

VODOHOSPODÁŘSKÉ TECHNICKO-EKONOMICKÉ INFORMACE

VLIV JAKOSTI VODY NA POPULACE RAKŮ V ČESKÉ REPUBLICE – POROVNÁNÍ S LEGISLATIVOU ČR

Jitka Svobodová, Monika Štambergová, Pavel Vlach, Jiří Pícek, Karel Douša, Martina Beránková

Klíčová slova

rak říční, rak kamenáč, rak pruhořaný, jakost vody

Souhrn

Článek shrnuje výsledky práce, která porovnávala, zda jakost vody v tocích s výskytem raka říčního a raka kamenáče odpovídá limitům pro lososové vody nařízení vlády č. 71/2003 Sb., o stanovení povrchových vod vhodných pro život a reprodukci původních druhů ryb a dalších vodních živočichů a o zjišťování a hodnocení stavu jakosti těchto vod (dále NV č. 71/2003 Sb.). Zjišťovali jsme, zda jsou významné rozdíly mezi vodami s výskytem a bez výskytu raků. Pokusili jsme se také ověřit, zda je rak kamenáč citlivější na čistotu vody než rak říční.

Z výsledků vyplývá, že pro výskyt našich původních raků jsou nutné lokality s vyšší jakostí vody než stanoví NV č. 71/2003 Sb. Statisticky se dá také doložit, že v tocích s výskytem raka říčního byla zaznamenána lepší jakost vody než v tocích, ve kterých se naši původní raci nevyskytují.

Nepodařilo se nám však dokázat, že rak kamenáč vyžaduje pro svůj život v přírodních podmínkách lepší jakost vody než rak říční. Předběžné výsledky naznačují, že oba raci jsou na kvalitu vody stejně nároční.

Úvod

Na území České republiky se ve volné přírodě můžeme v současné době setkat celkem s pěti druhy raků. Pouze dva z nich – rak kamenáč (*Austropotamobius torrentium* Schrank, 1803) a rak říční (*Astacus astacus* Linnaeus, 1758) jsou na našem území prokazatelně původní. Jsou zvláště chráněni prováděcí vyhláškou č. 395/1992 zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, v platném znění a zařazení mezi druhy kriticky ohrožené. Z těchto důvodů jsou zakázány jak manipulace s jedinci všech vývojových stadií, tak škodlivé zásahy do jejich přirozeného vývoje i biotopu. Kromě nich se u nás setkáme s rakem bahenním – *Astacus (Pontastacus) leptodactylus* Eschscholtz, 1823, který je původem z východní Evropy. Byl u nás vysazován náhradou za morem zdecimované populace raků říčních koncem 19. století. Je rovněž chráněn zákonem, a to jako ohrožený druh. Přestože jsou raci známí a populární živočichové, znalosti o jejich rozšíření na našem území byly až donedávna značně omezené.

Ne všichni raci jsou však vítanými obyvateli našich potoků, řek či rybníků. Žijí u nás rovněž dva severoamerické druhy, které jsou velmi obávanými rezistentními přenašeči račího moru – onemocnění, které je pro evropské raky smrtelné. Mezi tyto nepůvodní druhy patří rak pruhořaný (*Orconectes limosus* Rafinesque, 1817) a rak signální (*Pacifastacus leniusculus* Dana, 1852), kteří v posledních desetiletích osídľují tekoucí i stojaté vody.

V současné době stále existuje celá řada vlivů s negativním dopadem na populace našich původních raků. Mezi hlavní příčiny ohrožení patří změny v hydromorfologii toku, např. regulace a nešetrné úpravy vodních toků s následným opevněním koryt. V důsledku intenzivního chovu ryb a vodní drůbeže dochází k zanášení toků a současně s tím i úkrytů raků bahněm, a často také k lokálním otravám. Rovněž predace norkem americkým či nevhodně volenými rybími obsádkami i nadměrné vysazování ryb vedou k oslabování populací našich raků. Nebezpečnou hrozbou jsou i již zmíněné nepůvodní druhy – rak pruhořaný a rak signální, neboť se velmi významně podílejí na přenosu „račího moru“, způsobeného

parazitickou houbou *Aphanomyces astaci* ze skupiny *Oomycetes*. Toto onemocnění způsobuje hromadné úhyny račích populací. K šíření těchto invazivních raků dochází jak přirozenou cestou po Labi z vysazené populace v Německu, tak i nezodpovědným přenášením raků na nové lokality např. rybáři nebo akvaristy.

Dalším důležitým faktorem, který ovlivňuje výskyt a početnost populace původních raků, je kvalita vody. Na konci minulého století většina toků patřila podle klasifikace ČSN 75 7221 do kategorie znečištěná až velmi znečištěná voda. Toků s neznečištěnou nebo mírně znečištěnou vodou bylo na území České republiky velmi málo (HEIS VÚV). Začátkem tohoto století však můžeme zaznamenat stále postupující trend zlepšování kvality vody. Dosud ale zůstává mnoho toků, které se řadí spíše do horší kategorie jakosti vody než do třetí třídy, což je znečištěná voda. Z těchto důvodů jsme se pokusili zjistit vztah mezi výskytem raků a chemickými parametry vody a také, v jakém rozsahu koncentrací určitých chemických parametrů dokáží raci ještě přežít. Pokusili jsme se ověřit i hypotézu, že rak kamenáč je velmi citlivý na čistotu vody (Machino a Füreder, 2005).

Materiál a metody

Do hodnocení kvality vody s výskytem a bez výskytu raků jsme zahrnuli celé území České republiky. Údaje o výskytu raků ve vodách jsme čerpali z rozsáhlé Databáze AOPK ČR z let 2004–2006 (datový sklad AOPK ČR).

Informace o jakosti vody jsme získali z pěti databází účelového monitoringu státních podniků Povodí z let 2004–2006, který slouží k zjišťování kvality vod České republiky. Na drobných tocích byla použita databáze VÚV T.G.M., v.v.i., z referenčního monitoringu a z monitoringu sledování zvláště chráněných druhů vodních organismů z let 2006–2007. V těchto profilech často neprobíhalo měření s měsíční četností a ve všech profilech rovněž nebyly k dispozici delší časové řady. Byl to ale jediný dostupný zdroj informací o jakosti vody na lokalitách s výskytem raka kamenáče. Tak jsme získali databázi čítající 11 500 lokalit s výskytem nebo bez výskytu raků a druhou databázi, která obsahovala informace z 1 578 profilů monitoringu kvality vody v tocích.

Pro transformaci dat o jakosti vody do profilů sledování výskytu raků byl vyvinut softwarový nástroj „VSTOOLS.ANJAK“. S jeho pomocí bylo nejprve provedeno osazení všech profilů, jejichž poloha byla dána souřadnicemi xy v souřadném systému S-JTSK (Křovák), na úsekový model říční sítě. Na základě takto provedené lokalizace profilů z obou databází byl vytvořen popis sítě profilů, kdy byl ke každému profilu přiřazen následující profil na průtokové cestě a zároveň údaj o vzdálenosti obou profilů. Došlo k přiřazení profilů s informací o jakosti vody k profilům mapování raků. Na základě řady pokusů jsme nakonec jako optimální zvolili kritérium, že profil kvality vody leží nejdále 2,5 km na toku od mapovacího místa raků. Dále jsme programem „VSTOOLS.ANJAK“ vyhledali v databázi „Vypouštění odpadních a důlních vod“ za rok 2006 (HEIS VÚV) všechny zdroje vypouštění. Profily s informací o kvalitě vody, které by mohly být ovlivněny vypouštěním odpadních vod, jsme z dalšího hodnocení vyloučili. Celé zpracování probíhalo nad databází a mapovým podkladem vodních toků ČR v měřítku 1 : 50 000.

Fyzikální a chemické parametry

Za použití programu „VSTOOLS.ANJAK“ se nám podařilo propojit celkem 1 010 profilů mapování raků s profily s kvalitou vody. Spojilo se 116 lokalit s výskytem raka říčního, 18 s výskytem raka kamenáče, 27 s výskytem raka pruhořaného a 849 lokalit bez přítomnosti raků. Ze všech dostupných parametrů o kvalitě vody jsme vybrali ty, které by mohly nejvíce ovlivnit výskyt vodních organismů, resp. raků v tocích. Zaměřili jsme se hlavně na parametry obsažené v NV č. 71/2003 Sb. Ve výběru zůstaly tyto parametry: rozpuštěný kyslík, pH, BSK₅, volný amoniak, amonné ionty, dusitan, zinek, měď.

Metodika zpracování dat

Pro další zpracování byl použit medián hodnot naměřených v jednotlivých profilech jakosti. Každý profil jakosti byl tedy pro další analýzy reprezentován touto jednou hodnotou pro každý parametr. K odhadu

optimálních podmínek pro výskyt jednotlivých druhů bylo využito hodnot ze 116 lokalit s rakem říčním a z 18 lokalit s rakem kamenáčem. Pro každý druh bylo spočítáno pásmo středních hodnot mezi 25. a 75. percentilem (mezikvartilové rozpětí), v němž leží padesát procent všech lokalit s výskytem raka.

Dále byla pro popis vztahu mezi výskytem druhů a gradientem koncentrace vybraných ukazatelů použita logistická regrese (zobecněně lineární modely, GLM). Metoda generuje na základě zjištěné přítomnosti/nepřítomnosti druhů na lokalitách křivku, která vyjadřuje pravděpodobnost přítomnosti daného druhu jako funkce měřeného jakostního ukazatele (Jongman et al., 1995). Data byla testována pomocí chí-kvadrát testu na redukci deviance modelu ($p < 0,05$) proti nulovému modelu a proti variantě při zahrnutí polynomičského členu a byla vybrána buď sigmoidální, nebo gausovská křivka pro výsledný model odpovědi druhu. Analýzy byly provedeny v programu R (R Development Core Team, 2008).

Dále jsme srovnávali jakost vody na sledovaných lokalitách s limity podle NV č. 71/2003 Sb. a současně jsme porovnávali nároky jednotlivých druhů raků na kvalitu vody.

Výsledek a diskuse

V tabulce 1 jsou patrné průměrné hodnoty jednotlivých chemických parametrů vody pro každou skupinu lokalit. Zjištěné parametry vody na sledovaných lokalitách jsme porovnávali s limity podle NV č. 71/2003 Sb. Současně jsme srovnávali nároky jednotlivých druhů raků na kvalitu vody (Kruskal-Wallis, z-test, $p < 0,05$).

Z výsledků vyplývá, že signifikantní rozdíl v jakosti vody mezi lokalitami s výskytem raka říčního a raka kamenáče byl zaznamenán pouze u kyslíku a zinku. Oba raci mají přibližně stejné nároky na jakost vody. Lokalit s rakem kamenáčem je v ČR málo a většinou na nich není měřena jakost vody. Náročnost na kvalitu vody u raka kamenáče je třeba ověřit dlouhodobějším sledováním na více lokalitách. Naopak u většiny ukazatelů byly zjištěny výrazně nižší hodnoty na lokalitách s rakem říčním oproti lokalitám s rakem pruhovaným nebo bez raků ($p < 0,05$).

V tabulce 2 je uvedeno mezikvartilové rozpětí, které jsme použili jako odhad optimálních podmínek pro výskyt jednotlivých druhů raků, a dále limity NV č. 71/2003 Sb.

Jedním z nejdůležitějších ukazatelů v NV č. 71/2003 Sb. je koncentrace **rozpuštěného kyslíku** (obr. 1). Platí, že koncentrace v 50 % vzorků by neměla poklesnout pod stanovený limit. V literatuře se uvádí, že optimální z hlediska obsahu rozpuštěného kyslíku ve vodě je pro raka říčního rozpětí 9–12 mg.l⁻¹ (Cukerzis, 1988). Spotřeba kyslíku se mění v závislosti na teplotě vody, aktivitě, hmotnosti, stáří a pohlaví a na různém chemismu vody. Při teplotách 15–18 °C je letální hranicí hodnota 1 mg.l⁻¹ (Krupauer, 1982). V zimním období by neměly hodnoty poklesnout pod 4–5 mg.l⁻¹ a v létě pod 7 mg.l⁻¹ (Svobodová et al., 1987). Kozák et al. (2000) uvádí, že rak kamenáč (*Austropotamobius torrentium*) se vyskytuje ve vodách s koncentrací kyslíku v rozmezí 7,6–10 mg.l⁻¹. Vzhledem k tomu, že ekologické nároky raků rodu *Austropotamobius* jsou velmi podobné, může být užitečné srovnání s dalšími druhy tohoto rodu. Například Grandjean a kolektiv (1996) našli dobře prosperující populaci *Austropotamobius pallipes* v malých nádržích, kde byla naměřena hodnota rozpuštěného kyslíku mezi 0,8 a 5 mg.l⁻¹. Také při experimentálních testech raci rodu *Austropotamobius* vydrželi velmi nízké koncentrace kyslíku (30% nasycení) po dobu až 12 dnů (Demers et al., 2006). Nejnižší zaznamenaná koncentrace rozpuštěného kyslíku na námi sledovaných lokalitách pro raka říčního i kamenáče byla 2,8 mg.l⁻¹ na Zákolanském potoce. V případě Zákolanského potoka však nemůžeme mluvit o dobře prosperující populaci těchto raků. Nejnižší naměřená hodnota pro raka pruhovaného byla 2 mg.l⁻¹.

Dostupnost kyslíku a závislost na teplotě může zřejmě ovlivňovat i chování raků. Při teplotě vody nad 18–20 °C jsme zaznamenali na několika důkladněji sledovaných lokalitách odchylky od běžného chování raka kamenáče. Ačkoliv jsou raci noční živočichové, často opouštěli úkryty pod kameny i ve dne a pohybovali se po dně toku, ačkoliv jsou tímto chováním daleko více vystaveni vlivu predace. Toto nepřírozené chování raků nastávalo i v případě, že naměřená koncentrace kyslíku v toku byla mezi 7 a 8 mg.l⁻¹. Důvodem může být vyšší spotřeba kyslíku při biochemických reakcích v sedimentech na dně toku při

vyšších teplotách, tedy i pod kameny, které slouží jako přirozený úkryt raků. Přesné důvody tohoto chování raků při zvýšené teplotě vody musí být ověřeny dalším sledováním.

Dalším mimořádně důležitým parametrem je **pH**, které ovlivňuje chemické a biochemické procesy ve vodách (Pitter, 1999). Existenční optimum uváděné v literatuře pro raka říčního spadá do rozmezí pH 7,0–8,7. Rak je schopen žít i při hodnotách pH 4–11. Letální účinek mají hodnoty 3,5 a 12 (Svobodová et al., 1987). Při hodnotách pH 5 byla u *A. astacus* zaznamenána výrazná ztráta vajíček, pH 4,5 znamenalo 100% úmrtnost embryí. U dospělých jedinců je nízké pH nebezpečné především v době svlékání (Appelberg, 1987). Pro výskyt raka kamenáče je uváděno rozmezí pH 5–8,6 (Bohl, 1987).

Dalším ukazatelem podle NV č. 71/2003 Sb. jsou **amonné ionty** (obr. 2, tabulky 1, 2). Toxicita amoniakálního dusíku závisí do značné míry na hodnotě pH, protože toxický účinek má nedisociovaná molekula NH₃, nikoli iont NH₄⁺. Molekula NH₃ snáze proniká buněčnými membránami (Pitter, 1999). V případě volného amoniaku však nebyly zjištěny signifikantní rozdíly mezi vodami s rakem říčním a kamenáčem a vodami bez raků.

Mezi kovy, které jsou známé svou silnou toxicitou pro vodní živočichy, patří **zinek** a **měď**. Toxicita mědi a zinku se snižuje se zvyšující se koncentrací vápníku ve vodě (Lloyd, 1992).

Narižení vlády č. 71/2003 Sb. stanovuje limitní hodnotu pro **zinek** 1,0 mg.l⁻¹ pro kaprové a 0,3 mg.l⁻¹ pro lososové vody. Na lokalitách s výskytem raka kamenáče byla většina hodnot pod mezí stanovitelnosti, tedy pod 0,005 mg.l⁻¹. Oba druhy našich původních raků byly nalezeny ve vodách s daleko nižšími koncentracemi Zn, než stanoví NV č. 71/2003 Sb. Protože ve všech sledovaných lokalitách byly zjištěné koncentrace Zn velmi nízké, je statisticky signifikantní rozdíl pouze u raka kamenáče oproti všem ostatním lokalitám.

Na žádné lokalitě s výskytem raka nebyla naměřena vyšší hodnota **mědi**, než povoluje NV č. 71/2003 Sb. Mezikvartilové rozpětí rozpuštěné Cu na sledovaných lokalitách se pohybovalo u raka říčního v rozmezí 0,002–0,004 mg.l⁻¹ a u raka kamenáče v rozmezí 0,002–0,007 mg.l⁻¹ (obr. 3, tabulky 1, 2). Hodnocení výrazně komplikovala rozdílnost mezí stanovitelnosti v jednotlivých hydroanalytických laboratořích. Nejnižší mez stanovitelnosti u rozpuštěné mědi pro různé laboratoře byla od 0,0005 do 0,0020 mg.l⁻¹. Pro zpracování jsme proto mnoho údajů museli vyloučit. Pro vody bez raků se pásmo středních hodnot pohybovalo v rozmezí 0,0013–0,0040 mg.l⁻¹.

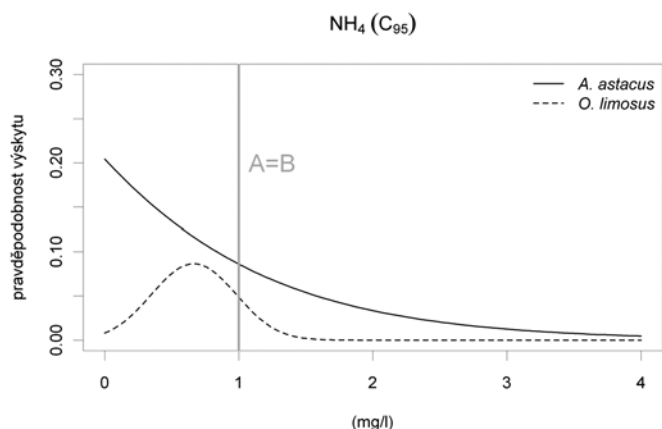
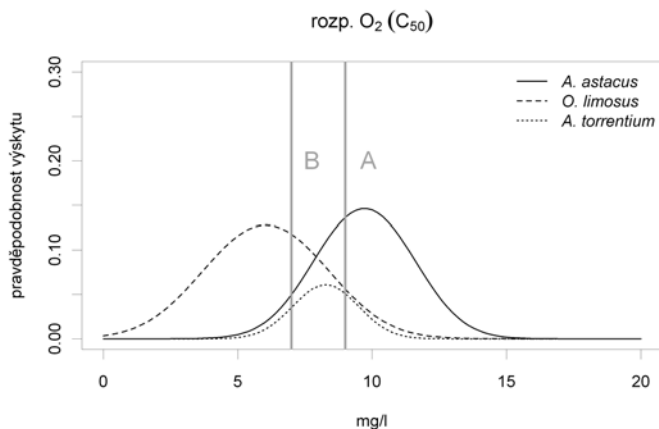
Měď je značně toxická pro vodní organismy včetně ryb. Toxicita závisí na formách jejího výskytu. Málo rozpustné nebo nerozpustné sloučeniny mědi nesnadno pronikají do organismu ryb a vodních živočichů a jsou

Tabulka 1. Průměrné hodnoty a 95% interval spolehlivosti pro jednotlivé parametry a soubory lokalit obývaných daným druhem (resp. lokalit bez výskytu raka); shodná písmena označují v rámci řádku dvojice, u kterých nebyl zaznamenán signifikantní rozdíl (Kruskal-Wallis, post hoc z-test, $p < 0,05$)

	<i>A. astacus</i>		<i>A. torrentium</i>		<i>O. limosus</i>		Ostatní lokality	
	průměr	int. spol.	průměr	int. spol.	průměr	int. spol.	průměr	int. spol.
BSK ₅ [mg.l ⁻¹]	2,0 +/- 0,19 ^A		2,3 +/- 0,79 ^{A,C}		3,1 +/- 0,46 ^B		2,5 +/- 0,10 ^C	
O ₂ [mg.l ⁻¹]	10,2 +/- 0,19 ^A		9,3 +/- 0,46 ^B		9,2 +/- 0,51 ^B		10,4 +/- 0,08 ^A	
Min. O ₂ [mg.l ⁻¹]	8,0 +/- 0,28 ^A		7,5 +/- 0,75 ^{A,B}		6,1 +/- 0,81 ^C		7,5 +/- 0,12 ^B	
Min. pH	7,5 +/- 0,09 ^A		7,5 +/- 0,11 ^A		7,6 +/- 0,14 ^A		7,2 +/- 0,04 ^B	
Max. pH	8,1 +/- 0,07 ^A		8,1 +/- 0,23 ^A		8,7 +/- 0,16 ^B		8,2 +/- 0,03 ^{A,C}	
NH ₃ [mg.l ⁻¹]	0,0018 +/- 0,0005 ^A		0,0025 +/- 0,0025 ^A		0,0017 +/- 0,0004 ^A		0,0030 +/- 0,0004 ^A	
NH ₄ [mg.l ⁻¹]	0,10 +/- 0,015 ^A		0,16 +/- 0,159 ^{A,B}		0,10 +/- 0,017 ^{A,B}		0,27 +/- 0,003 ^B	
Zn [mg.l ⁻¹]	0,013 +/- 0,002 ^A		0,005 +/- 0,001 ^B		0,011 +/- 0,001 ^A		0,015 +/- 0,001 ^A	
NO ₂ [mg.l ⁻¹]	0,072 +/- 0,011 ^A		0,122 +/- 0,102 ^{A,C}		0,119 +/- 0,017 ^{B,D}		0,115 +/- 0,008 ^{C,D}	
Cu [mg.l ⁻¹]	0,0038 +/- 0,0005 ^A		0,0051 +/- 0,0012 ^A		0,0054 +/- 0,0011 ^A		0,0028 +/- 0,0002 ^B	

Tabulka 2. Pásmo středních hodnot mezi 25. a 75. percentilem (mezikvartilové rozpětí) v mg.l⁻¹ a limit NV č. 71/2003 Sb. pro lososové a kaprové vody

	<i>A. astacus</i>		<i>A. torrentium</i>		<i>O. limosus</i>		Limity NV č. 71/2003 Sb.	
	25. percentil	75. percentil	25. percentil	75. percentil	25. percentil	75. percentil	los. v.	kapr. v.
BSK ₅	1,3	2,4	1,4	2,0	2,7	3,1	3,0	6,0
O ₂	9,8	11,0	9,4	9,7	8,6	9,8	9,0	7,0
Min. O ₂	7,6	9,2	6,8	8,8	4,8	7,4	6,0	4,0
Min. pH	7,2	7,8	7,4	7,7	7,5	7,7	6,0	6,0
Max. pH	7,8	8,4	7,7	8,5	8,3	8,9	9,0	9,0
NH ₃	0,0004	0,0020	0,0005	0,0013	0,0010	0,0030	0,025	0,025
NH ₄	0,049	0,120	0,040	0,150	0,074	0,128	1,0	1,0
Zn	0,0050	0,0015	0,0050	0,0052	0,0100	0,0130	0,3	1,0
NO ₂	0,03	0,09	0,03	0,07	0,09	0,14	0,6	0,9
Cu rozp.	0,0020	0,0040	0,0020	0,0071	0,0025	0,0075	0,04	0,04



Obř. 1 a 2. Křivky odpovědí druhů na gradient koncentrace rozpuštěného kyslíku a amoných iontů – logistická regrese ($p < 0,05$); A, B: limity NV č. 71/2003 Sb. pro lososové, resp. kaprové vody

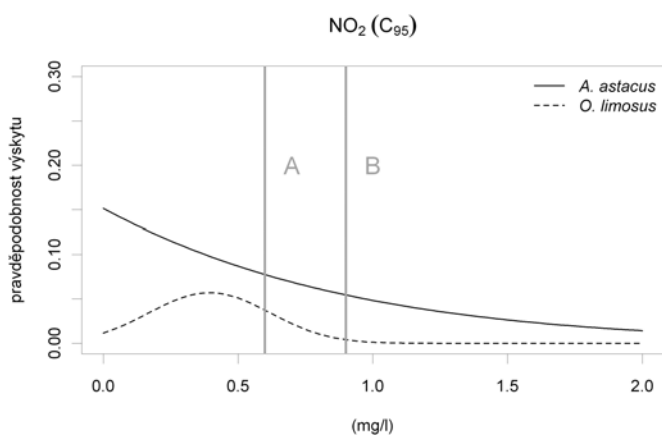
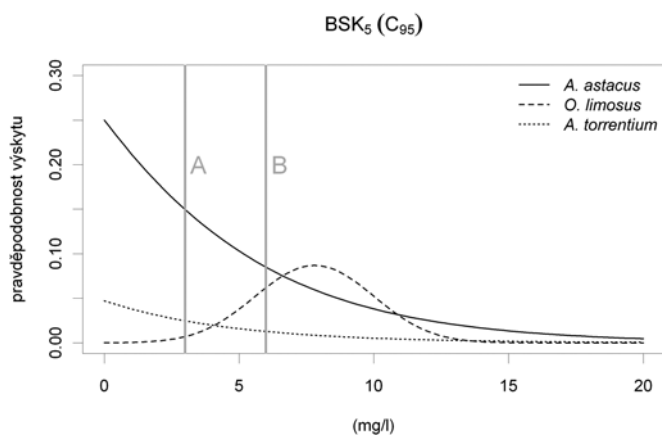
proto méně toxické. K úhynu některých citlivých vodních organismů může dojít i při koncentracích nižších než $0,05 \text{ mg.l}^{-1}$ (Pitter, 1999). Koncentrace rozpuštěné mědi se u většiny vodních toků v ČR pohybuje v poměrně úzkém koncentračním rozmezí $0,001\text{--}0,005 \text{ mg.l}^{-1}$. Zvýšené nálezy se mohou vyskytovat pod výpustěmi ze závodů zabývajících se povrchovou úpravou kovů nebo mohou pocházet z důlní a těžební činnosti (Kladivová a Svobodová, 2006). Většina naměřených hodnot na všech lokalitách byla pod hranicí, která je pro citlivé vodní organismy toxická.

U raka pruhovaného bylo zjištěno, že je vysoce odolný i vůči několika miligramům mědi obsaženým v litru vody (Laurent, 1973; Guner, 2007). Guner (2007) zjistil, že rak žijící ve sladkých vodách má velkou schopnost pro rychlé hromadění, ale i následné vylučování mědi z organismu. Ačkoli rozpuštěná měď je pro mnoho vodních organismů obecně považována za jedovatý prvek, pro raka je tento kov důležitou součástí krevního barviva (Allinson et al., 2000). Výsledky naznačují, že je možné, že raci k životu potřebují stopové množství mědi. Pro vyslovení jednoznačného závěru je ovšem třeba získat další údaje. V případech mědi nebyl nalezen signifikantní rozdíl mezi jednotlivými druhy raků, ale rozdíl byl pouze na lokalitách bez výskytu a s výskytem raků.

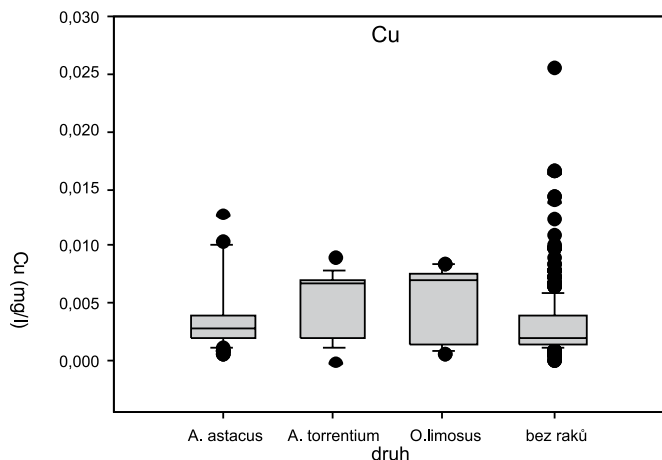
Nařizení vlády č. 71/2003 Sb. uvádí **BSK₅** jako cílový ukazatel. Plnění cílové limitní hodnoty BSK₅ je problémem na všech lososových a kaprových vodách. Také u vod obývaných rakem říčním jsou tyto limity překročeny na polovině lokalit (obr. 4, tabulky 1, 2).

Raci bahenní se podle Sládečka (1988) vyskytují ve vodách s BSK₅ průměrně kolem $5,0 \text{ mg.l}^{-1}$. Výjimečně jsou schopni snést hodnotu až 10 mg.l^{-1} .

Dalším cílovým ukazatelem NV č. 71/2003 Sb. jsou **dusitaný** (obr. 5, tabulky 1, 2). Toxicita dusitanů pro vodní organismy značně kolísá a závisí na mnoha vnitřních i vnějších faktorech (druh a věk živočicha, kvalita vody a další) a snižuje se při zvyšující se koncentraci chloridu, a to až do koncentrace 300 mg.l^{-1} (Svobodová et al., 1987). U raků tuto skutečnost potvrzují Jeberg and Jensen (1994), konkrétně u raka bahenního došel ke stejným závěrům i Yildiz (2004). Experimenty prováděné na ročních raku říčního potvrdily, že toxicita dusitanů může být reverzibilní (Polcar et al., 2003). Dlouhodobější působení dusitanů však způsobuje oslabení obranného systému, což vede k větší náchylnosti k infekčním onemocněním (Yildiz, 2004). Pro výskyt raka kamenáče se uvádějí přijatelné koncentrace dusitanů do $0,05 \text{ mg.l}^{-1}$ (Bohl, 1987).



Obř. 4 a 5. Křivky odpovědí druhů na gradient BSK₅ a koncentrace dusitanů – logistická regrese ($p < 0,05$); A, B: limity NV č. 71/2003 Sb. pro lososové, resp. kaprové vody

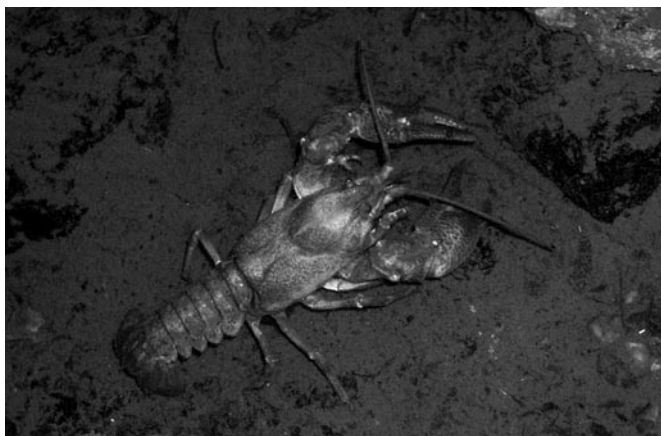


Obř. 3. Srovnání koncentrace rozpuštěné mědi na lokalitách s výskytem raků a bez raků

Faktu, že raci rodu *Austropotamobius* nejsou tak nároční na jakost vody, si všimli i zahraniční autoři (Füreder a Reynolds, 2003; Demers et al., 2006; Trouilhé et al., 2007). Zkoumali raky rodu *Austropotamobius*, a to jak druh *A. pallipes*, *A. italicus*, tak i *A. torrentium*. Došli k výsledkům, že tyto raci jsou snášenliví jak ke snížené koncentraci rozpuštěného kyslíku, tak i k eutrofizaci nebo organickému znečištění. Většina pokusů však probíhala v laboratorních podmínkách a za působení jednoho zkoumaného parametru. Pro důkladné ověření tohoto předpokladu je nutné získat více údajů o jakosti vody v přirozeném přírodním prostředí. Ačkoliv naše výsledky byly podobné, pro malé množství sledovaných lokalit to nemůžeme konstatovat s naprostou jistotou. To, že rak říční i rak kamenáč jsou stejně nároční na kvalitu vody, dokazují nálezy sympatrického výskytu obou druhů raků na několika lokalitách (Databáze AOPK ČR). Na Stroupínském potoce, kde probíhá dlouhodobější sledování, jsme dokonce pozorovali, že poté, co se snížila početnost populace raka říčního v důsledku menší havárie na hlavním toku, zvýšila se naopak v tomto



Rak říční (*Astacus astacus*)



Rak kamenáč (*Austropotamobius torrentium*)

toku početnost populace raka kamenáče. Rak kamenáč se do toku dostal z méně vodných, ale čistších přítoků, které havárie nebyly zasaženy. V tomto případě chování raka kamenáče naznačuje, že pokud není vytlačen větším konkurentem, např. rakem říčním, a má možnost žít v toku sice více znečištěném, ale s většími průtoky a s více úkryty, jakost vody hraje menší roli. Rak říční byl v minulém století hospodářsky využíván na rozdíl od menšího raka kamenáče. Bylo tedy záměrem vysazovat na tocích právě raka říčního. Ten potom mohl vytlačit raka kamenáče jako silnější konkurent do menších přítoků, které jsou sice čistější, ale mnohdy vysychají a je v nich méně vhodných úkrytů. Vorburger et al. (1999) zkoumali chování raka kamenáče a raka signálního v laboratorních podmínkách. Konkurenční boj mezi raky nastával tehdy, když raci byli stejně velcí. V případě, že byl jeden z raků větší, k boji nedocházelo. Větší rak obsadil výhodnější stanoviště. Při pokusu byl rak kamenáč nakažen račím morem a po 2 týdnech uhynul. Vedlejší výsledky tohoto testu jasně ukazují velké nebezpečí fatálního přenosu račího moru z invazních druhů raků na naše domácí druhy.

Závěr

Bylo zjištěno, že statisticky významný rozdíl v jakosti vody v tocích s výskytem raka říčního a v tocích bez raků byl u parametrů BSK₅, minimální hodnota kyslíku, minimální hodnota pH, amonné ionty a dusitanu.

Nepodařilo se nám dokázat, že rak kamenáč vyžaduje pro svůj život v přírodních podmínkách lepší jakost vody než rak říční. Předběžné výsledky naznačují, že oba raci jsou stejně náročni na kvalitu vody. Rak říční i rak kamenáč dokáže přežít i ve vodách s horší kvalitou, ale populace na těchto lokalitách bývají oslabené a z tohoto důvodu i méně početné. V některých případech se stává, že část populace raků přežije přechodně i vysoké koncentrace znečišťujících látek v toku. Rak se dokáže skrýt buď v přítocích, nebo v norách zahloubených v březích. Pokud tyto vysoké koncentrace na lokalitě přetrvávají delší dobu, dochází u raků k oslabení imunitního systému (Yıldız, 2004), ke sníženému růstu (Lourey a Mitchell, 1995) a ke snížení hustoty populace. Z těchto všech důvodů není vhodné považovat raka říčního ani raka kamenáče za dobrý bioindikátor čistoty vody, ale spíše za kulturní dědictví, které je nutné chránit.

Poděkování

Děkujeme státním podnikům Povodí Vltavy, Ohře, Moravy, Odry a Labe za poskytnutí dat o jakosti vody v tocích ČR. Dále děkujeme AOPK ČR za poskytnutí dat o výskytu raků z Databáze AOPK ČR. Úkol je řešen za podpory výzkumného záměru MZP0002071101.

Literatura

- Allinson, G., Laurenson, L., Pistone, G., Stagnitti, F., and Jones, PL. (2000). Effects of dietary copper on the Australian freshwater crayfish *Cherax destructor*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 123 pp., sec. Guner.
- Appelberg, M. (1987). Some factors regulating the crayfish *Astacus astacus* L. in acid and neutralized waters. *Annales de la Societe Royale Zoologique de Belgique*, 117 suppl. 1: 166–179.
- Bohl, E. (1987). Comparative studies on crayfish brooks in Bavaria (*Astacus astacus* L., *Austropotamobius torrentium* Schr.). *Freshwater crayfish*, 7: 287–294, sec. Ďuriš.
- Cukerziz, JM. (1988). *Astacus astacus* in Europe. In Holdich, DM., Lowery, RS. (Ed.) *Freshwater Crayfish Biology, Management and Exploitation*. Timber Press, Portland: 309–340, sec. Ďuriš.
- Demers, A., Souty-Grosset, C., Trouillhé, MC., Füreder, L., Renai, B., and Gherardi F. (2006). Tolerance of three European native species of crayfish to hypoxia. *Hydrobiologia*, 560, 425–432.
- Ďuriš, Z. a Horká, I. (2005). Rešerše biologie a ekologie raků v České republice. – depon. in VÚV T.G.M., 31 pp.
- Füreder, L. and Reynolds, JD. (2003). Is *Austropotamobius pallipes* a good bioindicator? *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, 370–371, 157–163.
- Grandjean, F., Bramard, M., and Souty-Grosset, C. (1996). Distribution and proposals for the conservation of *Austropotamobius pallipes pallipes* in a French department. *Freshwater Crayfish*, 11, 655–664.
- Guner, U. (2007). Freshwater crayfish *Astacus leptodactylus* (Eschscholtz, 1823) accumulates and depurates copper. *Environmental Monitoring and Assessment*, 133, 1–3, 365–369.
- Jeberg, MV. and Jensen, FB. (1994). Extracellular and intracellular ionic changes in crayfish *Astacus astacus* exposed to nitrite at two acclimation temperatures. *Aquatic Toxicology*, 29, 65–72.
- Jongman, RHG., Ter Braak, CJF., and Van Tongeren, OFR. (1995). *Data Analysis in Community and Landscape Ecology*. Cambridge.
- Kladivová, V. a Svobodová, J. (2006). Lososové a kaprové vody. VÚV T.G.M., 26 s.
- Kozák, P., Polícar, T. a Ďuriš, Z. (2000). Rak kamenáč (*Austropotamobius torrentium* Schr.) – podklady pro vytvoření soustavy chráněných území NATURA 2000. *Závěrečná zpráva projektu*, depon. in AOPK ČR Praha a VÚRH Vodňany, 56 pp.
- Krupauer, V. (1982). *Raci. Český rybářský svaz*, Pardubice, 69 s.
- Laurent, P. (1973). *Astacus and Cambarus* in France. *Freshwater Crayfish*, 1, 69–78.
- Lloyd, R. (1992). *Pollution and freshwater fish*. Fishing. News books, Oxford, 176 pp.
- Lourey, M. and Mitchell, BD. (1995). The sublethal effects of unionised ammonia on growth of the yabby, *Cherax albidus* Clark. *Freshwater Crayfish* 10, 256–266.
- Machino, Y. and Füreder, L. (2005). How to find a stone crayfish *Austropotamobius torrentium* (Schränk, 1803): A biogeographic study in Europe. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, 376–377, 507–517.
- Pitter, P. (1999). *Hydrochemie*. Vydavatelství VŠCHT, Praha, 568 s.
- Polícar, T., Máčková, J. a Kozák, P. (2003). Akutní toxicita volného amoniaku a dusitanu pro ročky raka říčního (*Astacus astacus* L.). In Dočkal, P. a Máčková, J. (eds.) *Toxicita a biodegradabilita látek a odpadů významných ve vodním prostředí (Toxicity and Biodegradability of Substances and Wastes Important in Water Environment)*. Sborník referátů 11. konference Soláň 1.–3. 9. 2003 (Proceedings of the 11. Conference Soláň, Czech Republic), 215–222. [CD-ROM].
- Sládeček, V. (1988). Rak říční – *Astacus astacus* Linné. *Souborný referát pro JZD Mír v Práchech*, VŠCHT, 18. 1. 1988, Praha, 27 s.
- Svobodová, Z., Gelnarová, J., Justýn, J., Krupauer, V., Šimanov, L., Valentová, V., Vykusová, B. a Wohlgemuth, E. (1987). *Toxikologie vodních živočichů*. Praha: SZN, 231 s.
- Trouillhé, MC., Souty-Grosset, C., Grandjean, F., and Parinet, B. (2007). Physical and chemical water requirements of the white-clawed crayfish (*Austropotamobius pallipes*) in western France. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 17, 520–538.
- Vorburger, Ch. and Ribí, G. (1999). Aggression and competition for shelter between a native and an introduced crayfish in Europe. *Freshwater Biology* 42, 111–119.
- Yıldız, HY. and Benlí, ACK. (2004). Nitrite toxicity to crayfish, *Astacus leptodactylus*, the effects of sublethal nitrite exposure on hemolymph nitrite, total hemocyte counts, and hemolymph glucose. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 59, 370–375.
- Databáze AOPK ČR. Zdroj AOPK ČR.
- Databáze Vypouštění odpadních a důlních vod za rok 2006. Zdroj HEIS VÚV.
- Jakost vody v tocích v letech 1991–1992 a 2005–2006. Zdroj HEIS VÚV.
- Nařízení vlády č. 71/2003 Sb., o stanovení povrchových vod vhodných pro život a reprodukci původních druhů ryb a dalších vodních živočichů a o zjišťování a hodnocení stavu jakosti těchto vod.
- R Development Core Team (2008). *A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Zákon č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, v platném znění.

**RNDr. Jitka Svobodová, Ing. Jiří Pícek,
Ing. Karel Douda, Ing. Martina Beránková
Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v.v.i.
e-mail: Jitka_Svobodova@vuv.cz**

**Mgr. Monika Štambergová
Agentura ochrany přírody a krajiny ČR**

**RNDr. Pavel Vlach, Ph.D.
Gymnázium Blovice**

*Lektorovali RNDr. Jindřich Duras, Ph.D.,
prof. RNDr. Alena Sládečková, CSc., říjen 2008*

Key-words

noble crayfish, stone crayfish, spiny-cheek crayfish, water quality

The impact of the water quality on the crayfish population in the Czech Republic, comparison with legislation of the Czech Republic (Svobodová, J. et al.)

The article summarizes the results of work that compared whether water quality in streams with occurrence of stone and noble crayfish corresponds to limits set for salmonid waters in Government Decree No. 71/2003 Coll., on delimitation of surface waters suitable for life and reproduction of original fish species and other water animals and about detecting and evaluating quality of these waters. We have

SPOLEČNÝ PRŮZKUM DUNAJE 2 – NEJVĚTŠÍ EXPEDICE NA VELKÉM TOKU V ROCE 2007

Hana Hudcová, Ilja Bernardová

Klíčová slova

jakost vody, hydromorfologie, odpadní vody, invazivní druhy

Souhrn

S cílem vytvořit zcela srovnatelný a spolehlivý soubor informací o Dunaji a jeho přítocích, tedy poznatků, jež budou sloužit též jako podpora při rozhodování o opatřeních zaměřených na plnění požadavků vyplývajících z Úmluvy o spolupráci pro ochranu a trvalé využívání Dunaje a z implementace Rámcové směrnice EU, uspořádala Mezinárodní komise pro ochranu Dunaje v roce 2007 Společný průzkum Dunaje 2.

Úvod

Společný průzkum Dunaje 2 (JDS2) představoval nejrozsáhlejší průzkum významného mezinárodního toku na světě v roce 2007. Hlavním cílem akce bylo získat vzájemně porovnatelné a spolehlivé informace o jakosti vody a ekosystémech Dunaje a jeho významných přítoků. Vlastní průběh JDS2 koordinoval sekretariát Mezinárodní komise pro ochranu Dunaje (MKOD).

Mezinárodní komise pro ochranu Dunaje je organizace, kterou ustavily podunajské státy v roce 1998 za účelem naplnění Úmluvy o spolupráci pro ochranu a únosné využívání Dunaje, podepsané podunajskými zeměmi v roce 1994.

Monitoring jakosti vody řeky Dunaje započal v roce 1985 v rámci tzv. Bukureštské deklarace a jeho rozvoj pokračoval vytvořením Mezinárodní monitorovací sítě (TNMN) v roce 1992, která v současnosti zahrnuje 79 monitorovacích stanic v povodí. Od roku 1996 jsou výsledky jakosti vody každoročně publikovány v ročenkách TNMN. Jakkoli byly v minulosti uskutečněné expedice Equipe Cousteau (1993), Burgund Survey (1998) a Aquaterra (2004) úspěšné, byly zaměřeny pouze na mapování stavu vod určitého vymezeného úseku Dunaje.

Společný průzkum Dunaje 2 navazoval na první aktivitu tohoto druhu v povodí Dunaje – Společný průzkum Dunaje 1 (JDS1), který se uskutečnil v roce 2001. Jedním z cílů JDS2 bylo zhodnocení vývoje stavu vod na základě porovnání dat z obou těchto akcí. JDS2 přesahoval JDS1 především v tom, že byl výrazně rozšířen o nové parametry a nově byly

investigated whether significant differences between waters with occurrence of crayfish and without occurrence of crayfish exist. We have tried to verify whether the stone crayfish is more sensitive to the water quality than the noble crayfish.

It is evident from the results that locations with occurrence of our native crayfish demand waters in much higher quality than is set by the Government Decree No. 71/2003 Coll. Statistically it can be proven that the streams with occurrence of noble crayfish have higher water quality than streams where our original crayfish species do not range.

We failed to prove that the stone crayfish demands for its life in natural conditions higher water quality than the noble crayfish. The preliminary results show that both crayfish have similar demands on water quality.

do průzkumu zahrnutý i hlavní přítoky Dunaje, mezi nimi také řeky Morava a Dyje. Poprvé byl prováděn monitoring ryb a komplexně mapována hydromorfologie Dunaje.

Shromážděné informace umožní vytvořit v rámci MKOD nejrozsáhlejší, respektive nejpodrobnější databázi údajů charakterizujících stav povodí velkého toku, která zpřístupní mimo jiné značný rozsah informací získaných v rámci JDS2 o mnoha druzích organismů závislých na řece.

Cíle a rozsah Společného průzkumu Dunaje 2

Společný průzkum Dunaje 2 byl zaměřen na mapování a zhodnocení aktuálního stavu Dunaje protékajícího územím deseti států v celkové délce 2 600 kilometrů. Plavba tří lodí zajišťujících zázemí pro vlastní průzkumné aktivity – Argus (*obr. 1*), Szechényi a Piscius (Vienna 115) – byla zahájena v polovině srpna v Regensburgu a po 45 dnech průzkumu ukončena v deltě Dunaje v Rumunsku. První ze jmenovaných lodí sloužila jako hlavní průzkumné plavidlo s laboratoří, druhá poskytovala ubytování posádce a umožnila uskladnění nákladu a zásob, třetí vytvářela zázemí pro monitoring ryb.

Expedice je především příkladem efektivní mezinárodní spolupráce všech podunajských zemí, počínaje Německem a konče Ukrajinou, zahrnující jak členské, tak i nečlenské státy Evropské unie.

Do mezinárodního týmu JDS2 bylo nominováno 18 vědců z Německa, Rakouska, České republiky, Slovenska, Maďarska, Srbska a Rumunska. Tým se skládal z vedoucího a velké skupiny biologů, zahrnující odborníky na ichtyofaunu, fytozobentos, fytoplankton, makrozoobentos, makrofyta a mikrobiologii, chemiků a expertů na hydromorfologii.

Na základě vymezených cílů byly v průběhu JDS2 odebrány vzorky vod, sedimentů, plavenin a bioty z celkem 124 odběrových profilů. Z 96 profilů lokalizovaných na vlastním toku Dunaje bylo 24 situováno vždy v ústích hlavních přítoků či v bočních ramenech řeky. Další 28 profilů podchycujících stav vybraných přítoků – Moravy, Drávy, Tisy, Sávy, Veliké Moravy, Argesu, Oltu, Iskaru, Ruského Lomu, Jantry a Prutu – bylo v rámci JDS vzorkováno poprvé. Odběr vzorků na přítocích zajišťovaly národní týmy vědců. Odběr vzorků v povodí řeky Moravy, která odvádí vody z území ČR do Dunaje (odběrové profily Morava-Lanžhot, Dyje-Pohansko), zajistil národní tým složený ze šestnácti odborníků z VÚV T.G.M., v.v.i., pobočky Brno, Povodí Moravy, ČHMÚ Praha a Ústavu biologie obratlovců Akademie věd ČR Brno.

Vzorkování zahrnovalo čtyři různé matrice – povrchovou vodu, sedimenty, plaveniny a jednotlivé složky bioty (fytozobentos, fytoplankton, makrozoobentos, mušle a ryby) – každou s vlastním seznamem parametrů ke stanovení. Pro odběr makrozoobentosu byl poprvé kromě původní metody „kick-and-sweep“ použit air-lift (*obr. 2*).

Z důvodu značné náročnosti pokrýval průzkum ichtyofauny menší počet lokalit – kromě 45 předem vybraných profilů na vlastním toku Dunaje bylo 21 profilů situováno v ústích jeho přítoků. Tato část průzkumu byla zajišťována jako souběžná aktivita využívající vlastní plavidlo Piscius



Obr. 1. Argus – hlavní průzkumné plavidlo s laboratoří



Obr. 2. Odběr makrozoobentosu pomocí air-liftu

(Vienna 115) a člun s vybavením pro elektrický odlov ryb. Záštitu nad ichtyologickou částí převzal Společné výzkumné centrum Evropské komise v Ispře (EC-JRC/IES), realizaci prováděl mezinárodní tým ichtyologů. Výběr odběrových profilů a časový rozvrh průzkumu ryb byl harmonizován s programem vzorkování pro chemické a biologické analýzy.

Hydromorfologické mapování sestávalo z rámcového kontinuálního mapování stavu jednotlivých úseků Dunaje o délce přibližně 50 km v průběhu plavby a sběru podkladů pro detailní hodnocení prováděného při zastávkách lodí na jednotlivých odběrových lokalitách.

Celkově bylo v rámci JDS2 analyzováno a hodnoceno více než 280 ukazatelů jakosti vod dokumentujících aktuální stav znečištění vodního prostředí Dunaje a dalších sledovaných toků. Speciální pozornost byla v rámci monitorovacího programu věnována látkám relevantním v rámci požadavků Rámcové směrnice EU.

Určitý rozsah analýz byl prováděn již v průběhu cesty přímo v laboratořích umístěných na lodi Argus, ostatní vzorky byly rozesílány k analýzám do špičkových laboratořích po celé Evropě, vybraných ve výběrovém řízení sekretariátem MKOD.

Na provedení chemických analýz participovaly laboratoře Bavorského zemského úřadu životního prostředí (Bayerisches Landesamt für Umwelt) v Mnichově, Centra technologie vody (TZW) v Karlsruhe, Spolkového úřadu životního prostředí (Umweltbundesamt) ve Vídni, Výzkumného ústavu vodohospodářského v Praze a Brně, Výzkumného ústavu vodního hospodářství v Bratislavě, Výzkumného centra vodních zdrojů (VITUKI) v Budapešti, Rumunských vod (Apele Romane) a Národního výzkumného a vývojového ústavu ochrany životního prostředí (ICIM) v Bukurešti. Kromě podpory průzkumu ryb se na stanovení širokého spektra prioritních a jiných nebezpečných látek v několika maticích podílelo Společné výzkumné centrum Evropské komise v Ispře (EC-JRC/IES).

V České republice byly v laboratořích Výzkumného ústavu vodohospodářského T.G.M., v.v.i., analyzovány těžké kovy (Cd, Pb, Hg, Ni, Cr, Cu, Zn) a arzen, a to jak v povrchové vodě, tak v biotě (ryby, mušle) společně s polyaromatickými uhlovodíky (PAU) ve vodě a v sedimentech a dále alkyfenoly (AP) a polybromované difenylethery (PBDE) ve vodě.

Na biologickém průzkumu se podílely Univerzita přírodních a aplikovaných biologických věd ve Vídni, Limnologický ústav Rakouské akademie věd, Biologická fakulta na univerzitě ve Vídni, Lékařská univerzita ve Vídni, Spolkový ústav vodního hospodářství ve Vídni a Výzkumný ústav vodního hospodářství v Bratislavě.

Analýzy izotopů ^{137}Cs , ^{226}Ra , ^{228}Ra byly provedeny Ukrajinským hydro-meteorologickým ústavem (UHMI) v Kyjevě a analýzy stabilních izotopů $\delta^2\text{H}$, $\delta^{18}\text{O}$ a tritia ^3H v Rakouském výzkumném centru (ARC) v Seibersdorfu a v Mezinárodní agentuře pro atomovou energii (IAEA) ve Vídni. Měření radonu ^{222}Rn bylo zajištěno přímo v laboratoři na lodi Argus.

V průběhu JDS2 probíhaly v jednotlivých zemích tiskové konference zaměřené na propagaci této ojedinělé aktivity. Veřejné zahájení JDS2 se konalo dne 14. srpna v Regensburgu (Německo) a následně tiskové konference proběhly při zastávkách průzkumných lodí ve Vídni (Rakousko), Bratislavě (Slovensko), Budapešti (Maďarsko), Ruse (Bulharsko), Vítkovo (Ukrajina) a Turnu Severin (Rumunsko). Závěrečná tisková konference byla uspořádána dne 27. září ve městě Tulcea při ústí Dunaje do Černého moře (Rumunsko).

Velké množství letáků a materiálů, které informovaly o průzkumu a významu této aktivity, bylo distribuováno v rámci tiskových konferencí v angličtině i některých dalších jazycích.

Aktuální informace o průběhu cesty přinášely denně speciální internetové stránky věnované JDS2 (<http://www.icpdr.org/jds>). V grafické podobě zde byly každodenně uveřejňovány aktuální výsledky terénních měření a analýz deseti základních ukazatelů jakosti vod.

Klíčové poznatky získané ze Společného průzkumu Dunaje 2

Biologické hodnocení

Celkové biologické hodnocení stavu Dunaje a jeho přítoků sestávalo z hodnocení následujících složek: makrozoobentos, makrofyta, fyto-bentos, fytoplankton, ichtyofauna, zooplankton a mikrobiologie. Prvních pět složek je závazně dáno Evropskou směrnicí EU pro hodnocení ekologického stavu toku. Protože pro celkové hodnocení ekologického stavu podle Rámcové směrnice EU nemůže být jednorázové měření v rámci JDS2 použito, bylo toto hodnocení označeno jako indikativní.

Výsledky hodnocení makrozoobentosu prokázaly, že téměř 80 % odběrových míst na Dunaji indikuje s ohledem na organické znečištění známky dobrého ekologického stavu vod. Většina profilů (58) vykazuje dobrý ekologický stav, dalších devět lokalit indikuje velmi dobrý ekologický stav. U osmi profilů byl indikován průměrný ekologický stav a u tří profilů indikace odpovídala poškozenému stavu. Silné organické znečištění, výrazně ovlivňující vodní organismy, bylo zjištěno v Dunaji na území Srbska pod městem Pančevo a v Rumunsku pod městem Giurgeni, dále také u přítoků Sio, Jantar a Rusenský Lom. Nejzávažnější situace je v důsledku nadměrného znečištění v rumunském přítoku Arges, kde nebyl nalezen

ani jeden makrozoobentický druh. Celkově bylo v průběhu expedice zdokumentováno 441 druhů makrozoobentosu. Byl zjištěn výskyt několika vzácných druhů bezobratlých, např. *Palingenia longicauda* v řece Prut, *Theodoxus transversalis* – dříve široce rozšířený druh, nyní žijící pouze v dolním úseku Dunaje. Ve vlastním toku Dunaje bylo nalezeno několik invazivních druhů náležejících, až na několik výjimek, do skupin *Crustacea* a *Mollusca*. Na území Rakouska byl poprvé dokumentován druh *Corophium robustum*. Zcela nový druh pro celý Dunaj představuje *Crangonyx pseudogracilis*. Na horním a středním toku Dunaje tvořily invazivní druhy okolo 40 % taxonomicky identifikovaných druhů. Pro hodnocení ekologického stavu lze proto jejich klasifikaci označit jako klíčovou.

Fyto-bentos je brán jako spolehlivý indikátor dlouhodobých eutrofizačních procesů. Výsledky sledování biomasy a diverzity společenstva fyto-bentosu ukazují na nárůst znečištění živinami a degradaci vodního prostředí v podélném profilu Dunaje. K hodnocení ekologického stavu vod pomocí fyto-bentosu byl využit slovenský klasifikační systém. Většina vzorků odpovídala druhé až čtvrté třídě jakosti vod. Celkově bylo identifikováno 443 druhů fyto-bentosu, přičemž převládaly cyanobakterie a zelené řasy. Červená řasa *Hildebrandia rivularis* byla nalezena v prostoru zdrže Abwinden-Asten. Nižší po toku se vyskytovala společně s dalším zástupcem červených řas *Bangia atropurpurea* v prostoru zdrže Greifenstein. Nejvyšší koncentrace biomasy fyto-bentosu byla zjištěna v nádržích Železná vrata.

Stanovení fytoplanktonu prokázala, že převážná část sledovaného úseku Dunaje je v přijatelném stavu. Zvýšená úroveň chlorofylu-*a* a biomasy fytoplanktonu byla zjištěna jen na jeho středním toku (nad přítokem řeky Dráva, v oblasti města Novi Sad v Srbsku a pod zaústěním řeky Tisy). Špatný stav byl indikován u tří přítoků – Arges, Veliká Morava a Sio. Při průzkumu bylo v úhrnu identifikováno 327 druhů řas oproti 261 druhům v roce 2001. Ve většině vzorků z Dunaje a jeho přítoků převládaly rozsivky a zelené řasy. Sinice tvořily poměrně významný podíl fytoplanktonu v některých hlavních přítocích Dunaje. Vysoká koncentrace biomasy fytoplanktonu byla zjištěna mezi profily Baja (Maďarsko) a Grocka (Srbsko), nejvyšší koncentrace biomasy byla prokázána v oblasti ústí řeky Tisy do Dunaje. Koncentrace chlorofylu-*a* i množství biomasy fytoplanktonu byly ve srovnání s výsledky JDS1 obecně nižší, diverzita fytoplanktonu však zůstala zachována. Tyto výsledky signalizují zlepšování jakosti vod v povodí Dunaje, je však třeba přihlídnout k faktu, že při průzkumu JDS2 byly odlišné hydrologické podmínky – vyšší vodní stavy, a projevil se tak i výraznější efekt ředění znečištění.

V rámci JDS2 byl ve sledovaném úseku Dunaje včetně jeho přítoků uskutečněn první **průzkum rybiho společenstva**. K odběru ryb byl použit elektrický agregát v kombinaci s odlovem ryb pomocí sítí během dne i v noci (*obr. 3*).



Obr. 3. Průzkum ichtyofauny – odlov ryb

Úhrnem bylo odloveno 64 000 ryb, které taxonomicky odpovídaly 71 druhům. V hlavním toku bylo zjištěno 66 druhů, v přítocích 58 druhů. Na základě průzkumu ryb se ukázalo, že pouze u jedné třetiny sledovaných profilů lze označit stav jako dobrý. Změny hydromorfologie představují velkou zátěž pro rybí populaci v horní části Dunaje, ve střední a spodní části Dunaje je to naopak kvalita vody. Vysoká druhová diverzita stavů Dunaj do popředí mezi evropskými řekami. Invazivní druhy lze označit za vzrůstající hrozbu tohoto toku, a proto je nutné, aby byla jejich podrobnějšímu hodnocení věnována pozornost. Z celkového počtu ulovených ryb tvořila téměř 50 % okleř obecná (*Alburnus alburnus*). Vyskytovala se ve všech sledovaných profilech Dunaje. Ve vzorcích bylo zjištěno velmi málo nemocných, deformovaných, zraněných nebo parazity infikovaných ryb. Obecně se tedy jeví rybí populace Dunaje poměrně zdravá. Migrující druhy (jeseterovití a sledovítí) byly zachyceny velmi zřídka. Nízká přítom-

nost migrujících druhů může signalizovat vážné narušení kontinua toků, v daném povodí je však třeba přihlídnout k tomu, že z hlediska výskytu těchto druhů nebylo načasování odběrů optimální. V průběhu průzkumu byly zachyceny také některé z nepůvodních druhů ryb v širokém rozpětí výskytu a hojnosti, indikující vliv antropogenních aktivit na změny ve složení rybiho společenstva. Podél regulovaných a opevněných úseků břehů na horním a středním toku Dunaje bylo zjištěno velké množství zástupců rodu hlaváčů (*Neogobius* spp.) imigrujících z Černého moře spolu s původním dunajským druhem mňíkem jednovousým (*Lota lota*). Naproti tomu v úseku pod nádržími Železná vrata, kde je již vliv hydro-morfologie Dunaje méně výrazný, byl výskyt těchto druhů nízký. Výskyt některých původních druhů je negativně ovlivněn nedostatkem šterko-vých břehů a mělin poskytujících úkryty podél břehů. Patří sem typicky masově se vyskytující druhy ryb, které byly hojně do šedesátých let minulého století, např. parma říční (*Barbus barbus*), ostroretka stěhovavá (*Chondrostoma nasus*), stejně jako druhy specifické pro Dunaj – drsek menší (*Zingel streben*), drsek větší (*Zingel zingel*) a hlavatka podunajská (*Hucho hucho*). Říční kontinuum Dunaje s původními bočními a odstave-nými rameny bylo silně změněno provedenými regulacemi a využíváním vodní energie tohoto toku. Uvedené zásahy vedly k podstatnému snížení počtu zástupců druhů, jež preferují pomalou nebo stojatou vodu, jako např. perlin ostrobříhý (*Scardinius erythrophthalmus*) a lín obecný (*Tinca tinca*). Jasně převažují druhy, které nemají speciální nároky na prostředí a v minulosti se vyskytovaly na dolním toku Dunaje, např. plotice obecná (*Rutilus rutilus*), karas stříbřitý (*Carassius gibelio*), cejnek malý (*Blicca bjoerkna*) a ouklej obecná (*Alburnus alburnus*).

Výsledkem **průzkumu makrofyt** bylo podchycení celkem 69 druhů této skupiny. Mezi oblastí s nejvyšším počtem identifikovaných druhů makrofyt patří ústí řek Drávy, Tisy a Sávy do Dunaje. Neočekávaný rozvoj okřehek (*Lemna* spp.) v hlavním toku Dunaje pravděpodobně souvisel s poměrně teplou zimou. Kapradina nepukalka plovoucí (*Salvinia natans*), vyžadující teplé poměry, byla zjištěna v odstavených ramenech Dunaje u Vídně. Výskyt tokozelky nadmuté neboli vodního hyacintu (*Eichhornia crassipes*) signalizuje ovlivnění vodního prostředí lidskou činností. Rozšíření tohoto invazivního druhu má mnoho negativních projevů: omezuje lodní dopravu, rekreaci, rybaření, snižuje přestup kyslíku a světla do vody a vytlačuje původní vegetaci. Submerzní invazivní druh vodní mor americký (*Elodea nuttallii*), migrující ze západní Evropy dolů po toku do dunajské delty, nahrazuje vodní mor kanadský (*Elodea canadensis*). Mezi významné nálezy lze zařadit také výskyt vzácných, resp. ohrožených druhů makrofyt, např. *Wolfia arrhiza*, *Trapa natans* i *Azolla filiculoides*, které se zřídka vyskytují v oblastech mírného klimatu. Poprvé byl ve slovenském úseku Dunaje rovněž zjištěn výskyt druhu bublinatka obecná (*Utricularia vulgaris*), jenž je v Maďarsku zařazen mezi ohrožené druhy. Hodnocení makrofyt v rámci JDS2 prokázalo, že společenstvo makrofyt rostoucích v regulovaných, avšak volně proudících úsecích Dunaje často odpovídalo podmínkám dobrého ekologického stavu a v některých místech odpovídalo dokonce přírodě blízkému stavu. V dolním úseku Dunaje se projevil nepříznivý vliv některých přítoků – Sio, Rusenski Lom, Arges, Siret a Prut. Chybějící nebo nízký počet makrofyt při ústích těchto přítoků indikoval poškozený stav. Vodní nádrže Železná vrata si drží zvláštní pozici jako prastarý katarakt, podobný původnímu vodopádu rozprostírajícímu se kdysi mezi středním a dolním úsekem Dunaje. Omezená šířka Dunaje v úzkých říčních souvisl s výskytem skalnatých břehů a peřejí, zatímco jeho širší úseky s klidnějším tokem vytvářejí lokality s příhodnými podmínkami pro velmi rozmanité druhy makrofyt.

Vyhodnocením zooplanktonu bylo indikováno celkem 126 druhů zahrnujících 87 druhů vírníků (*Rotatoria*), 30 druhů perlooček (*Cladocera*) a 9 druhů klanonožců (*Copepoda*). Druhové složení zooplanktonu v Dunaji se vyznačuje značnou variabilitou. Zastoupení zooplanktonu bylo ve srovnání s JDS1 evidentně nižší. Největší zastoupení zooplanktonu bylo v pomalu tekoucích vodách na středním toku Dunaje, zejména v srbském úseku Dunaje, který je zároveň oblastí, kde se eutrofizace vod projevuje nejvýrazněji. V průběhu zorkování byl v několika úsecích Dunaje zjištěn vysoký podíl larev. Přestože nebyly druhově indikovány, je pravděpodobné, že náležely k velmi invazivnímu druhu sladkovodního míže korbikula asijská (*Corbicula fluminea*).

Fekální znečištění společně s mikrobiální kontaminací představují zásadní problém celého povodí Dunaje. Do Dunaje a jeho přítoků se dostávají nedokonalé čistěné odpadní vody jak z komunálních zdrojů, tak z průmyslu, farem i pastvin. Na základě stanovení indikátoru fekálního znečištění *E. coli* vykazovalo 25 % lokalit sledovaných v rámci JDS2 velmi dobrou kvalitu vody, na základě stanovení počtu enterokoků 50 % lokalit. Mikrobiální znečištění signalizuje zhruba jedna třetina profilů (22 vzorků z Dunaje a 9 vzorků z přítoků či bočních ramen Dunaje). Za nejvíce zatížené lokality lze označit přítoky Arges a Rusenski Lom, na vlastním toku Dunaje úsek mezi Budapeští a Bělehradem a také dunajská ramena Ráckeve-Soroksár a Moson Danube.

Výsledky **ekotoxikologických stanovení** ve vzorcích dunajských sedimentů neprokázaly významný toxický účinek.

Hodnocení chemických ukazatelů

Průzkum základních chemických ukazatelů provedený v rámci JDS2 prokázal významný pokles koncentrace dusičnanů ve vodě směrem po toku Dunaje a relativně konstantní průběh koncentrací amoniaku podél tohoto toku s maximem podchyceným ve vodních nádržích Železná vrata. U přítoků byla zjištěna nejvyšší koncentrace v ústí rumunského přítoku Arges způsobená vypouštěním velkého množství silně znečištěných odpadních vod z Bukurešti. Koncentrace organického dusíku byly naproti tomu v celém sledovaném úseku Dunaje, i v ústích vybraných přítoků nízké. Množství organického dusíku v sedimentech narůstalo směrem po toku až k dolnímu úseku Dunaje, kdy byly naměřeny vysoké koncentrace v profilech ovlivněných přítokem Arges. Nízké koncentrace fosforečnanů v horním úseku Dunaje se v jeho dolním úseku mírně zvyšovaly, a to v důsledku vypouštění komunálních odpadních vod obsahujících fosfor z detergentů. Lom dle dvou přítoků s vysokou koncentrací fosforečnanů – řek Rusenski Lom a Arges – vykazovala většina přítoků koncentrace odpovídající hodnotám v Dunaji. Organický dusík a celkový fosfor ve vzorcích plavenin vykazovaly shodný průběh podél Dunaje s maximem ve středním úseku toku. Ve vzorcích plavenin odebraných v ústích přítoků byl ve srovnání s Dunajem naměřen nižší obsah organického dusíku i celkového fosforu. Výjimkou je přítok Velika Morava, kde byly hodnoty poměrně vysoké. Srovnání výsledků JDS2 a JDS1 ukazuje, že časový vývoj koncentrací amoniakálního dusíku, dusitanů a celkového fosforu nevykazuje výrazné změny. V rámci JDS2 byly však naměřeny většinou vyšší koncentrace dusičnanů, rozpustných křemičitanů a naopak nižší koncentrace organického dusíku. Také koncentrace fosforečnanového fosforu, měřené v průběhu JDS2, byly s výjimkou střední části Dunaje celkově nižší.

Koncentrace prioritních organických látek sledovaných v rámci JDS2 byly ve srovnání se stavem v roce 2001 nižší, což ukazuje na to, že opatření redukující emise prioritních látek do prostředí začínají být účinná. Nicméně jsou zde výjimky. Di-2-ethylhexylftalát (DEHP) byl nalezen téměř ve všech vzorcích vody v relativně vysokých koncentracích. Požadovaný limit EQS byl u 44 % vzorků povrchové vody poměrně vysoce překročen. Nejvyšší koncentrace byly nalezeny u měst Wildungsmauer (Rakousko) a Dunaföldvár (Maďarsko). Také na lokalitách v Německu a na středním toku Dunaje byly podchyceny vysoké koncentrace. Velké rozdíly v koncentracích vzorků nad a pod Budapeští ukazují na nedostatečné čištění odpadních vod a na značný vliv průmyslových aktivit v okolí Budapešti na stav Dunaje. Koncentrace nonylfenolů a tributylinu nesplňovaly požadavky Rámcové směrnice EU na několika odběrových místech. Nejvyšší hodnoty alkyfenolů byly zachyceny v rumunských přítocích Arges a Rusenski Lom. Koncentrace 4-isononylfenolu překročila limit EQS na třech odběrových místech těchto toků, což signalizuje přímé vypouštění nečištěných či nedostatečně čištěných odpadních vod. V plaveninách bylo nejvyšší množství 4-isononylfenolu detekováno pod Budapeští, kde je ve výstavbě nová centrální čistírna odpadních vod. Vliv odpadních vod z Budapešti na Dunaj je zřetelný ještě 200 kilometrů pod tímto městem. Také srbské přítoky Tisa a Velika Morava jsou na základě naměřených vyšších hodnot 4-isononylfenolu v plaveninách zjevně ovlivněny nedostatečně čištěnými odpadními vodami. Tributylin byl detekován v osmi z 23 detailně analyzovaných vzorků vody. Trichlorbenzen byl nalezen v koncentraci přesahující limit EQS pouze v jednom vzorku vody odebraném u města Oberloiben v Rakousku. Většina hodnot polycyklických aromatických uhlovodíků (PAU) nepřekročila ve vzorcích vody limit EQS. Naměřené hodnoty PAU v sedimentech byly o jeden řád nižší než v Labi. Jednotlivě se z polyaromatických uhlovodíků vyskytovaly v sedimentech a plaveninách nejvíce fluoranten a pyren.

Při detailní analýze bylo v rámci JDS2 sledováno celkem 34 vybraných ve vodě rozpustných specifických organických sloučenin, které zahrnují farmaceutika (např. ibuprofen, diclofenac, sulfamethoxazol, carbamazepin), pesticidy a produkty jejich odbourávání (např. bentazon, 2,4-D, mecoprop, atrazine, terbutylazin, desethylterbutylazin), perfluorované kyseliny (PFOS a PFOA) a látky s vlivem na endokrinní systém (nonylfenol, NPE1C, bisfenol A a estron). V Dunaji i ve všech jeho přítocích byly při porovnání s požadavky Rámcové směrnice EU podchyceny prioritní látky atrazin, simazin, isoproturon a diuron v koncentracích nacházejících se v oblasti přípustných hodnot, a to zhruba na úrovni jiných velkých evropských řek jako Rýn, Labe nebo Pád. Z organochlorovaných pesticidů (OCP) – DDT, aldrin, dieldrin, endrin a lindan – byla většina ve vodním prostředí podchycena v množství o jeden až o dva řády nižšími, než jsou hodnoty EQS. Pouze hexachlorocyclohexan (HCH) – např. lindan – dosáhly na několika málo profilech hodnot stejného řádu, jako jsou hodnoty EQS. Rozmístění profilů s vysokým obsahem HCH kopíruje stav při JDS1. V přítocích Dráva, Sáva a Velika Morava byly indikovány vesměs nižší koncentrace než v Dunaji samotné. Naměřené hodnoty polychlorovaných dibenzo-p-dioxinů a dibenzofuranů (PCDD/Fs) a polychlorovaných bifenyly (PCB) v sedimentech byly ve srovnání s Labem o více než jeden řád nižší. Pouze pod městem Pančevo v Srbsku byla mírně překročena bezpečná hodnota pro sedimenty u parametru PCDD/Fs. Toto místo

vykazovalo také velké množství EC6 PCB, ale k překročení německého limitu pro sedimenty u žádného ze sledovaných profilů v tomto ukazateli nedošlo. Polybromované difenyletery (PBDE) byly detekovány ve všech analyzovaných vzorcích. Výsoké koncentrace PBDE ve vodě, sedimentech a plaveninách byly naměřeny v Dunaji v úseku od Dunaföldváru v Maďarsku po Starou Palanku v Srbsku. Nejvyšší koncentrace PBDE byly naměřeny ve vodě a v plavenině na lokalitě mezi chorvatským městem Ilok a srbským městem Bačka Palanka, v sedimentech výše po toku v ústí Drávy do Dunaje. Množství PBDE v sedimentech Dunaje navyšují přítoky Dráva, Sáva a Velika Morava.

Koncentrace těžkých kovů a arzenu se pohybovaly ve stejném, u několika kovů nižším rozmezí jako ve vzorcích analyzovaných v rámci JDS1. U prioritních těžkých kovů byl limit EQS překročen jen na třech odběrových lokalitách: koncentrace rtuti ve dvou profilech Dunaje pod Budapeští a koncentrace niklu na soutoku Timoku s Dunajem. Významný vliv dvou velkých přítoků – Tisy a Sávy – se projevil ve vzorcích plavenin a sedimentů na dolním toku Dunaje, kde byly naměřeny zvýšené koncentrace kadmia. V důsledku transportu těchto látek v toku se toto ovlivnění projevilo v plaveninách asi o 1 000 km níže pod soutokem Dunaje se Sávou. Zvýšené koncentrace rtuti byly detekovány v přítocích Váh a Velika Morava a v celé délce Dunaje od soutoku s Váhem až po vodní nádrž Železná vrata. Vysoký obsah niklu v plaveninách prokazuje oproti koncentracím naměřeným ve vzorcích sedimentů významný vliv transportu tohoto znečištěné plaveninami. Podélný profil koncentrací niklu v plaveninách z Dunaje jasně prokazuje vliv řek Sávy a Veliké Moravy. Ve vzorcích tkání cejna velkého (*Abramis brama*), odebraných na 11 profilech podél Dunaje mezi Kelheimem a dunajskou deltou, byly zjištěny relativně vysoké koncentrace rtuti. Nejvyšší hodnota rtuti byla naměřena ve vzorku z horního toku Dunaje u Kelheimu. Koncentrace kadmia a olova se pohybovaly v relativně nízkých hodnotách. K přesnějšímu vymezení antropogenní zátěže vod Dunaje a jeho přítoků kovy chybí hodnoty přírodního pozadí v jednotlivých oblastech, které by mohly zpřesnit limity EQS pro jednotlivé sledované parametry a dané oblasti.

V rámci **radiologických analýz** byla indikována kontaminace vody a pevných částic izotopem cesia ^{137}Cs pocházejícího v Dunaji hlavně z havárie jaderné elektrárny Černobyl v dubnu 1986, kdy byla zjištěna nejvyšší kontaminace v horním úseku Dunaje. Porovnáním hmotnostních aktivit cesia v sedimentech Dunaje mezi rokem 1988 a 2007 byl prokázán jejich desetinásobný pokles. Přitom jsou od roku 2001 v celé délce Dunaje měřeny konstantní hodnoty hmotnostních aktivit cesia s výjimkou jeho středního toku. Zde byly naměřeny zvýšené hodnoty ^{137}Cs , což je vysvětlováno lokálními erozí půdy a transportem sedimentů. Vzhledem ke klesající umělé radioaktivitě cesia s ní není spojené zdravotní riziko. Výsledky stanovení cesia ^{137}Cs ve vzorcích sedimentů neprokázaly významný toxický efekt. Radionuklidy radium ^{226}Ra a radium ^{228}Ra , vyskytující se přirozeně v sedimentech Dunaje a jeho přítoků, byly nalezeny v rozmezí běžných geochemických hodnot. Lze tedy konstatovat, že se Dunaj v roce 2007 nacházel v dobrém radioekologickém stavu, nicméně naměřené regionálně zvýšené koncentrace v přítocích Inn a Velika Morava jsou zřejmě způsobeny erozí kontaminovaných půd (havárie Černobylu) nebo emisemi z průmyslových zdrojů (těžební průmysl). V rámci JDS2 byla mimoto sledována paleta dalších izotopů ($\delta^2\text{H}$, $\delta^{18}\text{O}$, ^3H , ^{222}Rn), jejichž zhodnocení by mělo vést ke zpřesnění hydrologické a geochemické charakterizace povodí Dunaje. Výsledky získané v rámci JDS2 potvrdily dříve získané poznatky vyzdvihující dominantní roli přítoků včetně jejich mísení s podzemními vodami ze zvodněných vrstev v nivě Dunaje. Množství stabilních izotopů $\delta^2\text{H}$ a $\delta^{18}\text{O}$ v Dunaji ovlivňuje, vzhledem ke své vodnosti a vysokému obsahu izotopů, především přítok Inn. S výjimkou některých přítoků, např. Sio, neindikují naměřené hodnoty stabilních izotopů $\delta^2\text{H}$ a $\delta^{18}\text{O}$ ve vodě významnou evaporaci v povodí Dunaje. Zjištěné hodnoty tritia ^3H , pohybující se všechny pod zdravotním limitem, indikují určité ovlivnění přítoků Váh a Morava emisemi z jaderných elektráren. Na základě měření radonu ^{222}Rn bylo největší množství vývěrů podzemních vod zjištěno v horním úseku Dunaje, malé množství vývěrů pak ve střední a dolní části Dunaje.

Výsledky hydromorfologického hodnocení

Hodnocení hydromorfologických podmínek ukázalo, že asi 40 % délky sledované části toku Dunaje je v uspokojivém stavu. Situace v dolním Dunaji je v tomto směru příznivější než v horních úsecích tohoto toku. Na druhou stranu asi třetina délky sledovaného úseku Dunaje je silně ovlivněna lidskými aktivitami, s mnoha oblastmi vyžadujícími určitou pozornost. Relativně dobrý stav, zjištěný při hydromorfologickém průzkumu Dunaje, může být dobrým podkladem pro udržení tohoto stavu do budoucna a může sloužit jako základ pro další revitalizační aktivity. Co se týká hodnocení stavu vlastního koryta Dunaje, do 1. kategorie (přírodě blízký stav) nelze zahrnout žádný úsek, do 2. kategorie (lehce ovlivněný) pouze 40 %, do 3. kategorie (středně ovlivněný) jen 28 %, do 4. kategorie (silně ovlivněný) zhruba 29 % a do 5. kategorie (velmi silně ovlivněný) asi 3 % délky toku. Změnami hydromorfologie koryta

toku je nejvíce poznamenán horní úsek Dunaje na území Německa a Rakouska. Pouze v několika oblastech, jako jsou Straubing-Vilshofen v Bavorsku, Wachau a úsek pod Vídní v Rakousku, je koryto v přírodě blízkém stavu či s neovlivněným prouděním. Zcela modifikované, kanalizované úseky toku zahrnují úseky v okolí velkých měst a úseky jezových zdrží s vodními elektrárnami. Naopak střední a dolní úseky Dunaje jsou ovlivněny jen třemi inženýrskými díly – vodním dílem Gabčíkovo a nádržími Železná vrata. Jako středně ovlivněné koryto byl klasifikován úsek Dunaje v Maďarsku, kde došlo k podstatné redukci délky toku napřímením, a to již v 17. století. Kvůli změnám koryta pro říční dopravu a protipovodňovou ochranu nelze ani jeden úsek Dunaje zahrnout do 1. kategorie. Břehy Dunaje jsou na území Německa a Rakouska upraveny a ve značném rozsahu zpevněny. Dále po toku byly břehy zpevněny pouze v intravilánu měst. Ve větším rozsahu jsou břehy Dunaje upraveny na území Maďarska. Přírodě blízký charakter břehů řeky byl zaznamenán na dolním toku Dunaje, hlavně na území Srbska, Bulharska a Rumunska (celkem 17 % délky toku). Pouze v několika úsecích Dunaje je stále ještě zachován kontakt s říční nivou (celkem 21 % délky sledovaného úseku Dunaje). Největší zachovalé části říční nivy jsou na území Dunajského národního parku (Rakousko, 10 000 ha), Dunajsko-drávského národního parku (Maďarsko, 28 000 ha – dunajská část), národního parku Kopački Rit a Gornje Podunavlje (Chorvatsko, Srbsko, přibližně 40 000 ha), oblast lužních lesů nad soutokem Dunaje a Tisy (Srbsko, 20 000 ha), chráněná oblast ostrova Braila (Rumunsko, 20 000 ha) a především v dunajské deltě (Rumunsko, Ukrajina, přibližně 500 000 ha).

Souhrnné zhodnocení klíčových poznatků získaných v rámci Společného průzkumu Dunaje 2

Závěry šetření provedených v rámci JDS2 potvrdily snížení znečištění v řece Dunaj ve srovnání s rokem 2001 a další pozitivní výsledky spolupráce podunajských zemí na zlepšování kvality vody v tomto povodí. Na tomto toku zůstaly stále ještě zachovány významné populace původní flóry a fauny typické pro velké toky. U řady důležitých chemických a biologických parametrů bylo ve srovnání se stavem v roce 2001 prokázáno určité zlepšení. Mimoto první systematický hydromorfologický průzkum tohoto toku identifikoval velké oblasti, které jsou téměř v přírodě blízkém stavu (obr. 4).



Obr. 4. Soutěšky Kazaně jsou jedním z nejhezčích míst na Dunaji

Zároveň však závěry z JDS2 potvrzují nutnost pokračovat v implementaci opatření vedoucích ke zlepšování ekologického stavu Dunaje. Především je nutné trvat na dalším snižování nutrientů a organických polutantů. Dunaj stále ještě vykazuje známky zhoršení kvality vody pod velkými městy, projevující se i na celé řadě přítoků, což je výsledek nedostatečného či neexistujícího čištění komunálních odpadních vod. Proto je potřebné urychlit intenzifikaci, popřípadě vybudování čistíren odpadních vod v tomto povodí, zejména u měst jako je např. Budapešť, Bělehrad a Bukurešť. Dále je nutné zvýšit kontrolu znečištění pocházejícího z průmyslových zdrojů situovaných na velkých přítocích. Také by mělo pokračovat společné úsilí zaměřené na snižování znečištění ze zemědělství – nutrientů i pesticidů. Zejména je třeba zajistit, aby rozvoj v ekonomické oblasti nezpůsobil zhoršování kvality vody. Některé silně znečištěné úseky toků vyžadují přítom více pozornosti, než tomu bylo doposud. Pro dosažení dobrého ekologického stavu Dunaje je třeba pokračovat v pozitivním úsilí orientovaném na obnovování zničených přírodních oblastí, jako jsou například záplavová území v okolí měst Mnichov

a Vídeň, ostrovy Belene a dunajská delta. Je nutné i nadále pokračovat v diskusi s jednotlivými provozovateli v oblastech navigace, vodních elektráren a průmyslu na výrobu detergentů o opatřeních redukcí zátěží vod a stávající problémy řešit adekvátním způsobem.

V rámci průzkumu byla identifikována nová témata pro další šetření a výzkum, jako jsou například množství rtuti v tkáních ryb či zdroje polutantů v některých problémových přítocích. Rovněž vysoký počet nepůvodních druhů ryb a dalších organismů v povodí řeky Dunaje, který by mohl být způsoben změnou klimatu, si vyžaduje další výzkum. Novým stále narůstajícím negativním fenoménem v mnoha úsecích Dunaje je velké množství odpadků, jako jsou plastové láhve a další vesměs rozměrný odpad. Tato situace by se měla stát také předmětem zájmu široké veřejnosti.

Klíčové výsledky Společného průzkumu Dunaje 2, syntetizující poznatky z průběhu této unikátní expedice, byly v září 2008 veřejně prezentovány zástupci Sekretariátu MKOD na Světovém kongresu a výstavě o vodě ve Vídni. Závěrem je třeba připomenout, že cílem tohoto článku bylo podat stěžejní informace a zajímavé výstupy z této významné mezinárodní aktivity, přičemž tabulární a grafické výstupy společně s podrobnějšími výsledky jsou uvedeny v Souhrnné zprávě z JDS2, která je umístěna na internetové stránce <http://www.icpdr.org/jds/publications>.

SLEDOVÁNÍ JAKOSTI VODY V POVODÍ FLÁJSKÉHO POTOKA V KRUŠNÝCH HORÁCH

Petr Lochovský

Klíčová slova

huminové látky, jakost vody, vodárenské nádrže, transport DOC

Souhrn

Práce se zabývá sledováním jakosti vody v povodí Flájského potoka v Krušných horách. Od pramenišť, která leží v rašelinistech v horních partiích potoka, směrem k vodárenské nádrži Fláje se projevují kvalitativní i kvantitativní změny v jakosti odtékající vody. V důsledku řešení rašelinových vod vodami s nízkým obsahem DOC dochází v podélném profilu potoka k významnému nárůstu hodnot pH a konduktivity a poklesu koncentrace DOC. Hlavní zdroj DOC ve vodách povodí Flájského potoka představují rašelinistě v oblasti pramenišť; lesní porosty a zatravněné plochy ležící v nižších polohách povodí přispívají k celkové zátěži již výrazně méně. Odnosy DOC z povodí probíhají nárazově, v závislosti na aktuálních srážkových poměrech a předchozí srážko-odtokové situaci. V období sucha se na celkovém odtoku vody Flájského potoka uplatňují zejména vody bazálního odtoku, které obsahují velmi nízké koncentrace DOC, avšak vyšší koncentrace minerálních látek; pH těchto vod je prakticky neutrální. V rašelinových vodách byly kromě vysokých koncentrací DOC analyzovány i vysoké koncentrace železa a hliníku, a naopak velmi nízké koncentrace síranů a dusičnanů, jejichž obsah byl nepřímo úměrný obsahu DOC.

Úvod

V České republice i dalších evropských státech jsou k přípravě pitné vody stále více využívány malé i větší vodárenské nádrže v horských a podhorských oblastech. Jejich výhodou je poměrně kvalitní surová voda, která není znečištěna polutanty z průmyslové výroby, městských aglomerací a zemědělské produkce. Okolí nádrží je pak převážně využíváno pro lesní hospodaření. Obdobně je tomu i u vodárenské nádrže Fláje, postavené v letech 1960–1963 pro získání kvalitního zdroje pitné vody, zejména pro městské aglomerace Litvínova, Mostu, Teplic a Ústí nad Labem. Od začátku 90. let lze však ve vodě této nádrže, stejně jako u vodárenských nádrží středněhorských oblastí řady evropských zemí, pozorovat trend zvýšených odnosů DOC z povodí. Vhodnými indikátory pro pozorování tohoto nárůstu jsou ukazatele DOC, A_{254} , A_{436} , popřípadě $CHSK_{Mn}$. Pro objasnění výše zmíněného nárůstu byla vytvořena řada hypotéz. Jejich spojujícím prvkem je poznatek, že tyto změny nejsou způsobeny pouze jedním faktorem, ale jsou komplexního charakteru [1, 2, 3]. Kromě globálního a regionálního oteplení je třeba uvažovat i další faktory, obzvláště pak změnu depozic (pokles depozic SO_2 a naopak vzestup depozic oxidů dusíku), pokles hodnoty pH v půdách v posledních třiceti letech, narušení lesních porostů (prosvětlení ploch, zatravnění), změna struktury lesů, plošné vápnění (podpora biologické aktivity), odvodnění, popřípadě zamokření rašelinistů. V povodí vodárenské nádrže Fláje proto proběhly v minulém období významné změny. Prakticky až do konce 80. let docházelo v oblasti k nárůstu kyselých depozic. Důsledkem byly značné škody na lesním porostu spojené s narušením přirozených

Aktivity tohoto průzkumu byly cíleně podporovány v rámci činnosti realizovaných ve výzkumném záměru MZP0002071101.

Ing. Hana Hudcová,

Ing. Ilja Bernardová

VÚV T.G.M., v.v.i., pobočka Brno

hana_hudcova@vuv.cz, ilja_bernardova@vuv.cz

Lektorovala RNDr. Darina Remenářová, září 2008

Key words

water quality, hydromorphology, wastewaters, invasive organism

Joint Danube Survey 2 – The World Most Progressive River Survey in 2007 (Hudcová, H., Bernardová, I.)

Following the general objective to produce highly comparable and reliable information on water quality of the whole Danube River including its main tributaries as a basis for information needs arising from the implementation of the EU Water Framework Directive the International Commission for the Protection of the Danube River developed and coordinated the Joint Danube Survey 2 (JDS2).

mikrobiálních procesů probíhajících v půdách, došlo i k určité adaptaci mikroorganismů na změněné poměry. V devadesátých letech pak nastalo podstatné snížení kyselých depozic, a to v průběhu velmi krátké doby. V silně okyselených půdách se však hodnota pH může měnit pouze velmi pozvolna, neboť většina bazických složek (zejména kationty hořčíku a vápníku) byla v předchozím období z půd již vymyta [4]. Tento proces je současně překrýván klimatickými změnami, jako jsou zvýšené teploty a odlišný průběh srážek v průběhu roku. V povrchových vrstvách půdy dochází tedy k pozvolnému nárůstu pH, který společně s nárůstem teploty a prakticky konstantní depozicí dusíku výrazně podporuje mikrobiální činnost, a tedy i vznik huminových látek, které jsou působením srážkové vody vyplavovány do vody povrchové [3]. V kyselém prostředí jsou huminové kyseliny a fulvokyseliny přítomny převážně v protonizované formě, která je v důsledku nižší polarity molekul hůře rozpustná ve vodě. Vzestupem pH dochází pak k prudkému zvýšení rozpustnosti těchto kyselin, a tím i ke zvýšení jejich mobility [5].

Z dosavadních výsledků sledování přítoků přehradní nádrže Fláje [3, 6, 7] vyplývá, že odnos DOC probíhá nárazově, zejména v závislosti na aktuální i předchozí srážkové situaci. Faktory a procesy zodpovědné za zvýšený odnos z povodí do nádrže lze na základě současných poznatků shrnout následovně:

Hlavními zdroji mobilizovatelných huminových látek v povodích jsou rašelinistě, rašelinové louže a půdní horizonty s vysokým obsahem humusu. Intenzita a dynamika transportu významně závisí na rozsahu těchto rašelinistů a lesních porostů; s rostoucí plochou rašelinistů (C_{pool}) vzrůstá i množství mobilizovatelných huminových látek. Přítomnost lesního porostu přitom působí jako pufr koncentračních výkyvů. Plochy bez lesních porostů (například povodí Rašeliníku – přítok nádrže Fláje) vykazují až řádové koncentrační výkyvy DOC [3]. Podle druhu lesního porostu vzniká i spad (listů a jehličí) různého složení, s odlišnou mobilizovatelností organických látek. Oblasti horských rašelinistů jsou po staletí využívány k lesnímu hospodaření, k tomu účelu byly mokré plochy odvodňovány systémem příkopů. Tyto zásahy, spojené často s těžbou rašeliny, měly za následek jejich výraznou degradaci. Ze silně degradovaných rašelinistů se obecně uvolňuje velké množství huminových látek. Externí faktory ovlivňují odnos huminových látek buď bezprostředně, nebo s určitým časovým zpožděním, dopady různých externích vlivů se přitom navzájem překrývají. Huminové látky jsou uvolňovány zejména při období vydatných dešťů nebo při tání sněhu. Za letního sucha klesnou hladiny vody v rašelinistech na minimum a kvalita odtékající vody se výrazně zlepší, v horních vrstvách rašelinistů (oxický horizont) však dochází ke zvýšené mineralizaci organické hmoty. Při příštím vzestupu hladiny vody dojde následně k výrazně zvýšenému odnosu organických látek. Nízké hodnoty pH a vysoké obsahy síranových iontů ve srážkách a v půdní vodě obecně potlačují uvolňování huminových látek [5]. V případě obrácení poměrů je třeba počítat s vysokým stupněm jejich mobilizace. Pokud se srážkovými vodami dostane do rašelinistů dusík, dochází k jejich eutrofizaci a zvýšené mikrobiální činnosti. Rovněž rostoucí koncentrace CO_2 v ovzduší podporuje nárůst primární produkce organických látek [8].

Cíle sledování

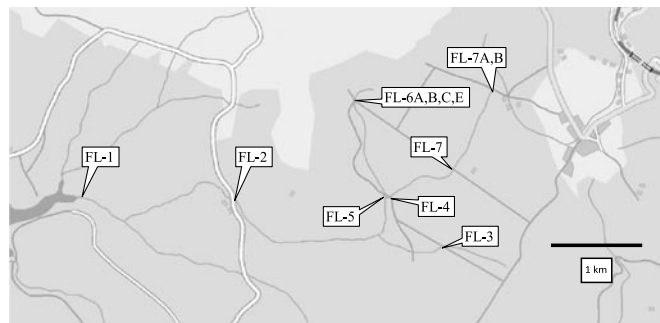
Sledování bylo zaměřeno na povodí Flájského potoka, který je jak z hlediska průtoku vody, tak celkového látkového odnosu nejvýznamnějším přítokem vodárenské nádrže Fláje.

Cílem bylo získat bližší informace o kvalitativních a kvantitativních změnách v jakosti vody v podélném profilu potoka, včetně jeho významných přítoků, od zdrojů organického uhlíku v rašelinistech a lesních porostech

až po vodárenskou nádrž Fláje, a porovnat jakost vody vytékající z rašelinišť s vodou odtékající z přilehlých lesních porostů.

Metodika

Celkem na 12 odběrových místech v povodí Flájského potoka byly v přibližně jednoměsíčních časových intervalech odebrány vzorky vody v období duben 2007–květen 2008; na obr. 1 je zobrazen přehled odběrových míst, v tabulce 1 jsou tato místa stručně charakterizována.



Obr. 1. Odběrová místa vzorků vody na Flájském potoce (mapové podklady PLANstudio, 2005–6)

Tabulka 1. Stručný popis odběrových míst v povodí Flájského potoka

Označení	Stručný popis
FL-1	před ústím do nádrže
FL-2	nad mostem silnice vedoucí okolo nádrže, přibližně 1 700 m nad místem FL-1
FL-3	levostranný přítok Flájského potoka (potok vytéká z převážně smrkového a modřínového lesního porostu)
FL-4	Flájský potok před ústím pravostranného přítoku z Grünwaldského vřesoviště (nad mostem přes cestu)
FL-5	pravostranný přítok Flájského potoka reprezentující sumární odtok z Grünwaldského vřesoviště a obtoky kolem vřesoviště
FL-6A	potok obtékající východně Grünwaldské vřesoviště (sbírá vodu z lesního porostu – potok je pouze minimálně ovlivněn vodami z rašelinišť)
FL-6B	výtok strouhy z Grünwaldského vřesoviště (rašeliniště vrchovištního typu)
FL-6C	pokračování výtoku z Grünwaldského vřesoviště (přibližně o 150 m níže)
FL-6E	rašelinná louže po pravé straně cesty vedoucí od příjezdové cesty ke Grünwaldskému vřesovišti
FL-7	střední část Flájského potoka (u mostu)
FL-7A	horní část Flájského potoka (pravá větev)
FL-7B	horní část Flájského potoka (levá větev), výtok z březového porostu starého 30–40 let (značně vysušená degenerovaná rašeliniště)

Sledované ukazatele jakosti vody

Byly sledovány tyto ukazatele:

- teplota, pH, konduktivita, rozpuštěný kyslík (stanovení v terénu);
- chemická spotřeba kyslíku ($CHSK_{Mn}$), obsah rozpuštěného a celkového organického uhlíku (DOC, TOC), sírany (SO_4^{2-}), chloridy (Cl⁻), dusičnany (NO_3^-), dusitany (NO_2^-), amonné ionty (NH_4^+), celkový obsah dusíku (N_{celk}), obsah organicky vázaného dusíku (N_{org}), celkový obsah fosforu (P_{celk}), kyselinová neutralizační kapacita ($KNK_{4,5}$), absorbance při 254 nm (A_{254}), absorbance při 436 nm (A_{436}), vápník (Ca), hořčík (Mg), sodík (Na), draslík (K), železo (Fe), hliník (Al), mangan (Mn) (stanovení v laboratoři).

Výsledky

Jakost vody ve Flájském potoce je obecně ovlivňována jednak geologickým podložením, dále pak složením půdy v povodí (lesní porosty, rašeliniště a zamokřené plochy), obhospodařováním území, hydrologickými poměry a některými dalšími faktory, jako je např. acidifikace, kterou byla v minulosti postižena celá oblast povodí. V horních partiích povodí Flájského potoka se rozkládá degenerovaný březový porost starý přibližně 30–40 let se silně degradovaným svrchním půdním horizontem. V období vydatných dešťů a tání sněhu zde dochází k vyplavování vysokých koncentrací huminových látek (ve vodě odvodňovacích příkopů zde byly naměřeny koncentrace DOC vyšší než 100 mg/l při hodnotě pH kolem 3,9). Střední úsek Flájského potoka je ovlivněn pásem rašelinné půdy a zamokřených ploch podél toku, na dolním úseku pak převažuje lesní porost převážně jehličnatého typu. K významným přítokům Flájského potoka patří pravostranný přítok z oblasti Grünwaldského vřesoviště (FL-5), dále pak levostranný přítok (FL-3) vytékající ze smrkového a modřínového porostu. Vedle těchto větších přítoků ústí do Flájského potoka řada drobných potůčků a odvodňovacích rýh. Tyto přítoky jsou významné pouze v průběhu vydatnějších srážko-odtokových situací, kdy jimi odtéká značné množství vody, v období sucha jsou však převážně bez vody.

V tabulce 2 jsou shrnuty některé základní statistické údaje (minimální, maximální a průměrná hodnota) vybraných ukazatelů jakosti vody v povodí Flájského potoka ve sledovaném časovém období.

Z tabulky 2 je patrné, že vody Flájského potoka se obecně vyznačují vysokým obsahem DOC a nízkým obsahem bazických kationtů Ca, mg, Na, K. V důsledku vzniku stabilních komplexů s huminovými kyselinami jsou v těchto vodách přítomny i relativně vysoké koncentrace Fe, Al a Mn. Mezi koncentračními nálezy na jednotlivých odběrových místech lze však pozorovat značné rozdíly. Tyto rozdíly úzce souvisí s charakterem odvodňované plochy. Vodu z výtoků rašelinišť lze charakterizovat vysokým obsahem DOC, nízkou hodnotou pH a konduktivity, naopak vody vytékající z lesních porostů (s převažujícím bazálním odtokem) se vyznačují nízkým obsahem DOC, prakticky neutrální hodnotou pH a vyšší konduktivitou způsobenou přítomností síranů, chloridů, dusičnanů a bazických kationtů. Na obr. 2 jsou proto porovnány výsledky analýz vody u vybraných chemických ukazatelů ve výtoku z Grünwaldského vřesoviště (FL-6B) jakožto reprezentanta povrchových vod vytékajících z rašelinišť s výsledky naměřenými ve vodách jeho východního obtoku (FL-6A), kde voda vytéká z mladého lesního porostu (smrk, kleč). Voda z okolní rašelinné půdy proniká do obtoku pouze v omezené míře, až po velmi vydatných srážkách.

V následujícím textu jsou pro jednotlivé chemické ukazatele porovnány a stručně komentovány výsledky analýz vzorků vody odebraných na výše uvedených odběrových místech za období duben 2007–květen 2008.

Teplota, pH, konduktivita, nasycení kyslíkem v %

Teplota vody se na obou odběrových místech měnila v závislosti na ročním období a aktuálním počasí, ale u vody vytékající z vřesoviště (FL-6B) byla v letním období vždy o několik °C vyšší v porovnání s vodou v obtoku Grünwaldské vřesoviště (FL-6A). Příčinami jsou ohřev slunečním zářením a mikrobiální procesy probíhající v rašeliništích. Při nízkých teplotách vzduchu v zimním období byla naopak teplota vody v obtoku vždy vyšší v porovnání s teplotou vody vytékající přímo z vřesoviště.

Hodnoty pH vody vytékající z vřesoviště (FL-6B) se ve sledovaném období pohybovaly v rozmezí 4,6–5,3, zatímco voda v jeho obtoku (FL-6A) vykazovala hodnoty výrazně vyšší, v rozmezí pH 6,2–6,6. Vyšší hodnoty pH byly přitom naměřeny vždy při nízkých průtocích vody (převážně bazální odtok), zatímco po vydatnějších srážkách docházelo v důsledku průniku vody z rašelinných půd k jeho poklesu.

Konduktivita vody vytékající z Grünwaldského vřesoviště (FL-6B) byla nízká – 46–53 $\mu S/cm$, naopak voda přítékající z obtoku (FL-6A) vykazovala hodnoty vyšší v rozmezí 106–119 $\mu S/cm$. S rostoucím průtokem vody docházelo na obou odběrových místech k poklesu konduktivity v důsledku ředění povrchových vod vodami srážkovými.

Hodnoty ukazatele nasycení kyslíkem se ve vodách obtoku Grünwaldského vřesoviště pohybovaly v rozmezí 95–100 %, naproti tomu v rašelinných vodách na výtoku z vřesoviště (FL-6B) byly nalezené hodnoty nižší a pohybovaly se mezi 15–60 %. V době sucha, za nízkého průtoku vody, byly v rašelinných vodách pozorovány nejnižší hodnoty nasycení kyslíkem. Pouze lokálně, a to v těsné blízkosti míst, kde probíhalo rašeliniště, byla voda kyslíkem nasycená, avšak s rostoucí vzdáleností obsah rozpuštěného kyslíku velmi rychle klesal. V průběhu zimního období bylo v důsledku zpomalení mikrobiálních procesů nasycení vody kyslíkem vyšší než v období letním.

DOC/TOC, $CHSK_{Mn}$, A_{254} , A_{436} , A_{254}/DOC

Tato skupina ukazatelů jakosti vody dobře koreluje s obsahem přítomných organických látek [3, 6, 7]. Převážný podíl organických látek se ve vodách Flájského potoka vyskytoval v rozpuštěné formě, nerozpuštěný organický uhlík se podílel na jeho celkovém obsahu přibližně 5–8 %. Na základě výsledků analýz lze konstatovat, že voda vytékající z Grünwaldského vřesoviště obsahuje v průměru o jeden řád vyšší koncentrace organického uhlíku, než voda přítékající z jeho obtoku. Koncentrační průběh DOC byl však ve sledovaném období na obou odběrových místech (FL-6A a FL-6B) nepřímou úměrný. V letním období (při urychleném rozkladu organické hmoty v důsledku zvýšené mikrobiální činnosti), odtékaly z rašeliniště velmi vysoké koncentrace DOC, zatímco v jeho obtoku, který v tomto období představoval především bazální odtok, byly koncentrace DOC naopak velmi nízké (často nižší než 1 mg/l). V období letního sucha bylo na výtoku z rašeliniště pozorovány koncentrace DOC až 80 mg/l. Při zvýšeném průtoku vody po vydatnějších srážkách se koncentrace DOC na odtoku z vřesoviště (FL-6B) a v rašelinných loužích (FL-6E) snižovaly. Vlivem vydatných srážek docházelo ke zvýšenému vyplavování organické hmoty, ale současně i k jejímu naředění; k výraznému koncentračnímu poklesu DOC by zřejmě došlo až po důkladném vymytí organických látek rozpustných ve vodě. Tato situace však v průběhu sledování zachycena nebyla. V obtoku rašeliniště se po vydatnějších srážkách naopak projevoval nárůst koncentrací DOC v důsledku průniku povrchové vody z okolní rašelinné půdy. Tento průnik bylo možno pozorovat v průběhu srážek i vizuálně.

Hodnota specifického absorpčního koeficientu A_{254}/DOC se ve vodách na výtoku z rašeliniště (FL-6B) i v rašelinných loužích (FL-6E) pohybovala

v rozmezí hodnot 5–7, charakteristických pro vody zatížené huminovými látkami [3]. Vody přítékající z obtoku rašeliniště (FL-6A) a z lesních porostů (FL-3) vykazovaly nižší hodnoty, převážně v rozmezí 3–5.

SO₄²⁻, Cl⁻

Rašelinné vody jsou obecně charakteristické nízkým obsahem iontů. Zdrojem síranů a chloridů ve vodách povodí Flájského potoka jsou jednak vody srážkové, dále pak vody podzemní. V minulosti se na vzestupu koncentrace síranů významně podílela acidifikace, postupem času však dochází k jejímu poklesu v důsledku odsíření tepelných elektráren a omezení spalování fosilních paliv. Na výtoku z Grünwaldského vřesoviště (FL-6B) byly sírany analyzovány v koncentračním rozmezí 0,7–2,5 mg/l, obdobně byly i nálezy v rašelinných vodách na odběrových místech FL-6C,E a FL-7B. Pozorované nálezy síranů byly přítom nepřímo úměrné koncentracím DOC. Vysvětlením je zřejmě jejich fixace v pevné matici rašelinné hmoty (svrchní rašelinné horizonty Grünwaldského vřesoviště obsahovaly podle našich zjištění síru v koncentraci přibližně 2 g/kg). Ve vodách obtoku Grünwaldského vřesoviště (FL-6A) byly nálezy síranů v průměru řádově vyšší a pohybovaly se v koncentračním rozmezí 24–28 mg/l. Nejvyšší koncentrace síranů byly v obtoku vřesoviště pozorovány v období sucha, naopak po srážkových situacích docházelo ke koncentračním poklesům, zřejmě vlivem naředění srážkovou vodou, která obsahovala síranů méně (1–3 mg/l). Obdobný průběh byl pozorován i ve vodách levostranného přítoku Flájského potoka (FL-3). Nálezy chloridů se pohybovaly na všech sledovaných profílech na nízké úrovni, v koncentračním rozmezí desetin až několika jednotek mg/l, v rašelinných vodách byly obecně nálezy vždy nižší.

NO₃⁻, NO₂⁻, NH₄⁺, N_{celk.}, N_{org.}, P_{celk.}

Rašelinné vody jsou obecně charakteristické nízkým obsahem nutrientů. Na všech sledovaných odběrových místech byl analyzován celkový obsah dusíku v koncentračním rozmezí 0,9–2,5 mg/l. V rámci jednotlivých odběrových míst se obsah celkového dusíku měnil v průběhu sledovaného období jen minimálně; ke změnám však docházelo v poměru dusíku dusičnanového a organicky vázaného. Vody reprezentující převážně bazální odtok (FL-6A, FL-3) obsahovaly koncentrace dusičnanů v rozmezí 4–7 mg/l. Naopak v rašelinných vodách ležely prakticky všechny nálezy dusičnanů poblíž meze stanovitelnosti použité analytické metody 0,1 mg/l (stanovení iontovou chromatografií). V letním období byly v rašelinných vodách pozorovány, v důsledku urychleného rozkladu organické hmoty, zvýšené koncentrace celkového dusíku.

Celkové koncentrace fosforu se pohybovaly ve vodách na výtoku z Grünwaldského vřesoviště i v rašelinných loužích převážně v koncentračním rozmezí 0,1–0,3 mg/l, s vyššími nálezy v průběhu letního období. Ve vodách reprezentujících převážně bazální odtok (FL-6A, FL-3) byly zjištěny velmi nízké koncentrační hodnoty P_{celk.} na úrovni 0,02–0,08 mg/l.

KNK_{4,5}

Kyselinná neutralizační kapacita je v rašelinných vodách obecně velmi nízká. Většina našich nálezu se pohybovala na úrovni setin mmol/l, vyšší hodnoty bylo možno pozorovat v přítocích Flájského potoka, které vykazovaly nižší zátěž DOC (FL-6A, FL-7A, FL-3). Zde se hodnoty KNK_{4,5} pohybovaly v rozmezí 0,1–0,2 mmol/l.

Ca, Mg, Na, K, Fe, Al, Mn

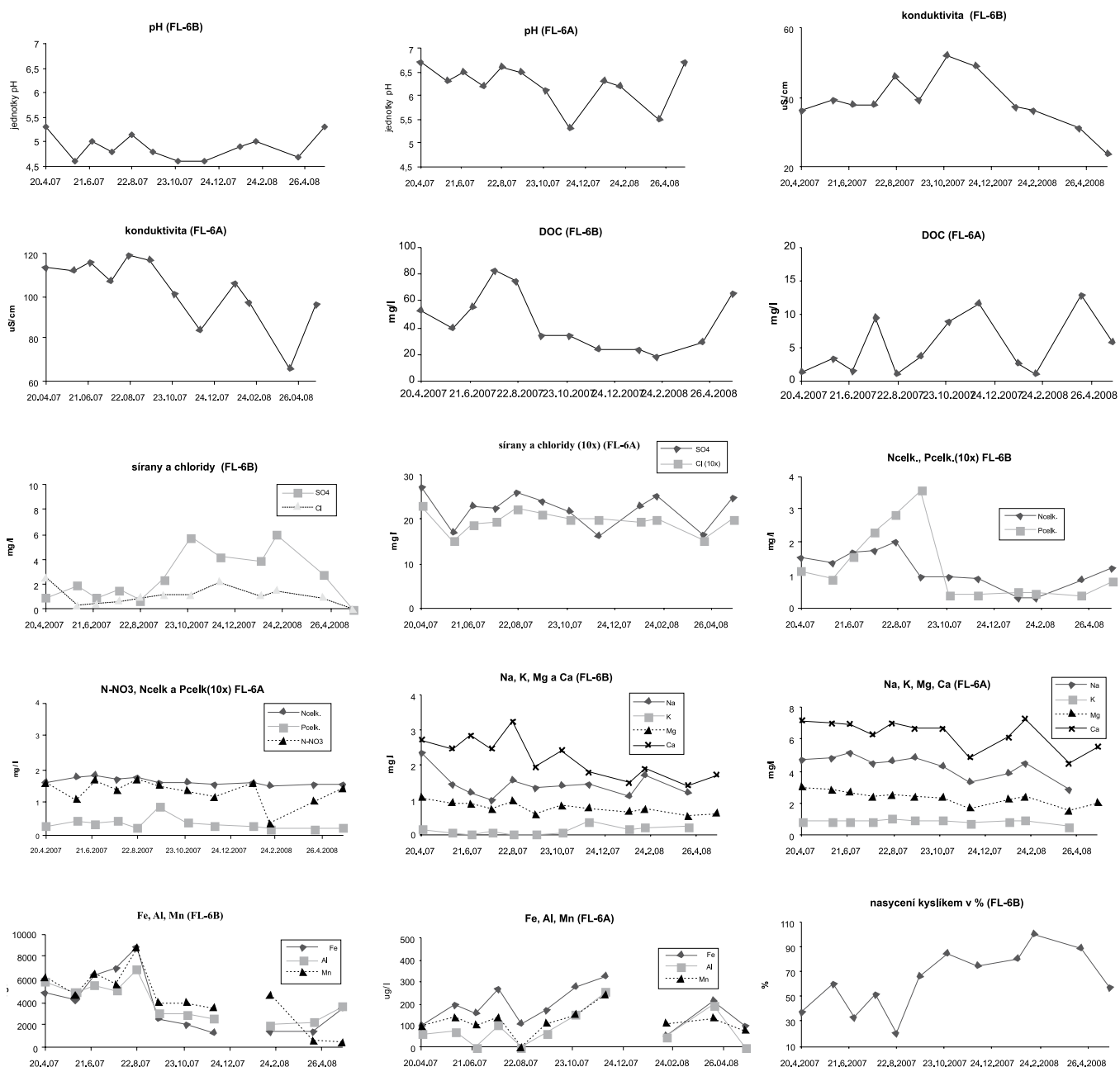
Koncentrace alkalických kovů (Na, K) a kovů alkalických zemin (Ca, Mg) se v rašelinných vodách pohybovaly na nízké koncentrační úrovni (Na: 1 mg/l, K: 0,1 mg/l, Ca: 2,5 mg/l, Mg: 1 mg/l). Ve vodách obtoku Grünwaldského vře-

soviště (FL-6B) i dalších přítocích Flájského potoka s nižší zátěží DOC (FL-3, FL-7A) byly tyto nálezy poněkud vyšší a pohybovaly se přibližně na úrovni 5 mg/l Na, 1 mg/l K, 7 mg/l Ca, 2,5 mg/l Mg).

Tabulka 2. Výsledky sledování jakosti vody v povodí Flájského potoka (minimální, maximální a průměrné hodnoty v časovém období duben 2007–květen 2008)

Odběrové místo	t	pH	Konduktivita	DOC	CHSK _{Mn}	A ₂₅₄	A ₃₃₆	KNK _{4,5}	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	
												°C
FL-1	min.	1,1	6,1	58	2,6	4	0,11	0,016	0,068	1,1	15	1,0
	max.	15,6	7,2	115	20,2	21	0,66	0,046	0,156	3,0	26	4,2
	průměr	8,7	6,6	84	9,3	11,7	0,39	0,030	0,115	1,7	21	2,7
FL-2	min.	1,1	5,4	54	2,9	4,6	0,16	0,01	0,05	1,1	13	0,9
	max.	16,6	7,0	98	23,6	27,7	0,82	0,07	0,12	1,7	23	3,9
	průměr	8,9	6,2	76	10,3	13,4	0,45	0,037	0,082	1,4	18	2,6
FL-3	min.	8,4	5,5	62	2,0	2,9	0,09	0,01	0,05	0,9	16	1,1
	max.	1,3	6,4	102	18,6	18,6	0,56	0,05	0,11	1,4	31	5,4
	průměr	13,7	5,9	90	7,7	8,9	0,29	0,02	0,077	1,1	25	2,9
FL-4	min.	0,8	4,6	50	5,9	7,9	0,28	0,02	0,05	1,1	8,5	0,81
	max.	19,6	6,6	67	29,2	35	1,25	0,1	0,14	1,9	16,2	3,6
	průměr	9,4	5,5	58	14,6	19,2	0,67	0,06	0,078	1,4	12,6	2,1
FL-5	min.	2,0	5,3	49	2,6	4,4	0,13	0,008	0,05	1,1	11	1,2
	max.	18,7	6,7	107	26,9	25,3	1,0	0,08	0,16	2,0	26,7	5,6
	průměr	9,6	6,1	84	11,6	14,5	0,50	0,04	0,10	1,6	19,7	3,6
FL-6A	min.	2,9	5,3	66	1,1	2,1	0,04	0,002	0,05	1,5	16	1,5
	max.	10,9	6,7	119	12,8	15,0	0,48	0,035	0,172	2,3	27,4	7,5
	průměr	6,8	6,2	103	5,4	6,4	0,20	0,015	0,143	2,0	22,4	5,8
FL-6B	min.	-0,2	4,6	24	18	28	0,9	0,08	< 0,05	0,2	0,5	< 0,1
	max.	15,5	5,3	52	82	112	4,1	0,40	0,08	2,5	6,0	1,0
	průměr	7,3	4,9	39	44	61	2,12	0,19	-	1,2	2,8	0,5
FL-6C	min.	0,0	4,5	26	21	32	1,2	0,10	< 0,05	0,4	0,6	< 0,1
	max.	15,6	5,3	54	78	106	3,8	0,37	0,05	1,3	5,2	1,0
	průměr	8,2	4,9	39	48	65	2,3	0,21	-	0,9	2,3	-
FL-6E	min.	0,0	4,4	31	18	28	1,0	0,08	< 0,05	0,3	0,5	< 0,1
	max.	15,8	5,5	82	66	114	4,1	0,41	0,11	4,8	8,4	1,0
	průměr	7,1	4,9	48	38	54	1,9	0,16	-	1,4	4,2	-
FL-7	min.	1,1	4,4	50	6,2	9,1	0,30	0,02	< 0,05	1,1	7,3	0,8
	max.	16,5	6,4	79	29,7	39	1,4	0,12	0,12	2,3	14,9	3,8
	průměr	7,9	5,4	61	16,4	21	0,75	0,07	-	1,6	10,6	2,3
FL-7A	min.	2,0	4,7	48	3,2	4,6	0,17	0,01	< 0,05	1,2	7,6	1,2
	max.	14,9	6,4	65	18,7	25,9	0,84	0,06	0,1	3,4	11,7	5,5
	průměr	8,3	5,7	58	10,9	13,3	0,46	0,04	-	1,9	9,6	4,0
FL-7B	min.	0,5	4,2	41	8,4	11,2	0,40	0,03	< 0,05	0,9	5,4	0,1
	max.	15,2	6,3	79	45	90,3	2,09	0,20	0,1	1,6	13,2	3,1
	průměr	8,4	5,2	55	24,1	36,7	1,15	0,11	-	1,2	8,9	1,1

Odběrové místo		NO ₂ ⁻	NH ₄ ⁺	N _{celk.}	P _{celk.}	Na	K	Ca	Mg	Fe	Al	Mn
FL-1	min.	0,05	0,01	0,8	< 0,02	2,2	0,60	4,1	1,5	0,13	0,06	0,01
	max.	0,020	0,06	1,3	0,03	4,1	0,87	6,9	2,7	1,02	0,40	0,05
	průměr	0,012	0,03	1,1	-	3,2	0,72	4,5	2,0	0,47	0,19	0,03
FL-2	min.	<0,005	0,01	0,7	< 0,02	1,9	0,43	2,8	1,1	0,18	0,09	0,02
	max.	0,020	0,04	1,2	0,04	3,6	0,86	8,6	2,5	1,32	0,35	0,08
	průměr	-	0,03	1,1	-	2,9	0,65	5,0	1,8	0,64	0,21	0,05
FL-3	min.	0,005	0,01	0,8	0,02	1,8	0,44	4,0	1,3	0,12	0,10	0,02
	max.	0,010	0,04	1,4	0,05	3,1	0,81	7,8	2,8	1,12	0,34	0,06
	průměr	0,009	0,06	1,0	0,03	2,6	0,66	6,3	2,1	0,49	0,21	0,04
FL-4	min.	<0,005	0,03	0,8	< 0,02	1,5	0,31	2,1	0,8	0,28	0,14	0,03
	max.	0,011	0,05	1,4	0,06	3,1	0,73	3,7	1,8	1,85	0,48	0,08
	průměr	-	0,03	1,0	-	2,4	0,49	3,3	1,3	0,93	0,30	0,06
FL-5	min.	<0,005	0,02	1,2	0,02	1,8	0,31	3,0	1,1	0,16	0,06	0,01
	max.	0,013	0,04	1,4	2,5	4,4	0,83	6,9	2,9	1,12	0,28	0,05
	průměr	-	0,03	1,3	0,31	3,3	0,63	5,4	2,1	0,70	0,16	0,03
FL-6A	min.	<0,005	0,01	1,5	0,02	2,8	0,50	4,5	1,5	0,06	<0,05	<0,005
	max.	0,015	0,2	1,8	0,09	4,8	0,96	7,3	3,0	0,32	0,19	0,02
	průměr	-	0,04	1,6	0,04	4,3	0,82	6,3	2,3	0,18	-	-
FL-6B	min.	0,005	0,02	0,3	0,04	1,0	0,04	1,4	0,5	1,3	0,20	0,04
	max.	0,03	0,06	2,0	3,6	2,3	0,38	3,3	1,1	8,8	0,70	0,09
	průměr	0,020	0,03	1,1	0,39	1,4	0,16	2,2	0,8	3,9	0,40	0,05
FL-6C	min.	0,006	0,04	0,6	0,03	0,9	0,04	1,4	0,5	1,4	0,23	0,03
	max.	0,03	0,06	1,9	0,29	2,0	0,57	3,1	0,9	9,5	0,68	0,07
	průměr	0,02	0,05	1,3	0,10	1,3	0,17	2,1	0,7	4,6	0,46	0,05
FL-6E	min.	0,005	0,04	0,6	0,01	1,1	0,04	1,6	0,6	0,6	0,22	0,006
	max.	0,016	0,05	2,4	3,2	2,7	0,34	4,1	1,2	9,5	0,70	0,08
	průměr	0,015	0,04	1,3	0,34	1,5	0,15	2,7	0,9	2,5	0,41	0,03
FL-7	min.	<0,005	0,01	0,8	< 0,02	1,5	0,4	1,9	1,1	0,3	0,16	0,04
	max.	0,012	0,05	1,6	1,7	2,8	0,8	3,3	1,7	1,9	0,49	0,08
	průměr	-	0,03	1,1	-	2,3	0,53	2,9	1,3	1,1	0,30	0,06
FL-7A	min.	0,005	0,01	1,2	<0,02	1,6	0,28	1,4	0,7	0,24	0,07	0,007
	max.	0,012	0,04	1,6	0,03	3,5	0,71	3,0	1,6	3,3	0,39	0,08
	průměr	0,009	0,03	1,4	-	2,8	0,57	2,5	1,2	0,86	0,20	0,04
FL-7B	min.	0,004	0,03	0,6	0,02	1,3	0,24	1,9	0,8	0,47	0,14	0,04
	max.	0,020	0,08	1,8	0,08	3,2	0,76	3,1	1,7	3,6	0,46	0,08
	průměr	0,014	0,05	1,1	0,04	2,1	0,49	2,3	1,2	1,6	0,28	0,06



Obr. 2. Porovnání jakosti vody ve výtoku z Grünwaldského vřesoviště a v jeho východním obtoku za období duben 2007–květen 2008

Na rozdíl od relativně nízkých koncentračních nálezů alkalických kovů a kovů alkalických zemin byly v rašelinných vodách pozorovány relativně vysoké koncentrace Fe, Al a Mn. Ve výtoku z Grünwaldského vřesoviště byly stanoveny koncentrace až 10 mg/l pro Fe, 0,7 mg/l pro Al a 90 µg/l pro Mn. Koncentrační nálezy železa a hliníku přitom velmi dobře korelovaly s obsahem organického uhlíku; vysvětlením je již dříve zmíněný vznik stabilních komplexů s huminovými látkami.

Koncentrační změny vybraných ukazatelů jakosti vody v podélném profilu Flájského potoka

V podélném profilu Flájského potoka dochází v důsledku měnícího se charakteru povodí (ve směru toku se snižuje podíl rašelinišť a rašelinných půd ve prospěch lesních porostů) k významným koncentračním změnám. Na obr. 3 je graficky znázorněn průběh vybraných ukazatelů jakosti vody v podélném profilu Flájského potoka.

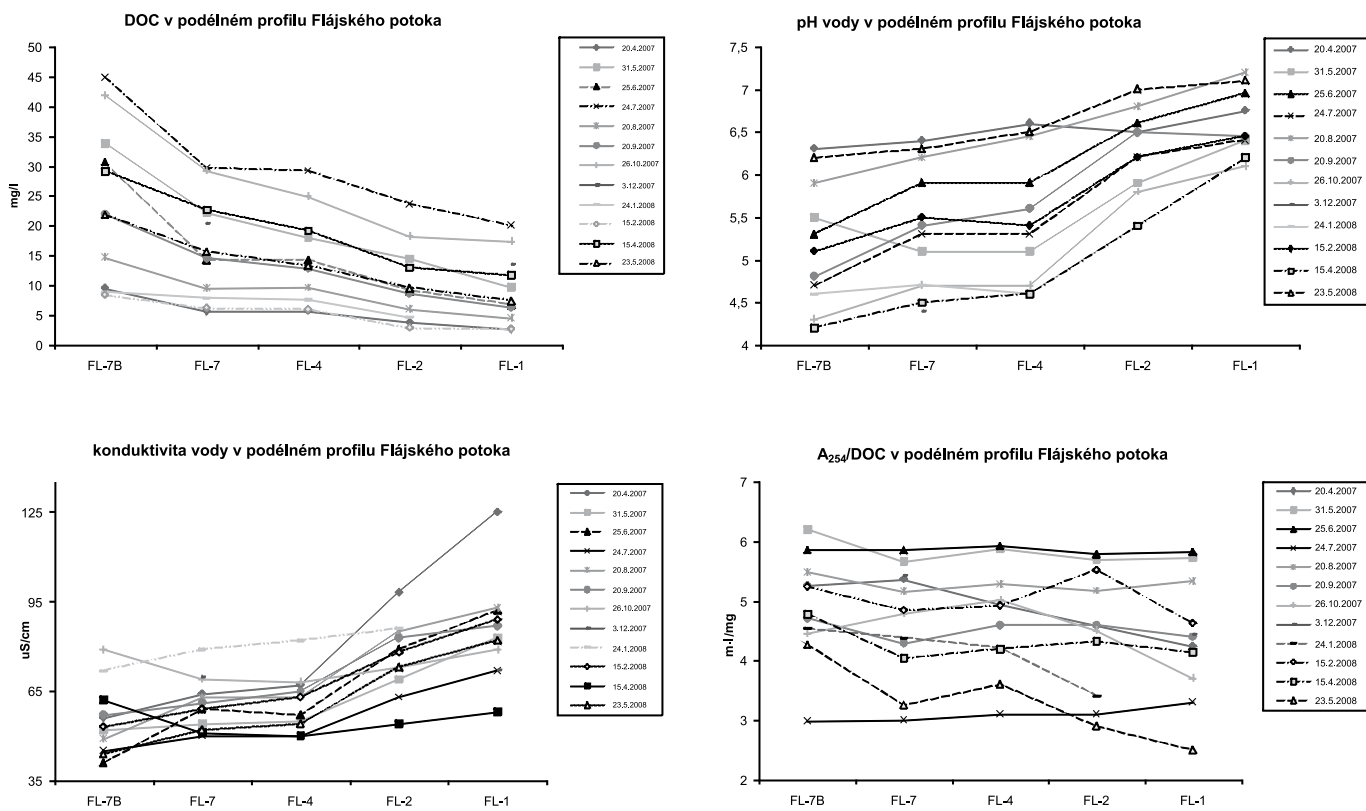
Jak je patrné z obr. 3, dochází v podélném profilu Flájského potoka k postupnému poklesu koncentrace DOC a vzestupu hodnoty pH a konduktivity. Vlivem vody z přítoků nastává postupné ředění vyšších koncentrací DOC, jejichž zdrojem jsou převážně rašeliniště v horních partiích potoka. Lesní porosty, které jsou lokalizovány v nižších polohách povodí, přispívají k celkové zátěži DOC již výrazně méně. Z rašelinišť v horních partiích Flájského potoka (FL-7B a FL-6B) vytékají vody s vysokým obsahem DOC, nízkou hodnotou pH (4,5–5,3) a rovněž nízkou konduktivitou (35–45 µS/cm). Naproti tomu přítoky vytékající z lesních porostů, včetně drobných potůčků, vykazují výrazně vyšší hodnoty pH i konduktivity; v období sucha byly ve vodách těchto přítoků naměřeny

hodnoty pH prakticky v neutrální oblasti 6,5–7,5, konduktivita vody se pohybovala v rozmezí 100–130 µS/cm. Rovněž koncentrace DOC byly v období sucha (při nízkých průtocích vody) nízké v důsledku převažujícího bazálního odtoku. U specifického absorpčního koeficientu A_{254}/DOC je patrné, že v podélném profilu Flájského potoka dochází obecně k jeho mírnému poklesu (s výjimkou odběrů v květnu a červenci 2007), svědčícímu o úbytku aromatického charakteru přítomných organických látek. Hodnota koeficientu A_{254}/DOC se ve vodách Flájského potoka pohybuje převážně v rozmezí hodnot 4–6 (nálezy charakteristické pro rašelinné vody).

Závěr

Práce byla zaměřena na sledování jakosti vody v povodí Flájského potoka v souvislosti s odnosem DOC z rašelinišť a lesních porostů. V povodí potoka byly na 12 odběrových místech v přibližně měsíčních časových intervalech odebrány vzorky vody k analýze v období duben 2007 až květen 2008. Z výsledků sledování vyplývá, že hlavní zdroj DOC v povodí Flájského potoka představují rašeliniště a rašelinné půdy v horních polohách povodí, lesní porosty a zatravněné plochy ležící v nižších polohách přispívají k celkové zátěži vod již výrazně méně.

Odnosy DOC z rašelinišť a rašelinných ploch probíhají nárazově, v závislosti na srážkových poměrech a předchozí srážko-odtokové situaci. V období sucha byly v rašelinných vodách analyzovány velmi vysoké koncentrace DOC (až stovky mg/l DOC), které jsou po vydatnějších srážkách vyplavovány, avšak v tomto období vytékají pouze ve značně omezené míře. V období sucha se na průtoku Flájského potoka uplatňují zejména vody bazálního odtoku, které obsahují pouze velmi nízké koncentrace



Obr. 3. Vybrané ukazatele jakosti vody (pH, konduktivita, DOC, A₂₅₄/DOC) v podélném profilu Flajského potoka za období duben 2007–květen 2008

DOC; pH těchto vod je prakticky neutrální, s konduktivitou (105 až 120 $\mu\text{S}/\text{cm}$) způsobenou zejména přítomností síranů, v menší míře pak chloridů, dusičnanů, alkalických kovů a kovů alkalických zemin. V zimním období bylo obecně možno pozorovat pokles obsahu DOC v důsledku jeho snížené produkce. Rašelinné vody v horních partiích povodí se kromě vysokých obsahů DOC vyznačovaly vysokými koncentracemi železa a hliníku (jednotky až desítky mg/l), naopak nízkou hodnotou pH (4,5–5,5) a konduktivitou (25–45 $\mu\text{S}/\text{cm}$) a velmi nízkými obsahy dusičnanů a síranů (pod 1 mg/l). Pozorované koncentrace dusičnanů a síranů byly v rašelinných vodách nepřímo úměrné obsahu DOC.

V podélném profilu Flajského potoka dochází v důsledku naředění vodami s nízkým obsahem DOC k postupnému poklesu jeho koncentrace a naopak nárůstu hodnot pH a konduktivity.

Literatura

- [1] Hejzlar, J., Dubrovský, M., Buchtele, J. a Růžička, M. (2003) The apparent and potential effects of climate change on the inferred concentration of dissolved organic matter in a temperate stream. *The Science of the Total Environment*, 310, p. 143–152.
- [2] Freeman, C., Evans, CD., and Monteith, DT. (2001) Export of organic carbon from peat soils. *Nature*, 412, p. 785.
- [3] Grunewald, K. und Schmidt, W. (2005) Problematische Huminstoffeinträge in Oberflächengewässer im Erzgebirge. Berlin : Rhombos Verlag.
- [4] Hruška, J., Johnson, CE., Krám, P., and Liao, C. (1997) Organic Solutes and the Recovery of a Bog Stream from Chronic Acidification. *Environ. Sci. Technol.*, 31, 3677–3681.
- [5] Frimmel, FH., Abbt-Braun, G., Heumann, KG., Hock, B., Lüdermann, HD., and Spittler, M. (2002) Refractory Organic Substances in the Environment. Weinheim : Wiley-VCH.
- [6] Lochovský, P. (2005) Charakterizace organických látek ve vodě vodárenské nádrže Fláje z hlediska její užitelnosti na vodu pitnou. *VTEI*, 47, č. 1. s. 11–13, příloha *Vodního hospodářství* č. 2/2005.
- [7] Lochovský, P. (2005) Příspěvek k problematice výskytu a složení huminových látek ve vodách povodí přehradní nádrže Fláje. *VTEI*, 45, č. 3, s. 3–7, příloha *Vodního hospodářství* č. 10/2003.
- [8] Kang, H., Freeman, C., and Ashendon, TW. (2001) Effects of elevated CO₂ on fen peat biogeochemistry. *The Science of the Total Environment*, 279, p. 45–50.

Zpracováno s podporou výzkumného záměru MZP0002071101.

RNDr. Petr Lochovský
VÚV T.G.M., v.v.i.
petr_lochovsky@vuv.cz

Lektoroval prof. Ing. Pavel Pitter, DrSc., a Ing. Jan Vilímeček, říjen 2008

Key words

humic substances, water quality, water reservoirs, transport of the DOC

Monitoring of the water quality of the Flajský stream in the Ore Mountains (Lochovský, P.)

The article is dealing with the water quality of the Flajský stream in the Ore Mountains. From spring areas situated in peat bogs in the upper parts of the stream to the water reservoir Fláje qualitative and quantitative changes in the water quality take place. In consequence of dilution effect with waters of low DOC content a rise of pH value and conductivity and a decrease in DOC concentration in longitudinal profile of the stream could be observed. The main source of DOC in waters of the Flajský stream build the peat bogs in the spring areas in the upper parts of the Ore Mountains, forested and grass covered areas in the lower situated locations contribute to the DOC charge considerably less. The transport of the DOC from the catchment takes place in dependence on the actual and foregoing rain-fall and run off situations. In the period of dryness the waters of basic discharge build the predominant part of the water flow rate. These waters contain very low concentrations of DOC, however higher concentrations of mineral substances, the pH value of these waters is almost neutral. On the other hand the waters flowing out from the peat bogs contained besides of high DOC concentrations very high concentrations of iron and aluminium and very low concentrations of sulphate and nitrate. Analysed concentrations of sulphate and nitrate were inversely proportional to the DOC.



VODNÍ DÍLA - TBD a.s.®

nabízí odbornou inženýrskou pomoc v oboru bezpečnosti vodních děl i ochrany před povodněmi. Vypracujeme manipulační a provozní řády, povodňové plány objektů, obcí a územních celků, odborné posudky, povodňové a jiné studie, projekty oprav aj.

Ředitelství Praha:
Hyberská 40, 110 00 Praha 1
telefon: 221 408 111*
fax: 224 212 803
e-mail: praha@vdtbd.cz

Pracoviště Brno:
Okružní 29a, 638 00 Brno
telefon: 545 222 434
fax: 545 222 642
e-mail: holomeks@vd-tbd.cz

VYPOUŠTĚNÍ ODPADNÍCH VOD DO VOD POVRCHOVÝCH NEBO DO VODNÍCH TOKŮ?

Arnošt Kult

Klíčová slova

vypouštění odpadních vod, povrchové vody, podzemní voda, vodní tok, vodní právo

Souhrn

Článek se věnuje vypouštění odpadních vod do vod povrchových. Druhá část článku popisuje situaci v České republice před a po vydání zákona č. 254/2001 Sb., o vodách a o změně některých zákonů (vodního zákona), ve znění pozdějších předpisů. Ve třetí části je věnována pozornost definici pojmu vodní tok. Ve čtvrté části je popsáno vypouštění odpadních vod do vod povrchových, jež nejsou vodními toky ve smyslu § 43 zákona č. 254/2001 Sb. V páté části je provedena teoretická právní analýza možnosti vypouštění odpadních vod do vod povrchových. V závěru článku jsou obsažena doporučení s ohledem na stávající znění zákona č. 254/2001 Sb.

Úvod

V tomto článku se budeme věnovat problematice vypouštění odpadních vod do vodních toků, které s ohledem na své hydrologické charakteristiky zcela nenaplní definici § 43 zákona č. 254/2001 Sb., o vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon), ve znění pozdějších předpisů [6]. Nejčastěji jde o vypouštění z menších obcí nebo domovních čistíren odpadních vod. Ve Výzkumném ústavu vodohospodářském T. G. Masaryka, veřejné výzkumné instituci, byly k uvedené problematice rovněž zpracovávány dílčí studie. Tento článek se bude věnovat převážně teoreticko-právnímu rozboru.

Vypouštění odpadních vod do vod povrchových nebo podzemních podle současné a dřívější právní úpravy

Nejdříve se pokusíme „vysledovat“ v platných (i zrušených) právních předpisech, které se věcně vztahují k ochraně povrchových a podzemních vod, ta ustanovení, v nichž se definuje (popř. upřesňuje) vypouštění odpadních vod, a to s ohledem na lokalizaci místa vypouštění (do povrchových vod, podzemních vod, vodního toku, recipientu atp.)

Platný zákon č. 254/2001 Sb. [6] definuje povrchové a podzemní vody v § 2. Paragraf 38 téhož zákona pojednává o vypouštění odpadních vod do vod povrchových, nikoliv o vypouštění do vodních toků. Rovněž zákon č. 138/1973 Sb. [19] stanovil v § 23 odst. 1:

„Kdo vypouští odpadní nebo zvláštní vody do vod povrchových nebo podzemních, je povinen dbát, aby jakost povrchových nebo podzemních vod nebyla ohrožena nebo zhoršena. Za tím účelem je povinen zejména zajišťovat zneškodňování vypouštěných vod způsobem odpovídajícím současnému stavu technického pokroku.“

Obdobně 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. [9], obsahuje v § 2 písm. c) následující ustanovení:

„Pro účely tohoto nařízení se rozumí zdrojem znečišťování – území obce, popřípadě její územně oddělená a samostatně odkanalizovaná část, území vojenského újezdu nebo areál průmyslového podniku či jiného objektu, pokud se z nich vypouštějí samostatně odpadní vody do vod povrchových; za odpadní vody se v tomto případě nepovažují vody z dešťových oddělovačů, pokud funkce oddělovače splňuje podmínky stanovené vodoprávním úřadem.“

V § 3 odst. 1 písm. c) téhož nařízení vlády č. 61/2003 Sb. [9] je však uvedeno:

„Povolení k vypouštění odpadních vod vedle obecných náležitostí obsahuje určení místa výpusti odpadních vod, pro kterou je povolení vydáno, s názvem vodního toku, číslem hydrologického pořadí povodí a s uvedením kilometráže výpusti (staničení), popřípadě určení místa výpusti do kanalizace.“

V § 6 odst. 3 je následující ustanovení:

„Při povolování vypouštění odpadních vod do vod povrchových z čistíren odpadních vod nebo z výpustného objektu stanoví vodoprávní úřad emisní limity pro místo výpusti.“

Paragraf 6 odst. 4 má znění:

„Jsou-li průmyslové odpadní vody čistěny v čistírenských vodách určených k jejich zneškodňování, stanoví vodoprávní úřad emisní limity pro místo výpusti z této čistírenských vod do vod povrchových, popřípadě do kanalizace, jinak je stanoví v místě odtoku z výrobního zařízení.“

V § 6 v odst. 2 téhož nařízení vlády č. 61/2003 Sb. [9] naopak stojí:

„Vodoprávní úřad stanoví emisní limity do výše emisních standardů uvedených v příloze č. 1 k tomuto nařízení, podle druhu vypouštěných odpadních vod a podle typu a množství znečištění ve vypouštěných odpadních vodách, s přihlédnutím k imisním standardům podle přílohy č. 3 k tomuto nařízení a k cílovému stavu jakosti vod ve vodním toku podle přílohy č. 2 k tomuto nařízení.“

V současnosti platný metodický pokyn odboru ochrany vod Ministerstva životního prostředí k nařízení vlády č. 229/2007 Sb. [16] uvádí k § 6 (Východiska a cíle ochrany vod) v bodě 2 následující vysvětlení:

„Při povolování je vodoprávní úřad podle § 38 odst. 5 vodního zákona vázán ukazateli vyjadřujícími aktuální stav vody ve vodním toku, nejvýše přípustnými hodnotami ukazatelů znečištění odpadních vod (emisními standardy) uvedenými v příloze č. 1 k nařízení...“

V části „Stanovení emisních limitů ukazatelů znečištění odpadních vod“ tohoto metodického pokynu je uvedeno:

„Vodoprávní úřad stanoví v povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových emisní limity podle § 6 odst. 2 nařízení do výše emisních standardů uvedených v příloze č. 1 k nařízení podle druhu vypouštěných odpadních vod a podle typu a množství znečištění ve vypouštěných odpadních vodách, s přihlédnutím k imisním standardům stanoveným v tabulce 1 přílohy č. 3 k nařízení a k cílovému stavu jakosti vod ve vodním toku. Od 1. 1. 2010 stanoví vodoprávní úřad cílové emisní limity kombinovaným způsobem tak, aby imisní standardy stanovené v tabulce 1 přílohy č. 3 k nařízení a jakostní cíle přílohy č. 2 k nařízení byly dosaženy v požadovaných lhůtách při respektování principu, že požadavek vodoprávního úřadu nesmí být nad rámec definovaný nejlepší dostupnou technikou ve výrobě a nejlepší dostupnou technologií v oblasti zneškodňování odpadních vod. V případě zdrojů (zařízení) podléhajících zákonu č. 76/2002 Sb. platí nejlepší dostupné techniky, resp. dokumenty BREF v oblasti nakládání s odpadními vodami a odpadními plyny.“

Vyháška č. 432/2001 Sb., o dokladech žádosti o rozhodnutí nebo vyjádření a o náležitostech povolení, souhlasu a vyjádření vodoprávního úřadu, ve znění pozdějších předpisů [11], v § 3d uvádí:

„Povolení k nakládání s povrchovými vodami kromě náležitostí stanovených zvláštními právními předpisy obsahuje... d) název vodního toku, číslo hydrologického pořadí povodí a uvedením říčního kilometru vodního toku, pokud se povolení týká vodního toku,... h) určení polohy místa vypouštění odpadních vod (orientačně souřadnicemi určenými v souřadnicovém systému Jednotné trigonometrické sítě katastrální).“

Zde je možné ocenit to, že se vyhláška zmiňuje o pojmu vodní tok – spolu s dalším upřesňujícím vymezením (na rozdíl od používání ne zcela jednoznačného pojmu „povrchové vody“ v nařízení vlády č. 61/2003 Sb. [9] a metodickém pokynu [16]). Již neplatný metodický pokyn č. 5 odboru ochrany vod Ministerstva životního prostředí k 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 [24], uváděl k příloze č. 3 nařízení:

„Imisní standardy v tabulce 1 vyjadřují přípustné znečištění povrchových vod při průtoku Q_{355} , popřípadě při minimálním zaručeném průtoku vody v toku, nebo hodnotu s roční pravděpodobností nepřekročení 95 %. Obě hodnoty vyjadřují přiměřené pravděpodobnosti zabezpečení výpočtu cílových emisních limitů; hodnota ukazatele při průtoku Q_{355} se považuje za ekvivalentní hodnotě s pravděpodobností nepřekročení 95 %. Pro většinu ukazatelů nelze hodnotu při průtoku Q_{355} , popřípadě při minimálním zaručeném průtoku vody v toku, vůbec vypočítat, nebo by nebyla z hlediska přístupu k řešení reprezentativní. Proto se při hodnocení stavu jakosti povrchové vody vypočítává hodnota s pravděpodobností nepřekročení 95 %.“

Zrušené nařízení vlády č. 82/1999 Sb., kterým se stanoví ukazatele přípustného stupně znečištění vod [23], v příloze č. 3 podávalo následující vysvětlení:

„Hodnoty ukazatelů vyjadřují znečištění povrchových vod při 355denním průtoku, popřípadě při minimálním zaručeném průtoku vody v nich a po smísení s odpadními nebo zvláštními vodami, nebo hodnotu ukazatele s pravděpodobností nepřekročení 90 % (u kyslíku překročení).“

Zrušené nařízení vlády č. 171/1992 Sb., kterým se stanoví ukazatele přípustného stupně znečištění vod [22], v § 3 určilo, že:

„Při rozhodování o vypouštění vod je vodohospodářský orgán povinen přihlížet i k ukazatelům II a III; jejich závaznost stanovuje postupně podle zájmu ochrany vod a místních vodohospodářských podmínek. Ukazatele III vyjadřují znečištění povrchových vod při 335denním průtoku, popřípadě při minimálním zaručeném průtoku vody v nich a po smísení s odpadními nebo zvláštními vodami.“

V obou případech byl použit pojem „povrchové vody“, nikoliv „vodní tok“. Zrušené nařízení vlády č. 25/1975 Sb., jímž se stanoví ukazatele přípustného stupně znečištění vod [21], uvádělo v § 1 odst. 1:

„Ukazatele přípustného stupně znečištění povrchových vod, uvedené v příloze tohoto nařízení, jsou závazné pro vodohospodářské orgány při povolování **vypouštění odpadních a zvláštních vod do vod povrchových**; vodohospodářské orgány přitom v závažných případech, zejména v zájmu ochrany životního prostředí, popřípadě jiných důležitých zájmů společnosti, použijí při povolování vypouštění **odpadních a zvláštních vod do vod povrchových** pro jednotlivé **vodní toky**, popřípadě jejich úseky, které nejsou prohlášeny za **toky vodárenské**, hodnoty přísnější, a to až do výše hodnot stanovených pro toky vodárenské.“

Opět lze vysledovat obdobnou nedůslednost, jako tomu bylo u metodického pokynu č. 5 odboru ochrany vod Ministerstva životního prostředí [24]. Nařízení vlády č. 25/1975 Sb. [21] mělo v § 2 odst. 1 následující ustanovení:

„Ukazatele se vztahují k množství látek **v recipientu** po smíšení s **odpadními nebo zvláštními vodami**. Vliv vypouštěných odpadních nebo zvláštních vod na **vody v recipientu** se zjišťuje přepočtem z hodnot těchto vod na poměry **v recipientu** tak, že se uvažuje skutečný objem vody **v recipientu**, který se **v vodních tocích** nahrazuje **355denním průtokem**. V **umělé vzdutých úsecích vodních toků** (vodní nádrže apod.) se tento průtok určuje **v profilu**, kde dochází k výtoku vody ze vzdutého úseku.“

Ve výše uvedeném textu naopak zjistíme, že se začaly používat pojmy „recipient“ a „vodní tok.“

Pokud jde o vypouštění odpadních vod do vod podzemních – základní ustanovení jsou dána v platném zákonu č. 254/2001 Sb. [6], a to v § 38 odst. 4 – na základě novely provedené zákonem č. 20/1974 Sb. (došlo ke změně celého § 38):

„Přímé vypouštění odpadních vod do podzemních vod nelze povolit. Vypouštění odpadních vod neobsahujících nebezpečné závadné látky nebo zvlášť nebezpečné závadné látky (§ 39 odst. 3) do půdních vrstev, z nichž by mohly do vod podzemních vniknout, lze povolit jen výjimečně z jednotlivých rodinných domů a staveb k individuální rekreaci na základě posouzení jejich vlivu na jakost podzemních vod.“

Původní znění § 38 odst. 4 v zákonu č. 254/2001 Sb. [6] před novelou provedenou zákonem č. 20/2004 Sb. bylo následující:

„Vypouštění odpadních vod do vod podzemních lze povolit jen výjimečně z jednotlivých rodinných domků a staveb pro individuální rekreaci na základě individuálního posouzení jejich vlivu na jakost podzemních vod. Odpadní vody nesmějí být vypouštěny přímo do pásma nasycení (§ 2).“

Ustanovení § 2 odst. 2 novelizováno nebylo a zní:

„Podzemními vodami jsou vody přirozeně se vyskytující pod zemským povrchem v pásmu nasycení v přímém styku s horninami; za podzemní vody se považují též vody protékající drenážními systémy a vody ve studních.“

Ve zrušeném zákonu č. 138/1973 Sb. [19] se dané problematiky věcně dotýkal pouze § 23 (viz výše).

Definice pojmů vodní tok a povrchové vody v zákonu č. 254/2001 Sb. a ve zrušeném zákonu č. 138/1973

Uvedené problémy, které byly nastíněny v předcházející části tohoto článku, vznikly na základě jisté nedůslednosti s ohledem na používání pojmů „povrchová voda“ a „vodní tok“. Není příliš šťastným řešením především to, že v hlavním právním předpisu, tj. v zákonu č. 254/2001 Sb. [6], je pojem „povrchové vody“ (navíc v plurálu) uveden již v § 2 odst. 1:

„**Povrchovými vodami** jsou vody přirozeně se vyskytující na zemském povrchu; tento charakter neztrácí, protékají-li přechodně zakrytými úseky, přirozenými dutinami pod zemským povrchem nebo v nadzemních vedeních.“

A naopak pojem „vodní toky“ (opět formulace v plurálu) je definován až v § 43 odst. 1:

„**Vodní toky jsou povrchové vody** tekoucí vlastním spádem v korytě trvale nebo po převažující část roku, a to včetně vod v nich uměle vzdutých. Jejich součástí jsou i vody ve slepých ramenech a v úsecích přechodně tekoucích přirozenými dutinami pod zemským povrchem nebo zakrytými úseky.“

Je zřejmé, že by bylo vhodnější oba pojmy definovat současně (ve vzájemné věcné a logické provázanosti) hned v § 2 zmiňovaného zákona. Koryto vodního toku je v platném zákonu nyní definováno v § 44 zákona č. 254/2001 Sb. [4] následovně:

„Protéká-li vodní tok po pozemku, který je evidován v katastru nemovitostí jako vodní plocha, je **korytem vodního toku** tento pozemek. Protéká-li vodní tok po pozemku, který není evidován v katastru nemovitostí jako vodní plocha, je **korytem vodního toku** část pozemku zahrnující dno a břehy koryta až po břehovou čáru určenou hladinou vody, která zpravidla stačí protékat tímto korytem, aniž se vylévá do přilehlého území. V pochybnostech o hranici **koryta vodního toku** rozhodne místně příslušný vodoprávní úřad.“

Po citaci definic, které věcně souvisely s pojednávanou problematikou, si dovolíme provést určitou odbočku. Půjde o podrobný rozbor znění § 43 odst. 1 zákona č. 254/2001 Sb. [4] (tj. výše uvedené definice vodního toku). Protože tento paragraf lze pokládat za „klíčový“, zvolili jsme

metodu podrobné právně-logické analýzy. Zjištěné nesrovnalosti sice s pojednávanou problematikou souvisejí jen nepřímo – přesto si však myslíme, že je vhodné analyzovat některé související obtíže.

Vodní tok jsou „vody“, které tečou vlastním spádem. Voda je podstatným jménem označujícím danou látku (má určitou kvalitu a podstatu). Podle klasického logického (filozofického) vymezení pojmu látka platí, že látka neoznačuje těleso (tvar), naopak označuje podstatu těles (jde o totožnost s pojmem určujícím kvalitu – nikoliv kvantitu). Forma spolu s pojmem tvar označuje princip aktualizované možnosti látky a je faktorem, díky kterému se látka stává jednotlivou konkrétní věcí. Pokud jde o jazykovou analýzu, je zapotřebí se zmínit o tom, že pojem vodní tok je v zákonu uveden v plurálu. Teoreticky by bylo možné v singuláru dovodit slovní spojení: „vodní tok je povrchová voda“. Problémem však je, že definice v § 2 odst. 1 téhož zákona má znění: „Povrchovými vodami jsou vody...“ (opět plurál). Uvedené „vody“ tečou v korytě. Je korytem tvar či určitá vrstva půdy spolu s příslušnými sedimenty a živými benthickými organismy – nebo jde jen o pozemek? Zákon č. 344/1992 Sb., o katastru nemovitostí, ve znění pozdějších předpisů [3], používá (s ohledem na členění pozemků podle § 2 odst. 3) pojem „**vodní plocha**“. S ohledem na výše uvedené úvahy je možné dovodit následující tři varianty právně-logického výkladu.

1) Varianta A – (slovní spojení: „v nich uměle vzdutých“). Pokud je míněno, že uvedený pojem logicky značí: „povrchové vody uměle vzduté v tocích – definiendum (výraz, který je definován) je určeno pomocí definiens (výraz, pomocí něhož se definuje), tj. „tok“ – jde o definici typu „ignotum per ignota“ (neznámé neznámým). (Tok je totiž pojem, který má být určen pojmem koryto a pojmem povrchové vody.)

2) Varianta B – Pokud je míněno, že uvedený pojem logicky značí: „povrchové vody uměle vzduté v povrchových vodách“ (definiendum je určeno pomocí definiens „povrchové vody“) – jde jednoznačně o definici typu „idem per idem“ (totéž je vysvětlováno týmž).

3) Varianta C – Tato je asi nejpravděpodobnější – jde o gramatickou chybu, správně by mělo být: „včetně vod v něm (korytě) vzdutých“.

Pro srovnání (v návaznosti na výše uvedenou analýzu § 43 a 44 platného zákona) uvádíme § 2 zrušeného zákona č. 138/1973 Sb., o vodách (vodní zákon), ve znění pozdějších předpisů [20]:

„(1) **Povrchovými vodami** jsou vody přirozeně se vyskytující na zemském povrchu; **podzemními vodami** jsou vody v zemských dutinách a vzdvlných vrstvách zemských. Práva k těmto vodám upravuje tento zákon.

(2) Za **povrchové ani podzemní vody** se nepovažují přírodní léčivé vody a přirozeně se vyskytující minerální stolní vody, jakož i vody, které jsou podle horních předpisů vyhradenými nerosty a vodami důlními (dále jen „zvláštní vody“).

(3) Na zvláštní vody se vztahuje tento zákon, jen pokud tak výslovně stanoví.“

Pojem vodní tok (následně i koryto vodního toku) byl definován v § 31:

„(1) **Vodní toky** (odkaz č. 13 na čl. 8 Ústavy ČSSR – zákon č. 100/1960 Sb. – národním majetkem se staly vodní toky a přírodní léčivé zdroje) jsou **vody** trvale tekoucí po zemském povrchu mezi břehy buď v korytě přirozeném (popřípadě upraveném), jako bystřiny, potoky, řeky, nebo v korytě umělém, jako průplavy, vodní kanály, nádrže apod., nebo vody nacházející se ve slepých ramenech vodních toků, **včetně jejich koryt**.

(2) U **vodních toků**, jejichž **koryta** nejsou označena vlastním parcelním číslem a nejsou jako taková vedena v evidenci nemovitostí podle zvláštních předpisů (odkaz č. 14 na v té době platný zákon č. 22/1964 Sb., o evidenci nemovitostí), se za přirozené **koryto** považuje dno a břehy až po břehovou čáru, která je určena hladinou vody, která stačí protékat mezi břehy, aniž se vylévá do přilehlého území.

(3) Za pozemky, tvořící podle předchozích odstavců přirozené koryto, nepřísluší náhrada; jinak přísluší náhrada obdobně podle předpisů o vyvlastnění.

(4) Pozemky, tvořící přirozené **koryto**, které v době vydání tohoto zákona nejsou označeny vlastním parcelním číslem a nejsou jako takové vedeny v evidenci nemovitostí podle zvláštních předpisů, nebudou ani nadále takto označovány a evidovány vlastním parcelním číslem, pokud nejde o případy hospodářsky nebo jinak odůvodněné. O těchto případech zvláštního charakteru se dohodnou vodohospodářské orgány s příslušnými orgány pro geodézii a kartografii.“

Na rozdíl od stávajícího platného zákona č. 254/2001 Sb. [4] byly vodní toky v zákonu č. 138/1973 Sb. [19] (definované v § 31) chápány tak, že jde o vody trvale tekoucí po zemském povrchu mezi břehy buď v korytě přirozeném (popřípadě upraveném), jako bystřiny, potoky, řeky, nebo v korytě umělém, jako průplavy, vodní kanály, nádrže apod., nebo vody nacházející se ve slepých ramenech vodních toků, včetně jejich koryt. Přes určité dílčí výhrady lze s uvedenou definicí souhlasit. Právě dovětkem „... včetně jejich koryt“ se tak zákon v celkovém pojetí „navrátil“ ke staré římské zásadě: „Non est possibile, ut alveus fluminis publici non sit publicus.“ (Není možné, aby koryto veřejné řeky nebylo veřejné.)

Koryto vodních toků bylo definováno v § 31 odst. 2 prostřednictvím odkazu na v té době platný zákon č. 22/1964 Sb., o evidenci nemovitostí. Za přírozené koryto se považovalo dno spolu s břehy až po břehovou čáru určenou hladinou vody, která stačí protékat mezi břehy, aniž by se vylévala do přilehlého území.

Souhrnně lze konstatovat, že právní úprava obsažená v zákonu č. 138/1973 Sb. [19] byla výstižnější a jednoznačnější než stávající a platná obsažená v zákonu č. 254/2001 Sb. [4].

Pro porovnání ještě uvedeme poněkud odlišnou definici povrchové vody podle čl. 4.1 ČSN 75 0101 Vodní hospodářství – Základní terminologie [25]:

„Povrchová voda je voda na zemském povrchu ve formě různých vodních útvarů.“

Uvedená definice má určitý nedostatek s ohledem na to, že pojem vodního útvaru je v čl. 5.1 definován poněkud neobvykle:

„Vodní útvar – trvalá nebo dočasná soustředění vody na zemském povrchu nebo zemské kůře, charakterizovaná typickými formami výskytu a znaky hydrologického režimu.“

Tato definice je formulována v plurálu, správnější znění by mělo být v singuláru: „Vodní útvar je trvalé nebo dočasné soustředění vody na zemském povrchu nebo zemské kůře, charakterizované typickou formou výskytu a znaky hydrologického režimu.“ Dále je podle našeho názoru nadbytečné použití další vymezení lokalizace „nebo na zemské kůře“. V zákonu č. 254/2001 Sb. [6] jsou obsaženy v § 2 následující definice:

„(3) Vodním útvarem je vymezené významné soustředění povrchových nebo podzemních vod v určitém prostředí charakterizované společnou formou jejich výskytu nebo společnými vlastnostmi vod a znaky hydrologického režimu. Vodní útvary se člení na útvary povrchových vod a útvary podzemních vod.“

(4) Útvar povrchové vody je vymezené soustředění povrchové vody v určitém prostředí, například v jezeru, ve vodní nádrži, v korytě vodního toku.“

Je zjevné, že uvedené znění zákona vycházelo z čl. 2 směrnice Evropského parlamentu a Rady 2000/60/ES ze dne 23. října 2000 ustávající rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky [17]. Výše uvedená definice v ČSN 75 0101 [25] tak není zcela správná, ne každé „soustředění“ vody je „vymezené“ a „významné“. V čl. 9.1 též normy je následující definice:

„Vodní tok je vodní útvar, pro který je charakteristický trvalý nebo občasný pohyb vody v korytě a který je napájen z vlastního povodí nebo z jiného vodního útvaru.“

Tato definice se rovněž liší od platného ustanovení § 43 zákona č. 254/2001 Sb. [6].

Možné případy vypouštění odpadních vod do vod povrchových nesplňujících definici vodního toku

Představme si modelový případ, kdy jsou vypouštěny odpadní vody z menší obce, nově vybudovaného satelitního sídliště či domovní čistírna odpadních vod, která odvádí např. odpadní vody z rekreačního zařízení, atp. Takových případů se v běžné praxi vyskytuje poměrně značný počet. Mnohdy je v Základní vodohospodářské mapě ČR 1 : 50 000 vykreslena modrou linií vodoteč, která nesplňuje definici vodního toku. Může jít o občasný vodní tok, který je během delšího málovodného období bez jakéhokoliv průtoku vody.

Dalším velmi častým případem je to, že tzv. hlavní odvodňovací zařízení splňující definici uvedenou v § 2 odst. 5 vyhlášky č. 225/2002 Sb. [13] bylo zaneseno do seznamu drobných vodních toků (MLVH 1981). Z hlediska správy tohoto „vodního toku“ může nastat určení správce (např. Zemědělské vodohospodářské správy – ZVHS). Z pohledu hydrologického by šlo pouze o vodoteč odvádějící z podrobných odvodňovacích zařízení vodu jen v extrémně vlhkých obdobích (např. na jaře) – nikoliv o vody tekoucí trvale (nebo po převládající část roku). Charakteristický průtok Q_{355} by byl nejspíše nulový. Nejen ten, ale i např. hodnota mediánu by mohla být nulová (tj. v průměru více než 183 dní v roce by průtok v této vodoteči byl roven nule).

Pokud by byly odpadní vody (z menší obce nebo domovní čistírna odpadních vod) vypouštěny v daném místě, kde se po převládající část roku povrchové vody nevyskytují, pak by mohlo dojít k ohrožení vod podzemních, protože vypouštěné odpadní vody by se částečně vsakovaly na dně vyschlého koryta takovéto vodoteče.

Z hlediska vypouštění odpadních vod je zapotřebí vzít do úvahy pouze ustanovení § 43 odst. 1 zákona č. 254/2001 Sb. [6], nikoliv např. zanesení do příslušného seznamu drobných vodních toků (MLVH 1981). Nesmí být směrodatnou ani ta skutečnost (především s ohledem na zákon č. 254/2001 Sb. [6]), že v daném případě může (s ohledem na vyhlášku č. 26/2007 Sb. [7]) jít o plochu označenou kódem 11 – vodní plocha.

Právně-teoretická analýza možných případů vypouštění odpadních vod do vod povrchových nebo podzemních

Přes určité nejasnosti u pojmů vodní tok a povrchové vody platí, že pokud vypouštíme odpadní vody do vod povrchových – pak musí existovat

reálný výskyt povrchových vod v definovaném (a z hlediska vodoprávních předpisů posuzovaném) místě vypouštění (odpadních vod do povrchových vod). Tím není míněno, že se zde musí povrchové vody vyskytovat trvale. Může být realizováno řízené vypouštění, a to pouze v období, kdy se povrchové vody v daném místě a čase vypouštění vyskytují. Pokud však takový způsob vypouštění neexistuje, a je dokonce technicky nerealizovatelný, pak je třeba, aby byly odpadní vody vypouštěny průběžně (být ne zcela rovnoměrně s ohledem na jejich množství a kvalitu). V takovém případě však musí jít o trvalý výskyt povrchových vod v dané lokalitě; ty by pak podle platných kritérií měly naplňovat definici vodního toku, plně v souladu s § 43 zákona č. 254/2001 Sb. [6]. S ohledem na dikci „po převládající část roku“ (na rozdíl od zrušeného zákona č. 138/1973 Sb. [19]) a prováděcí nařízení vlády č. 61/2003 Sb. [9] lze dovodit, že v daném místě vypouštění (do vodního toku) musí existovat příslušná (s ohledem na vypouštění odpadních vod požadovaná) hydrologická charakteristika (nejspíše by mělo jít o Q_{355}), a to „nenulová“. Protože platí, že po smíšení odpadních vod s vodami povrchovými se z hlediska právního tyto mění na vody povrchové, mělo by být množství vypouštěných odpadních vod adekvátní k velikosti průtoku ve vodním toku (recipientu).

Při posouzení, zda v daném případě jde o vodní tok, který splňuje požadavky stanovené v § 43 zákona č. 254/2001 Sb. [6], je rozhodující především časový výskyt povrchových vod. V některých případech mají pozemky (na základě vyhlášky č. 26/2007 Sb. [7]) charakteristiku označenou kódem 11 – vodní plocha. Přitom však nemusí jít vždy o vodní toky ve smyslu § 43 zákona č. 254/2001 Sb. [6]. Důležitý je rovněž § 48 odst. 2 téhož zákona, který pojednává o určení správce vodního toku. Pokud by byla správcem vodního toku organizační složka státu (např. ZVHS), pak k podání žádosti o určení správce vodního toku k Ministerstvu zemědělství nedochází (viz poslední věta § 48 odst. 2 zákona č. 254/2001 Sb. [6]).

U podzemních vod lze na základě platného ustanovení obsaženého v § 38 odst. 4 zákona č. 254/2001 Sb. [6] dovodit to, že vypouštění odpadních vod do půdních vrstev, z nichž by tyto mohly do vod podzemních vniknout, je možné povolit pouze výjimečně u jednotlivých rodinných domů a u staveb k individuální rekreaci. Tím není určeno po jakou část roku. Pokud nejsou odpadní vody (průběžně vypouštěné po celý rok) vypouštěny pouze do vodního toku s „trvalým“ výskytem povrchových vod, pak může dojít k vypouštění do vyschlého koryta v případě, že se hladina okolních podzemních vod nachází na nižším horizontu než dno daného koryta. Pouze za situace, kdy se v korytu povrchová voda vyskytuje trvale, platí, že tato je dotována vodami podzemními z okolního prostředí. V suchém období existuje riziko průsaku části (s vodami povrchovými nesmíšených) odpadních vod do vod podzemních; tím však dochází k naplnění skutkové podstaty ustanovení § 38 odst. 4 zákona č. 254/2001 Sb. [6], ve znění novely č. 20/2004 Sb., a to k vypouštění (být části) vod odpadních do vod podzemních, což je přípustné (a to jen výjimečně) v případě, že jde o jednotlivé rodinné domy nebo stavby k individuální rekreaci.

Závěr a legislativní doporučení

Do zákona č. 254/2001 Sb. [6] bude časem možná zapotřebí zapracovat další definice, řadu ustanovení by bylo vhodné upřesnit a doplnit. Rovněž je věc úvahy, zda neprovést změnu u stávajícího § 38 zákona č. 254/2001 Sb. [6]. Šlo by o následující věcné členění:

1. odpadní vody a jejich zneškodňování,
2. vypouštění odpadních vod do vodních toků,
3. vypouštění odpadních vod do ostatních povrchových vod,
4. vypouštění odpadních vod do podzemních vod.

Vypouštění podle bodu 3 a 4 by bylo možné (podle našeho názoru) pouze a jen na základě posudku osoby s odbornou způsobilostí – ve vazbě na zákon č. 62/1988 Sb., o geologických pracích a o Českém geologickém úřadu, ve znění pozdějších předpisů [1].

Dále se jeví jako nezbytné provést opravu u definice vodního toku, kde jde o jazykově-logickou nesrovnalost. O tom bylo pojednáno v předcházejícím textu. Do určité míry by se mělo zvážít, že vymezení „Vodní toky jsou povrchové vody tekoucí vlastním spádem v korytě trvale nebo po převládající část roku“ je dosti nejednoznačné – na rozdíl od starší formulace uvedené v zákonu č. 138/1973 Sb. [19] – „**Vodní toky** jsou vody **trvale tekoucí** po zemském povrchu...“. Pokud by se zdálo, že požadavek „vody trvale tekoucí“ je příliš „náročný“, pak by bylo zapotřebí rámcově stanovit to, že průtok Q_{355} má určitou minimální hodnotu. Nejvhodnější variantou právního vymezení by byl odkaz na prováděcí právní předpis spolu s institucionálním zajištěním odborných činností (posouzení). Jde o to, že by bylo vhodné pověřit (na základě právního zmocnění) příslušnou instituci (například by mohlo jít o Český hydrometeorologický ústav) ve spolupráci s místně příslušným (dotčeným) správcem povodí (popřípadě správcem vodního toku) výkonem funkce pověřené odborné instituce (subjektu), která by popřípadě zajišťovala podklady pro správní rozhodnutí. U významných vodních toků by vždy šlo o vodní toky určené přímo ze zákona, popř. na základě zmocnění na prováděcí právní předpis (bez eventuálních taxativně vymezených některých pramenných úseků vodních toků).

Seznam použitých podkladů

- [1] Zákon č. 62/1988 Sb., o geologických pracích, ve znění zákona č. 543/1991 Sb., zákonného opatření Předsednictva České národní rady č. 369/1992 Sb., zákona č. 366/2000 Sb., zákona č. 320/2002 Sb., zákona č. 18/2004 Sb., zákona č. 3/2005 Sb., zákona č. 444/2005 Sb. a zákona č. 186/2006 Sb.
- [2] Zákon č. 265/1992 Sb., o zápisech vlastnických a jiných věcných práv k nemovitostem, ve znění zákona č. 210/1993 Sb., zákona č. 90/1996 Sb., zákona č. 27/2000 Sb., zákona č. 30/2000 Sb., zákona č. 120/2001 Sb., zákona č. 59/2005 Sb., zákona č. 186/2006 Sb. a zákona č. 296/2007 Sb.
- [3] Zákon č. 344/1992 Sb., o katastru nemovitostí České republiky (katastrální zákon), ve znění zákona č. 89/1996 Sb., zákona č. 103/2000 Sb., zákona č. 120/2000 Sb., zákona č. 220/2000 Sb., zákona č. 53/2004 Sb., zákona č. 342/2006 Sb., zákona č. 186/2006 Sb. a zákona č. 269/2007 Sb.
- [4] Zákon č. 200/1994 Sb., o zeměměřičství a o změně a doplnění některých zákonů souvisejících s jeho zavedením, ve znění zákona č. 120/2000 Sb., zákona č. 186/2001 Sb., zákona č. 319/2004 Sb., zákona č. 413/2005 Sb. a zákona č. 444/2005 Sb.
- [5] Zákon č. 258/2000 Sb., o ochraně veřejného zdraví a o změně některých souvisejících zákonů, ve znění zákona č. 254/2001 Sb., zákona č. 274/2001 Sb., zákona č. 13/2002 Sb., zákona č. 76/2002 Sb., zákona č. 86/2002 Sb., zákona č. 120/2002 Sb., zákona č. 320/2002 Sb., zákona č. 274/2003 Sb., zákona č. 356/2003 Sb., zákona č. 362/2003 Sb., zákona č. 167/2004 Sb., zákona č. 326/2004 Sb., zákona č. 562/2004 Sb., zákona č. 125/2005 Sb., zákona č. 253/2005 Sb., zákona č. 381/2005 Sb., zákona č. 392/2005 Sb., zákona č. 444/2005 Sb., zákona č. 59/2006 Sb., zákona č. 74/2006 Sb., zákona č. 186/2006 Sb., zákona č. 89/2006 Sb., zákona č. 222/2006 Sb., zákona č. 264/2006 Sb., zákona č. 342/2006 Sb., zákona č. 110/2007 Sb., zákona č. 296/2007 Sb., zákona č. 378/2007 Sb., zákona č. 124/2008 Sb. a zákona č. 130/2008 Sb.
- [6] 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.
- [7] 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.
- [8] Zákon č. 500/2004 Sb., správní řád, ve znění zákona č. 413/2005 Sb.
- [9] Nařízení vlády č. 61/2003 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech, ve znění nařízení vlády č. 229/2007 Sb.
- [10] 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.
- [11] Vyhláška č. 432/2001 Sb., o dokladech žádosti o rozhodnutí nebo vyjádření a o náležitostech povolení, souhlasu a vyjádření vodoprávního úřadu, ve znění vyhlášky č. 195/2003 Sb., vyhlášky č. 620/2004 Sb. a vyhlášky č. 40/2008 Sb.
- [12] Vyhláška č. 470/2001 Sb., kterou se stanoví seznam významných vodních toků a způsob provádění činnosti související se správou vodních toků, ve znění vyhlášky č. 333/2003 Sb. a vyhlášky č. 67/2005 Sb.
- [13] Vyhláška č. 225/2002 Sb., o podrobném vymezení staveb k vodohospodářským melioracím pozemků a jejich částí a způsobu a rozsahu péče o ně.
- [14] Vyhláška č. 7/2003 Sb., o vodoprávní evidenci, ve znění pozdějších předpisů.
- [15] Vyhláška č. 26/2007 Sb., kterou se provádí zákon č. 265/1992 Sb., o zápisech vlastnických a jiných věcných práv k nemovitostem, ve znění pozdějších předpisů, a zákon č. 344/1992 Sb., o katastru nemovitostí České republiky (katastrální zákon), ve znění pozdějších předpisů (katastrální vyhláška).
- [16] Metodický pokyn odboru ochrany vod Ministerstva životního prostředí 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.
- [17] Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2000/60/ES ze dne 23. října 2000 ustávající rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky.
- [18] Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2006/118/ES ze dne 12. prosince 2006 o ochraně podzemních vod před znečištěním a zhoršováním stavu.
- [19] Zákon ze dne 23. března 1955 č. 11, ve znění zákona ze dne 20. února 1959 č. 12 Sb., o vodním hospodářství, v úplném znění podle přílohy vyhlášky č. 13/1959 Sb.
- [20] Zákon č. 138/1973 Sb., o vodách (vodní zákon), ve znění zákona č. 425/1990 Sb., zákona č. 114/1995 Sb., zákona č. 14/1998 Sb. a zákona č. 58/1998 Sb. (v současnosti už neplatný).
- [21] Nařízení vlády č. 25/1975 Sb. České socialistické republiky ze dne 26. března 1975, jímž se stanoví ukazatele přípustného stupně znečištění vod (v současnosti už neplatné).
- [22] Nařízení vlády č. 171/1992 Sb., kterým se stanoví ukazatele přípustného stupně znečištění vod (v současnosti už neplatné).
- [23] Nařízení vlády č. 82/1999 Sb., kterým se stanoví ukazatele přípustného stupně znečištění vod (v současnosti už neplatné).
- [24] Metodický pokyn č. 5 odboru ochrany vod Ministerstva životního prostředí k 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. Věstník MŽP č. 6/2003 (tento pokyn již není platný).
- [25] ČSN 75 0101 Vodní hospodářství – Základní terminologie.
- [26] ČSN 75 0221 Vodní hospodářství – Terminologie vodních toků.
- [27] ČSN 75 0124 Vodní hospodářství – Terminologie vodních nádrží a zdříž.
- [28] ČSN 73 6530 Vodní hospodářství – Názvosloví hydrologie.

Zpracováno s podporou výzkumného záměru MZP0002071101.

Ing. Arnošt Kult

VÚV T.G.M., v.v.i.

tel.: 220 197 246

e-mail: arnost_kult@vuv.cz

Lektoroval Ing. Josef Hladný, CSc., říjen 2008

Key words

discharge of waste water, surface water, groundwater, watercourse, water law

Discharge of wastewater into surface waters or into watercourse? (Kult, A.)

The article deals with discharge of wastewater into surface water. The second part of the article describes the situation in the Czech Republic before/after the release of the Act No. 254/2001 Coll., on water and on amendment to some acts (Water Act) as amended by subsequent provisions. In the third part attention is devoted to the definition of watercourse. In the fourth part the discharge of wastewater into surface water, which is not watercourse in terms of the section 43 of the Act No. 254/2001 Coll., is described. In the fifth part theoretical legal analysis of options for wastewater discharges into surface water is carried out. In the end of the article recommendations with respect to existing version of the Act No. 254/2001 Coll. are given.

Publikace VÚV T.G.M., v.v.i.

Projekt Morava IV (2003–2006) (Zdeněk Šunka aj.)

Brno, VÚV T.G.M., v.v.i., 2008, 97 s., ISBN 978-80-85900-80-4.

Publikace informuje o řešení Projektu Morava IV (2003–2006), které navazovalo na předchozí etapy zabývající se problematikou ochrany vod a jejího prostředí v rámci oblastí povodí Moravy a Dyje. Projekt Morava IV byl zaměřen na rozšíření dosud získaných poznatků v oblasti komunálních a průmyslových bodových zdrojů znečištění, plošného a difuzního znečištění, jakosti povrchových a podzemních vod a stavu vodních ekosystémů. Vzhledem k tomu, že Česká republika přijala určitá přechodná opatření směřující ke splnění směrnice Rady 91/271/EHS a všechny povrchové vody na území České republiky byly vymezeny jako citlivé oblasti, Projekt Morava IV podrobně monitoroval a hodnotil stav kvality odpadních vod se zaměřením na plnění stanovených cílů. S ohledem na seznam prioritních a prioritních nebezpečných látek podle Přílohy X směrnice Evropského parlamentu a Rady 2000/60/ES a v souladu se seznamem nebezpečných a zvláště nebezpečných látek podle Přílohy č. 1 vodního zákona byla pozornost zaměřena na nové poznatky o těchto vybraných látkách.

Dále byly systematicky rozvíjeny aktivity zaměřené na hodnocení stavu povrchových a podzemních vod a na hodnocení poznatků o odbourávání nutrientů mokřadními společenstvy.

V oblasti ochrany vod a vodních ekosystémů existuje dosud značné množství problémů, které vyžadují podrobný výzkum a detailní teoretické řešení. Projekt Morava IV se zabýval konkrétními problémy uvedených oblastí povodí a vazbami mezi jednotlivými problémovými oblastmi. Výstupy dalších teoretických úloh byly v rámci řešení ověřovány a aplikovány tak, aby přispěly k naplnění stanovených cílů.

Projekt Odra III (2003–2006) (Luděk Trdlica aj.)

Ostrava, VÚV T.G.M., v.v.i., 2008, 39 s., ISBN 978-80-85900-81-1.

Publikace přináší výsledky Projektu Odra III řešeného ostravskou pobočkou VÚV T.G.M., v.v.i. Vzhledem k významu ochrany vod v povodí řeky Odry pokračovalo v Projektu Odra III rozšiřování poznatků o aktuálním vlivu bodových, plošných a difuzních zdrojů znečištění na hydrosféru povodí, včetně hodnocení vývoje těchto vlivů v návaznosti na požadavky Mezinárodní komise pro ochranu Odry před znečištěním (MKOO) i na požadavky, které vyplynou ze spolupráce na hraničních vodách mezi Českou a Polskou republikou.

Význam ochrany vod a dalších složek vodních ekosystémů vzrostl v souvislosti se vstupem České republiky do Evropské unie. Veškerou činnost v oblasti vodního hospodářství bylo nutno přizpůsobit platným směrnici EU. Proto i řešení projektu Odra III bylo koncipováno tak, aby umožnilo specifikaci a zpracování podkladových materiálů pro tvorbu plánu v oblasti povodí Odry v intencích Rámcové směrnice EU o vodní politice 2000/60/ES. Náplní Projektu Odra III byla kromě výše uvedené rovněž specifikace opatření a činností pro zajištění účinné ochrany jakosti povrchových a podzemních vod, při systematickém zlepšování jejich jakosti.

Atlas zařízení pro nakládání s odpady. 1. díl Skládky nebezpečných odpadů (Jan Buda)

Praha, VÚV T.G.M., v.v.i., 2007, 36 s., ISBN 978-80-85900-75-0.

Skládkování odpadů je stále nejrozšířenějším způsobem jejich odstranění. Hlavním důvodem jsou poměrně nízké poplatky za uložení odpadů na skládky. Přesto má však počet skládek stále klesající tendenci. Nyní provozované skládky vznikly převážně kolem roku 1996 a do 16. 7. 2009 by měl být zajištěn jejich plný soulad se současnou legislativní úpravou, která je plně harmonizována s legislativou ES, a to se směrnicí Rady 1999/31/ES o ukládání odpadů na skládkách (podle čl. 16 směrnice a její přílohy II).

Skládky se dělí podle technického zabezpečení na skupiny:

- S-IO – určené pro inertní odpady,
- S-00 – určené pro ostatní odpady,
- S-NO – určené pro nebezpečné odpady.

Odpady lze na skládky přijímat na základě druhu a kategorie odpadů podle vyhlášky MŽP č. 381/2001 Sb., kterou se stanoví Katalog odpadů, Seznam nebezpečných odpadů a seznamy odpadů a států pro účely vývozu, dovozu a tranzitu odpadů a postup při udělování souhlasu k vývozu, dovozu a tranzitu odpadů, ve znění vyhlášky č. 503/2004 Sb. a ve znění vyhlášky č. 168/2007 Sb., dále podle skutečných vlastností odpadů a dalších podrobností uvedených v přílohách č. 2 až 5 ve vyhlášce č. 294/2005 Sb., o podmínkách ukládání odpadů na skládky a jejich využívání na povrchu terénu a změně vyhlášky č. 383/2001 Sb., o podrobnostech nakládání s odpady (podle třídy vyluhovatelnosti, vzájemné mísitelnosti, obsahu škodlivin v sušině).

Obsahem Atlasu zařízení pro nakládání s odpady je soubor map a ortofotosnímků jednotlivých zařízení nacházejících se na území České republiky. První díl je věnován skládkám (celkem 26), které mají povolení ukládat nebezpečné odpady v roce 2007.

Atlas zařízení pro nakládání s odpady. 2. díl. Skládky ostatních odpadů (Buda, J.)

Praha, VÚV T.G.M., v.v.i., 2008, 166 s., ISBN 978-80-85900-84-2

Atlas skládek ostatních odpadů je druhým dílem Atlasu zařízení pro nakládání s odpady a navazuje na první díl z roku 2007, který byl věnován skládkám nebezpečných odpadů. Druhý díl se věnuje skládkám, které mají povolení ukládat odpady klasifikované jako ostatní (S-00).

Skupina S-00 se dělí na podskupiny, resp. sektory skládek, jež jsou dány legislativou, tzn. vyhláškou č. 294/2005 Sb.:

- S-001 – skládky (nebo sektory skládek) určené pro ukládání odpadů

kategorie O s nízkým obsahem organických biologicky rozložitelných látek,

- S-002 – skládky (nebo sektory skládek) určené pro ukládání odpadů kategorie O s nízkým obsahem organických biologicky rozložitelných látek a nereaktivních nebezpečných odpadů,
- S-003 – skládky (nebo sektory skládek) určené pro ukládání odpadů kategorie O s podstatným obsahem organických biologicky rozložitelných látek, na které nesmějí být ukládány odpady na bázi sádry.

Také v této publikaci jsou uvedeny ortofotosnímky skládkových zařízení nacházejících se na území České republiky v členění podle krajů. Celkem je uvedeno 142 skládek tohoto typu.

Klimatická změna a vodní zdroje v povodí Vltavy (Oldřich Novický aj.)

Praha, VÚV T.G.M., v.v.i., 2008, ISBN 978-80-85900-79-8.

Klimatická změna a její dopady na různé oblasti lidských činností a příprava zmírňujících a adaptačních opatření se stávají důležitým předmětem celosvětové politiky. Vodní hospodářství je přitom jednou z oblastí, která může být nejvíce zasažena.

Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka se této problematice dlouhodobě věnuje. S tím, jak jsou postupně zdokonalovány scénáře klimatické změny založené na výsledcích modelování globální cirkulace atmosféry v propojení s modely oceánů, jsou postupně zpracovávána odpovídající modelová řešení hydrologické bilance, odhady změn hydrologického režimu a jeho dopady na vodní zdroje a vodní hospodářství, zejména na zásobování vodou.

V současné době jsou k dispozici regionální scénáře klimatické změny, které jsou zpracovány pro podstatně jemnější plošné rozlišení než předchozí scénáře globální. Ve VÚV T.G.M., v.v.i., se používají scénáře založené na simulacích regionálními modely HIRHAM a RCAO.

Předložená publikace nejprve stručně shrnuje významné výsledky studií dopadů klimatické změny zpracovaných v rámci činností Mezivládního panelu změny klimatu (IPCC), který byl založen v roce 1988 Světovou meteorologickou organizací (WMO) a organizací Program OSN pro otázky životního prostředí (UNEP). V následujících kapitolách je pozornost věnována shrnutí výsledků studií možných dopadů klimatické změny na hydrologický režim v České republice, jsou uvedeny ukázky již se projevujících dopadů klimatické změny v oblasti meteorologických a hydrologických veličin a na příkladě povodí Vltavy a její vodohospodářské soustavy je ukázán postup a výsledky simulací dopadů klimatické změny na vodní zdroje.

Získané výstupy ukazují na nutnost sledovat problematiku výskytu klimatických změn se zvýšenou pozorností a včas se zabývat metodami umožňujícími zpřesnění výhledových potřeb vody (se zavedením předpokladu dosažení reálných úspor v oblasti užívání vody), zpřesnění odhadu možných klimatických změn a řešením zapojení výhledových zdrojů (obecně zvýšením akumulace vody v povodích) a jejich uplatněním za různých situací.

Publikace je možno objednat na tel. 220 197 260 nebo e-mailem Kuckova@vuv.cz.

Redakce

Odborné semináře VÚV T.G.M., v.v.i., v roce 2009

15. 1. 2009

Mikrobiologie vody (RNDr. Hana Mlejnková, Ph.D., Mgr. Kateřina Horáková, Ph.D.)

19. 2. 2009

Identifikace antropogenních tlaků v české části mezinárodního povodí řeky Odry (RNDr. Přemysl Soldán, Ph.D.)

19. 3. 2009

Vlastnosti a hodnocení odpadů a výrobků z odpadů (Ing. Dagmar Sirotková)

16. 4. 2009

Kvalita ekosystémů a společenstev organismů tekoucích vod pod vlivem civilizačních faktorů (Mgr. Ondřej Slavík, Ph.D.)

21. 5. 2009

Výzkum interakce mezi suchozemskými a vodními ekosystémy pro potřeby ochrany přírody (Ing. Tomáš Mičanič)

18. 6. 2009

Evidence kontaminovaných míst (Mgr. Marta Martínková)

Semináře se konají v přednáškovém sále ústavu, vždy ve čtvrtek od 14 hodin, vstup volný.

Další informace: Pavel Polka; tel.: 220 197 350, e-mail: polka@vuv.cz.

Magdeburský seminář o ochraně vod

Ve dnech 7.–10. října 2008 se v Magdeburku uskutečnil již 13. ročník Magdeburského semináře o ochraně vod. Vrátil se tak do míst, kde v roce 1988 vznikla tradice jeho konání. Pozvání hlavních organizátorů – Střediska výzkumu životního prostředí H. Helmholtze (UFZ) a Mezinárodní komise pro ochranu Labe (MKOL) – přijalo více než 250 odborníků z oblasti vědy a praxe z České republiky, Německa, Polska a Rakouska. Jednacími jazyky byly čeština a němčina.

Seminář na téma **Labe a jeho proměny** se věnoval především těmto oblastem: dlouhodobé změny v povodí Labe, realizace Rámcové směrnice ES o vodách, důsledky klimatické změny, problematika správy vodních toků, povodní i nízkých průtoků, dosažení dobrého ekologického stavu, potenciálu i požadavky plavby, omezení zatížení toků v povodí Labe vypouštěním odpadních vod a vnosy znečišťujících látek, výzkum jezer a řešení problémů se zatápním prostorů po těžbě uhlí.

Bylo předneseno 50 odborných přednášek, z toho polovina českých. Kromě příspěvků zabývajících se problematikou povodí Labe zazněly na semináři i přednášky se vztahem k povodí Rýna, Dunaje, Odry a dalším zajímavým oblastem. Součástí semináře byly i prezentace 60 posterů a odborné exkurze ke křižovatce vodních cest u Magdeburku a k údolním nádržím v pohorí Harc.

Další informace o této významné odborné akci včetně programu a sborníku najdete v aktualitách na internetových stránkách MKOL <http://www.ikse-mkol.org>. O organizaci příštího Magdeburského semináře v roce 2010 se spolu s MKOL uchází Povodí Ohře, s. p., a měl by se konat v Teplicích.

Ing. Marie Kalinová, VÚV T.G.M., v.v.i.

DEVADESÁTINY PROFESORA PAVLA NOVÁKA



Dne 7. září 2008 oslavil v plné duševní svěžesti a fyzické síle své devadesátiny rodák ze Stříbra – významný český vědec prof. dr. Ing. Pavel Novák, DrSc., kterému letos udělila Akademie věd České republiky medaili *De scientia et humanitate optime meritis*. Jde o nejvyšší uznání AV ČR, jež se tak právem dostalo vědci, který se významně zasloužil o rozvoj české a světové vědy a vzdělanosti, dosáhl významného mezinárodního uznání a svou osobní statečností a přístupem jemu vlastním se stal příkladem pro mnohé žáky a spolupracovníky, jak

přispívat k řešení složitých politických i lidských situací. Měl jsem to velké štěstí, že jsem ihned po ukončení vysokoškolského studia v roce 1964 po tři roky pracoval v oddělení pana profesora v tehdejší Výzkumném ústavu vodohospodářském v Praze-Podbabě a různými formami s ním spolupracuji dodnes. Přesto – necht mi to pan profesor promine – text, který o něm píše, nemůže být s ohledem na skutečnost, kolik toho již vykonal, vyčerpávající.

Profesor Pavel Novák se narodil 7. září 1918 ve Stříbře v rodině Ing. Rudolfa Nováka a jeho ženy Elsy. Své mládí prožil nejprve ve Stříbře, pak v Plzni a poté v Praze, což bylo důsledkem především toho, že jeho otec byl mostním inženýrem o ČSD. Po přestěhování rodiny do Plzně v roce 1923 tam Pavel vychodil obecnou školu a poté navštěvoval Masarykovo reálné gymnázium. Po 12 letech pobytu v Plzni se rodina v roce 1935 opět přestěhovala – tentokrát do Prahy, a tak v letech 1935 až 1937 pokračoval ve studiu na Reálném gymnáziu na Vinohradech. Toto studium ukončil maturitou s vyznamenáním. Od roku 1937 do března 1939 studoval na Fakultě inženýrského stavitelství ČVUT v Praze. Po nacistické okupaci Československa se mu v březnu 1939 podařil útek do Anglie. Osud jeho rodiny byl však nesmírně tragický. Jeho otec s matkou, sestra s rodinou a četní další příbuzní zahynuli v koncentračních táborech.

V období od útěku do června 1941 byl Pavel Novák externím studentem stavebního inženýrství na University of London, které ukončil bakalářským diplomem s vyznamenáním (B.Sc.Hons). Studium se mu podařilo dokončit díky jeho pílì, a to za pomoci malých stipendií a výdělků. K dění ve své vlasti nebyl nikdy lhostejný. Ihned po ukončení studia se stal dobrovolníkem čs. armády v Anglii. Byl vyčleněn pro válečně důležitou práci v povodí řeky Trent. Nejprve do roku 1942 pracoval jako asistent inženýr v plavební správě Trent Navigation Co, Nottingham a poté až do května 1945 jako odborný asistent na inženýrské fakultě University College, Nottingham. Je účastníkem zahraničního odboje 1942–1944. V květnu 1945 přilétá prvním letadlem Lancaster do Prahy s ostatními dobrovolníky na obnovu poválečného Československa.

V období 1945 až 1967 pracoval Pavel Novák ve Výzkumném ústavu vodohospodářském v Praze-Podbabě (VÚV) nejprve jako vědecký pracovník, a poté vedoucí vědecký pracovník v hydrotechnickém výzkumu, a to v celé řadě funkcí – vedoucí oddělení teoretické a experimentální hydromechaniky, vedoucí odboru hydrotechniky a náměstek ředitele ústavu (1950–55). Funkce nejsou uvedeny chronologicky, neboť v určitém období svého působení ve VÚV upadl v nemilost s ohledem na válečné působení v Anglii. V roce 1946 získal Pavel Novák nostrifikaci Ing. na Českém vysokém učení technickém v Praze (ČVUT) a v roce 1949 titul Ing. Dr. V roce 1958 obhájil na ČVUT titul kandidáta věd (CSc.) a v roce 1965 na Vysokém učení technickém v Brně titul doktora věd (DrSc.). V roce 1961 byl jmenován docentem a v roce 1967 profesorem pro obor hydrauliky. Má značný podíl na tom, že se v období jeho působení ve Výzkumném ústavu vodohospodářském stal odbor hydrauliky VÚV doslova vlajkovou lodí (flagship) hydrotechnického výzkumu v Československu. Odborné veřejnosti jsou velice dobře známy výzkumy, které ve VÚV osobně vedl nebo se na nich podílel. Jde o rozsáhlé výzkumy říčních tratí, vodních děl na Labi, Vltavě a Váhu, přehrady Bicz v Rumunsku, povodňových a průlomových vln na rozsáhlém hydraulickém modelu Vltavské kaskády, vodárenského štolového přivaděče Želivka–Praha atd. Vedl základní výzkum měření splavenin a vyvinul lapák splavenin, jehož účinnost také prověřil ve velkém pokusném žlabu ústavu, vedl komplexní výzkum hydrauliky podjezí vodních děl, výrazně přispěl ke zdokonalení teorie modelové podobnosti atd.

Od června 1967 do září 1968 byl prof. Ing. Pavel Novák, DrSc., ředitelem Ústavu pro hydrodynamiku ČSAV (ÚH ČSAV). Po sovětské okupaci 21. srpna 1968 odchází se svou manželkou Elizabeth, dcerou Zuzanou a synem Michalem do zahraničí. Od září 1968 do září 1970 pracoval ve Velké Británii nejprve jako „visiting professor“ na City University of London a docent na univerzitě v Newcastle upon Tyne. Následujících 13 let, tj. od září 1970 do září 1983, pak byl na univerzitě v Newcastle upon Tyne

řádným profesorem (Professor of Civil and Hydraulic Engineering).

Na univerzitě v Newcastle upon Tyne se věnoval výuce a výzkumné činnosti v oboru hydrauliky a hydrotechniky. Byl také vedoucím postgraduálního studia (jen pro zajímavost: v roce 1983 měla tato univerzita největší počet postgraduálních studentů ve vodním hospodářství na vysokých školách ve Velké Británii). Od roku 1984 je každoročně udělována Cena Pavla Nováka pro nejlepšího studenta ve vodním hospodářství na této univerzitě. Vybuďoval zde hydraulickou laboratoř, která byla v roce jeho 85. narozenin (2003) pojmenována jeho jménem.

Na univerzitě v Newcastle upon Tyne zastával profesor Novák různé akademické funkce: Member of University Senate (1973–79), Council (1978–81) a Court (1981–83), tj. byl postupně členem univerzitního senátu, rady a vedení univerzity; na univerzitě zastával i řídicí funkce: Head of Department of Civil Engineering (1981) a Head of School of Civil and Mining Engineering (1982), tj. v prvním případě funkci vedoucího katedry a ve druhém případě funkci na úrovni děkana. Ve Velké Británii byl však i jinak významně činný – především jako Member of UK Research Council Committees (1974–82). Po dovršení 65 let odchází profesor Pavel Novák v září 1983 do penze a je jmenován emeritním profesorem (Emeritus Professor of Civil and Hydraulic Engineering University of Newcastle upon Tyne, UK).

Od odchodu profesora Nováka do důchodu sice letos uplynulo plných 25 let, ale pan profesor je stále velice činný. Dále se věnuje jak přednáškové a publikační činnosti, tak i výzkumné činnosti v oboru hydrauliky a hydrotechniky. Je členem mnoha odborných a zkušebních komisí, konzultantem Světové meteorologické organizace (WMO), konzultantem UNDP (United Nations Development Programme), jakožto i konzultantem řady předních britských projekčních kanceláří (zejména Halcrow pro stavbu vodního díla Mrica v Indonésii) a zámořských společností a organizací (návrhy přelivů vodních děl, stavby pro zásobování vodou, ovládání povodní a navrhování odvodnění, ovládání pohybu splavenin a úpravy vodních toků).

Nelze přehlédnout ani jeho rozsáhlou přednáškovou činnost mimo Velkou Británii. Po dobu celých 30 let (1969–99) byl externím profesorem a členem fakulty International Institute for Hydraulic and Environmental Engineering v Delftu v Nizozemí. Přednášel také v zámoří: na University of Waterloo v Kanadě (visiting professor, 1976), Water Research Station, Poona v Indii (1986), University of Paraná v Brazílii (1986) a na Department of Water Resources, Bandung v Indonésii (1984–1985). Jeho přednášková a výzkumná činnost byla a je zaměřena hlavně na hydrauliku, říční hydrauliku, hydrotechniku, fyzikální modelování a přenos kyslíku u vodních děl.

Je na místě připomenout ocenění, kterých se mu po právu dostalo:

1967 – zahraniční člen-korespondent Akademie věd v Toulouse (Francie),

1972 – Fellow (nejvyšší stupeň členství) Institution of Civil Engineers (Velká Británie),

1973 – Fellow Chartered Institution of Water and Environmental Management (Velká Británie),

1965–69 a 1982–86 – člen Council, International Association of Hydraulic Engineering and Research (IAHR),

1984–92 – hlavní redaktor prestižního časopisu Journal of Hydraulic Research (IAHR),

1987 – Institution of Engineers of Australia James Hardie Speaker (Austrálie),

1989 – čestný člen IAHR (Honorary Member of International Association of Hydraulic Engineering and Research) (jediný čs. občan a pouze druhý anglický s tímto uznáním),

1992 – Pamětní medaile Josefa Hlávky ČSAV (Československo),

1994 – Zlatá oborová medaile Stanislava Bechyně ČSAV (Česká republika),

2003 – Hydraulic Structures Medal, ASCE (American Society of Civil Engineers) (první Evropan),

2008 – Medaile *De scientia et humanitate optime meritis* (nejvyšší uznání Akademie věd ČR).

Profesor Novák publikoval více než 20 knih (jako autor, spoluautor i editor) a má více než 100 publikací v recenzovaných a impaktovaných časopisech a příspěvků na mezinárodních kongresech.

Má také mimořádnou zásluhu na šíření výsledků české vědy a výzkumu ve světě. Svědčí o tom řada příkladů a citací českých a slovenských autorů, které uvádí ve svých stěžejních spisech Models in Hydraulic Engineering a Hydraulic Structures, z nichž poslední spis se dočkal již 4. anglického vydání a byl přeložen i do španělštiny a čínštiny. Profesor Pavel Novák si i po odchodu do zahraničí v roce 1968 zachoval české občanství a dokázal i v obtížných politických podmínkách (1968–1989) udržet kontakt s českými vodohospodáři a publikovat jejich práce. Náзорným příkladem je 5dílný sborník Developments in Hydraulic Engineering, kde byly publikovány práce českých vodohospodářů. Tento sborník se setkal ve světě s velkým ohlasem a byl přeložen i do japonštiny. Záslužné bylo a je také trvalé úsilí pana profesora při zapojování pracovníků z oblastí výzkumu a projekce do mezinárodních aktivit.

Po obnově demokracie u nás v roce 1989 se odborná spolupráce

profesora Nováka s pracovníky Výzkumného ústavu vodohospodářského T. G. Masaryka v Praze (VÚV T.G.M.), Ústavu pro hydrodynamiku Akademie věd České republiky (ÚH AV ČR) a Českého vysokého učení technického v Praze (ČVUT) ještě více zintenzivnila, nabyla nové kvality a trvá dodnes. S pracovníky ČVUT a VÚV T.G.M. se osobně podílel na řešení jednoho z projektů Grantové agentury ČR. Podílel se i na publikování dosažených výsledků z tohoto projektu na dvou mezinárodních kongresech. Je spoluautorem monografie o výzkumu zlepšení plavebních podmínek v oblasti dolního Labe, vydané VÚV T.G.M. v roce 2002 (Modelový výzkum zlepšení plavebních podmínek dolního Labe v úseku Střekov–Prostřední Žleb (česká verze ISBN 80-85900-41-6, anglická verze ISBN 80-85900-42-4) a je trvale žadáným konzultantem rozsáhlých hydrotechnických výzkumů vodního díla Děčín a také recenzentem monografií (anglické z roku 2007 a české z roku 2008) obsahujících hlavní výsledky těchto výzkumů.

Profesor Pavel Novák dokázal pomoci Výzkumnému ústavu vodohospodářskému T. G. Masaryka i ne zcela běžným způsobem. V roce 2003 bylo z Univerzity v Newcastle dovezeno pro obnovu knihovny ve VÚV T.G.M. (zničené při katastrofální povodni v srpnu 2002 v Praze) zhruba 600 knih a časopisů vážících zhruba 1/3 tuny. Tyto knihy a časopisy ze

svých sbírek našemu ústavu věnoval profesor Novák se svými bývalými kolegy Dr. Nallurim a Mr. Johnsonem. Celou pomoc zorganizoval pan profesor. Dodatek k tomuto daru – dalších zhruba 90 kg knih a časopisů bylo z Newcastle dovezeno letos v červenci.

Co mohu na pana profesora prozradit? Od kolegů vím, že se věnuje malbě obrazů. Sám jen skromně přiznává, že léta chodí do nějakého kroužku v Newcastle, kde se učí malovat, a že malování věnuje vždy dva dny v každém týdnu. Má též velké štěstí na svou životní partnerku – manželku Elizabeth (Eli), která mu vždy byla pevnou oporou. Vzpomínám si na několik milých setkání s paní Eli po roce 1989 při každoročních dovolených pana profesora v Čechách a vím také, jak na jeho paní vzpomínají starší kolegové z našeho ústavu. To, že je paní Eli panu profesorovi vydatným pomocníkem, sama předvedla při přípravě výše zmiňovaných monografií, a to perfektními překlady českých textů do angličtiny. Závěrem přeji manželům Novákovým nejen zdraví a neutuchající elán, ale také ať jim všechno to, čemu se říká štěstí, ještě dlouho vydrží. Panu profesorovi pak ještě potěšení z hydrauliky a malování. Vždyť sám neustále dokazuje, že věda má také některé aspekty umění.

Ing. Josef Libý, CSc.

Obsah časopisu VTEI – ročník 2008

50. ročník časopisu VTEI (redakce).....	1/1
Syntetické mošusové látky v povrchových vodách České republiky (Očenášková, V., Pospíchalová, D.)	1/1
Redukce mikrobiálního znečištění alternativními způsoby čištění odpadních vod (Baudišová, D.)	4/1
Česko-polská spolupráce na hraničních vodách (Procházková, J.) ..	7/1
Zkušenosti z hodnocení morfologie toků v České republice „bavorskou metodou“ (Forejtníková, M., Horák, P.).....	9/1

Problematika stanovení mísicí zóny v kontextu návrhu směrnice ES o normách environmentální kvality a o změně směrnice 2000/60/ES (Mičanič, T., Kučera, J., Sýkora, F., Belda, J., Šajer, J.)	1/2
Vsakování odpadních vod – ano, či ne? (Eckhardt, P., Kučera, J.) ..	3/2
Informace o modelu MONERIS a možnostech jeho využití (Juráň, S.).....	5/2
Publikace Hydraulic Research of the Děčín Barrage (Doležal, L.)....	7/2

Dynamika fytoplanktonu v dolním toku Berounky a vliv klimatických změn (Desortová, B.).....	1/3
Použití metod ASE a GPC při analýzách perzistentních organických polutantů v pevných vzorcích vodních ekosystémů (Kužilek, V., Jánošíková, V., Svobodová, A.)	3/3
Odpor pohyblivého dna sklonitého koryta za povodňových průtoků (Matoušek, V., ml.)	6/3
Využití modelu neuronové sítě v modelování průtoků (Ředinová, J.)	9/3
Činnost Zkušební laboratoře vodohospodářských zařízení (Šťastný, V., Schönbauerová, L., Kučera, J.).....	11/3
Publikace VÚV T.G.M., v.v.i. (redakce).....	12/3

Expo 58 a Výzkumný ústav vodohospodářský (redakce).....	1/4
Předávání údajů správcům povodí, vodoprávními úřadům a České inspekci životního prostředí a zákon č. 25/2008 Sb. (Kult, A.)	1/4
Kvalita vody v antropogenně zatíženém toku Lužické Nisy: 1. část – mikrobiologické ukazatele (Baudišová, D., Havel, L., Benáková, A.).....	5/4
Stanovení přirozeného pozadí říčních sedimentů Bíliny pro kovy a metaloidy (Lochovský, P.)	8/4

Vliv revitalizací na ekologický stav malých vodních toků (Rozkošný, M.)	1/5
Některé problémy používání referenčních látek při sumárním stanovení aniontových tenzidů (MBAS) (Pitter, P.)	3/5
<i>Escherichia coli</i> v českých povrchových vodách (Baudišová, D.).....	4/5
Profil vod ke koupání (a bathing water profile) (Grünwaldová, H.) ...	5/5
Povolení k nakládání s vodami podle vodního zákona v souvislosti s některými ustanoveními zákona o integrované prevenci (Kult, A.)	7/5
Seznam laboratoří s Osvědčením o správné činnosti laboratoře (stav k 1. 8. 2008).....	10/5

Vliv jakosti vody na populace raků v České republice – porovnání s legislativou ČR (Svobodová, J. aj.).....	1/6
Společný průzkum Dunaje 2 – největší expedice na velkém toku v roce 2007 (Hudcová, H., Bernardová, I.).....	5/6
Sledování jakosti vody Flájského potoka v Krušných horách (Lochovský, P.)	5/6
Vypouštění odpadních vod do vod povrchových nebo do vodních toků? (Kult, A.).....	14/6
Publikace VÚV T.G.M., v.v.i. (redakce).....	17/6
Magdeburský seminář o ochraně vod (Kalinová, M.)	18/6
Devadesátiny profesora Pavla Nováka (Libý, J.)	19/6

VTEI VODOHOSPODÁŘSKÉ TECHNICKO-EKONOMICKÉ INFORMACE

Redakční rada: RNDr. Dana Baudišová, Ph.D., Ing. Šárka Blažková, DrSc., Ing. Petr Bouška, Ph.D., 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 50

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