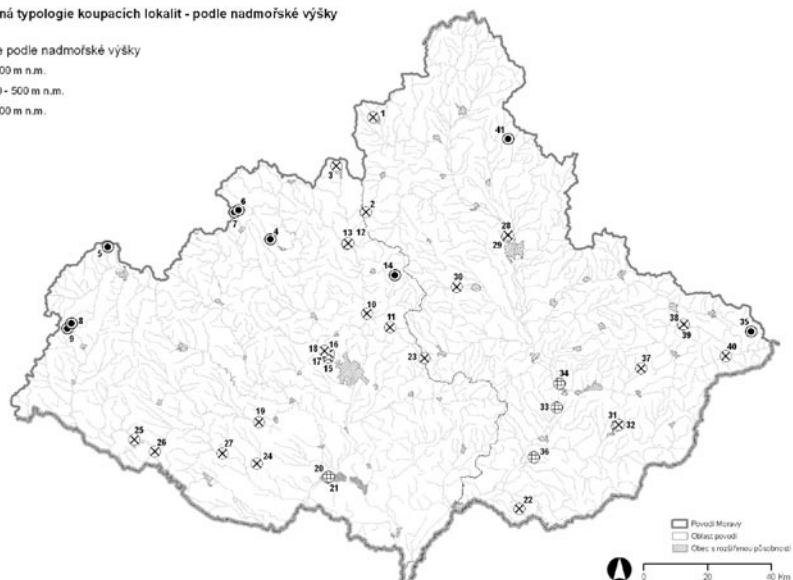
Z hlediska omezení plošného znečištění je ochrana koupacích míst totožná s obecnými požadavky na ochranu vod. Zemědělské činnosti přinášejí do vod znečištění v několika podobách. Plošné hnojení – ať již stájoými, nebo průmyslovými hnojivy – je zdrojem dusíku jak pro podzemní vody, tak prostřednictvím splachů pro povrchové vody.

V současné době je již aplikace hnojiv sledována i administrativně omežována, časově je směřována do období, kdy rostliny mohou živiny nejlépe využít. Přesto nacházíme v drenážních vodách ve vegetačním období hodnoty dusičnanů na úrovni 60–70 mg/l, což významně převyšuje limitní hodnoty pro vody povrchové i podzemní. V tocích protékajících převážně zemědělskou krajinou, které jsou sledovány v projektu, je zřejmě hodnota dusičnanů závislá

Předběžná typologie koupacích lokalit - podle nadmořské výšky

Kategorie podle nadmořské výšky

- > 500 m n.m.
- ⊗ 200 - 500 m n.m.
- ⊕ < 200 m n.m.



Obr. 1. Předběžná typologie koupacích lokalit v povodí Moravy

Tabulka 1. Seznam koupacích lokalit v povodí Moravy podle vyhlášky č. 152/2008 Sb.

LOK_ID	KOBL_ID	Název koupací lokality	Název toku
1	K0530601	rybník Dlouhý	Ostrovský potok
2	K0530801	VN Březina	přítok Maloninského potoka
3	K0531201	rybník Rosnička	Svitava
4	K0610101	Domanínský rybník	Bystřice
5	K0610501	rybník Černý	Smrčenský potok
6	K0610801	rybník Medlov	Medlovka
7	K0610802	rybník Sykovec	Medlovka
8	K0611201	Malý Pařežitý rybník	Třešský potok
9	K0611202	Velký Pařežitý rybník	Javořícký potok, přítok Třešského potoka
10	K0620101	VN Palava	Palava
11	PK620151	rybník Olšovec	Podomský potok
12	K0620201	VN Letovice-Svitavice	Křetínska
13	K0620202	VN Letovice-Vranová	Křetínska
14	PK620251	Suchý rybník	Ždárná
15	K0620301	VN Brněnská přehrada-Rakovec	Svratka
16	K0620302	VN Brněnská přehrada-Rokle	Svratka
17	K0620303	VN Brněnská přehrada-Sokolské koupaliště	Svratka
18	K0620304	VN Brněnská přehrada-Kozí horka	Svratka
19	PK621201	koupaliště Vémyslice	Rokytná
20	K0621301	VN Nové Mlýny-horní nádrž-laguna 1	Dyje
21	K0621302	VN Nové Mlýny-horní nádrž-laguna 2	Dyje
22	K0621802	VN Lučina-Střed	Radějovka
23	PK621951	koupaliště Luleč	přítok Lulečského potoka
24	K0622001	VN Oleksovice	Skalička
25	K0622002	Vranovská přehrada-pláž Bitov	Dyje
26	K0622003	Vranovská přehrada-pláž Vranov	Dyje
27	K0622004	VN Výrovce	Jevišovka
28	K0710701	Poděbrady-U přístaviště	Mlýnský potok
29	K0710702	Poděbrady-Plané loučky	Mlýnský potok
30	K0710801	VN Plumlov	Hloučela
31	K0720401	VN Luhačovice-pláž u hráze	Luhačovický potok
32	K0720402	VN Luhačovice-pláž u kempu	Luhačovický potok
33	K0720501	slepé rameno Moravy-Pahrbek	Morava
34	K0720502	Bahnák-šterkoviště Otrokovice	Morava
35	K0720601	VN Horní Bečva	Rožnovská Bečva
36	PK720751	koupaliště Kámen	povodí Petřikovice
37	K0721101	retenční nádrž Všemina	přítok Všeminky
38	K0721201	VN Bystřička-pláž u hráze	Bystřička
39	K0721202	VN Bystřička-hlavní pláž	Bystřička
40	K0721203	koupaliště Nový Hrozenkov	Vsetínská Bečva
41	K0812001	rybníkTvrdkov	Tvrdkovský potok

také na možnosti rozvoje fytoplanktonu, a to i v závislosti na klimatické oblasti. Potok Olešná na Českomoravské vysočině, kde jsou odběrná místa v blízkosti intenzivně využívaných, částečně meliorovaných ploch, měl v letním období hodnoty dusičnanů v rozmezí 20–40 mg/l, zatímco monitorovaná místa v jihovýchodní části Moravy na dolním toku Hruškovice měla průměrnou hodnotu 6,8 mg/l.

V řece Kyjovce pod Jarohněvickým rybníkem byl dusičnanový dusík vlivem aktivity fytoplanktonu dokonce zcela vyčerpán. V případě amoniakálního dusíku tu přetrvávají v průměru hodnoty kolem 0,1 mg/l, i u něj však dochází k poklesu oproti výše položené lokalitě (průměr N-NH<sub>4</sub> 0,3 mg/l).

Fosfor jako limitující prvek rozvoje vodních květů se na stejných sledovaných lokalitách vyskytoval následovně: drenážní vody v průměru 0,05 mg/l celkového fosforu, sledované zemědělské toky v průměru 0,22 mg/l bez výrazných rozdílů mezi lokalitami na Českomoravské vysočině a jihovýchodní Moravě. Zdrojem fosforu ze zemědělských činností jsou podle našich dosavadních zkušeností erozní splachy z hnojených ploch a pak zejména úniky ze živočišné výroby, které nejsou evidovány jako vypouštění odpadních vod.

Jaký lze očekávat vývoj do budoucna? Pokud bereme jako srovnávací úroveň 80. léta 20. století, kdy byla intenzita používání hnojiv i chovu hospodářských zvířat extrémně vysoká, můžeme konstatovat stále mírné snižování hodnot po skokovém snížení v počátku 90. let.

V případě chovu hospodářských zvířat v celé České republice v roce 2007 nastalo až 50% snížení stavu zvířat oproti stavu na konci 80. let. S ohledem na krizi výkupních cen mléka a částečně i vepřového masa se dá očekávat další pokles. Tento na první pohled příznivý vývoj z hlediska dopadu na jakost vod se vytrácí následnými kroky zemědělců, kdy pro zachování produkce plodin je nutno chybějící stájevá hnojiva nahradit průmyslovými. Je to patrné z tabulky 3: ve všech krajích v povodí Moravy aplikace chlévského hnoje v porovnávaných letech klesá, avšak průmyslová hnojiva jsou využívána v mírně zvýšených dávkách (s výjimkou Zlínského kraje).

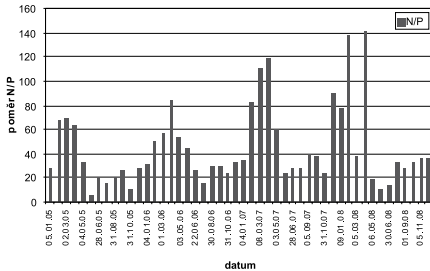
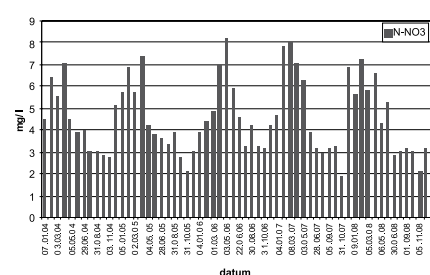
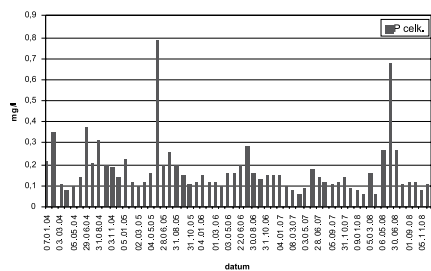
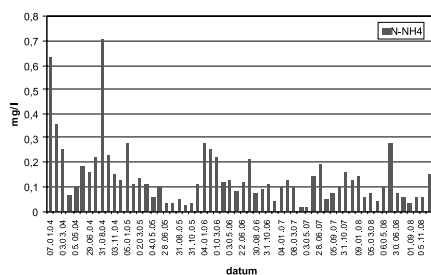
Biologické indikátory jakosti vody jsou objektivním měřítkem pro čistotu vod. Návštěvník přírodního koupaliště vnímá znečištěnou vodu subjektivně podle vzhledu, event. zápachu. Fytoplankton, který počátkem letního období způsobuje zelené vegetační zbarvení až nahnědlou barvu vody (zejména různé druhy rozsivek), je přirozenou složkou biologického cyklu přírodních vod. Nejvíce jsou rekreatanti varování orgány hygienické služby při masovém výskytu toxických sinic, které obsahují ve svých buňkách cyanotoxiny uvolňující se při jejich rozkladu (nejčastěji zastoupené mikrocytiny). Při překročení limitu 100 tis. buněk sinic/ml, 50 µg/l chlorofylu-a, popř. limitního výskytu ukazatelů fekálního znečištění (koliformní bakterie, enterokoky, voda již neodpovídá hygienickým požadavkům vyhlášky MZ č. 135/2004 Sb. a pro uživatele představuje zdravotní riziko Na obr. 3 jsou znázorněny maximální hodnoty chlorofylu-a naměřené za období 2004–2008 na vyhlášených lokalitách v povodí Moravy.

I když snaha o zlepšování trofického stavu vod probíhá v několika směrech, nemusí být očekávaná odezva ihned uspokojivá. Společenstva fytoplanktonu jsou velmi variabilní a přitom citlivá na drobné podněty. Rozdíl v podmínkách, kdy dojde na konkrétní lokalitě k výraznému rozvoji neškodných rozsivek, nebo naopak k masivnímu nárůstu problémových řas a sinic, může být pro člověka nerozpoznatelný. Jedním z příkladů je porovnání rozvoje fytoplanktonu Boleradického a Jarohněvického rybníka z jara letošního roku. Odběr byl proveden ve stejný den 25. 3. 2009, oba rybníky mají srovnatelné podmínky: stejnou nadmořskou výšku i klimatickou oblast, oba leží v intenzivně zemědělsky obhospodařované krajině. Zatímco na rybníku v Boleradici převážovali ve fytoplanktonu zelení bičíkovci, Jarohněvický rybník měl nahnědlou barvu vlivem významného rozvoje rozsivek (obr. 4).

Předběžné výsledky monitoringu vybraných rybníků a malých vodních nádrží v oblastech Pohořelicka, Břeclavska a Hané ukazují na to, že současná situace v celé řadě rybníčních ekosystémů je charakteristická právě vysokou biomasou fytoplanktonu. K jeho rozvoji dochází často již v předjarním období a kulminuje obvykle v květnu. Příčinou je dostatek živin umožňující rychlý nárůst biomasy fytoplanktonu, světelné podmínky na jaře a nižší respirace celého planktonního společenstva a sedimentů. Vysoká trofie sledovaných rybníků se projevuje zvláště v letním období, kdy ve fytoplanktonu často dominují sinice.

Statistické vyhodnocení ukazatelů jakosti vodního prostředí rybníků ukázalo jako významné také korelace mezi indikátory zatížení nutrienty (chlorofyl-a a trofický potenciál) a mikrobiálním zatížením (enterokoky, *Escherichia coli*, koliformní bakterie).

K negativním změnám v rybníčním ekosystému dochází zejména v souvislosti s přísunem odpadních vod bohatých na živiny a lehce rozložitelné organické látky a v souvislosti s plošnými zdroji znečištění (splachy živin).



**Obr. 2.** Měření koncentrace nitrátů a fosforu na profilu Svatka-Vereská Břýška 2004–2008 (údaje Povodí Moravy, s.p.)

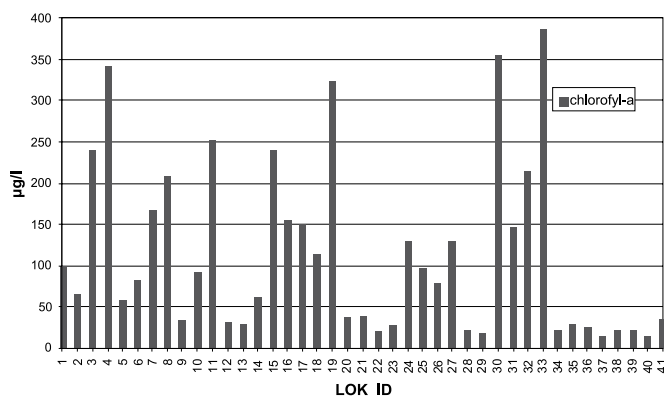
**Tabulka 2.** Průměrný roční látkový přísun do Brněnské nádrže: profil Svatka-Vereská Břýška

	1993 [t/rok]	2004–2008 [t/rok]
N <sub>min.</sub>	1691	1261
P <sub>celk.</sub>	59,4	41,1

**Tabulka 3.** Porovnání použitých hnojiv v krajích v povodí Moravy (údaje ČSÚ)

Kraj	Průmyslová hnojiva v čistých živinách (t)				Vápenatá hnojiva ve zboží (t)	Chlévský hnoj (t)
	dusíkatá (N)	fosforečná (P2O5)	draselná (K2O)	celkem		
A	1	2	3	4	5	6
Vysočina	23 383	5 576	2 525	31 483	22 499	2 056 049
	24 198	5 686	2 703	32 586	28 996	1 516 287
Jihomoravský	19 352	4 375	2 511	26 237	7 063	1 266 503
	26 352	5 610	3 175	35 136	9 364	713 606
Olomoucký	15 462	4 744	5 874	26 080	24 231	1 007 737
	16 534	5 660	5 806	28 001	19 352	639 643
Zlínský	8 359	2 532	900	11 791	4 917	401 305
	8 073	2 133	880	11 086	4 473	307 765
Moravskoslezský	11 451	3 018	2 123	16 592	9 857	722 713
	11 665	3 399	2 149	17 213	10 453	526 539

2004/2005
2006/2007



**Obr. 3.** Maximálně dosažené hodnoty koncentrace chlorofylu-a na vyhlášených koupacích lokalitách v období 2004–2008 (údaje SZÚ)

Z dosavadních výsledků měření vyplývá, že u sledovaných rybníků nezatížených odpadními vodami odpovídá jakost vody při hodnocení podle ČSN 75 7221 pro celkový fosfor III.–IV. tříde čistoty, pro amoniakální dusík I. tříde čistoty a pro dusičnanový dusík I. tříde čistoty. Koncentrace dusičnanového dusíku jsou o řád nižší u odtokových profilů než koncentrace zjištěné v přítocích. Podobně jsou značně eliminovány obsahy amoniakálního dusíku a celkového dusíku ve vodě. Koncentrace celkového fosforu na přítoku a odtoku ve čtyřech sledovaných rybnících se pohybuje v rozmezí: 0,45–0,73 mg/l; 0,03–0,09 mg/l; 0,82–1,99 mg/l; 0,22–0,47 mg/l.

Znečištění vod přitékajících do jednotlivých rybníků, a to i z větší vzdálenosti, se projevuje také v mikrobiálním zatížení. Například u lokality, do níž jsou přiváděny vodním tokem o vodnosti v rozpětí 1–8 l/s také dešťové a odpadní vody z obce s 540 obyvateli vzdálené 1,5 km, bylo zjištěno překračování limitní hodnoty podle vyhlášky č. 135/2004. Sb. v ukazateli enterokoky (roční průměr 9 ktj/1 ml) a celkový fosfor (roční průměr 0,46 mg/l). Přitom na odtoku z obce dosahovaly roční průměrné hodnoty 1 350 ktj/1 ml (enterokoky) a 2,96 mg/l P<sub>celk.</sub>. Z toho je zřejmé, že i přes vysokou samočisticí schopnost toku přetrvává riziko nadměrné kontaminace vodního prostředí, což způsobuje, že nádrž potenciálně vhodná pro koupání nemůže být takto oficiálně využívána.

## Návrhy

Pro stanovení některých opatření společných pro skupinu koupacích lokalit byla vytvořena předběžná typologie s rozlišením podle nadmořské výšky (obr. 1). Toto zatřídění se týká opatření zejména v oblasti plošných a malých komunálních zdrojů znečištění. V povodí lokalit je třeba zamezit erozi, kontrolovat zemědělské objekty a hnojiště, zajistit vhodné nakládání s odpadními vodami u malých obcí pod 2 000 EO.

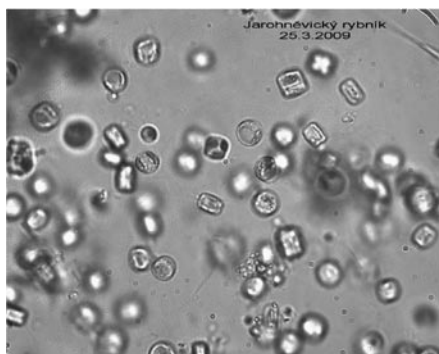
Z pohledu krajinného hospodaření bude třeba do budoucna dále uplatňovat cílené programy v konkrétních lokalitách, které budou podpořeny i vhodnými dotačními tituly pro spolupracující zemědělce. Bez těchto kroků se snížení eutrofizace vod, mající původ v plošných zdrojích, nedá očekávat. Je třeba zdůraznit, že zájmy zachování kvality vody pro koupání se na řadě rybníků také přímo střetávají se zájmy rybářského využívání.

Možnosti řízení jakosti vody v koupacích lokalitách, které jsou dlouhodobě zatěžovány přísunem znečištění a mají tak dostatečné vnitřní zdroje živin v sedimentech, jsou omezené. Na těchto lokalitách je nezanedbatelnou podmínkou rozvoje řas a sinic, která limituje vhodnost vody ke koupání, vývoj počasí a vegetační sezóně. Návrhy opatření pro řízení a udržení jakosti vod pro rekreační využití s ohledem na využívání krajiny budou podrobněji specifikovány během dalších prací.

## Závěr

Příspěvek si klád za cíl seznámit s řešeným projektem, s prvními poznatky ze tří dílčích úloh projektu a se vzájemnými vazbami mezi různými problémovými tématy vztahujícími se ke kvalitě koupacích vod. Výsledky projektu mají vést k poznání, která opatření z tohoto pohledu přinášejí nejlepší efekty u různých typů koupacích vod. Zatím se jeví, že přírodní, neovlivnitelné faktory mají rozhodující vliv na to, zda dojde k rozvoji vodních květů. Opatření provedení u ovlivnitelných faktorů, kterými jsou antropogenní zdroje živin, však můžeme významně snížit pravděpodobnost nadměrného rozvoje fytoplanktonu nebo alespoň časově oddálit okamžik, kdy již bude nutno v rámci letní sezony omezit z hygienických důvodů koupání.

*Tento článek vznikl za podpory úkolu VaV SP/2e7/73/08 Identifikace antropogenních tlaků na kvalitativní stav vod a vodních ekosystémů v oblastech povodí Moravy a Dyje, jehož zadavatelem je MŽP.*



**Obř. 8.** Fytoplankton Jarohněvického a Boleradického rybníka v březnu 2009 (foto a determinace – Jiří Hetešá)

## Literatura

- [1] Beránková, D. (2009) Projekt VaV SP/2e7/73/08, Dílčí úkol 4 – Identifikace antropogenních tlaků a zjištění parametrů ovlivňujících profily vod ke koupání podle směrnice 2006/7/ES v oblasti povodí Moravy a oblasti povodí Dyje.
- [2] Beránková, D., Forejtníková, M. (1993, 1994) Projekt jakosti vody v povodí řeky Svratky (závěrečná zpráva). Zakázka pro Magistrát města Brna, Brno : VÚV T.G.M.
- [3] Forejtníková, M. (2009) Projekt VaV SP/2e7/73/08, Dílčí úkol 2 – Podíl plošných a difuzních zdrojů na celkovém znečištění vod.
- [4] Rozkošný, M. (2009) Projekt VaV SP/2e7/73/08, Dílčí úkol Antropogenní tlaky na vodní ekosystémy, vliv intenzifikace chovu ryb na jakost vod, eutrofizace vod.
- [5] Lellák, J. a Kubíček, F. (1992) Hydrobiologie. Praha : Univerzita Karlova.
- [6] Maršálek, B., Puman, P., Marvan, P. aj. (2002) Metodické doporučení ke sjednocení metody kvantifikace fytoplanktonu v koupalištích ve volné přírodě. Praha : SZÚ, 2002.
- [7] Puman, P. (2004) Metodický návod pro sjednocení hodnocení jakosti vod využívaných ke koupání ve volné přírodě. www.szu.cz
- [8] Zákon č. 258/2000 Sb., o ochraně veřejného zdraví v platném znění.
- [9] Zákon č. 254/2001 Sb., o vodách v platném znění.
- [10] Vyhláška č. 152/2008 Sb., kterou se mění vyhláška č. 159/2003., kterou se stanoví povrchové vody využívané ke koupání osob ve znění vyhlášky č. 168/2006 Sb.
- [11] Vyhláška MZ č. 135/2004 Sb., kterou se stanoví hygienické požadavky na koupaliště, sauny a hygienické limity písku v pískovištích.

**Ing. Danuše Beránková, Ing. Helena Brtníková,  
Ing. Milena Forejtníková, Ing. Miloš Rozkošný, Ph.D.  
VÚV T.G.M., v.v.i., Brno  
danuse\_berankova@vuv.cz  
Příspěvek prošel lektorským řízením.**

## Key words

*bathing water, surface water quality, nutrients, agriculture, blue green algae, chlorophyll-a*

*Possibilities of managing and conserving water quality in localities designated for bathing of people concerning anthropogenic impact (Beránková, D., Brtníková, H., Forejtníková, M., Rozkošný, M.)*

**This paper deals with protection of water quality of localities designated for bathing of many people in Morava River catchment area. There are some of the results of three individual tasks of the research project VaV SP/2e7/73/08 "Identification of anthropogenic pressures on qualitative state of water and water ecosystem in Morava and Dyje River basin district" given together. Characteristics of catchments, threat caused by point and non point sources of pollution, content of nutrients and biological parameters of water are the main factors which determine good water quality keeping. Measures and management regulations will be established on the bases of gathered knowledge and results.**

## VTEI VODOHOSPODÁŘSKÉ TECHNICKO-EKONOMICKÉ INFORMACE

**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.  
Redakční rada časopisu VTEI spolupracuje s Redakční radou Výzkumného ústavu vodohospodářského T. G. Masaryka, v. v. i., která řídí ediční politiku ústavu.

**Ročník 51**

**ISSN 0322 - 8916**

**Kontakt:** Mgr. Sylva Garciová  
Tel.: 220 197 282, fax: 233 333 804  
e-mail: garciova@vuv.cz



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