

VODOHOSPODÁŘSKÉ TECHNICKO-EKONOMICKÉ INFORMACE

PŘÍRODNÍ A UMĚLÉ RADIONUKLIDY V ŘÍČNÍCH DNOVÝCH SEDIMENTECH A PLAVERNINÁCH NA ÚZEMÍ ČESKÉ REPUBLIKY V OBDOBÍ 2000–2010

Diana Marešová, Eduard Hanslík, Eva Juranová

Klíčová slova

říční dnové sedimenty – plaveniny – povrchová voda – kontaminace – radionuklidy – draslík-40 – radium-226 – radium-228 – cesium-137

Souhrn

Byly sledovány hmotnostní aktivity cesia-137, draslíku-40, radia-226 a radia-228 v říčních dnových sedimentech a plaveninách v období 2000–2010, resp. 2001–2010. V případě cesia-137 jde o reziduální znečištění po testech jaderných zbraní a havárii v Černobylu s průměrnou hodnotou 14,0 Bq/kg v sedimentech a 25,0 Bq/kg v plaveninách. Geogenní pozadí v sedimentech bylo vyhodnoceno 569±161 Bq/kg pro draslík-40, 47,8±24,1 Bq/kg pro radium-226 a 47,2±23,9 Bq/kg pro radium-228. V plaveninách bylo průměrné pozadí 73,4±54,1 Bq/kg pro radium-226 a 87,9±45,9 Bq/kg pro radium-228. Přetrvává kontaminace radium-226 v důsledku dřívější těžby a zpracování uranové rudy, popř. uhlí. Znečištění radium-226 lze posuzovat pomocí poměru hmotnostních aktivit radia-226 a radia-228, který na neovlivněných profilech nabývá hodnot do 1,5, na ovlivněných profilech více než 1,5. Tento postup doplňuje posuzování z hlediska samotné hmotnostní aktivity radia-226.

Úvod

Sledování radioaktivních látek v říčních dnových sedimentech má v České republice dlouhou tradici. Bylo zahájeno v 60. letech v souvislosti s výzkumem vlivu vypouštění důlních vod z těžby a úpravy uranových rud. Nejrozsáhlejší sledování přírodních radionuklidů, především uranu a izotopů radia, bylo prováděno v povodí řeky Ploučnice od roku 1966. Byly sledovány změny kontaminace vody, sedimentů, zemin v záplavových územích a biomasy vodních rostlin a organismů. Dále byl sledován transport radioaktivních látek během přirozených a umělých povodňových stavů [1]. V souvislosti s reziduální kontaminací po testech jaderných zbraní a s hodnocením vlivu jaderných elektráren byla pozornost soustředěna na výskyt umělých radionuklidů stroncia-90 a cesia-137 [2].

V roce 1999 bylo v rámci programu Českého hydrometeorologického ústavu (ČHMÚ) zahájeno soustavné sledování říčních dnových sedimentů a plavenin, které zahrnuje i gamaspektrometrický rozbor. Cílem je upřesňování poznatků o geogenním pozadí a o antropogenním vlivu na obsah radionuklidů v sedimentech a plaveninách. V příspěvku jsou vyhodnoceny výsledky tohoto sledování za období 2000–2010, resp. 2001–2010.

Metodika

Místa odběru zahrnují území celé ČR. Sedimenty byly v prvním roce sledování monitorovány na 22 profilech, v roce 2000 bylo sledování rozšířeno na 44 profilů, v roce 2003 na 45 (dále označované jako „základní profily“). V letech 2006–2008 bylo sledování na základě průběžného vyhodnocení [3] rozšířeno o 33 profilů v oblastech bývalé těžby a zpracování uranu (dále označované jako „nové profily“). Vzorky plavenin, vzhledem k požadovanému množství pro gamaspektrometrickou analýzu, byly v úvodu sledování nahrazovány frakcí sedimentů menší než 0,125 mm získanou síťováním (výsledky analýz takto získaných vzorků nejsou do příspěvku zahrnuty). Od roku 2001 včetně již byly plaveniny odebírány s využitím mobilní centrifugační jednotky s odstředivkou ALFA LAVAL WSB 203B-34 a čerpadlem ALFA LAVAL IP 200, maximální výkon 1 800 l/s [4].

Odběry vzorků sedimentů zajišťovali vesměs pracovníci ČHMÚ. Na odběrech vzorků z profilů zavedených v roce 2006 se podíleli pracovníci

s. p. Povodí a následně VÚV TGM, v.v.i. (v roce 2007 a 2008 zařazeno do Situačního monitoringu). Odběry byly prováděny dvakrát ročně. Zrnitost vzorků sedimentů byla vesměs menší než 2 mm. Plaveniny byly v období 2001–2005 odebírány na všech profilech jako sedimenty. V roce 2006 byl monitoring omezen na deset nejvýznamnějších profilů.

Vzorky byly zpracovávány v Referenční laboratoři VÚV TGM, v.v.i. Pro analýzu byly vzorky vysušeny při 105 °C a hermeticky uzavřeny do měřicích nádob (sedimenty – obvykle Marinelliho nádoba, plaveniny – Petriho miska). Hodnoceny byly hmotnostní aktivity cesia-137 (¹³⁷Cs), draslíku-40 (⁴⁰K), radia-226 (²²⁶Ra) a radia-228 (²²⁸Ra) stanovené gamaspektrometrickou metodou podle ČSN ISO 10703 [5, 6]. V případě plavenin nebylo provedeno hodnocení ⁴⁰K. Výsledky byly vyjádřeny v Bq/kg sušiny vzorku. Nejmenší detekovatelné hmotnostní aktivity na hladině významnosti 95 % v sedimentech byly pro ¹³⁷Cs kolem 0,5 Bq/kg, pro ⁴⁰K kolem 10 Bq/kg a pro radioizotopy radia kolem 2 Bq/kg. V plaveninách byly nejmenší detekovatelné hmotnostní aktivity na hladině významnosti 95 % pro ¹³⁷Cs kolem 5 Bq/kg, pro ²²⁶Ra 20 Bq/kg a pro ²²⁸Ra 30 Bq/kg. Hodnoty menší než nejmenší detekovatelná hmotnostní aktivita byly do zpracovávaného souboru zařazeny jako hodnoty rovné této hodnotě. Z naměřených hodnot byly vypočteny roční průměrné hmotnostní aktivity (průměr ze dvou odběrů).

Souhrnné hodnocení radioaktivních látek v sedimentech bylo provedeno pro základní profily za období 2000–2010 (rok 1999 byl ze souhrnného hodnocení vyloučen z důvodu menšího počtu profilů). Nové profily byly zahrnuty pouze do hodnocení vlivů bývalé těžby a zpracování uranu. Vyhodnocení výsledků sledování radioaktivních látek v plaveninách bylo provedeno pro deset profilů, na kterých byl odběr prováděn po celé období 2001–2010. Pro možnost porovnání výsledků sledování radioaktivních látek v sedimentech a plaveninách byly dále samostatně hodnoceny sedimenty z deseti profilů, na kterých byly odebírány i plaveniny, za období 2001–2010 označené dále jako „vybrané profily“. Přehled zpracovaných profilů je uveden v tabulce 1.

Výsledky a jejich hodnocení

Cesium-137

Z umělých radionuklidů bylo detekováno ¹³⁷Cs, které představuje reziduální znečištění životního prostředí po testech jaderných zbraní v atmosféře a po havárii jaderného reaktoru v Černobylu v minulém století. Poločas přeměny ¹³⁷Cs (T_p) je 30,2 r [7].

Roční průměrné hmotnostní aktivity ¹³⁷Cs na jednotlivých sledovaných profilech sedimentů se pohybovaly v rozmezí od 0,5 do 124 Bq/kg (na vybraných profilech to bylo v rozmezí 0,5–30,4 Bq/kg), roční průměrné hodnoty pro celé území jsou 10–17,6 Bq/kg s průměrnou hodnotou 14,0 Bq/kg. Průměrná hodnota vyhodnocená pro vybrané profily sedimentů byla 7,2 Bq/kg.

Rozdíly v kontaminaci sedimentů ¹³⁷Cs mezi jednotlivými sledovanými profily odpovídají poznatkům o rozdělení plošné depozice ¹³⁷Cs na našem území po havárii jaderného reaktoru v Černobylu v roce 1986 [8]. Nejvyšší hmotnostní aktivity ¹³⁷Cs s průměrnou hodnotou 87,6 Bq/kg v rozmezí hodnot 38,9–124 Bq/kg byly zjištěny v profilu Otava-Topělec.

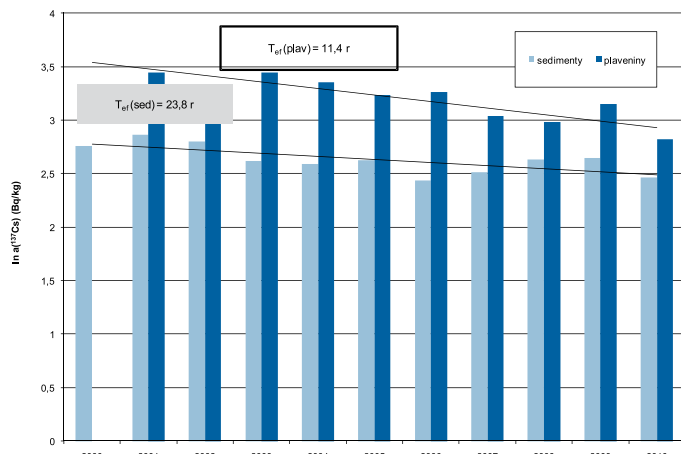
Roční průměrné hmotnostní aktivity ¹³⁷Cs v plaveninách na jednotlivých sledovaných vybraných profilech se pohybovaly v rozmezí 5–76,9 Bq/kg s průměrnou hodnotou 25,0 Bq/kg. Průměr hmotnostní aktivity ¹³⁷Cs v plaveninách byl tedy více než 3x vyšší než sedimentů na odpovídajících (vybraných) profilech.

Na vybraných profilech byl hodnocen poměr hmotnostní aktivity ¹³⁷Cs v plaveninách a sedimentech. Pro jednotlivé profily se poměr pohyboval v rozmezí 1–36,8, v průměru 6,2. Na základě tohoto hodnocení byla na všech profilech hmotnostní aktivita ¹³⁷Cs v plaveninách vyšší než v sedimentech.

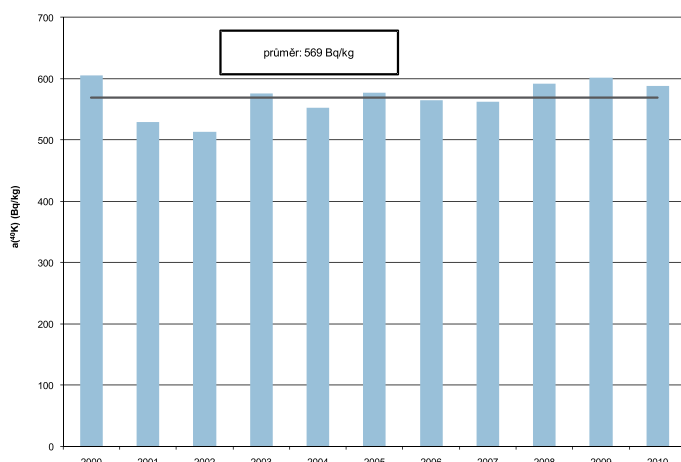
U základních profilů bylo za období 2000–2010 hodnoceno, zda zjištěné roční průměrné hmotnostní aktivity ¹³⁷Cs v sedimentech vykazují trend poklesu v čase. Byla použita regresní analýza (rovnice 1 [9]). Statistická významnost regresní křivky byla ověřena F-testem. Podle rovnice 2, resp. 3 byl vypočten efektivní (pozorovaný) a ekologický poločas [10].

Tabulka 1. Přehled sledovaných profilů

SEDIMENTY	
ZÁKLADNÍ PROFILY	
Povodí Vltavy	Povodí Ohře
Berounka-Srbsko	Bílina-Ústí n. L.
Berounka-Bukovsko	Ohře-Želina
Mže-Stříbro	Ohře-Terezín
Otava-Topělec	Ploučnice-Březiny (Benešov n. Pl.)
Sázava-Nespeky (Poříčí)	Povodí Moravy
Sázava-Zruč n. S.	Bečva-Dluhonice
Vltava-Březí	Dyje-Ješíšovka (Trávní Dvůr)
Vltava-Pěkná	Dyje-Ješíšovka (Pohansko)
Vltava-Zelčín	Jihlava-Ivančice
Povodí Labe	Morava-Spytihněv
Cidlina-Sány	Morava-Kroměříž
Chrudimka-Nemošice	Morava-Blatce (Olomouc)
Jizera-Tuřice (Předměřice)	Morava-Lanžhot
Labe-Němčice	Morava-Raškov
Labe-Vestřev (Debrné)	Olšava-Havřice (Uherský Brod)
Labe-Dolní Beřkovic	Svitava-Bílovice
Labe-Prostřední Žleb (Děčín)	Svratka-Židlochovice
Labe-Obříství	Povodí Odry
Labe-Valy	Odra-Bohumín
Labe-Lysá nad Labem	Odra-Jakubčovice
Loučná-Dašice	Olše-Věřňovice
Luž. Nisa-Hrádek n. Nisou	Opava-Děhylov
Orlice-Nepesice	Ostravice-Ostrava
NOVÉ PROFILY	
Povodí Vltavy	Povodí Ohře
Drásovský potok-Drásov	Bílina-Záluží
Dubenecký potok-Dubenec	Ploučnice-Stráž pod Ralskem
Hamerský potok-Brod	Ploučnice-Mimoň
Kocába-Višňová	Ploučnice-Česká Lípa
Kocába-Štěchovice	Rolava-Pozorka, pod Nejdkem
Litavka-Trhové Dušníky	Rolava-Rybáře
Litavka-Beroun	Povodí Moravy
Mže-Kočov	Hadůvka-Skryje
Nežárka-Rodvínov	Nedvědička-Rodkov
Nežárka-Veselí nad Lužnicí	Nedvědička-Věžná
Příbramský potok-Brod	Svratka-Nedvědice
Příbramský potok-Trhové Dušníky, ústí	Svratka-Tišnov
Račít potok-Nekrasín	Svratka-Veverská Bítýška
Soudný potok-Zlív	Povodí Odry
Vltava-Solenice	Olše-Ropce
Vltava-Hluboká nad Vltavou	Olše-Žávrada
Povodí Labe	Kurvice-Ronov nad Doubravou
PLAVENINY (Sedimenty vybrané profily)	
Vltava-Zelčín	Dyje-Pohansko
Labe-Prostřední Žleb (Děčín)	Morava-Lanžhot
Labe-Obříství	Bílina-Ústí n. L.
Olše-Věřňovice	Ohře-Terezín
Opava-Děhylov	Ploučnice-Březiny (Benešov n. Pl.)



Obr. 1. Pokles ročních průměrných hodnot hmotnostní aktivity ^{137}Cs v sedimentech (vyhodnoceno pro základní profily) a plaveninách (vybrané profily) za období 2000–2010, resp. 2001–2010



Obr. 2. Vývoj ročních průměrných hmotnostních aktivit ^{40}K v sedimentech (vyhodnoceno pro základní profily) za období 2000–2010

Z ročních průměrných hodnot byl pro celé území ČR vyhodnocen efektivní poločas ubývání ^{137}Cs 23,8 r (obr. 1) a ekologický poločas 11,2 r. Průměrný pozorovaný pokles hmotnostní aktivity ^{137}Cs je rychlejší než odpovídá fyzikálnímu rozpadu. Pro vybrané profily byl vyhodnocen trend poklesu s efektivním poločasem 28,6 r (tento trend nebyl statisticky významný).

Stejně bylo provedeno podrobnější hodnocení pro jednotlivé základní profily. Trend poklesu byl vyhodnocen na 32 profilech, statisticky významný byl na devíti profilech, kde byly vyhodnoceny efektivní (pozorované) poločasy v rozmezí 3,8–12,3 r. Na zbylých 13 profilech byl indikován nárůst, z toho statisticky významný na třech profilech.

Trend poklesu byl hodnocen i pro plaveniny. Byl vyhodnocen na všech deseti vybraných profilech, statisticky významný byl na pěti profilech, kdy byly efektivní poločasy 4,8–11,9 r. Z ročních průměrných hodnot byl pro všechny vybrané profily vyhodnocen efektivní poločas ubývání ^{137}Cs v plaveninách 11,4 r (obr. 1) a ekologický poločas 18,4 r. Pozorovaný průměrný pokles hmotnostní aktivity ^{137}Cs v plaveninách byl rychlejší než v sedimentech.

Důvody různé rychlosti poklesu hmotnostní aktivity ^{137}Cs v sedimentech a plaveninách na jednotlivých profilech nebyly podrobněji sledovány. Předpokládáme, že jsou způsobeny odběrem vzorků, hydrologickými charakteristikami jednotlivých profilů a s nimi souvisejícím transportem plavenin a sedimentů, odlišnou zrnitostí v jednotlivých rocích apod.

Draslík-40

Draslík-40 je přírodní izotop s velmi dlouhým poločasem přeměny (4,6 x 10¹¹ r) a zastoupením v 0,0118 %, je řazen mezi tzv. primární radionuklidy (radionuklidy, které vznikly se vznikem Země). V zemské kůře je rozptýlen homogenně [11].

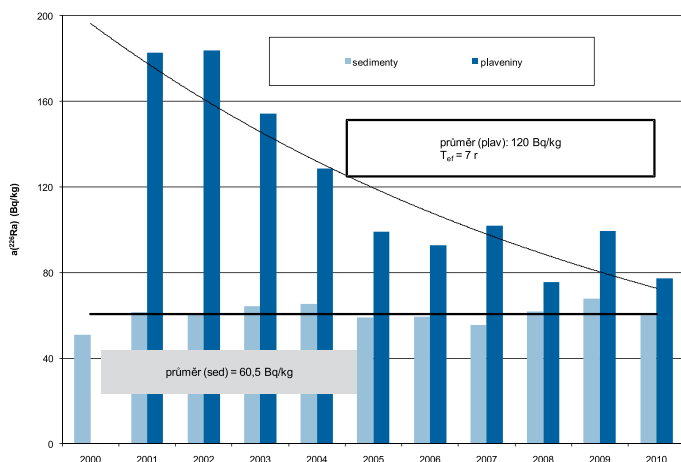
Zjištěné roční průměrné hmotnostní aktivity ^{40}K v říčních dnových sedimentech pro celé území ČR byly v rozmezí 513–605 Bq/kg, s průměrnou hodnotou 569 Bq/kg. V hodnoceném období 2000–2010 nebyl v souladu s očekáváním na základních profilech zaznamenán trend poklesu nebo nárůstu ročních průměrných hodnot. Při podrobnějším hodnocení jednotlivých základních profilů nebyl statisticky významný trend poklesu nebo nárůstu vyhodnocen pro většinu profilů, pouze na třech profilech byl vyhodnocen stoupající trend. Výsledky jsou shrnuty na obr. 2. Výsledky sledování

$$\ln c_{137\text{Cs}} = -\lambda_{\text{ef}} \cdot t + q \quad (1)$$

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

$$\frac{1}{T_{\text{ekol}}} = \frac{1}{T_{\text{ef}}} - \frac{1}{T_F} \quad (3)$$

kde $c_{137\text{Cs}}$ je hmotnostní aktivity ^{137}Cs v sedimentu (Bq/kg),
 λ_{ef} efektivní konstanta ubývání ^{137}Cs (1/r) vypočtená z rovnice 1,
 t čas (r),
 q přirozený logaritmus hmotnostní aktivity ^{137}Cs v sedimentu na začátku pozorování (Bq/kg),
 T_{ef} efektivní poločas ^{137}Cs (r),
 T_{ekol} ekologický poločas ^{137}Cs (r),
 T_F fyzikální poločas ^{137}Cs (r).



Obr. 3. Vývoj ročních průměrných hodnot hmotnostní aktivity ^{226}Ra v sedimentech (vyhodnoceno pro základní profily) a plaveninách (vybrané profily) za období 2000–2010, resp. 2001–2010

v České republice jsou v dobré shodě s údaji uváděnými v literatuře pro sedimenty a plaveniny, a to 500–700 Bq/kg [12].

V plaveninách nebyl tento radionuklid hodnocen.

Radium-226 a 228

Izotopy ^{226}Ra a ^{228}Ra patří mezi nejvýznamnější zástupce přírodních rozpadových řad – uranové a thoriové, s poločasy přeměny 1 600, resp. 5,7 let [7].

Zjištěné roční průměrné hmotnostní aktivity ^{226}Ra v říčních dnových sedimentech na jednotlivých sledovaných profilech byly v rozmezí 11,6 až 375 Bq/kg, pro celé území ČR byly roční průměrné hodnoty v rozmezí 50,8–67,9 Bq/kg, s průměrnou hodnotou 60,5 Bq/kg. Průměrná hodnota vyhodnocená pro vybrané profily byla 67,8 Bq/kg. V hodnoceném období 2000–2010 nebyl pro roční průměrné hodnoty na základních profilech zaznamenán trend poklesu nebo nárůstu. Při podrobnějším hodnocení jednotlivých základních profilů nebyl statisticky významný trend poklesu nebo nárůstu vyhodnocen pro většinu profilů, na sedmi profilech byl vyhodnocen stoupající trend a na jednom profilu klesající trend s pozorovaným poločasem 16,9 r.

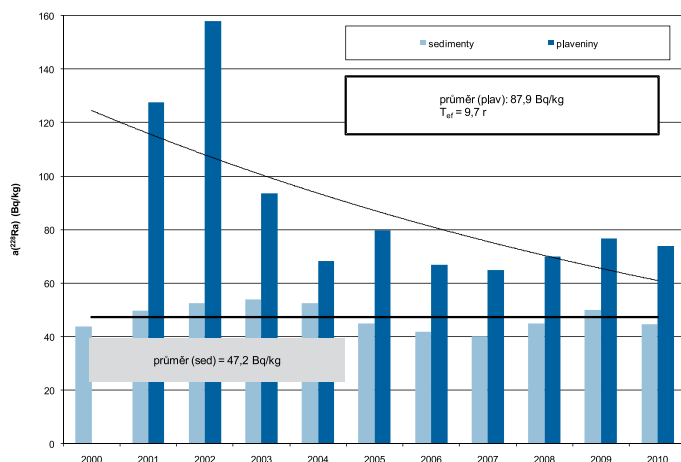
Roční průměrné hmotnostní aktivity ^{226}Ra v plaveninách na jednotlivých sledovaných profilech byly v rozmezí 22,8–295 Bq/kg, pro celé území ČR byly roční průměrné hodnoty v rozmezí 75,5–184 Bq/kg, s průměrnou hodnotou 120 Bq/kg. V hodnoceném období 2001–2010 byl pro roční průměrné hodnoty zaznamenán trend poklesu a vyhodnocen efektivní poločas 7 r. Při podrobnějším hodnocení jednotlivých základních profilů byl trend poklesu zaznamenán na všech vybraných profilech, statisticky významný trend poklesu byl na pěti profilech, kde byly vyhodnoceny efektivní poločasy v rozmezí 3,2–7,9 r.

Vývoj ročních průměrných hodnot hmotnostní aktivity ^{226}Ra v sedimentech a plaveninách za období 2000–2010, resp. 2001–2010, je na obr. 3.

Zjištěné roční průměrné hmotnostní aktivity ^{228}Ra v říčních dnových sedimentech na jednotlivých sledovaných profilech byly v rozmezí 10,5 až 211 Bq/kg, pro celé území ČR byly roční průměrné hodnoty v rozmezí 40,2–53,9 Bq/kg, s průměrnou hodnotou 60,5 Bq/kg. Průměrná hodnota vyhodnocená pro vybrané profily byla 47,2 Bq/kg. V hodnoceném období 2000–2010 nebyl pro roční průměrné hodnoty na základních profilech zaznamenán trend poklesu nebo nárůstu. Při podrobnějším hodnocení jednotlivých základních profilů nebyl statisticky významný trend poklesu nebo nárůstu vyhodnocen pro většinu profilů, na devíti profilech byl vyhodnocen klesající (s pozorovanými poločasy 7,3–28,2 r) a na dvou profilech stoupající trend.

Roční průměrné hmotnostní aktivity ^{228}Ra v plaveninách na jednotlivých sledovaných profilech byly v rozmezí 38,3–358 Bq/kg, pro celé území ČR byly roční průměrné hodnoty v rozmezí 65–158 Bq/kg, s průměrnou hodnotou 87,9 Bq/kg. V hodnoceném období 2001–2010 byl pro roční průměrné hodnoty zaznamenán trend poklesu a vyhodnocen efektivní poločas 9,7 r. Při podrobnějším hodnocení jednotlivých základních profilů byl trend poklesu zaznamenán na všech vybraných profilech, statisticky významný trend poklesu byl na pěti profilech, kde byly vyhodnoceny efektivní poločasy v rozmezí 5,1–9,4 r.

Vývoj ročních průměrných hodnot hmotnostní aktivity ^{228}Ra v sedimentech a plaveninách za období 2000–2010, resp. 2001–2010, je na obr. 4. Hmotnostní aktivity ^{228}Ra v plaveninách vykazují větší relativní rozmezí než v případě sedimentů. Rychlost poklesu ^{228}Ra v plaveninách byla na většině profilů vyšší, než je fyzikální poločas ^{228}Ra , což je přičítáno přítomnosti mateřského radionuklidu ^{232}Th , který má fyzikální poločas přeměny $1,4 \times 10^{10}$ r [7]. Nicméně poklesu hmotnostních aktivit ^{228}Ra je třeba věnovat pozornost.



Obr. 4. Vývoj ročních průměrných hodnot hmotnostní aktivity ^{228}Ra v sedimentech (vyhodnoceno pro základní profily) a plaveninách (vybrané profily) za období 2000–2010, resp. 2001–2010

V letech 2006–2008 bylo doplňkově provedeno sledování na profilech, které byly v minulosti ovlivněny těžbou a zpracováním uranových rud. Na těchto profilech byly zjištěné hmotnostní aktivity ^{226}Ra v rozmezí 21,5–396 Bq/kg, roční průměrné hodnoty v rozmezí 102–133 Bq/kg, s průměrnou hodnotou 123 Bq/kg. Zjištěné hmotnostní aktivity ^{228}Ra byly v rozmezí 13,5–129 Bq/kg, roční průměrné hodnoty v rozmezí 42,6–54,4 Bq/kg, s průměrnou hodnotou 49,8 Bq/kg. Průměrné hodnoty ^{228}Ra na nových profilech byly tedy shodné jako na ostatních (základních) profilech, v případě ^{226}Ra byla zjištěná průměrná hodnota dvojnásobná.

Na vybraných profilech byl hodnocen poměr hmotnostní aktivity ^{226}Ra a ^{228}Ra v plaveninách a sedimentech. Pro ^{226}Ra se poměr na jednotlivých profilech pohyboval v rozmezí 0,3–4,6, v průměru 1,9. Pro ^{228}Ra byl poměr v rozmezí 0,7–6,9, v průměru 2,3. Na základě tohoto hodnocení byla hmotnostní aktivity ^{226}Ra a ^{228}Ra v plaveninách vyšší než v sedimentech z 82 %, resp. 94 %.

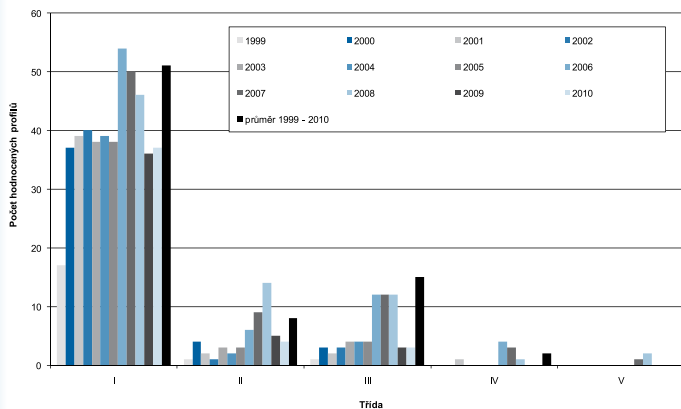
Na základě hodnocení výskytu ^{226}Ra a ^{228}Ra se ukázalo, že pro hodnocení ovlivnění hydrosféry lidskou činností není rozhodující jen znalost hmotnostní aktivity ^{226}Ra , ale míru znečištění ^{226}Ra lze poměrně dobře stanovit pomocí poměru hmotnostních aktivit $^{226}\text{Ra}/^{228}\text{Ra}$. Tento poměr je v přírodních vzorcích neovlivněných těžbou kolem jedné, naopak v oblastech ovlivněných nabytí hodnoty výrazně vyšší. Hmotnostní aktivity ^{226}Ra je zvýšena v důsledku kontaminace těžbou nebo zpracováním uranových rud, popř. uhlí, hmotnostní aktivity ^{228}Ra odpovídá přirozené úrovni (antropogenní znečištění vodního prostředí ^{228}Ra je nepravděpodobné, protože thoriové rudy se na našem území netěží). Na základě tohoto poznatku byla ve VÚV TGM Praha navržena klasifikace kontaminace říčních sedimentů ^{226}Ra podle poměru hmotnostních aktivit ^{226}Ra a ^{228}Ra , která je přehledně uvedena v tabulce 2 [13].

Tabulka 2. Klasifikace kontaminace říčních sedimentů ^{226}Ra do tříd čistoty I–V na základě poměru hmotnostních aktivit ^{226}Ra a ^{228}Ra

$a(^{226}\text{Ra})/a(^{228}\text{Ra})$	Třída čistoty	Charakteristika
$\leq 1,5$	I	přirozený výskyt přírodních radionuklidů
$> 1,5–2,0$	II	slabé znečištění odpady uranového průmyslu, těžbou uhlí, průmyslovými odpady
$> 2,0–5,0$	III	znečištění odpady uranového průmyslu
$> 5,0–10,0$	IV	silné znečištění odpady uranového průmyslu
> 10	V	velmi silné znečištění odpady uranového průmyslu

Do těchto tříd čistoty byly zařazeny sedimenty odebrané v jednotlivých profilech v letech 1999–2010. Počty profilů v jednotlivých třídách čistoty jsou graficky zpracovány na obr. 5. Do grafického zpracování byly zahrnuty i nové profily (roky 2006–2008, průměr 1999–2010). V období 1999–2005 a 2009–2010 byla většina profilů klasifikována v I. třídě čistoty (84–91 %), tedy jako neznečištěné. Do II. třídy bylo zařazeno 2–9 % profilů, ve III. třídě čistoty 2–9 % profilů, ve IV. třídě bylo 0–2 % profilů. V V. třídě, velmi znečištěné, bylo 0 % profilů. V období 2006–2008, kdy byly zařazeny profily ovlivněné bývalou těžbou a zpracováním uranových rud, došlo k navýšení zastoupení „znečištěných tříd“. V tomto období bylo v I. třídě 62–70 %, ve II. tř. 8–18 %, ve III. tř. 16 %, ve IV. tř. 1–5 % a v V. tř. 0–3 %.

Do tříd čistoty byly zařazeny i plaveniny odebrané na vybraných profilech v letech 2001–2010. Počty profilů v jednotlivých třídách čistoty jsou graficky zpracovány na obr. 6. Z deseti vybraných profilů byla většina klasifikována v I. třídě čistoty (5–10), ve II. třídě 0–4 a ve III. třídě 1–3 profily. Do IV. třídy byl za celé období zařazen pouze jeden vzorek a do V. třídy žádný.



Obr. 5. Zastoupení říčních dnových sedimentů ve třídách čistoty I–V stanovených podle hodnot podílů ročních průměrných hmotnostních aktivit ^{226}Ra a ^{228}Ra

Porovnáme-li pět vybraných profilů ovlivněných dřívější těžbou a zpracováním uranových rud, popř. uhlí, je hodnota poměru hmotnostních aktivit ^{226}Ra a ^{228}Ra v plaveninách v průměru nižší než v sedimentech. Pouze u jednoho profilu byla tato hodnota vyšší v plaveninách než v sedimentech. Toto zjištění přičítáme stavu lepší čistoty, resp. zastavení těžby uranu a probíhajícímu čištění důlních vod.

Geogenní pozadí pro přírodní radionuklidy v říčních dnových sedimentech

Z průměrných hodnot základních profilů v hodnoceném období 2000 až 2010 bylo dále vyhodnoceno geogenní pozadí v České republice. Pro ^{40}K byla zjištěna hodnota 569 ± 161 Bq/kg. Pro vyhodnocení pozadí ^{226}Ra byly ze zpracovávaného souboru vyřazeny profily ovlivněné lidskou činností (těžbou a zpracováním uranových rud, uhlí), tzn., že byly zpracovány pouze profily, které byly zařazeny do I. třídy čistoty. Pro ^{226}Ra byla zjištěna hodnota přírodního pozadí v průměru $47,8 \pm 24,1$ Bq/kg a pro ^{228}Ra $47,2 \pm 23,9$ Bq/kg. Výsledky vyhodnocení přírodního pozadí jsou shrnuty v tabulce 3. Nejistota průměrných hodnot byla vyjádřena pomocí směrodatné odchylky celého souboru hodnot.

Obdobně bylo vyhodnoceno geogenní pozadí i pro ^{226}Ra a pro ^{228}Ra v plaveninách. Pro ^{228}Ra byla průměrná hodnota pozadí $87,9 \pm 45,9$ Bq/kg, pro ^{226}Ra po vyloučení profilů ve II.–V. třídě $73,4 \pm 54,1$ Bq/kg.

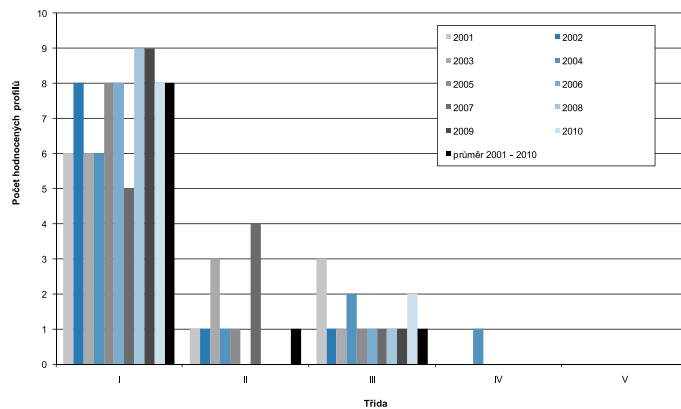
Závěr

Byly sledovány hmotnostní aktivity ^{137}Cs , ^{40}K , ^{226}Ra a ^{228}Ra v říčních dnových sedimentech a plaveninách v období 1999–2010, resp. 2001–2010. Na základě hodnocení výsledků sledování na profilech monitorovací sítě ČHMÚ (základní profily) je možné konstatovat, že tyto výsledky poskytují reprezentativní informaci o geogenním pozadí přírodních radionuklidů v těchto matricích pro celé území ČR. Z výsledků je možné dále hodnotit kontaminaci radioaktivními látkami.

V případě zjištěného umělého radionuklidu ^{137}Cs jde o reziduální znečištění po atmosférických testech jaderných zbraní a havárii jaderného reaktoru v Černobylu v minulém století s průměrnou hodnotou $14,0$ Bq/kg v sedimentech a $25,0$ Bq/kg v plaveninách. Bylo hodnoceno, zda zjištěné roční průměrné aktivity ^{137}Cs vykazují v období 2000–2010 trend poklesu v čase. Pro celé území ČR byl vyhodnocen efektivní poločas ubývání ^{137}Cs $23,8$ r v sedimentech a $11,4$ r v plaveninách. Na vybraných profilech byl hodnocen poměr hmotnostních aktivit ^{137}Cs v plaveninách a sedimentech. Pro jednotlivé profily byl poměr v rozmezí 1 – $36,8$, v průměru $6,2$. Na základě tohoto hodnocení byla na všech profilech hmotnostní aktivita ^{137}Cs v plaveninách vyšší než v sedimentech.

Tabulka 3. Průměrné roční hodnoty geogenního pozadí pro přírodní radionuklidy v říčních dnových sedimentech za období sledování 2000–2010

Rok	$a (^{40}\text{K})$	$a (^{226}\text{Ra})$	$a (^{228}\text{Ra})$
	(Bq/kg)		
2000	605	44,1	43,9
2001	529	52,3	49,7
2002	513	50,7	52,6
2003	575	49,5	53,9
2004	552	48,7	52,6
2005	576	46,5	45,0
2006	565	44,4	41,8
2007	562	43,3	40,2
2008	592	46,8	44,9
2009	601	51,7	49,9
2010	588	48,1	44,6
Průměr	569 ± 161	$47,8 \pm 24,1$	$47,2 \pm 23,9$



Obr. 6. Zastoupení plavenin ve třídách čistoty I–V stanovených podle hodnot podílů ročních průměrných hmotnostních aktivit ^{226}Ra a ^{228}Ra

Po vyloučení výsledků sledování z profilů ovlivněných dřívější těžbou uranu, těžbou a dopravou uhlí a významně ovlivněných průmyslovou činností bylo vyhodnoceno geogenní pozadí sledovaných radionuklidů v sedimentech i plaveninách. V sedimentech bylo vyhodnoceno pro ^{40}K 569 ± 161 Bq/kg, $47,8 \pm 24,1$ Bq/kg pro ^{226}Ra a $47,2 \pm 23,9$ Bq/kg pro ^{228}Ra . V plaveninách bylo vyhodnoceno geogenní pozadí $87,9 \pm 45,9$ Bq/kg pro ^{228}Ra a $73,4 \pm 54,1$ Bq/kg pro ^{226}Ra . V sedimentech nebyl pro ^{40}K , ^{226}Ra ani ^{228}Ra zjištěn trend poklesu nebo nárůstu ročních průměrných hodnot pro celé území ČR. V případě plavenin byl zaznamenán trend poklesu s efektivním poločasem 7 r pro ^{226}Ra a $9,7$ r pro ^{228}Ra . Na vybraných profilech byl hodnocen poměr hmotnostních aktivit ^{226}Ra a ^{228}Ra v plaveninách a sedimentech. Pro ^{226}Ra se poměr na jednotlivých profilech pohyboval v rozmezí $0,3$ – $4,6$, v průměru $1,9$. Pro ^{228}Ra byl poměr v rozmezí $0,7$ – $6,9$ v průměru $2,3$. Hmotnostní aktivita ^{226}Ra a ^{228}Ra byla v plaveninách vyšší než v sedimentech z 82% , resp. 94% .

Přetrvává kontaminace ^{226}Ra v důsledku dřívější těžby a zpracování uranové rudy, popř. těžby a dopravy uhlí. Znečištění ^{226}Ra lze posuzovat pomocí poměru hmotnostních aktivit ^{226}Ra a ^{228}Ra , který na neovlivněných profilech nabývá hodnot do $1,5$, na ovlivněných profilech více než $1,5$. Tento postup doplňuje posuzování z hlediska samotné hmotnostní aktivity ^{226}Ra . Postup byl aplikován pro hodnocení sedimentů a plavenin odebraných doplňkově na nových profilech. Bylo zjištěno, že hodnota tohoto poměru v plaveninách je v průměru nižší než v sedimentech odebraných na shodných profilech. Ukazuje se, že sedimenty indikují větší měrou úroveň kontaminace z období těžby, zatímco plaveniny svědčí o úrovni obsahu radioaktivních látek v období ukončení těžby, resp. sanace.

Poděkování

Příspěvek byl zpracován s podporou projektu MZP0002071101.

Literatura

- [1] Hanslík, E. aj. Vliv těžby uranových rud na vývoj kontaminace hydrosféry Ploučnice v období 1966–2000. Praha : VÚV TGM, 2002, edice Výzkum pro praxi, sešit 45.
- [2] Hanslík, E., Jedináková-Křížová, V., Ivanovová, D., Kalinová, E., Sedlářová, B., and Šimonek, P. Observed half-lives of ^3H , ^{90}Sr and ^{137}Cs in hydrosphere in the Vltava River basin (Bohemia). *Journal of Environmental Radioactivity*, 81, 2005, p. 307–320.
- [3] Hanslík, E., Kalinová, E., Brtvová, M., Ivanovová, D., Sedlářová, B., Svobodová, J., Jedináková-Křížová, V., Rieder, M., Medek, J., Forejt, K., Vondrák, L., Jahn, K., and Jusko, J. Radium isotopes in river sediments of Czech Republic. *Limnologia*, 2005, vol. 35, No. 3, p. 177–184. ISSN 0075-9511.
- [4] Rieder, M. a Benčík, P. Odběr plavenin mobilní jednotkou v rámci státní sítě sledování jakosti vody v tocích. XVIII. konf. Radionuklidy a ionizující záření ve vodním hospodářství. ČTVTS Praha, České Budějovice, 2001.
- [5] ČSN ISO 10703 (75 76 30) Jakost vod – Stanovení objemové aktivity radionuklidů spektrometrií záření gama s vysokým rozlišením. ČNI, 1999.
- [6] ČSN ISO 10703 Jakost vod – Stanovení objemové aktivity radionuklidů spektrometrií záření gama s vysokým rozlišením, ČNI, 2008.
- [7] Lederer, C.M. and Shirley, V.S. Table of isotopes, 7th ed. A Wiley-Interscience Publication, USA, 1978.
- [8] Hanslík, E., Ivanovová, D., Jedináková-Křížová, V., Juranová, E., and Šimonek, P. Concentration of radionuclides in hydrosphere affected by Temelín nuclear power plant in Czech Republic. *Journal of Environmental Radioactivity*, 2009, 100, 7, 558–563. ISSN 0265-931X.
- [9] Smith, J.T. and Beresford, N.A. Chernobyl Catastrophe and Consequences. Chichester, UK : Praxis Publishing, 2005. ISBN 3-540-23866-2.
- [10] IAEA Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments. Technical reports series No. 472, IAEA, Vídeň, 2010.

- [11] Ochrana při práci se zdroji ionizujícího záření. Sborník učebních textů, Dům techniky Ostrava, 2003.
- [12] Mundtschenk, H. Occurrence and Behaviour of Radionuclides in the Moselle River – Part I: Entry of Natural and Artificial Radionuclides. *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 30, 1996, No. 3, p. 199–213.
- [13] Hanslík, E. Radioaktivní látky. Informační bulletin Hlavního řešitelského a koordinačního pracoviště Projektu Labe, č. 14. Praha: VÚV TGM, 1997.

RNDr. Diana Marešová, Ph.D.,
Ing. Eduard Hanslík, CSc., Ing. Eva Juranová
VÚV TGM, v.v.i., Praha
diana_maresova@vuv.cz
Příspěvek prošel lektorským řízením.

Natural and artificial radionuclides in river bottom sediments and suspended solids in the Czech Republic in the period 2000–2010 (Marešová, D.; Hanslík, E.; Juranová, E.)

Key words

river bottom sediments – surface water – uranium industry – radioactive contamination – radium-226 – radium-228 – potassium-40 – caesium-137

VYUŽITÍ DAT LETECKÉHO LASEROVÉHO SKENOVÁNÍ VE VODNÍM HOSPODÁŘSTVÍ – IDENTIFIKACE PŘÍČNÝCH PŘEKÁŽEK V KORYTĚ VODNÍHO TOKU

Kateřina Uhlířová, Hana Nováková

Klíčová slova

letecké laserové skenování – vodní hospodářství – digitální model terénu – jez – stupeň

Souhrn

Hustota bodů při leteckém laserovém skenování umožňuje modelovat terén s poměrně velkou přesností. Tento článek se zabývá možností nalezení příčných překážek v korytě vodního toku. Součástí řešení bylo vytvoření skriptu pro automatické nalezení překážek pro použití v prostředí ArcGIS Desktop. Výsledkem postupu je soubor bodů označujících lokality, kde je pravděpodobný výskyt překážky. V rámci řešení byly zkoumány objekty z databáze podniků Povodí „ISyPo“. Dílčím cílem bylo zaměření potenciálních stupňů i objektů z databáze ISyPo v terénu. V rámci vyhodnocení byly porovnány polohy a výšky objektů. Výsledky jsou grafickou formou zobrazeny v tematických mapách.

Úvod

S rozvojem moderních technologií narůstají možnosti jednoduchého získávání velmi podrobných geografických dat, která za pomoci sofistikovaného softwarového vybavení pomáhají člověku k stále dokonalejšímu poznání životního prostředí. Jednou z oblastí, kde technika nabízí nové příležitosti, je mapování zemského povrchu pomocí metody leteckého laserového skenování (LLS). V souvislosti s realizací nového výškopisného mapování území České republiky metodou LLS v Českém úřadu zeměměřičském a katastrálním vznikla v roce 2009 na pracovišti geografických informačních systémů a kartografie Výzkumného ústavu vodohospodářského T. G. Masaryka, v.v.i., myšlenka aplikovat nová výškopisná data pro účely zpřesnění a zkvalitnění informačních systémů v oblasti vodního hospodářství České republiky.

V návaznosti na předchozí výzkum využitelnosti dat odvozených z leteckého laserového skenování ve vodním hospodářství (Uhlířová a Zbořil, 2009) se tento článek detailně zabývá dalším z témat – identifikací příčných překážek v korytech vodních toků, a to i s ohledem na překážky pro migraci ryb. Obnova migrační propustnosti vodních toků je v současné době aktuálním tématem a je předmětem Operačního programu životního prostředí (OP ŽP). Úvodním krokem studie proveditelnosti migrační propustnosti je vytvoření databáze příčných překážek



The concentrations of natural radionuclides, radium-226, radium-228, and potassium-40, and the artificial radionuclide caesium-137, in river bottom sediments and suspended solids were monitored in the Czech Republic by the Czech Hydrometeorological Institute during the period 2000–2010 and 2001–2010 respectively. The data were used to evaluate the natural background levels of these radionuclides and the impact of human activities on the water environment. For potassium-40 in sediments, the natural background level was estimated to be 569 ± 161 Bq/kg. To evaluate the background level for radium-226, the river sites affected by human activities (mining and processing uranium ore, coal) were eliminated from the assessment, and only river sites falling into class I were used for the analysis. The average natural background values were 47.8 ± 24.1 Bq/kg for radium-226 and 47.2 ± 23.9 Bq/kg for radium-228 in sediments and 87.9 ± 45.9 Bq/kg for radium-228 and 73.4 ± 54.1 Bq/kg for radium-226 in suspended solids. The river sediments were identified as good indicators of radioactive contamination, especially radium-226, which recorded historic contamination due to former uranium mining and milling. The radium-226 contamination rate was assessed using the ratio of radium-226 to radium-228. This ratio was used to classify sediment according to the relative contamination from the uranium industry. The residual contamination of caesium-137 due to the Chernobyl accident in 1986 was also assessed. Average value of caesium-137 was 14.0 Bq/kg in sediments and 25.0 Bq/kg in suspended solids.

na vodních tocích. Tyto objekty jsou evidovány podniky Povodí v databázi ISyPo (Informační Systém Povodí). Databáze se vyvíjí od 60. let 20. století a přesto, že prochází neustálým vývojem a zpřesněním, neodpovídá v některých případech skutečnosti.

Prostorová hustota a výšková přesnost dat LLS vedla k domněnce, že by data mohla být vhodná k identifikaci stabilizačních a vzdouvacích objektů (jezy, stupně, hrazení) a pomoci k revizi databáze ISyPo, a tím i k řešení problematiky migrační propustnosti na vodních tocích.

Cílem výzkumu bylo zhodnotit vhodnost dat pro tyto účely na základě měření v terénu.

Metody a data

Veškeré analýzy byly provedeny v prostředí ArcGIS Desktop. Některé dílčí problémy byly naprogramovány v jazyce Python.

Popis dat

Jelikož jsou pro postup identifikace překážek potřeba velmi přesná data výškopisu, byl použit nejpřesnější z produktů LLS – Digitální model reliéfu území České republiky 5. generace (DMR 5G) ve formě nepravidelné sítě výškových bodů (TIN) s úplnou střední chybou výšky 0,18 m v odkrytém terénu a 0,3 m v zalesněném terénu (Brázdil, 2009).

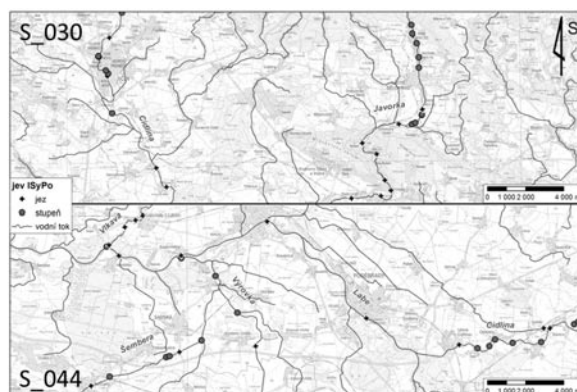
Základní informace o poloze a typu vodohospodářských objektů byly převzaty z dat Technicko-provozní evidence geodatabáze ISyPo – objekty na tocích (např. mosty, jezy, stupně, hrazení), které byly zapůjčeny od Povodí Labe, s.p., v roce 2010. Polohová přesnost dat ISyPo by měla být na úrovni mapy 1 : 10 000, i když v extrémních případech může být chyba u objektů vzhledem k odvození od kalibračních objektů kilometráže až 100 m. Polohová přesnost 5–10 m je podle pracovníků Povodí Labe, s.p., pro účely databáze ISyPo dostatečná.

Jako pomocné vrstvy byly využity vrstvy vodních toků, vodních nádrží z databáze DIBAVOD (VÚV TGM, v.v.i., www.dibavod.cz) a ortofotosnímky Českého úřadu zeměměřičského a katastrálního.

Při terénním průzkumu byl pro zaměření polohy objektů použit přístroj GPS Trimble XT, kde se střední chyba měření pohybuje okolo 3 m.

Zájmové lokality

Toky, které byly zkoumány (tabulka 1), leží ve stejných oblastech jako v případě předchozího výzkumu (Uhlířová a Nováková, 2011a), tzn. v oblasti



Obr. 1. Zájmové lokality a rozmístění objektů ISyPo

Polabí v okolí Poděbrad a Nymburka a na Jičínsku. Celková délka zkoumaných vodních toků je cca 90 km, k nimž přísluší 57 překážek evidovaných v ISyPo. *Obrázek 1* znázorňuje polohu zájmových lokalit a rozložení objektů ISyPo.

Je obecně známo, že vodní plochy absorbují laserový paprsek a že v důsledku toho je hustota výškových bodů získaných LLS v blízkosti vodních toků a ploch podstatně snížena. Současně je zřejmé, že parametry jako velikost toku (zejména šířka koryta), průměrný sklon nivelety toku, tvar koryta a doprovodná zeleň ovlivňují možnost identifikovat překážky v datech LLS. Z tohoto důvodu je vhodné prověřit data na různých typech vodních toků a v závislosti na jejich charakteristikách modifikovat postup vyhodnocování výsledků. Řešené lokality lze rozdělit do čtyř skupin:

1. Labe – střední část velkého vodního toku o průměrné šířce 70 m s malým podélným sklonem, překážky s velkým spádem hladin;
2. Cidlina dolní – dolní část velkého vodního toku o průměrné šířce 20 m, s poměrně častou doprovodnou vegetací a malým podélným sklonem;
3. Šembera, Vlkava, Výrovka – drobné vodní toky o maximální šířce 7 m, s Polabské rovině, většinou bez doprovodné vegetace, s malým podélným sklonem;
4. Cidlina horní, Javorka – podhorské toky o průměrné šířce 5–7 m, s častou doprovodnou vegetací, s vyšším podélným sklonem.

Analýzy – postup řešení

Analýza dat LLS spočívala v invenci nového postupu, kdy ze vstupních dat osy toku a terénu vznikne vrstva bodů, které označují lokality pravděpodobného výskytu příčné překážky a spád hladin v těchto místech. Princip spočívá ve vytvoření podélného profilu přibližné hladiny vodního toku, jeho vyhlazení a identifikaci „podezřelých“ lokalit. Vzhledem k tomu, že hustota laserových bodů na vodní hladině je velmi řídká, je za hodnotu výšky hladiny v mnoha případech považována hodnota spojnice odrazů nejbližších míst na protějších březích. Vznikne hrubý podélný profil se skoky, který je potřeba zpřesnit a vyhladit. K tomu byla vyvinuta metoda, která uvažuje při směřování podélného profilu shora dolů pouze minimální hodnoty výšky. Tím dojde k odstranění většiny chybových míst. Nadlimitní rozdíl sousedních bodů profilu indikuje možnou migrační překážku.

Postup byl zapracován do skriptu v jazyce Python, který lze spustit přímo z prostředí ArcGIS Desktop. Nutnou podmínkou pro získání validních výsledků je přesná poloha osy vodního toku. Protože současné datové zdroje (DIBAVOD, ISyPo) neodpovídají svou přesností záměru, je vhodné osu toku manuálně digitalizovat nad stínovaným reliéfem vytvořeným z výškopisných dat LLS. Hodnoty výšek podélných profilů je nezbytné čerpat z co nejpresnějšího podkladu. Vhodným vstupním výškovým modelem je DMR 5G. Kromě již zmíněných vstupů lze volit rozestup vrcholů (lomových bodů) podélného profilu a minimální velikost překážky. Rozestup vrcholů je vhodné volit s ohledem na požadovanou přesnost polohy nalezených objektů. Doporučená hodnota vzhledem k hustotě dat LLS a obvyklým požadavkům na přesnost je 5 m. Výstupem mohou být dvě bodové vrstvy. Vždy je to vrstva všech bodů vzniklých z lomových bodů osy toku s informací o nadmořské výšce, spádu hladiny a délce překážky, volitelně to může být výběr podle zadaného požadavku o minimální výšce překážky.

V řešeném případě byly voleny tyto vstupy a parametry:

- terén vzniklý z manuálně kontrolovaného mračka bodů třídy „ground“ (rostlý terén),
- jednotlivé osy toků zdigitalizované podle zmíněného stínovaného reliéfu,
- rozestup lomových bodů – 5 m,
- minimální výška překážek – 0,3 m.

Výsledky řešení byly konfrontovány s realitou v rámci terénního průzkumu. V případě, že byly nalezeny objekty, které ovlivňují průběh vodní hladiny, byla zaznamenána poloha pomocí GPS, změřen spád hladin s přesností na 5–10 cm a vytvořena fotodokumentace.

Příklad úseku Cidliny s několika stupni, podélný profil (hrubý a vyhlazený) a detail terénu ukazuje *obr. 2*.

Výsledky

Celkem bylo analyzováno sedm úseků vodních toků o celkové délce téměř 100 km. Na tocích by se podle databáze ISyPo mělo nacházet

Tabulka 1. Základní charakteristiky řešených úseků toků

Vodní tok	Šířka toku [m]	Délka úseku [km]	Horní nadm. výška úseku	Dolní nadm. výška úseku	Sklon úseku	Počet překážek ISyPo
Labe	60–85	29,51	187,6	174,5	0,04%	4
Cidlina dolní	10–35	10,42	198,0	186,5	0,11%	9
Šembera	2–3	10,55	202,3	180,0	0,20%	6
Vlkava	3–6	4,01	183,1	174,8	0,20%	5
Výrovka	3–7	10,75	188,3	177,6	0,10%	4
Cidlina horní	1–6	14,22	280,2	249,4	0,22%	11
Javorka	3–12	18,05	320,7	253,1	0,37%	18
Σ		97,51				57

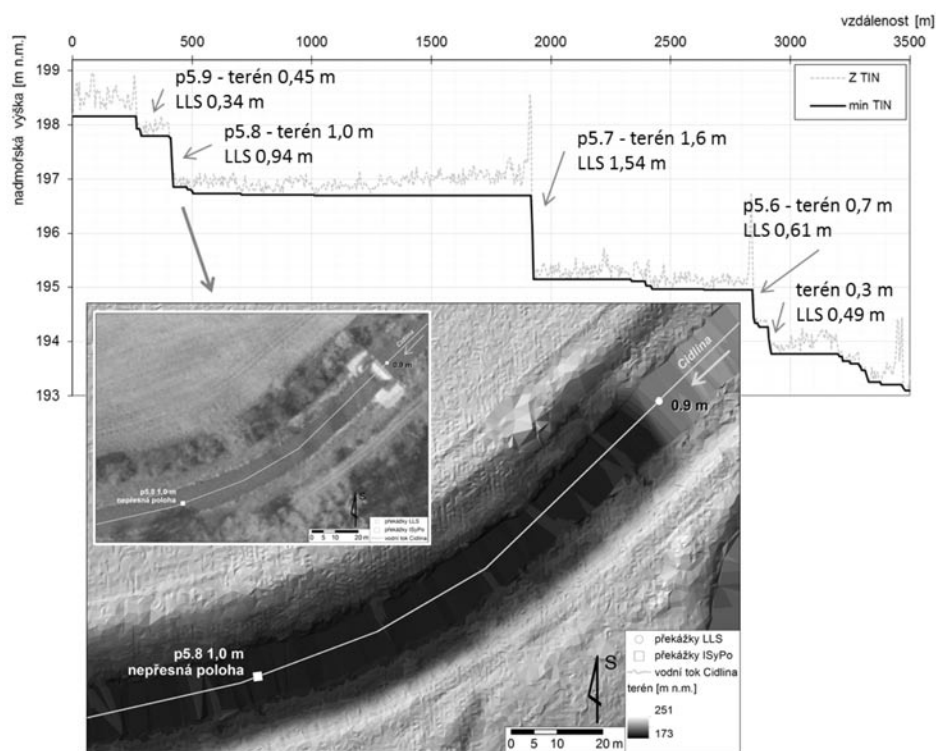
57 objektů ve dně. V rámci terénního průzkumu bylo zjištěno, že některé z objektů ISyPo již neplní svou funkci. Některé (9) nebyly v terénu nalezeny, ani podélný profil nenaznačuje jejich výskyt a v některých případech neodpovídá jejich poloha. Na druhou stranu byly objeveny objekty, které pravděpodobně v databázi chybí (11). Počty shrnuje *tabulka 2*, graficky je poloha a změřený spád hladin součástí mapových výstupů (Uhlířová a Nováková, 2011b; 2011c).

Odchytky v poloze objektů ISyPo a překážek LLS od polohy změřené v terénu přístrojem GPS byly zpracovány v *tabulce 3*. Průměrný rozdíl pro překážky LLS je cca 3,5 m. Větší odchylky způsobují např. mosty, které posouvají polohu objektu směrem po toku. Průměrná odchylka v případě objektů ISyPo je 21 m. Největší odchylku v poloze (cca 180 m) měl jez na Javorce.

Další porovnání se týkalo spádu hladin. Ukazatel je pouze orientační, neboť hodnota není v čase konstantní. Z porovnání výšek změřených v terénu a odvozených z dat LLS vyplývá, že v 80 % případů je rozdíl do 15 % z výšky překážky. Extrémní rozdíly mohou být vysvětleny zahrazením nebo vyhrazením jezu, větším sklonem v místě překážky nebo výrazně odlišným průtokem. Statistické údaje jsou prezentovány v *tabulce 4*.

Hlavním požadavkem metody není určení přesné výšky překážky, ale vygenerování postačujícího rozdílu pro identifikaci. Ze zkušeností vyplývá, že tato hodnota je přibližně 0,3 až 0,4 m. Při hodnotě 0,3 m a nižší vznikne množství podezřelých lokalit, což jsou ve většině případů přirozené skluzy, dočasné kamenné hrázky nebo chyby definované níže:

- Vysoké břehy (přírodní zahloubené obdélníkové koryto, či svislé zdi v intravilánu) zapříčiní odrazy výrazně nad hladinou toku, takže stupně mohou být opomenuty, nebo se naopak mohou na konci zdí chybně zaznamenat.
- Hojná břehová vegetace snižuje hustotu odrazů, a tedy bodů v modelu terénu. Břehové hrany se stávají neztetelnými, a tak může dojít k chybné interpretaci.
- Malá šířka toku může způsobit nepřesné určení trajektorie osy toku, a tedy i chybný podélný profil.



Obr. 2. Podélný profil úseku Cidliny a detail jednoho ze stupňů

Další nedostatky:

- Za nadprůměrného průtoku se může spád hladin výrazně snížit a stát se tak neidentifikovatelným.
- Most (odfiltrovaný i neodfiltrovaný) způsobuje posun překážky po toku dolů. V případě, že je překážka nízká, nemusí být identifikována.
- Reálné objekty, jako jsou vyhrazené jezy nebo stupně zanesené sedimentem, jsou uvedeným postupem neidentifikovatelné.

Grafickým výstupem výzkumu jsou specializované mapy, které obsahují objekty ISyPo (nalezené v terénu/nenalezené/k případnému doplnění) včetně číslování a hodnoty spádu hladin z terénního měření a příslušné stupně odvozené z terénu LLS. Dále jsou součástí identifikované stupně s rozdílem hladin větším než 0,4 m, které jsou rozděleny na kategorie (přirozený skluz/není stupeň – chyba/bez ověření).

Počet podezřelých lokalit pro spád 0,4 m klesl v našem případě oproti spádu 0,3 m o 60 % a identifikovatelnost reálných objektů jen o 30 %. V závislosti na šířce toku, charakteru toku a příbřežních zón lze v některých případech dosáhnout ještě lepších výsledků. V případě plochého území a širšího vodního toku (od 4 m) s vhodně tvarovaným korytem bez doprovodné vegetace se výrazně sníží pravděpodobnost výskytu chyb v popisu terénu. V takovéto situaci je tvar koryta v síti TIN vymodelován reálně, podélný profil je možné generovat podrobněji, a tedy rozpoznat i menší příčné překážky. Proto nejméně přesné výsledky mají toky Javorka, horní tok Cidlina a Šembera, u kterých se četně vyskytují výše popsané negativní jevy.

Diskuse a závěr

Migrační prostupnost vodního toku je složitou problematikou. Každý druh ryb potřebuje jiné podmínky. Nezáleží pouze na výšce překážky, ale také na přelivné výšce, hloubce tůně pod překážkou atd. I když je složité jednoznačně neprůchodnou překážku definovat, byly při výzkumu hledány překážky se spádem větším než 0,3–0,4 m.

Porovnáním všech pozorovaných objektů s vyhlazenými podélnými profily bylo zjištěno, že v datech LLS lze s dobrým výsledkem identifikovat jezy a stupně, které mají rozdíl hladin větší než 0,4 m. Naopak problematické se zdají být stupně s menším rozdílem hladin. Kromě nich obsahuje sada podezřelých lokalit i množství přirozených objektů a chyb. Nicméně pokud tok vyhovuje některým požadavkům (dostatečná šířka toku, tvar koryta a inundace, absence doprovodné vegetace), lze správně identifikovat i menší překážky.

Kombinace předchozího poznatku a fakt, že studie pro zprůchodnění migračních překážek čerpají základní údaje o překážkách z databáze ISyPo, napovídají, že by bylo možné tuto databázi na základě terénu LLS a uvedeného postupu zrevizovat. Jednalo by se jak o zpřesnění polohy stávajících objektů, tak případné doplnění dalších umělých objektů.

Dalším uplatnitelným výsledkem by bylo vykreslení podélného profilu, což by mohlo být zajímavé pro studii migrační prostupnosti i pro řešení splaveninového režimu.

Literatura

- Brázdil, K. (2009) Projekt tvorby nového výškopisu území České republiky. *Geodetický a kartografický obzor*, roč. 55/97, 2009, č. 7, s. 145–151.
- Uhlířová, K. a Nováková, H. (2011a) Využití dat leteckého laserového skenování v příbřežních zónách jako podklad pro vymezení záplavových území. *Vodní hospodářství*, 2011, č. 11, s. 8–12.
- Uhlířová, K. a Nováková, H. (2011b) Využití dat LLS pro identifikaci příčných překážek na vodních tocích: S_044 – Labe, Cidlina dolní tok, Výrovka, Šembera, Vlávka. 1 : 45 000. Praha : VÚV TGM, 2011 [online mapa]. Poslední aktualizace 4. 11. 2011 [cit. 2011-11-04]. Dostupné z WWW: <<http://www.dibavod.cz/89/vyuziti-dat-lls--dokumenty-ke-stazeni.html>>.
- Uhlířová, K. a Nováková, H. (2011c) Využití dat LLS pro identifikaci příčných překážek na vodních tocích: S_030 – Cidlina horní tok, Javorka. 1 : 35 000. Praha : VÚV TGM, 2011 [online mapa]. Poslední aktualizace 4. 11. 2011 [cit. 2011-11-05]. Dostupné z WWW: <<http://www.dibavod.cz/89/vyuziti-dat-lls--dokumenty-ke-stazeni.html>>.
- Uhlířová, K. a Zbořil, A. (2009) Možnosti využití laserového snímání povrchu pro vodo-hospodářské účely. *VTEI*, 51, 2009, č. 6, s. 11–15, příloha *Vodního hospodářství* č. 12/2009.

Tabulka 2. Přehled překážek ISyPo na jednotlivých tocích

Vodní tok	Počet překážek ISyPo	Počet překážek ISyPo nalezených v terénu/ vyšších než 0,3/vyšších než 0,4	Počet překážek navíc, které by měly být zařazeny do databáze ISyPo/vyšších než 0,3/vyšších než 0,4
Labe	4	4 / 4 / 4	0 / 0 / 0
Cidlina dolní	9	9 / 6 / 5	0 / 0 / 0
Šembera	6	4 / 1 / 1	2 / 2 / 2
Vlávka	5	5 / 2 / 2	2 / 2 / 2
Výrovka	4	3 / 1 / 1	0 / 0 / 0
Cidlina horní	11	8 / 7 / 6	5 / 3 / 1
Javorka	18	15 / 13 / 12	2 / 0 / 0
Σ	57	48 / 34 / 31	11 / 7 / 5

Tabulka 3. Analýza přesnosti polohy pro objekty ISyPo, jejich zaměření v terénu a příslušné skoky v podélném profilu

Kategorie toků/Toky	Počet	Průměrná vzdálenost skutečné překážky od LLS	Maximální vzdálenost skutečné překážky od LLS	Průměrná vzdálenost skutečné překážky od ISyPo	Maximální vzdálenost skutečné překážky od ISyPo
1	4	4,75	8	0,00	0
Labe	4	4,75	8	0,00	0
2	9	4,00	13	16,44	105
Cidlina dolní	9	4,00	13	16,44	105
3	12	3,86	8	7,25	19
Šembera	4	4,33	8	12,25	19
Vlávka	5	5,00	7	2,80	7
Výrovka	3	2,00	2	8,00	16
4	23	3,09	11	34,22	183
Cidlina horní	8	3,43	11	14,00	60
Javorka	15	2,93	9	45,00	183
Celkem	48	3,57	13	21,29	183

Tabulka 4. Analýza přesnosti spádu hladin pro všechny antropogenní objekty, jejich zaměření v terénu a příslušné skoky v podélném profilu

Kategorie toků/Toky	Počet	Průměr z rozdílu výšek z LLS a v terénu	Směrodatná odchylka z rozdílu výšek z LLS a v terénu	Minimum z rozdílu výšek z LLS a v terénu	Maximum z rozdílu výšek z LLS a v terénu
1	4	-0,15	0,16	-0,31	0,08
Labe	4	-0,15	0,16	-0,31	0,08
2	9	-0,15	0,19	-0,50	0,06
Cidlina dolní	9	-0,15	0,19	-0,50	0,06
3	16	0,01	0,22	-0,23	0,44
Šembera	6	0,06	0,27	-0,21	0,42
Vlávka	7	0,00	0,21	-0,23	0,44
Výrovka	3	-0,08	0,12	-0,20	0,03
4	30	0,08	0,27	-0,95	0,70
Cidlina horní	13	0,09	0,39	-0,95	0,70
Javorka	17	0,08	0,14	-0,20	0,33
Celkem	59	0,01	0,26	-0,95	0,70

<http://www.dotace.nature.cz/voda-opatreni/obnova-migracni-prostupnosti-vodnich-toku.html>.

<http://www.pla.cz/gis/Help/GISyPoNetHelp.htm>.

Poděkování

Článek vznikl za podpory VZ MZP0002071101 – Výzkum a ochrana hydrosféry – výzkum vztahů a procesů ve vodní složce životního prostředí, orientovaný na vliv antropogenních tlaků, její trvalé užívání a ochranu, včetně legislativních nástrojů, 2005–2011.

Data z testovacího laserového snímání (2008) a z výškopisného mapování ČR (2009–2010) pro výzkumné účely poskytl Zeměměřický úřad, Pardubice.

Data ISyPo zapůjčil podnik Povodí Labe, s.p., se sídlem v Hradci Králové.

Ing. Kateřina Uhlířová, Ph.D., Ing. Hana Nováková, Ph.D.
VÚV TGM, v.v.i., Praha
katerina_uhlirova@vuv.cz, hana_novakova@vuv.cz
Příspěvek prošel lektorským řízením.

Keywords

airborne laser scanning – water management – digital terrain model – weir – drop structure

The density of ground points of airborne laser scanning enables to model relief with relatively high accuracy. This article deals with the pos-

MOŽNOSTI A RIZIKA NAKLÁDÁNÍ S DŘEVNÍ HMOTOU V TOCÍCH – NÁVRH METODIKY PRO MONITORING, MANAGEMENT A VYUŽITÍ DŘEVNÍ HMOTY V TOCÍCH

Pavel Kožený, Pavel Balvín, Martin Sucharda,
Zdeněk Máčka, Ondřej Simon

Klíčová slova

dřevní hmota – splávi – břehové porosty – přirozená koryta vodních toků – management – revitalizace

Souhrn

Dřevní hmota je přirozenou součástí koryt vodních toků v člověkem málo ovlivněných oblastech. Význam dřevní hmoty pro morfologickou a biologickou rozmanitost vodních toků je třeba respektovat, i když její výskyt v relativně hustě obydlené krajině České republiky může být problematický z hlediska protipovodňové ochrany. Autoři popisují nově zpracovanou metodiku, která navrhuje postupy pro monitoring, management a využití struktur dřevní hmoty při revitalizacích a přírodě blízkých úpravách vodních toků. V metodice je kladen důraz na opatření snižující rizika spojená s pohyblivostí dřevní hmoty při povodních. Současně jsou stanovena pravidla pro její ponechávání v relativně přirozených tocích a vkládání do revitalizovaných koryt.

Úvod

Vodní toky v České republice jsou obvykle lemovány břehovými a doprovodnými porosty dřevin. Tato vegetace se stává zdrojem převážně mrtvé dřevní hmoty, kterou nalézáme i v korytě samotném. V podmínkách vodních toků bez většího vlivu člověka jsou vyvrácené stromy a naplavené dřevo nedílnou součástí říčních systémů, protože v korytech a nivách vodních toků ovlivňují celou řadu abiotických a biotických procesů (Gregory aj., 2003). Výskyt dřevní hmoty je pochopitelně problematický u vodních toků upravených k různým účelům a protékajících hustě osídlenou krajinou. Proto byla v minulých staletích koryta našich vodních toků vyčištěna a upravena pro účely, ke kterým byly toky využívány – dopravě dřeva a zboží, odvodnění nivních pozemků, využití vodní energie atd. V posledních desetiletích se dřevní hmota do vodních toků opět samovolně vrací v důsledku stárnutí břehových porostů a změn ve využití niv i toků samotných. Prioritou současnosti již nejsou čistá koryta samotná, ale především prevence škod a komplikací, které dřevní hmota způsobuje při povodních. Při správě vodních toků je současně brán zřetel na přírodní hodnotu území, a z tohoto důvodu může být přítomnost dřevní hmoty v toku respektována jako prvek zvyšující morfologickou i biologickou rozmanitost koryta. Přístup k dřevní hmotě v korytech vodních toků může být tedy rozličný: od odstraňování ležících kmenů v korytě a stromů hrozících vyvrácením na březích až po ponechávání či dokonce záměrné vkládání struktur dřevní hmoty do vodních toků za účelem podpory jejich přirozeného vývoje a oživení. I když údržba vodního toku je povinností a odpovědností správce, k managementu konkrétních území se obvykle vyjadřují i další orgány státní správy a zástupci odborné i laické veřejnosti.

V této situaci byl na základě veřejné zakázky Ministerstva životního prostředí ČR zpracován metodický materiál, který komplexně řeší problematiku přirozeně se vyskytující dřevní hmoty v tocích, možnosti vkládání struktur dřevní hmoty do koryt a její monitoring (Kožený aj., 2011a). Metodika má být doporučena k použití správcům vodních toků, projekčním kancelářím, orgánům ochrany přírody a dalším zainteresovaným subjektům. Účelem tohoto článku je představení hlavních témat v metodice zpracovaných.

Dřevo: závažná závada v korytě, nebo strukturní prvek přirozených koryt?

Ve svých úvodních kapitolách se metodika věnuje dosavadním poznatkům o významu dřevní hmoty pro přirozená koryta, zahraničním i domácím

sibility of cross-barriers identification in a river bed of a watercourse. As a part of the solution the script in ArcGIS Desktop was created to automatically discover the obstacles. The result of the procedure is the set of points indicating locations where the likely occurrence of obstacles is. Besides, objects from the database „ISyPo“ were examined. Potential drop structures and objects from the database IsyPo were localized in the field. The position and height of the objects were compared within the evaluation. Results are graphically displayed in thematic maps.

zkušenostem s její aplikací při úpravách a revitalizacích vodních toků, rizikům spojeným s jejím výskytem v tocích a právním východiskům pro její management a využití.

Význam dřevní hmoty v tocích

V metodice používaný obecný pojem „dřevní hmota“ zahrnuje kompletní stromy i jejich fragmenty, mrtvé i živé dřeviny. Tento termín rovněž nerozlišuje mezi různými velikostními kategoriemi, i když většina informací poskytnutých v metodice se týká tzv. „large woody debris“ – velikostní frakce dřeva o průměru alespoň 10 cm a s délkou nejméně 1 metr.

Význam dřevní hmoty, jak je popsán z relativně přirozených vodních toků, zahrnuje působení na hydraulické, geomorfologické i ekologické vlastnosti říčního ekosystému. Ponořené dřevo klade odpor vodnímu proudu, zvyšuje drsnost koryta a zpomaluje odtok vody (Gippel, 1995; Mutz, 2003). Vznikem turbulentního proudění urychluje dřevo lokální vymílání a ukládání sedimentu, způsobuje tvorbu tůní a ve svém proudovém stínu umožňuje vznik šterkopískových lavic. Výsledkem je morfologicky členité koryto s proměnlivou šířkou, hloubkou a pestrým složením zrnitostních frakcí dna (Keller a Swanson, 1979; Buffington a Montgomery, 1999; Kail, 2003). V měřítku delšího úseku toku působí dřevní hmota jako stabilizační struktura koryta – zadržuje sediment a brání hloubkové erozi (Swanson aj., 1976; Bilby a Likens, 1980; Diez aj., 2000). V měřítku celého vodního toku ovlivňuje množství dřeva v korytě říční vzor a jeho přítomnost je důležitá pro formování meandrů, vznik říčních ostrovů a anastomózního větvení vodního toku (Abbe a Montgomery, 2003; Montgomery aj., 2003). Při vhodném způsobu využití lze s pomocí dřevní hmoty revitalizovat upravená koryta a vytvářet přirozeně dynamický vodní tok (Gregory aj., 2003).

Morfologicky rozmanité koryto, které za přítomnosti dřevní hmoty vzniká, zachycuje značné množství partikulovaného organického materiálu. Ten je jednou z potravních základů pro vodní bezobratlé. Stejně významnou roli hraje ponořené dřevo jako stabilní struktura pro přisednutí filtrujících bezobratlých, vývoj vajčích a kukel nebo jako zdroj potravního biofilmu (Hoffmann a Hering, 2000; Benke a Wallace, 2003). Pro populace ryb vytváří dřevo v toku především vhodné stanoviště k získání potravy, rozmnožování, vývoji jiker a mladých jedinců, ochraně před predátory a pro přecházení nepříznivých podmínek, jako je např. zimní období nebo období sucha (Gregory aj., 2003). Vkládání dřeva do vodních toků obecně zvyšuje nabídku dostupných stanovišť pro organismy. Může tedy pomoci zvýšit druhovou rozmanitost a početnost vodních a na vodu vázaných živočichů a zlepšit hodnocení ekologického stavu vodních útvarů ve smyslu Rámcové směrnice o vodách (2000/60/ES). Obsáhlá rešerše o významu dřevní hmoty pro vodní toky je součástí metodiky jako její příloha.

Rizika spojená s výskytem dřevní hmoty v tocích

V civilizované krajině střední Evropy je ponechání stávající nebo umístění nové dřevní hmoty do vodního toku spojeno s celou řadou problémů. Dřevní hmota v korytě a přilehlém inundačním území může v průběhu povodňové situace představovat značné riziko pro bezpečné převedení povodňových průtoků přes příčné stavby vyskytující se na tocích a v konečném důsledku pak především pro obyvatelstvo, které může být případnou povodňovou událostí dotčeno. Náhylnost vodního toku k přenášení splávi je funkcí využití území povodí, charakteristik toku a inundačního území. Z těchto důvodů doporučují například technické podmínky k provádění vodních staveb polní průzkum nad příčnými stavbami, který by měl být zaměřen zejména na využití území povodí, rychlosti proudění, sklon toku a náhylnost povodí k přívalovým povodním (Balvín aj., 2009).

Z inženýrského pohledu jsou v případě povodně neohroženější mostní objekty. Ucpání mostních otvorů naplaveným materiálem může způsobit vzdutí vodní hladiny nad mostním objektem a významně ohrozit okolní území, které by za normálních okolností nebylo povodní postiženo. Vlivem částečného ucpání mostního objektu může dojít k výraznému zmenšení průtočné plochy a k následnému zvýšení průřezové rychlosti proudění, což má za následek vznik nežádoucích erozivních procesů v okolí mostních podpěr. Následné zřícení mostního objektu může poté vyvolat druhotnou povodňovou vlnu ohrožující další níže situované mostní objekty i přilehlé území.

Splávi se nemusí obecně hromadit pouze u mostních objektů, ale k tomuto nežádoucímu jevu může dojít všude v místech, kde se nachází jakákoliv příčná stavba (jez, parovod, dům atd.) křížící vodní tok a inundační území a kde se tudíž vytvářejí ideální podmínky pro zachycení splávi. Při

obvyklém managementu je dřevní hmota z koryta a břehových porostů krácena na 1–2 metry dlouhé kusy, které lépe procházejí úzkými průtočnými profily. Zároveň ale tímto přístupem vzniká velké množství snadno odplavitelného materiálu, jehož splavení při povodni rovněž přináší problémy (Kožený a Simon, 2006; Krejčí a Máčka, 2009). Literární zdroje i výsledky výzkumu autorů potvrzují, že odplavitelnost dřevní hmoty při povodních je minimální u kmenů velkých rozměrů s kořeny a větvemi (Kožený, 2007). Mezi další stabilizační faktory patří například specifická hustota dřeva, stupeň zasedimentování a míra kontaktu s břehovou vegetací nebo ostatními kusy dřevní hmoty (Gregory aj., 2003).

Pokud je dřevní hmota vkládána do koryta v obydlených oblastech a může představovat riziko pro objekty na toku, musí být dodatečně stabilizována, aby nedošlo k jejímu uvolnění především při povodňové situaci (Kožený aj., 2011b).

Dřevní hmota uložená v korytě může být nebezpečná i pro zájmové skupiny osob, které s ní při své činnosti přicházejí do kontaktu. Jako příklad lze uvést vodáky a sportovní rybáře.

Omezení výše popsaných rizik na přijatelnou úroveň při managementu přirozených koryt vodních toků je jedním z témat, kterým se metodika podrobněji věnuje. Zároveň jsou v metodice přehledně popsány způsoby stabilizace struktur navržených pro přírodě blízké úpravy a revitalizace vodních toků.

Co umožňuje vodní zákon?

Jednou ze základních povinností správce vodního toku je udržování průtočnosti koryta a břehových porostů tak, aby se nestaly překážkou odtoku vody při povodni (§ 47 zákona 254/2001 Sb. v platném znění). V obecném povědomí je tento požadavek vnímán jako ustanovení zneumožňující toleranci přirozeného výskytu dřevní hmoty nebo dokonce jejího záměrného vkládání do toků. Metodika se snaží najít právní východiska pro management stávající dřevní hmoty v přirozených korytech a pro její využití při úpravách a revitalizacích vodních toků. Nachází ho především v samotné definici přirozených koryt vodních toků (§ 44), v ustanovení § 46 o obecné ochraně vodních toků a požadavcích na správu přirozených koryt (§ 47 vodního zákona). Pokud jsou přirozená koryta vodních toků definována v zákoně jako koryta vzniklá *přirozeným působením tekoucích povrchových vod a dalších přírodních faktorů*, lze za jeden z těchto přírodních vlivů považovat i dřevní hmotu (tu lze zároveň chápat i jako součást koryta, do kterého nemá být zasahováno). Výskyt dřevní hmoty v přirozených korytech vodních toků není v rozporu s požadavky vodního zákona, pokud dřevní hmota nezvyšuje riziko ohrožení majetku a osob při povodni a umožňuje plnění funkcí vodního toku. Pro podrobnější zdůvodnění odkazujeme na metodiku samotnou a její přílohy.

Návrh managementu dřevní hmoty v tocích

Podstatnou částí metodiky je návrh postupu údržby břehových porostů a stávající dřevní hmoty v tocích, které mají relativně přírodní charakter a dřevní hmota se zde přirozeně vyskytuje. Návrh vychází z předpokladu, že dřevní hmota je v tomto případě součástí přirozeného koryta vodního toku (ve smyslu vodního zákona) a při zachování podmínek bezpečnosti zde může zůstat. Navržená metoda správy takových toků je označována jako „selektivní management“ zaměřený na ochranu konkrétních „rizikových míst“ na vodním toku. Rizikovým místem je obecně myšlen úsek toku, ve kterém zachycené naplavené dřevo způsobuje problémy nebo dokonce ohrožení (mosty a propustky, jezy, zúžení koryta atd.). Pro tato místa obvykle lze stanovit minimální rozměr jednotlivého kusu dřeva, který se dokáže sám o sobě zachytit v rizikovém místě a indukovat tak vznik akumulace splávů (Diehl, 1997). V metodice se tato hodnota nazývá *teoretická kritická délka kmene (L_{krit})*. V případě mostů je L_{krit} určena rozměrem volné hladiny mezi mostními pilíři, u jezů lze tento rozměr definovat jako šířku jezového pole, u ostatních zúžení na toku jako šířku koryta v břehových hranách. Vzhledem k hodnotě L_{krit} je následně posuzována dřevní hmota a břehové porosty vyskytující se na vodním toku v úseku nad rizikovým místem a v jeho bezprostředním okolí (obr. 1).

Vodní tok je rozdělen do tří zón managementu:

- 1. bezprostřední okolí** rizikového místa,
- 2. zóna aktivního managementu**, která je definována jako úsek toku nad rizikovým místem, ze kterého může být dřevní hmota při povodni splavena až k rizikovému místu,
- 3. zóna minimálního managementu**, která leží

nad zónou aktivního managementu a splavení dřevní hmoty z této oblasti až k rizikovému místu je nepravděpodobné.

Stanovení rozsahu zóny č. 2 vychází z předpokladu, že v členitých korytech s břehovými porosty se povodní unášené dřevo pohybuje na relativně krátké vzdálenosti. I když je tento předpoklad podložen terénními výzkumy, stanovení rozsahu zóny 2 je samozřejmě závislé na místních podmínkách. Metodika navrhuje stanovení délky zóny 2 v rozmezí 30–100násobku šířky koryta podle jeho charakteru a hydrologických vlastností povodí a počítá s jejími úpravami v následných krocích podle hodnocení výsledků managementu.

V zónách 2 a 3 se provádí hodnocení rizika odplavení ležící dřevní hmoty. Pro hodnocení jednotlivých kusů dřeva obsahuje metodika rozhodovací tabulku s kombinacemi pěti stabilizačních faktorů:

- **délka kmene v poměru k průměrné šířce koryta,**
- **přítomnost kořenů nebo koruny,**
- **kontakt se sedimentem,**
- **uložení kmene ve vodě za běžných průtoků,**
- **zachycení kmene v břehovém porostu nebo v akumulaci dřevní hmoty.**

Hodnocení se provádí pouze pro kmeny, které svou velikostí mohou zablokovat průtočný profil rizikového místa. Podle rozhodovací tabulky jsou jednotlivé kusy dřevní hmoty rozděleny do tří stupňů rizika odplavení (minimální, střední, vysoké).

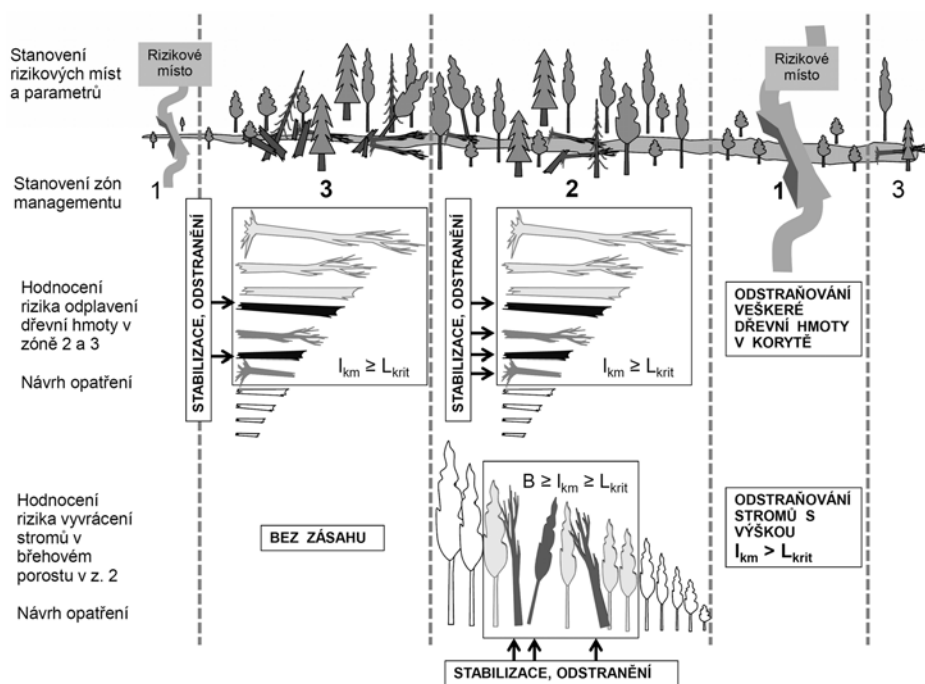
Podobně je hodnoceno riziko vyvrácení stromů v břehovém porostu v zóně 2 na podkladu tří charakteristik:

- **strom je suchý;**
- **strom je nakloněný nad koryto;**
- **strom se nachází v nárazovém (konkávním) břehu, nebo je báze kmene pod úrovní břehové hrany.**

Hodnocení se opět provádí pouze pro stromy, které svou velikostí mohou ohrozit průtočný profil rizikového místa a zároveň mohou být ve vodním toku potenciálně pohyblivé. Na podkladě rozhodovací tabulky jsou tyto stromy opět ohodnoceny, tentokrát do dvou úrovní rizika vyvrácení (minimální a střední).

Následná doporučení pro management konkrétních kusů ležící dřevní hmoty a stromů v břehových porostech jsou volena podle míry rizikovosti a příslušnosti k zóně managementu. Pro hodnocení rizikovosti odplavení dřevní hmoty byla inspirována rakouská metodika používaná v nedávné době na území Národního parku Podyjí/Thayatal (Habersack a Kristelly, 2006).

Ve většině případů údržby břehových porostů a dřevní hmoty v korytě připadá v úvahu volba *ponechat/odstranit* v závislosti na určeném riziku. Tento přístup také nejvíce odpovídá zavedené praxi údržby vodních toků v ČR. Ve specifických případech ale může nastat potřeba složitějšího přístupu, který je šetrnější k dané lokalitě nebo sleduje specifické cíle s využitím místně dostupné dřevní hmoty. V takovém případě navrhuje metodika několik způsobů stabilizace dřevní hmoty v korytě (viz dále). Zvláštním případem aktivního managementu dřevní hmoty v tocích může být zvýšení schopnosti koryta dřevní hmotu zachytávat a ukládat ve fluvialních sedimentech. Tohoto



Obr. 1. Schéma znázorňující postup selektivního managementu dřevní hmoty v toku a dřevin v břehovém porostu: nejprve jsou stanovena riziková místa na toku a příslušné parametry (L_{krit} – teoretická kritická délka kmene, B – průměrná šířka koryta v břehových hranách), následně jsou vymezeny zóny managementu, ve kterých probíhá hodnocení rizikovosti odplavení ležící dřevní hmoty a rizika vyvrácení stromů v břehovém porostu (l_{km} – délka konkrétního kusu/stromu, různá míra rizikovosti je vyjádřena odstíny šedé); navržené opatření je závislé na míře rizikovosti a zóně managementu

cíle je možné dosáhnout obnovením přirozené dynamiky koryta celkovou revitalizací. Rovněž zvláštním případem je instalace zachytných struktur (lapačů) dřevní hmoty ve vhodné poloze nad rizikovými místy (obr. 2).

Vkládání struktur dřevní hmoty do koryta

Při revitalizacích a přírodě blízkých úpravách vodních toků jsou struktury dřevní hmoty do koryta záměrně vkládány především z důvodu zvýšení morfologické rozmanitosti koryta, jeho stabilizace nebo podpory biologických společenstev. Základní typy takových uměle konstruovaných objektů popisuje katalog opatření, který je další obsáhlou kapitolou metodiky. V úvodní části jsou zmíněny způsoby stabilizace dřevní hmoty, které jsou aplikovatelné v revitalizacích i během provozního managementu dřevní hmoty. K základním metodám zvýšení stability dřevní hmoty v toku patří:

- spojení jednotlivých kusů do prostorově rozměrných struktur,
- kotvení jednotlivých kusů lany k pevným bodům na břehu,
- stabilizace pomocí pilotů zaražených do dna,
- kotvení dřeva pomocí zátěže,
- stabilizace zahrnutím struktury do sedimentu.

Mezi další způsoby zvýšení stability přirozené se vyskytující dřevní hmoty patří snížení odporu, který klade kmen proudění, změnou jeho orientace paralelně s proudem a stabilizace zaklesnutím mezi břehovou vegetací.

Rozdělení struktur popsaných v katalogu opatření je provedeno podle jejich účelu použití:

- struktury podporující ekologické funkce vodního toku,
- struktury usměrňující proudění,
- konstrukce zajišťující stabilizační a protierozní ochranu břehů,
- příčné prvky na malých vodních tocích a bystřinách,
- speciální a pomocné konstrukce (výše zmíněné lapače dřevní hmoty).

Uvedené rozdělení je voleno s ohledy na předpokládané využití struktur dřevní hmoty v podmínkách České republiky. Kromě dílčích zkušeností s aplikací, výzkumem struktury, funkce a ochrany před nepříznivými účinky dřeva v našich tocích byly autorem vzorem postupy používané v zahraničí (např. Gerhard a Reich, 2001; Saldi-Caromile aj., 2004; Siemens aj., 2005; Brooks aj., 2006). Metodika je v detailech jednotlivých struktur poměrně stručná. Popisuje obecný návod konstrukce a umístění, očekávanou funkci a možná rizika. Dimenzování velikosti, počtu a přesné polohy struktur již záleží na projekci do konkrétních podmínek (ostatně ani zahraniční příručky nejsou v tomto ohledu podrobnější.)

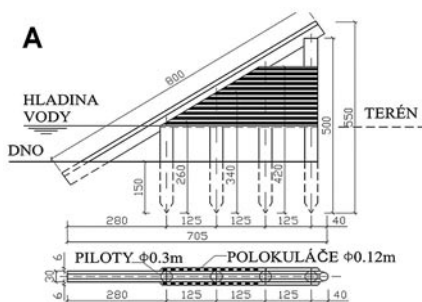
Monitoring dřevní hmoty v tocích

Součástí revitalizačních akcí, které používají dřevní hmotu, by mělo být sledování, zda použité struktury plní svou funkci. Podobně v případě úprav dřevní hmoty a břehových porostů v rámci správy vodních toků je třeba získat měřitelné údaje o efektu těchto opatření. Jak autoři konstatují v příloze metodiky, monitoring dřevní hmoty je u nás prováděn pouze v rámci vědeckého výzkumu. Dřevní hmoty je sice hodnocena systémy pro posuzování hydromorfologického stavu toků, není jí však věnována soustavná pozornost jako takové. Důvodů pro sledování množství, struktury nebo dynamiky dřevní hmoty v tocích může být mnoho a monitoring proto musí být provozován s různou podrobností na různých velkých úsecích vodních toků. Z toho důvodu metodika navrhuje tři základní úrovně monitoringu:

- **základní monitoring** významných struktur (jednotlivých kusů i akumulací) dřevní hmoty provozovaný v měřítku celých vodních útvarů, kde účelem je získání celkového přehledu o výskytu dřevní hmoty při hodnocení hydromorfologického stavu toků;
- **monitoring dřevní hmoty instalované v korytech vodních toků** v rozsahu úseků dlouhých desítky až stovky metrů, kde účelem je posouzení stability a funkce dřevěných struktur, aby mohl být vyhodnocen efekt jejich použití;
- **speciální metody monitoringu dřevní hmoty v tocích** jsou souhrnem parametrů nejčastěji používaných pro výzkum dřevní hmoty, z nichž mnohé jsou využitelné pro specificky zaměřené studie na konkrétních povodích.

Závěry

Popisovaná metodika si klade za cíl základní seznámení s možnostmi použití dřevní hmoty pro revitalizační opatření jak ve formě investičních akcí, tak při dlouhodobé správě vodních toků. Výsledkem aplikace této metodiky by v praxi mělo být usnadnění rozhodování správců vodních toků v otázkách spojených s problematikou údržby břehových porostů a koryt s výskytem dřeva. Metodika by rovněž měla podpořit realizaci projektů vodohospodářských úprav a revitalizací vodních toků s využitím prvků dřevní hmoty. Postupy uvedené v této publikaci jsou navrženy s vědomím rizik, která s výskytem dřevní hmoty v tocích souvisí, zároveň ale podporují výskyt dřevní hmoty v úsecích toků, kde jsou rizika minimální a převažuje zde její



Obr. 2. Konstruktivní řešení lapače splávků z předsunutých „bárek“ (A) jako ochrana mostního objektu před zátarasy z plovoucích předmětů při povodních a ukázka výsledného efektu aplikace sady ochranných bárek (B, řada bárek označena šipkou) při modelování povodňové situace na fyzikálním modelu

prospěšná funkce. V ideálním případě metodika též přispěje k šetrnému vynakládání finančních prostředků určených na správu vodních toků.

Na podzim roku 2011 je metodika ve fázi projednávání s budoucími uživateli, kterými jsou především správci vodních toků. Zveřejnění finální verze metodiky Ministerstvem životního prostředí ČR lze očekávat ke konci roku 2011.

Poděkování

Metodika byla vypracována v rámci veřejné zakázky MŽP ČR za finanční spoluúčasti Prioritní osy 8 – Technická pomoc financovaná z Fondu soudržnosti. Při tvorbě metodiky a tohoto článku byly použity výsledky projektu MZP0002071101 a GAČR 205/08/0926.

Literatura

- Abbe, TB. and Montgomery, DR. (2003) Patterns and processes of wood debris accumulation in the Queets river basin, Washington. *Geomorphology*, 51, 1–3, 81–107.
- Balvín, P., Gabriel, P., Bouška, P. a Havlík, A. (2009) Hydrotechnické posouzení mostních objektů na vodních tocích – Technické podmínky TP 204. Praha : Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v.v.i., 94 s.
- Benke, AC. and Wallace, JB. (2003) Influence of wood on invertebrate communities in streams and rivers. In Gregory, SV., Boyer, KL., and Gurnell, AM. (eds) *The ecology and management of wood in world rivers*. American fisheries society. Bethesda, Maryland. 149–177.
- Bilby, RE. and Likens, GE. (1980) Importance of organic debris dams in the structure and function of stream ecosystems. *Ecology*, 61, 5, 1107–1113.
- Brooks, AP., Abbe, TB., Cohen, T., Marsh, N., Mika, SJ., Boulton, AJ., Broderick, T., Borg, D., and Rutherford, I. (2006) Design guideline for the reintroduction of wood into Australian streams. Canberra : Land & Water Australia, 85 s.
- Buffington, JM. and Montgomery, DR. (1999) Effects of hydraulic roughness on surface textures of gravel-bed rivers. *Water Resources Research*, 35, 11, 3507–3521.
- Diehl, TH. (1997) Potential drift accumulations at bridges. U.S. Federal Highway Administration Publication FHWA-RD-97-028, Washington. 114 s.
- Diez, JR., Larranaga, S., Elosegi, A., and Pozo, J. (2000) Effect of removal of wood on streambed stability and retention of organic matter. *Journal of the North American Benthological Society*, 19, 4, 621–632.
- Gerhard, M. und Reich, M. (2001) Totholz in Fließgewässern – Empfehlungen zur Gewässerentwicklung. GFGmbH & WBWmbH, Mainz-Heidelberg. 85 s.
- Gippel, CJ. (1995) Environmental Hydraulics of Large Woody Debris in Streams and Rivers. *Journal of Environmental Engineering*, 121, 5, 388–395.
- Gregory, SV., Boyer, KL., and Gurnell, AM. (2003) *The Ecology and Management of Wood in World Rivers*. American Fisheries Society, Symposium 37. Bethesda, Maryland. 432 s.
- Habersack, H. und Kristelly, C. (2006) Baumkartierung im Nationalpark Thayatal entlang der Thaya – Methodik. Hainersdorf, 9 s.
- Hoffmann, A. and Hering, D. (2000) Wood-associated macroinvertebrate fauna in Central European streams. *International Review of Hydrobiology*, 85, 1, 25–48.
- Kail, J. (2003) Influence of large woody debris on the morphology of six central European streams. *Geomorphology*, 51, 1–3, 207–223.
- Keller, EA. and Swanson, FJ. (1979) Effects of Large Organic Material on Channel Form and Fluvial Processes. *Earth Surf. Process. Landforms*, 4, 4, 361–380.
- Kožený, P. (2007) Vliv desetileté povodně na transport dřevní hmoty uložené v korytě a nivě řeky Blanice. In Měkotová, J. a Štěrbá, O. (eds) *Říční krajina 5*, Olomouc : Univerzita Palackého v Olomouci, 124–133.
- Kožený, P. a Simon, O. (2006) Analýza naplavené dřevní hmoty na nádrži Znojmo po jarní povodni 2006. In Měkotová, J. a Štěrbá, O. (eds) *Říční krajina 4*, Olomouc : Univerzita Palackého v Olomouci, 111–118.
- Kožený, P., Sucharda, M., Máčka, Z., Kult, A., Balvín, P., Zapletal, J. a Simon, O. (2011a) Metodika pro monitoring, management a využití dřevní hmoty ve vodních tocích. Ministerstvo životního prostředí ČR, Praha, 86 s. (pracovní materiál v projednávání).
- Kožený, P., Vajner, P., Žerníčková, O., Šindlar, M. a Zapletal, J. (2011b) Vývoj technické stabilizace dřevní hmoty v korytě Moravy v CHKO Litovelské Pomoraví. *Vodní hospodářství*, 2011, 3, 125–129.

- Krejčí, L. a Máčka, Z. (2009) Vliv člověka na přísun, zánik a mobilitu říčního dřeva (LWD) na řekách v ČR. In Měkotová, J. (ed.) Říční krajina 6, Olomouc : Univerzita Palackého, Česká společnost pro krajinnou ekologii, 69–75.
- Montgomery, DR., Collins, BD., Buffington, JM., and Abbe, TB. (2003) Geomorphic effects of wood in rivers. In Gregory, SV., Boyer, KL., and Gurnell, AM. (eds) The ecology and management of wood in world rivers. American fisheries society, Bethesda, Maryland. 21–47.
- Mutz, M. (2003) Hydraulic effects of wood in streams and rivers. In Gregory, SV., Boyer, KL., and Gurnell, AM. (eds) The ecology and management of wood in world rivers. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland. 93–107.
- Saldi-Caromile, K., Bates, K., Skidmore, P., Barenti, J., and Pineo, D. (2004) Stream habitat restoration guidelines: Final draft. Washington Departments of Fish and Wildlife and Ecology and the U.S. Fish and Wildlife Service, Olympia, Washington.
- Swanson, FJ., Lienkaemper, GW., and Sedell, JR. (1976) History, physical effects, and management implications of large organic debris in Western Oregon streams. USDA Forest Service PNW-56, Portland, Oregon, 15 s.
- von Siemens, M., Hanfland, S., Binder, W., Herrmann, M. und Rehklau, W. (2005) Totholz bringt Leben in Flüsse und Bäche. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft & Landesfischereiverband Bayern, München, 48 s.

Mgr. Pavel Kožený¹, Ing. Pavel Balvín¹, Ing. Martin Sucharda²,
Mgr. Zdeněk Máčka, Ph.D.³, Mgr. Ondřej Simon¹

¹ Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v.v.i., Praha
² Šindlar, s.r.o., Hradec Králové

SLEDOVÁNÍ MUTAGENITY VODNÍCH SEDIMENTŮ V POVODÍ ŘEKY SVRATKY V SOUVISLOSTI S URANOVÝM PRŮMYSLEM

Jana Badurová, Hana Hudcová, Radoslava Funková,
Jana Svobodová, Jaroslav Sova

Klíčová slova

radionuklidy – uran – těžké kovy – mutagenita – toxicita – Amesův test – luminiscenční test – sediment

Souhrn

V oblastech těžby uranu na ložisku Rožná a dotěženém ložisku Olší–Drahonín byly od roku 2006 odebrány vzorky sedimentů, v nichž byla zjišťována mutagenita (pomocí Amesova testu) a toxicita (luminiscenčním testem). Kromě jmenovaného biomonitoringu byly sledovány vybrané chemické ukazatele – těžké kovy (Zn, Ni, Cd, Hg, As, Cu, Pb) a radionuklidy (U_{nat}), vykazující toxické a mutagenní vlastnosti.

Během pěti let sledování bylo zjištěno, že se v sedimentech vyskytovaly látky s mutagenními účinky. Nepodařilo se jednoznačně potvrdit, že by pozitivní výsledky v Amesově testu byly způsobeny účinky těžkých kovů a radionuklidů.

Úvod

Z oblasti uranových dolů se do životního prostředí dostávají polutanty, které představují rizika nejen pro člověka, ale pro celou přírodu. Tyto polutanty zahrnují, vedle jiných v této studii neidentifikovaných látek, látky radioaktivní a velkou skupinu těžkých kovů, které se v blízkém okolí uranových dolů nacházejí často ve vysokých koncentracích (Antunes et al., 2007; Pereira et al., 2009).

Radiotoxické účinky uranu způsobují významná genetická poškození organismů (Lorenço et al., 2010) – především s ohledem na celkovou dávku ozáření, kterému je organismus vystaven. U přirozeně se vyskytujících izotopů uranu (U_{nat}) je však organismus vystaven velmi slabé radioaktivitě, a proto jsou jeho účinky připisovány pouze chemické toxicitě a mutagenitě (Sheppard et al., 2005; Stearns et al., 2005).

Ve sladkých vodách se uran vyskytuje v různých rozpustných formách, zahrnujících rozpustný uranylový iont (UO_2^{2+}) a uranylové komplexy s anorganickými (sírany, uhličitany) a organickými (humínové a fulvinové kyseliny) molekulami (Charles et al., 2002). V těchto komplexech dochází ke změně původních fyzikálně-chemických vlastností uranu (Lorenço et al., 2010). Přirozeně probíhajícími procesy ve vodě dochází k ukládání těžkých kovů a radionuklidů v sedimentech a změně jejich koncentrace ve vodním prostředí. Kritický faktor ve vyhodnocení dlouhodobých potenciálních rizik pro vodní ekosystémy je rychlost přísunu polutantů do systému a jejich tok mezi vodou a sedimentem (Chapman et al., 1999). Se změnou některých faktorů prostředí, a to zejména pH, tvrdosti vody, salinity, koncentrací organických a anorganických látek v prostředí, dochází ke změnám biodostupnosti

³ Přírodovědecká fakulta Masarykovy univerzity v Brně
pavel_kozeny@vuv.cz, +420 220 197 265
Příspěvek prošel lektorským řízením.

Alternatives and risks of large wood management in streams – presentation of the Methodology of monitoring, management and application of large wood in streams (Kožený, P.; Balvín, P.; Sucharda, M.; Máčka, Z.; Simon, O.)

Key words

large woody debris – driftwood – riparian stand – natural channels – management – stream restoration

Large wood is a natural component of stream channels in areas little influenced by human activities. The importance of wood for the morphological and biological diversity of streams should be respected, although its presence in relatively dense populated landscape of the Czech Republic might be problematic owing to flood protection. The authors describe a new methodology suggesting the procedure of monitoring, management and application of wood structures in stream restorations and semi-natural stream regulations. In the methodology measures reducing risks related to wood mobility during floods are emphasized. At the same time principles of both leaving the wood in relatively natural streams and putting it into restored streams are specified.

a toxicity různých komplexů uranu a těžkých kovů, které se nacházejí ve vodě nebo sedimentech (Chapman et al., 1999; Sheppard et al., 2005; Charles et al., 2002).

Evseeva et al. (2003, 2005) ve svých studiích zaměřených na zkoumání genotoxických a cytotoxických účinků vodních vzorků z oblastí kontaminovaných radionuklidy a těžkými kovy došla k závěru, že kombinované expozice kovů a radionuklidů, v dávkách pod povolenými limity expozice pro člověka, mohou mít zásadní biologické účinky na organismy. Tento efekt je způsoben jejich synergickými reakcemi. Z tohoto hlediska nelze provést odhady ekotoxikologických rizik spojených s výskytem uranu a těžkých kovů v prostředí jen na základě chemických analýz, které nezahrnují faktory, jako jsou interakce mezi látkami či jejich biodostupnost a biokumulace v organismech. Důležitou roli při studiu environmentálních vzorků proto představují toxikologické a genotoxikologické testy, jejichž výsledky se v budoucnu mohou stát důležitými podklady pro případné změny limitů výskytu nebezpečných látek v prostředí (Charles et al., 2002).

Při studiu vlivu environmentálních faktorů (včetně radionuklidů) na ekosystémy jsou dnes využívány, kromě klasických testů toxicity, i testy mutagenity. K hodnocení mutagenity vzorků púd z uranových oblastí Cunha Baixa v Portugalsku byl použit Amesův test (Pereira et al., 2009), který patří mezi nejrozšířenější a nejvyužívanější bakteriální testy na zjišťování mutagenity jednotlivých látek nebo vzorků z životního prostředí.

Přestože se problematice ekologické zátěže prostředí v oblastech těžby uranových dolů v posledních letech věnuje zvýšená pozornost, je dat o toxicitě a mutagenitě povrchových vod a zejména sedimentů pocházejících z oblastí těžby uranu a jeho sloučenin stále nedostatek. Proto se tato studie zaměřila na sledování mutagenity a toxicity sedimentů pocházejících z oblasti ložiska Rožná a dotěženého ložiska Olší–Drahonín. K těmto účelům byly využity postupy, jejichž detekčním systémem jsou živé organismy, na které působí reálná směs faktorů z konkrétního vzorku: Amesův bakteriální test, určený k zjišťování mutagenity, jehož detekčním systémem jsou mutantní kmeny *Salmonella typhimurium* LT2, a luminiscenční test s *Photobacterium phosphoreum* patřící mezi bakteriální testy toxicity. Výsledky biomonitoringu byly doplněny o chemické analýzy vybraných těžkých kovů a radionuklidů.

Popis sledované oblasti

Pro těžební oblast uranových rud v okolí Dolní Rožínky má klíčový význam rok 1956, kdy bylo geologickým průzkumem nejprve objeveno ložisko Rožná a brzy poté ložisko Olší. Těžba uranu na ložisku Rožná byla zahájena v roce 1958, na ložisku Olší v roce 1959 (DIAMO, 2010). V období největšího rozvoje těžby a úpravy uranové rudy, v padesátých a šedesátých letech minulého století, docházelo k devastaci životního prostředí akumulací hald, vznikem odkališť a nesanovaných povrchových i podpovrchových průzkumných prací. Útlum těžby započal v 80. letech. Těžba ložiska Olší byla ukončena v roce 1989. Na počátku roku 1996 byl důl Olší zatopen a současně byl zahájen provoz čistírny důlních vod (ČDV) Olší–Drahonín.

Od roku 1990 je těžba ve střední části povodí řeky Svatky soustředěna jen na ložisku Rožná, které je v současnosti posledním aktivním dolem na těžbu uranu ve střední Evropě.

Složení uranové mineralizace je tvořeno převážně uraninitem (UO_2) a coffinitem ($USiO_4$) (DIAMO, 2010).

Oblast ložiska Rožná spadá do povodí Svatky, respektive jejích pravostranných přítoků – Nedvědičky a Bobruvky (Loučky). Dobývací prostor

Při porovnání toxických a mutagenních účinků vybraných sedimentů odebraných v roce 2010 bylo zjištěno, že ani jeden ze šesti zkoumaných vzorků nevykazoval cytotoxické účinky v testech se *S. typhimurium* ani s luminiscenčním mikro-organismem *P. phosphoreum*. V Amesově testu došlo u dvou sedimentů pocházejících z lokalit Hadůvka-pod ČDV (5) a Hadůvka-Skryje (6) k detekci mutagenních látek (tabulka 1).

Chemické analýzy

Analýzami uranu a těžkých kovů v sedimentech byly zjištěny jejich zvýšené koncentrace na některých lokalitách (tabulka 2). Limity pro hodnoty koncentrací uranu v sedimentech se v naší současné legislativě nevyskytují. V roce 2010 byl nejvyšší obsah uranu zjištěn v lokalitě Hadůvka-Olší (4). Toto zjištění odpovídá výsledkům dlouhodobého sledování a je způsobeno průsaky z bývalého odvalu Olší. Druhá nejvyšší koncentrace uranu byla zjištěna v sedimentech pocházejících z přítoku do Nedvědičky z oblasti odkaliště I (1).

V tabulce 2 jsou zvýrazněny hodnoty kovů, které přesahují povolené limitní hodnoty koncentrací škodlivin ve vytěžených sedimentech z vodních nádrží a koryt vodních toků zákona o odpadech č. 185/2001 Sb. (příloha 9). Na třech sledovaných lokalitách toku Hadůvka (Olší, pod ČDV a Skryje) byly přesaženy přípustné limity Ni (80 mg/kg). V sedimentech odebraných z přítoku do Nedvědičky z oblasti odkaliště I byly překročeny limity As (30 mg/kg) a Hg (0,8 mg/kg).

V tabulce 2 přílohy č. 3 nařízení vlády č. 23/2011 Sb. jsou nově uvedeny normy environmentální kvality pro hodnocení chemického stavu útvarů povrchových vod – pevné matrice pro Cd, Pb, Hg a Ni. Vzhledem k tomu, že jsou takto hodnoceny celoroční průměrné hodnoty, je toto hodnocení pouze orientační. K překročení NEK došlo u rtuti (0,470 mg/kg) v lokalitě přítoku do Nedvědičky z oblasti odkaliště I (1). Překročení limitů pro Ni bylo zaznamenáno ve všech sledovaných lokalitách ložiska Olší (4, 5, 6). Důvodem je nařízením vlády stanovená průměrná hodnota NEK pro nikl (3,0 mg/kg), která je o řád nižší ve srovnání s limity používanými v okolních státech.

Sedimenty se zvýšenými koncentracemi uranu a těžkých kovů mohou představovat riziko pro vodní organismy i člověka. Uran a některé těžké kovy jsou považovány za látky vysoce toxické a mohou být také karcinogenní (např. Cd, As, Cr, Ni).

Diskuse

Během pěti let byly v říčních sedimentech z oblasti dolů Rožná a Olší detekovány Amesovým testem mutagenní látky. Přítomnost mutagenních látek byla zjištěna převážně v testech s +S9 oběma kmeny TA 98 i TA 100.

Na dvou lokalitách, Hadůvka-pod ČDV (5) a Hadůvka-Skryje (6), byly opakovaně ve vzorcích sedimentů zjištěny testem mutagenity pozitivní výsledky. Ve vzorcích sedimentů z lokalit Hadůvka-Olší (4) a Nedvědička-Nedvědice (3) byla mutagenita detekována jednorázově a pouze v testech s +S9. U sedimentů odebraných na lokalitách Nedvědička-Rožná (2) a přítok do Nedvědičky z oblasti odkaliště I (1) nebyla mutagenita zaznamenána. Ze všech lokalit v oblastech dolů Olší–Drahonín a Rožná se jeví jako nejrizikovější tok Hadůvka v lokalitách pod ČDV (5) a Skryje (6). Kromě opakovaného zachytu mutagenních látek v sedimentech zde byly mutagenní látky nalezeny také v povrchové vodě.

V luminiscenčním testu s *P. phosphoreum* nebylo potvrzeno, že by vzorky sedimentů působily toxicky na zkušební bakterie. Testy zaměřené na hodnocení cytotoxicity vybraných sedimentů rovněž nepotvrdily, že by vzorky negativně ovlivňovaly indikátorové kmeny využívané v Amesově testu. Při zkouškách se vzorky sedimentů (Nedvědička-Rožná, Nedvědička-Nedvědice, Hadůvka-Olší, Hadůvka-pod ČDV, Hadůvka-Skryje) byla zaznamenána dokonce mírná stimulace růstu kmenů TA 98 i TA 100. Ve studii Marquese (2008) bylo zjištěno, že nízké koncentrace některých radionuklidů, například uranu, mohou mít stimulační účinky na raný růst vývojových stadií žab a bezobratlých. Vyšší koncentrace uranu již způsobují vážné poruchy růstu a vývoje organismů. U vzorků sedimentů ze zkoumaných oblastí odebraných v roce 2010 nebylo zjištěno, že by působily toxicky a inhibovaly luminiscenci a růst zkušebních mikroorganismů. V Amesově testu byl zaznamenán pozitivní výsledek dokládající přítomnost mutagenních látek u dvou vzorků – říčních sedimentů, pocházejících z lokalit Hadůvka-Skryje (6) a Hadůvka-pod ČDV (5). Ke stejným závěrům došla Evseeva et al. (2003) zkoumající vzorky vod kontaminované radionuklidy a těžkými kovy pocházejícími z uranového průmyslu. Přítomnost signifikantních výsledků v testech mutagenity neznámá, že vzorky budou rovněž vykazovat cytotoxické účinky na organismy.

Tabulka 1. Výsledky cytotoxicity a mutagenity vzorků sedimentů odebraných v roce 2010 v testech s *P. phosphoreum* a *S. typhimurium*

Sledované lokality	Cytotoxicita		Mutagenita
	<i>P. phosphoreum</i>	<i>S. typhimurium</i>	<i>S. typhimurium</i>
Přítok do Nedvědičky z oblasti odkaliště I	neg.	neg.	neg.
Nedvědička-Rožná	neg.	neg.	neg.
Nedvědička-Nedvědice	neg.	neg.	neg.
Hadůvka-Olší	neg.	neg.	neg.
Hadůvka-pod ČDV	–	neg.	poz.
Hadůvka-Skryje	neg.	neg.	poz.

Tabulka 2. Zjištěné množství uranu, těžkých kovů a arzenu (mg/kg sušiny) v sedimentech odebraných v roce 2010

Sledované lokality	U _{nat}	Zn	Ni	Pb	Cu	Hg	Cd	As
Přítok do Nedvědičky z oblasti odkaliště I	74,8	344	62,6	48,7	72,7	0,947	0,800	31,7
Nedvědička-Rožná	16,4	219	63,3	47,8	42,6	0,267	0,890	17,2
Nedvědička-Nedvědice	5,6	192	78,9	40,1	38,4	0,167	0,800	22,0
Hadůvka-Olší	182	203	84,2	38,5	40,1	0,175	1,03	23,4
Hadůvka-pod ČDV	< 5	297	92,3	34,5	79,0	0,190	1,14	25,8
Hadůvka-Skryje	44,3	149	145	28,2	30,1	0,104	0,710	11,1

Z důvodů interakcí mezi polutanty, jejich synergických nebo antagonistických účinků a nedostatku informací o tvorbě komplexů těžkých kovů a radionuklidů je velmi obtížné stanovit vztah mezi výskytem těchto látek a výslednou mutagenitou a toxicitou. Podle Békaerta (1999) bývá v biologických testech opakovaně zaznamenávána reakce na přítomnost mutagenních látek, a to i když chemickými metodami není jejich přítomnost ve vzorcích potvrzena. Výsledky chemických analýz v žádném případě nedovolují předpovědět výsledky biologických testů. Vzorky s odlišným kvantitativním zastoupením jednotlivých kationtů kovů mohou indukovat statisticky shodné genotoxické nebo toxikologické výsledky, což bylo potvrzeno u vzorků sedimentů pocházejících z lokalit Hadůvka-pod ČDV a Hadůvka-Skryje (tabulka 2). Zatím se nepodařilo zjistit jednoznačnou souvislost mezi celkovou koncentrací kationtů kovů ve vzorcích kontaminovaných sedimentů a výslednou toxicitou či mutagenitou. Rovněž nebyl dosud potvrzen lineární vztah mezi koncentracemi radionuklidů a těžkých kovů v prostředí a jejich vlivem na četnost výskytu cytogenetických poruch (Evseeva et al., 2003).

Pozitivní výsledky Amesova testu zjištěné u sedimentů z oblasti těžby uranu mohou být připisovány kombinaci mutagenních účinků radionuklidů, těžkých kovů a komplexů, které uran ve vodě a sedimentech vytváří s organickými a anorganickými látkami, což se zatím nepodařilo potvrdit, ale také nám neznámým látkám s mutagenními účinky, které se v této oblasti vyskytují a nebyly v této studii sledovány.

Závěr

Od roku 2006 probíhaly v oblastech Olší–Drahonín a Rožná testy zaměřené na stanovení mutagenních účinků vzorků říčních sedimentů, které jsou ovlivněny důlní činností spojenou s těžbou uranu. V několika vzorcích sedimentů z oblasti Olší–Drahonín byly Amesovým testem zaznamenány pozitivní výsledky, a to oběma kmeny TA 98 i TA 100. Vzorky z lokalit Hadůvka-pod ČDV a Hadůvka-Skryje byly pozitivní v testech mutagenity během celého sledovaného období opakovaně. Vzorky sedimentů nevykazovaly cytotoxické účinky na zástupce mikroorganismů *P. phosphoreum* a *S. typhimurium*.

Poděkování

Příspěvek byl zpracován s podporou výzkumného záměru MZP0002071101.

Literatura

- Antunes, SC., de Figueiredo, DR., Marques, SM., Castro, BB., Pereira, R., and Gonçalves, F. (2007) Evaluation of water column and sediment toxicity from an abandoned uranium mine using a battery of bioassays. *Science of the total environment*, vol. 374, p. 252–259.
- Békaert, C., Rast, C., Ferrier, V., Bispo, A., Jourdain, MJ., and Vasseur, P. (1999) Use of in vitro (Ames and Mutatox test) and in vivo (Amphibian Micronucleus test) assay to assess the genotoxicity of leachates from a contaminated soil. *Organic geochemistry*, vol. 30, p. 953–962.
- ČSN EN ISO 11348-1. Jakost vod – stanovení inhibičního účinku vzorků vod na světelnou emisi *Vibrio fischeri* (Zkouška na luminiscenčních bakteriích) – Část 1: Metoda s čerstvě připravenými bakteriemi.
- ČSN 75 7614. Jakost vod – Stanovení uranu.
- DIAMO (2011) 50. výročí zahájení těžby uranu na ložisku Rožná 1957–2007 (2007) Československý uranový průmysl Jáchymov, Příbram (1946–1991), DIAMO, státní podnik,

Stráž pod Ralskem (1992–2007). DIAMO, státní podnik, odstěpný závod GEAM Dolní Rožínka, 54 s. CD-ROM.

DIAMO (2010) Informační materiál: Environmentální zátěže ve správě DIAMO, s. p., Stráž pod Ralskem. Informační materiál, odbor ekologie ředitelství státního podniku DIAMO, 7. doplněné vydání, 105 s.

DIBAVOD (2011) Charakteristiky toků a povodí ČR [online, cit. 15.6.2011]. Dostupné z: <http://www.dibavod.cz/24/charakteristiky-toku-a-povodi-cr.html>.

Evseeva, Tl., Geras'kin, SA., and Shuktomova, Il. (2003) Genotoxicity and toxicity assay of water sampled from a radium production industry storage cell territory by means of *Allium*-test. *Journal of environmental radioactivity*, vol. 68, p. 235–248.

Evseeva, Tl., Geras'kin, SN., Shuktomova, Il., and Taskaev, Al. (2005) Genotoxicity and cytotoxicity assay of water sampled from the underground nuclear explosive site in the north of the Perm region (Russia). *Journal of environmental radioactivity*, vol. 80, p. 59–74.

Charles, AL., Markich, SJ., Stauber, JL., and de Filippis, LF. (2002) The effect of water hardness on the toxicity of uranium to a tropical freshwater alga (*Chlorella* sp.). *Aquatic toxicology*, vol. 60, p. 61–73.

Chapman, PM., Wang, F., Adams, WJ., and Green, A. (1999) Appropriate applications of sediment quality values for metals and metalloids. *Environmental science and technology*, vol. 33, no. 22, p. 3937–3941.

Kestřánek, J. (1984) Vodní toky a nádrže. Praha: Academia, 315 s.

Lorenço, J., Pereira, R., Silva, AC., Margada, JM., Oliveira, J., Carvalho, F., Paiva, A., Mendo, S., and Gonçalves, F. (2010) Measurement of genotoxic endpoints in earthworm exposed to radioactive wastes from an abandoned uranium mine. Interdisciplinary studies on environmental chemistry – Biological responses to contaminants, p. 219–225.

Marques, SM., Gonçalves, F., and Pereira, R. (2008) Effect of a uranium mine effluent in the early-life stages of *Rana perezi* Seoane. *Science of the total environment*, vol. 402, p. 29–35.

Michálek, B., Hájek, A. a Zábojník, P. (2008) Netradiční využití ložisek uranu po ukončení hlubinné těžby. In Zpráva řešení grantového úkolu GA ČR č. 105/05/0127.

Nářízení vlády č. 61/2003 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech.

Pereira, R., Marques, CR., Ferreira, MJS., Neves, MFJV., Caetano, AL., Antunes, SC., Mendo, S., and Gonçalves, F. (2009) Phytotoxicity and genotoxicity of soil from an abandoned uranium mine area. *Applied soil ecology*, vol. 42, p. 209–220.

Rosypal, S. (2000) Úvod do molekulární biologie. Díl III – Molekulární biologie virů. Mutagenese, kancerogeneze a rekombinace. Opravy poškozené DNA. 3. inov. vyd. Brno, s. 601–900. ISBN 80-902562-2-8.

Sezimová, H. (2006) Hodnocení genotoxických účinků kontaminant životního prostředí. VŠB – TU Ostrava, s. 154. ISBN 80-248-1041-7.

Sheppard, SC., Sheppard, MI., Gallerand, MO., and Sanipelli, B. (2005) Derivation of

ecotoxicity thresholds for uranium. *Journal of environmental radioactivity*, vol. 79, p. 55–83.

Stearns, DM., Yazzie, M., Bradley, AS., Coryell, VH., Shelley, JT., Ashby, A., Asplund, CS., and Lantz, RC. (2005) Uranyl acetate induces *hprt* mutations and uranium-DNA adducts in Chinese hamster ovary EM9 cells. *Mutagenesis*, vol. 20, no. 6, p. 417–432.

Šenk, B. Likvidace ložiska U-rud Olší, okres Žďár nad Sázavou [online, cit. 15. 6. 2011]. DIAMO, státní podnik Stráž pod Ralskem, odstěpný závod GEAM Dolní Rožínka. Dostupný na: <http://slon.diamo.cz/hptv/2001/sekce/sanace/11/S11.htm>, poslední přístup 15. 6. 2011.

Štefánek, S. (2008) Encyklopedie vodních toků Čech, Moravy a Slezska. Nakladatelství Miloš Uhlíř – Baset, 743 s.

Váša, J., Toman, Z., Špatka, R., Chocholáč, J. a Navrátil, P. (2011) Zpráva o výsledcích monitoringu a stavu složek životního prostředí o. z. GEAM za rok 2010. Dolní Rožínka, 123 s.

Zákon č. 185/2001 Sb., o odpadech a o změně některých dalších zákonů.

**Mgr. Jana Badurová¹⁾, Ing. Hana Hudcová²⁾,
Radoslava Funková²⁾, Jana Svobodová²⁾, Jaroslav Sova²⁾
¹⁾ VÚV TGM, v.v.i., pobočka Ostrava
²⁾ VÚV TGM, v.v.i., pobočka Brno
jana_badurova@vuv.cz, hana_hudcova@vuv.cz
Příspěvek prošel lektorským řízením.**

Monitoring of mutagenicity of river sediments in Svratka basin in connection with uranium mining industry (Badurová, J.; Hudcová, H.; Funková, R.; Svobodová, J.; Sova, J.)

Keywords

radionuclide – uranium – heavy metal – mutagenicity – toxicity – Ames test – luminescent test – sediment

Since 2006, tests focused on assessment of mutagenic effect of samples of river sediments, which are influenced by uranium mining, have been carried out in the region of Olší-Drahonín and Rožná. Positive results were found in the samples of the sediments from the region of Olší-Drahonín by the Ames test, concretely by both strains TA 98 and TA 100. Samples from the sites Hadůvka-under ČDV and Hadůvka-Skryje were repetitively positive in mutagenicity test during all the monitoring period. However, sediments from the monitored region did not show cytotoxic effects on bacteria strains *P. phosphoreum* and *S. typhimurium*.

HAVARIJNÍ ZNEČIŠTĚNÍ A DOTOKOVÁ DOBA – STUDIE PRO DVA OBJEKTY V POVODÍ ODRY

Jiří Šajer

Klíčová slova

havarijní znečištění – dotoková doba – povodí Odry

Souhrn

Článek je zaměřen na zjišťování dotokové doby mezi objekty umístěnými v povodí Odry a limnigrafickou stanicí na Odře v Bohumíně. Byly vybrány dva objekty. Prvním objektem je BorsodChem MCHZ, s.r.o., který leží na pravém břehu řeky Odry. Druhým objektem je ArcelorMittal Ostrava, a.s., který se nachází na levém břehu řeky Lučiny. Lučina je přítokem Ostravice, která je přítokem Odry. Byly použity výsledky čtyř následujících metod: hydraulický výpočet, hydrometrická metoda, chemická rychlostní metoda a odhad dotokové doby z postupové doby vodních stavů.

Úvod

V případě, že dojde k havárii u nějakého objektu umístěného v povodí vodního toku, při které se dostanou nebezpečné látky do vodního toku, velký význam pro realizaci nápravných opatření má dobrá znalost dotokových dob k profilům nacházejícím se na toku pod místem, kde k úniku nebezpečných látek došlo.

Způsoby, kterými lze stanovit dotokové doby a šíření znečištění, jsou například:

- hydraulický výpočet,
- hydrometrická metoda,
- chemická rychlostní metoda,
- odhad dotokové doby z postupové doby vodních stavů,
- hydrodynamický model proudění, při kterém se pomocí neustáleného

(popř. ustáleného) nerovnoměrného proudění v 1D získají funkce průřezové rychlosti, hloubky vody, průtoku, průtočné plochy a sklonu čáry energie, kde jsou uvedené veličiny funkcí prostoru a času,

- model šíření znečištění, při kterém se v 1D získá funkce závislosti koncentrace látky na vzdálenosti od zdroje a času.

Jandora a Daněček (2002) uvádějí analytická řešení transportně disperzní rovnice odvozená pro konstantní průřezovou rychlost, konstantní průtok, konstantní průtočnou plochu a konstantní součinitel disperze. Tato řešení jsou vhodná pro ověření přesnosti numerických řešení a pro citlivostní analýzu, pomocí které lze určit vliv jednotlivých koeficientů modelu.

Dotokovými dobami v povodí řeky Odry se podrobněji zabýval Sochorec (1969). Používal k tomu jednak hydrometrickou metodu, jednak chemickou rychlostní metodu. Doba postupu vodních stavů (respektive průtoků) je dána časovým rozdílem mezi výskytem odpovídajících si charakteristických fází čáry stavů (respektive průtoků) ve dvou profilech na toku a liší se od doby postupu průtokových množství, jež se rovná době, za kterou se masa vody (objem) přemísť na daném úseku toku. Pro jejich poměr udávají někteří autoři poměr 1 : 1,4 až 1 : 2. Tuto skutečnost potvrdily například pokusy dr. Shicka z Výzkumného ústavu vodohospodářského v Berlíně s vypouštěním vzorků radioaktivních vod přímo do čela povodňových vln, jak uvádí Velek et al. (1964). Po několika kilometrech se vzorek proti postupu vlny natolik zpzdí, že se v čele vlny prakticky již nenachází. Protože látky rozpuštěné ve vodě vykonávají tutéž dráhu jako elementární částice vody, můžeme střední dobu zdržení (dotokovou dobu) položit za rovnou dobu postupu průtokových množství. Postupovou dobu průtokových množství je možno stanovit také pomocí hydraulických výpočtů. Výchozími podklady jsou geodetická zaměření příčných profilů a podélného sklonu a odhad průměrné hodnoty drsnosti koryta ve zvoleném úseku toku. Střední průtoková rychlost vypočtená podle Chezyho vzorce v úpravě Manninga je pak pokládána za rovnou rychlosti postupu průtokových množství. Doba postupu průtokových množství se rovná podílu délky úseku a postupové rychlosti. Vyskytují-li se oblasti s pomalým prouděním (tzv. mrtvé zóny), doba dotoku se prodlouží.

Na přirozených tocích se vyskytují náhlé místní změny pravidelného koryta. Tyto singularity mohou být přirozené – např. změny drsnosti, oblouky apod., nebo umělé – např. mostní pilíře, jezy, výhony apod. Burdych (1974)

navrhl způsob, jak lze vliv singularit zahrnout do racionálního výpočtu směšování. Singularita se uplatňuje skokem v jejím místě, ale podmínky z toku nad ní se poměrně rychle znovu obnoví. Proto Burdych navrhl uvažovat vliv singularit náhradní délkou, která představuje vzdálenost, o kterou by se měla posunout skutečná výust do fiktivní polohy, aby se v profilech pod singularitou vypočítalo odpovídající koncentrační plošné rozdělení.

Podle Hyánka et al. (1991) směšování odpadních vod s vodou toku závisí na

- a) průtoku a jakosti odpadních vod i na jejich časovém průběhu,
- b) průtoku a jakosti vody v toku i na jejich časovém průběhu,
- c) druhu a počtu výustí odpadních vod,
- d) hydraulických, hydrologických a morfologických poměrech v toku,
- e) přirozených a umělých singularitách toku,
- f) dalších faktorech.

Pro výpočet střední profilové rychlosti lze využít vztahy mezi střední profilovou rychlostí a průtokem, které odvodili Leopold a Maddox (1953). V povodí Odry použili tyto vztahy například Mikš et al. (1975) v modelu DOSAG-I.

Tento článek se podrobněji zabývá dotokovými dobami u dvou objektů. Jako první je sledován úsek Odry mezi vypouštěním z hlavního odpadu BorsodChem MCHZ, s.r.o., a limnigrafickou stanicí Bohumín. V druhém případě se zaměřuje na úsek mezi místem vypouštění ArcelorMittal Ostrava, a.s., do Lučiny, která se vlévá do Ostravice ústící do Odry, a limnigrafickou stanicí na Odře v Bohumíně.

Použité metody

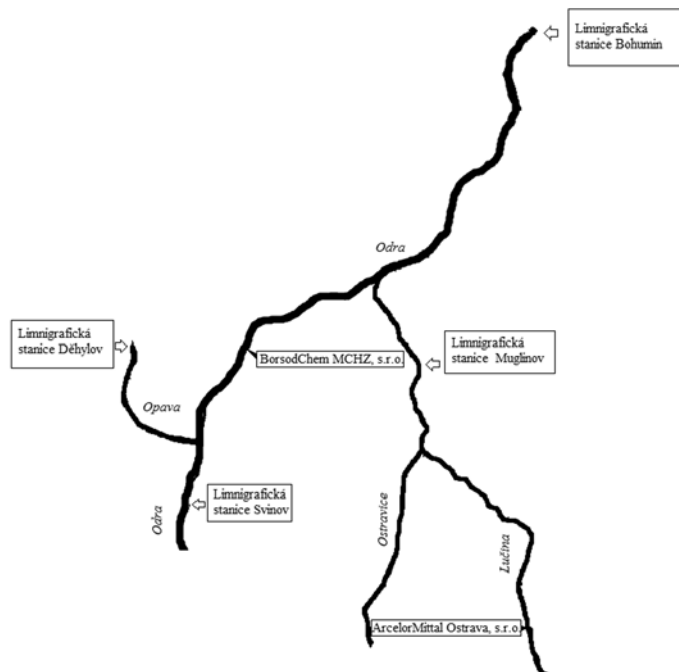
Při zjišťování, za jakou dobu chemikálie, která při havárii unikne z určitého objektu nacházejícího se v povodí Odry nad hraničním profilem Bohumín, dosáhne hranice s Polskou republikou, se vycházelo z předpokladu, že doba průchodu chemikálie mezi dvěma profily se rovná době postupu průtokových množství. V přirozených tocích se mění sklon dna, sklon hladiny, průtočný profil a drsnost koryta. Proudění v nich je neustálené a nerovnoměrné. Pro výpočet doby postupu průtokových množství byly vodní toky Lučina, Odra a Ostravice rozděleny na charakteristické úseky, ve kterých byl předpokládán přibližně rovnoměrný pohyb. Tyto úseky byly dále rozděleny na elementární úseky o délce 100 m. Výsledná doba postupu průtokových množství (dotoková doba chemikálie) mezi místem havárie a limnigrafickou stanicí Bohumín byla získána jako součet dílčích postupových dob na konečném počtu mezilehlých elementárních úseků. Dílčí postupové doby byly vypočteny jako podíl délky elementárního úseku a příslušné střední profilové rychlosti, která byla odvozena z průtoku dílčím úsekem pomocí Leopold-Maddoxových vztahů. Při výpočtu průtoku elementárními úseky se vycházelo z předpokladu ustáleného proudění mezi limnigrafickou stanicí ve Svinově a limnigrafickou stanicí v Bohumíně a z předpokladu rovnoměrně rozděleného přítoku z mezipovodí. Do výpočtu byly zahrnuty průměrné roční odběry a vypouštění na úrovni roku 2010.

K určení postupové doby vodních stavů byla použita metoda odpovídajících si vodních stavů. Vycházelo se z aktuálních údajů ČHMÚ (2011). Pro zvolený vodní stav v horní limnigrafické stanici umístěné ve Svinově byl přiřazen sdružený geneticky stejnorodý vodní stav v dolní limnigrafické stanici umístěné v Bohumíně. Doba, která uplynula mezi jejich výskytem, se nazývá postupová doba vodních stavů. Za nejdůležitější činitel mimo průtok v horní stanici je nutno považovat přítok z mezipovodí. Z výpisu vztahů odpovídajících si bodů lze zjistit, že vodním stavům stejné velikosti neodpovídají vždy stejné dlouhé postupové doby. Je to způsobeno především interferencí průtoku v hlavním toku s průtoky v přítocích. Proto se používá k odvození postupových dob vodních stavů podkladů z období, kdy lze jednoznačně stanovit, že sledovaná vlna vznikla nad horní limnigrafickou stanicí a její průběh je pozorovatelný i v dolní limnigrafické stanici. Určování postupových dob vodních stavů a vztahu průtoků je obtížné až nemožné pro období setrvalých a nízkých vodních stavů.

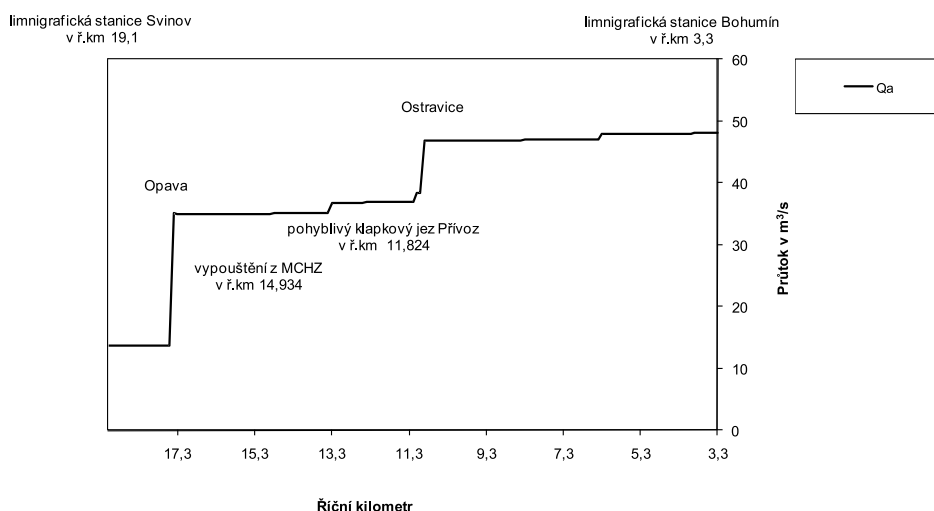
Výsledky a diskuse

Posuzována byla dotoková doba mezi hlavním odpadem BorsodChem MCHZ, s.r.o., a limnigrafickou stanicí Bohumín a dotoková doba mezi ArcelorMittal Ostrava, a.s., a limnigrafickou stanicí Bohumín. Oba objekty jsou zařazeny do skupiny B podle zákona č. 59/2006 Sb. ze dne

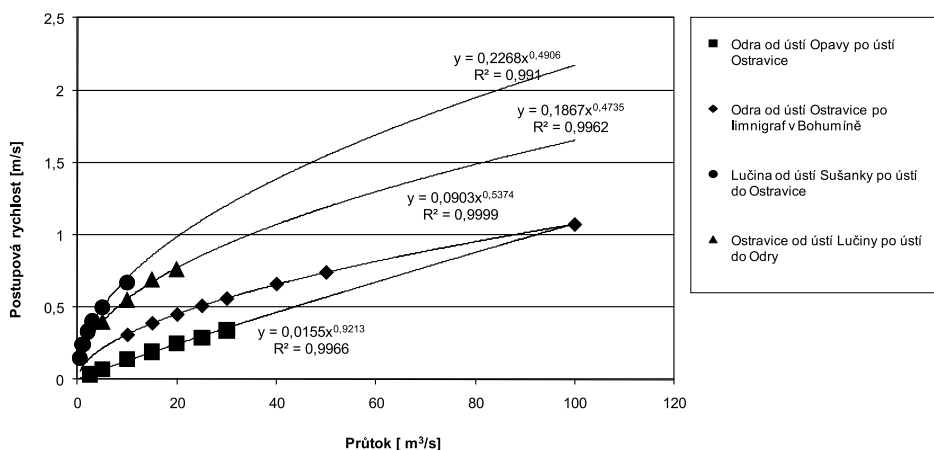
2. února 2006, o prevenci závažných havárií způsobených vybranými nebezpečnými chemickými látkami nebo chemickými přípravky, který byl změněn zákonem č. 488/2009 Sb. Situace je znázorněna na obr. 1. Pro průměrné roční průtoky v limnigrafických stanicích Svinov a Bohumín jsou výsledky výpočtu (při rovnoměrném přítoku z mezipovodí a za předpokladu průměrných odběrů a vypouštění na úrovni roku 2010) graficky znázorněny na obr. 2. Při hydraulických výpočtech v případě potenciální havárie v BorsodChem



Obr. 1. Situace ve sledovaném povodí



Obr. 2. Podélný profil průměrného ročního průtoku v Odře



Obr. 3. Vztahy mezi postupovou rychlostí a průtokem

MCHZ, s.r.o., s únikem nebezpečných látek do hlavního odpadu v říčním kilometru Odry 14,934 byla uvažována jednak dotoková doba při minimální hrazené výšce pohyblivého klapkového jezu v Přívoze, jednak při maximální hrazené výšce. Jez se nachází v říčním kilometru Odry 11,824, hrazená šířka je 2 x 20 m, hrazená výška klapkou je 1,5 m a celkem hrazená výška je 2,5 m. Hodnotami průměrné postupové rychlosti, které uvádí Sochorec (1969), byly proloženy mocninné regresní křivky (viz obr. 3). Koefficienty a exponenty regresních křivek byly použity pro výpočet postupových rychlostí průtokových množství v jednotlivých stometrových úsecích. V tabulce 1 je provedeno porovnání postupových dob průtokových množství získaných na základě hydraulických výpočtů s postupovými dobami vypočtenými na základě měření prováděných Sochorcem. Dotokové doby odvozené na základě měření, která prováděl Sochorec, zahrnují také vliv oblastí s pomalým prouděním (tzv. mrtvé zóny) a vlivem takto způsobené retardace postupové rychlosti vycházejí delší než dotokové doby získané pouze na základě hydraulických výpočtů.

V tabulce 2a na obr. 4 je ukázka záznamu ČHMÚ (2011) z limnigrafických stanic Svinov a Bohumín při průtocích v Bohumíně odpovídajících přibližně dlouhodobému průměrnému ročnímu průtoku. Údaje jsou doplněny o záznamy z limnigrafické stanice v Děhylově na řece Opavě a z limnigrafické stanice v Muglinově na řece Ostravici, charakterizující významné přítoky z mezipodvů.

Doba postupu vodních stavů mezi limnigrafickými stanicemi Svinov a Bohumín vychází v tomto zvoleném případě 4 hodiny. Vydeme-li z předpokladu, že poměr mezi postupovou dobou vodních stavů a postupovou dobou průtokových množství se pohybuje přibližně v rozmezí 1 : 1,4 až 1 : 2, pak postupová doba průtokových množství (tedy také dotoková doba chemikálie rozpuštěné ve vodě) mezi stanicemi Svinov a Bohumín se bude v tomto případě pohybovat někde mezi 5,6 až 8 hod. Výsledná postupová doba průtokových množství při průměrném ročním průtoku uvedená v tabulce 1 pro úsek mezi BorsodChem MCHZ, s.r.o., který se nachází níže po toku než limnigrafická stanice Svinov, a limnigrafickou stanicí v Bohumíně vychází přibližně v rozmezí od 4,9 do 5,5 hod. Je tedy přibližně shodná s postupovou dobou průtokových množství odvozenou z postupové doby vodních stavů, přepočteme-li ji na stejně dlouhý úsek.

Závěr

Cílem této práce bylo zjistit, jaká je časová rezerva pro realizaci opatření zaměřených na eliminaci negativního vlivu na jakost povrchové vody v Odře v Bohumíně v hraničním profilu s Polskou republikou (v říčním kilometru 3,3) v případě, že by došlo k havárii u jednoho ze dvou vybraných objektů nacházejících se v povodí Odry nad zmíněným profilem. Jedná se o objekty BorsodChem MCHZ, s.r.o., a ArcelorMittal Ostrava, a.s. Časová rezerva byla zjišťována pro různé průtoky na základě čtyř různých metod. Metoda hydraulických výpočtů byla použita pro všechny posuzované úseky vodních toků, z chemické rychlostní metody se vycházelo v případě úseků na Lučině, z hydrometrické metody v dolním úseku Ostravice a v případě úseků na řece Odře. Doba postupu vodních stavů byla zjišťována pouze u řeky Odry mezi limnigrafickými stanicemi Svinov a Bohumín pro průtok v Odře v Bohumíně odpovídající přibližně dlouhodobému průměrnému ročnímu průtoku. V případě, že by došlo k havárii s únikem do hlavního odpadu BorsodChem MCHZ, s.r.o., který se nachází v říčním kilometru 14,934 řeky Odry, se časová rezerva pohybuje při průměrném ročním průtoku v Odře v Bohumíně (odpovídá přibližně Q_{120}) v rozmezí zhruba od 4,9 do 5,5 hod. V případě rovnoměrného přítoku z mezipodvů by se

Tabulka 1. Dotokové doby vypočtené pro různé průtoky

	Limnigraf Svinov	Limnigraf Bohumín	Dotoková doba				
			od BorsodChem MCHZ, s.r.o., až po limnigraf Bohumín			od ArcelorMittal Ostrava, a.s., až po limnigraf Bohumín	
	Průtok	Průtok	hod*	hod**	hod***	hod****	hod****
Q_M	m ³ /s	m ³ /s					
Q_{30}	34,70	114,00	3,01	3,29	3,00	5,41	6,75
Q_{60}	21,70	75,60	3,77	4,10	4,00	6,19	8,21
Q_{90}	15,60	56,80	4,44	4,79	4,92	6,80	9,41
Q_{120}	13,70	48,10	4,89	5,25	5,54	7,21	10,27
Q_{150}	11,90	45,00	5,10	5,47	5,83	7,34	10,51
Q_{180}	9,32	36,50	5,80	6,17	6,83	7,87	11,62
Q_{210}	7,39	30,10	6,56	6,91	7,91	8,39	12,74
Q_{240}	5,87	24,90	7,43	7,76	9,18	8,93	13,95
Q_{270}	4,63	20,60	8,46	8,74	10,68	9,52	15,27
Q_{300}	3,57	16,80	9,79	9,97	12,64	10,19	16,84
Q_{330}	2,64	13,30	11,69	11,69	15,44	11,03	18,87
Q_{360}	1,77	9,98	14,83	14,42	20,07	12,17	21,76
Q_{390}	0,96	6,73	21,84	20,12	30,24	14,04	26,86
Q_{420}	0,48	4,65	36,64	30,97	50,85	16,45	34,73

* Hydraulický výpočet při minimální výšce hrazené pohyblivým klapkovým jezem v Přívoze

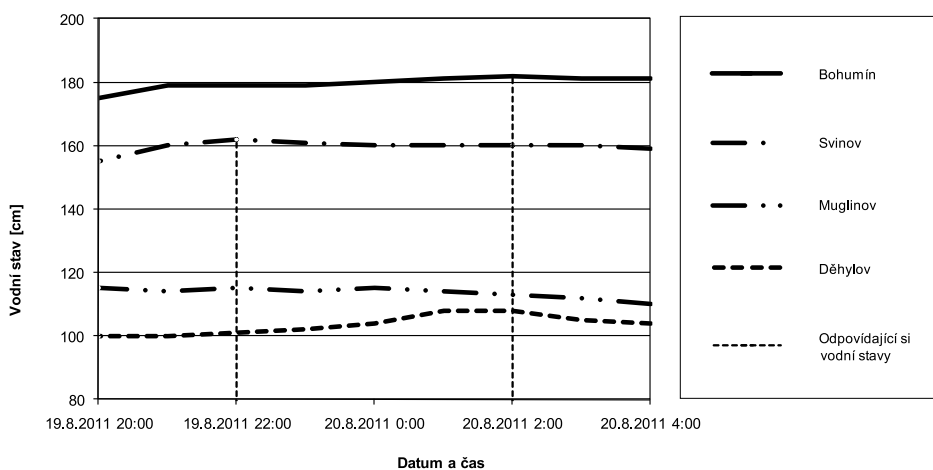
** Hydraulický výpočet při maximální výšce hrazené pohyblivým klapkovým jezem v Přívoze

*** Přepočtené dotokové doby z tabulek, které uvádí Sochorec (1969)

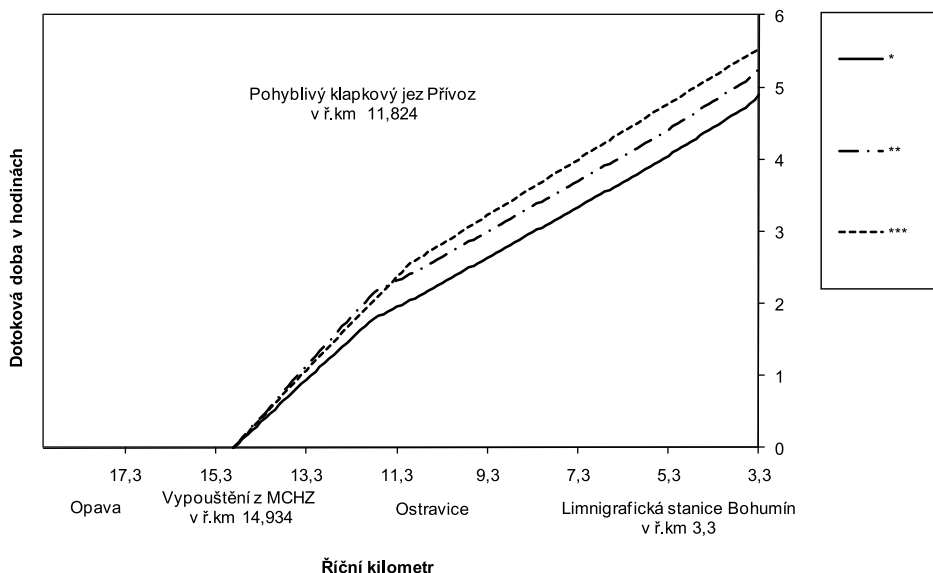
**** Hydraulický výpočet

Tabulka 2. Chronologické údaje o průtocích a vodních stavech

Limnigrafická stanice	Svinov		Děhylov		Muglinov		Bohumín	
	Vodní stav	Průtok	Vodní stav	Průtok	Vodní stav	Průtok	Vodní stav	Průtok
Datum a čas	cm	m ³ /s	cm	m ³ /s	cm	m ³ /s	cm	m ³ /s
19.8.2011 11:00	153	16,60	103	19,00	109	15,60	174	46,80
19.8.2011 12:00	152	16,10	102	18,60	109	15,60	173	46,00
19.8.2011 13:00	153	16,60	102	18,60	109	15,60	173	46,00
19.8.2011 14:00	152	16,10	102	18,60	109	15,60	173	46,00
19.8.2011 15:00	152	16,10	100	17,60	110	16,00	173	46,00
19.8.2011 16:00	155	17,60	101	18,10	110	16,00	169	43,00
19.8.2011 17:00	153	16,60	100	17,60	110	16,00	174	46,80
19.8.2011 18:00	153	16,60	100	17,60	110	16,00	177	49,20
19.8.2011 19:00	154	17,10	100	17,60	122	21,50	175	47,60
19.8.2011 20:00	155	17,60	100	17,60	115	18,20	175	47,60
19.8.2011 21:00	160	20,30	100	17,60	114	17,80	179	50,90
19.8.2011 22:00	162	21,50	101	18,10	115	18,20	179	50,90
19.8.2011 23:00	161	20,90	102	18,60	114	17,80	179	50,90
20.8.2011 0:00	160	20,30	104	19,50	115	18,20	180	51,70
20.8.2011 1:00	160	20,30	108	21,40	114	17,80	181	52,50
20.8.2011 2:00	160	20,30	108	21,40	113	17,30	182	53,40
20.8.2011 3:00	160	20,30	105	20,00	112	16,90	181	52,50
20.8.2011 4:00	159	19,80	104	19,50	110	16,00	181	52,50
20.8.2011 5:00	159	19,80	103	19,00	109	15,60	181	52,50
20.8.2011 6:00	158	19,20	103	19,00	108	15,20	180	51,70
20.8.2011 7:00	157	18,70	104	19,50	108	15,20	179	50,90
20.8.2011 8:00	157	18,70	104	19,50	107	14,80	177	49,20



Obr. 4. Grafické znázornění chronologického průběhu vodních stavů



Obr. 5. Vývoj dotokové doby v závislosti na vzdálenosti od BorsodChem MCHZ, s.r.o., při průměrném ročním průtoku, rovnoměrném přítoku z mezipovodí a průměrných odběrech a vypouštěních na úrovni roku 2010

* pro Q_a při minimální výšce hrazené pohyblivým klapkovým jezem v Přívoze
 ** pro Q_a při maximální výšce hrazené pohyblivým klapkovým jezem v Přívoze
 *** přepočtené dotokové doby pro Q_a z tabulek, které uvádí Sochorec (1969)

dotoková doba vyvíjela v závislosti na vzdálenosti od zdroje havárie přibližně tak, jak je znázorněno na obr. 5. V případě, že by došlo k havarijnímu úniku v místě vypouštění z ArcelorMittal Ostrava, a.s., do Lučiny v říčním kilometru 5,94, postupovalo by znečištění postupně Lučinou, Ostravicí a Odrou k profilu v Bohumíně zhruba 7,2 až 10,3 hod.

Poděkování

Tato práce vznikla na základě projektu Vývoj nástrojů včasného varování a reakce v oblasti ochrany povrchových vod (evidenční číslo projektu TA01020714, označení projektu NAVARO), pro který je poskytovatelem podpory Technologická agentura České republiky.

Literatura

Burdych, J. (1974) Výzkum rozdělení odpadních látek v tocích pod výustmi odpadních vod. Závěrečná zpráva, Praha : VÚV TGM.

LZE STANOVIT SPRÁVNOU KONCENTRACI FARMÁK VE VODÁCH?

Miroslav Váňa, Lenka Matoušová, Josef K. Fuksa, Filip Wanner

Klíčová slova

farmaka – specifické polutanty – stanovení – voda – transformace – ČOV

Souhrn

Článek poukazuje na složitost problematiky farmak a jejich stanovení ve vodách, kdy se v převážné většině případů autoři zabývají pouze primárními látkami a neřeší přítomnost metabolitů těchto látek. Na několika případech prezentuje komplexnost této problematiky a nebezpečí spojená se zjednodušením prezentace zjištěných výsledků.

Úvod

V posledních zhruba dvaceti letech se v odborné literatuře objevují publikace, které popisují výskyt a chování různých specifických polutantů, zvláště pak farmak ve vodách. Při detailním studiu této literatury lze zjistit, že se ve velké většině případů autoři zabývají pouze primárními látkami, a ne jednotlivými metabolity těchto látek (výjimkou je kyselina acetylsalicylová – Aspirin, standardně se sleduje kyselina salicylová jako její základní metabolit). Jaká je tedy skutečná koncentrace farmak ve vodách a lze ji vůbec zjistit? V následujícím příspěvku zkusíme na tuto otázku odpovědět (pozn.: pro účely tohoto článku se farmaky rozumí nejen primární látky, ale též jejich metabolity bez ohledu, zda mají, nebo nemají léčebné účinky).

ČHMÚ (2011), data dostupná z <http://hydro.chmi.cz/hpps/>.

Jandora, J. and Danecek, J. (2002) Contribution to application of analytical methods solving advective-dispersion equation. *J. Hydrol. Hydromech.*, Vol. 50, No. 2, p. 139.

Hyánek, L., Rešetka, D., Koller, J. a Nesměrák, I. (1991) Čistota vod. Bratislava : Alfa, 264 pp. ISBN 80-05-00700-0.

Leopold, L.B. and Maddox, T. (1953) The Hydraulic Geometry of Stream Channels and Some Physiographic Implications. Professional Paper 252, U.S. Geological Survey, Washington.

Miksl, R., Římanek, J., Hošek, A., Kotásek, O., Maníček, J., Sedlák, M. a Vymětalová, Z. (1975) Podklady pro modelování jakosti vody v ostravském uzlu znečištění modelem DOSAG-I. VŠB Ostrava, září 1975.

Sochorec, R. (1969) Postupové doby průtokových množství. Sborník prací HMÚ, sv. 15.

Velek, K., Šedivý, F. a Pochyla, J. (1964) Zpráva ze studijní cesty do NDR ve dnech 21. září–1. října 1964 (část II., Zneškodňování odpadních vod ze zpracování paliv a obecné otázky), rukopis, Praha.

Ing. Jiří Šajer

VÚV TGM, v. v. i., pobočka Ostrava

jiri_sajer@vuv.cz

Příspěvek prošel lektorským řízením.

Accidental pollution and lag time of travel – study for two objects in the Odra River basin (Šajer, J.)

Key words

accidental pollution – lag time of travel – Odra River basin

This article is focused on the determination of the lag time of travel of the accidental pollution between the objects located in the Odra River basin and the gage station on the Odra River in Bohumín. Two objects were chosen. The first object is BorsodChem MCHZ, s.r.o., which is located on the right bank of the Odra River. The second object is ArcelorMittal Ostrava, a.s., which is located on the left bank of the Lučina River. The Lučina River is the tributary of the Ostravice River, the tributary of the Odra River. Results of four following methods were used: hydraulic method, hydrometrical method, chemical “velocity” method and estimation lag of travel from time of travel water surfaces.

Vstup látek do prostředí

Způsob, jakým specifické polutanty, včetně farmak, vstupují do prostředí, závisí na charakteru jejich aplikace.

Po použití některých skupin látek člověkem (léčiva, kosmetické přípravky, steroidy, hormony) končí největší část původních nebo transformovaných látek v odpadních vodách, které jsou odváděny do městských čistíren odpadních vod (ČOV). I když u některých látek dochází při procesu čištění k jejich „odstraňování“, jsou odtoky z těchto čistíren největší branou, kterou vstupují zmiňované látky do vodního prostředí. Dalšími možnými zdroji těchto látek jsou např. komunální odpady nebo kaly pocházející z ČOV. Bylo již prokázáno, že se farmaka mohou břehovou infiltrací nebo průsakem z terénu dostat i do podzemních vod a kontaminovat tak zdroje pro výrobu pitné vody. Měřitelné koncentrace farmak byly např. již dokonce nalezeny v pitné vodě přímo u spotřebitele [1].

Většina městských čistíren odpadních vod využívá technologie biologického čištění odpadních vod (aktivační proces, biofilmové reaktory), kde jsou organické polutanty do určitého stupně degradovány. Částečně jsou některé polutanty odstraňovány také odvětráním do vzduchu nebo sorpcí na aktivovaném kalu nebo jiných pevných částicích, některé látky podléhají oxidaci nebo fotochemické oxidaci. Způsob degradace jednotlivých látek je do značné míry dán jejich fyzikálně-chemickými vlastnostmi (rozpustnost ve vodě, tenze par, polarita, rozdělovací koeficient oktanol/voda).

Po vstupu do prostředí (ať již přirozeného, nebo „technického“) jsou specifické polutanty degradovány, v ideálním případě až na CO_2 a vodu, reálně ovšem vzniká směs degradačních a transformačních produktů a původní látky. Tyto produkty transformace se mohou značně lišit od původních látek a mohou mít na prostředí z ekotoxikologického hlediska dokonce horší vliv než původní látky [2, 3, 4].

Léčiva a jejich transformace

Léčiva jsou zvláštní skupinou specifických polutantů. Jejich základní složkou jsou biologicky aktivní látky, podávané především perorálně, paren-

terálně a dermatologicky. Je to skupina látek vymezená podle používání, zahrnující látky velmi různé chemické struktury a fyzikálních vlastností. Z pohledu systémů kontroly znečištění je podstatné, že léčiva obecně nelze prohlásit za nebezpečné látky a použít standardní nebo modifikované legislativní podklady pro ochranu vod nebo životního prostředí vůbec. Je tedy nutno respektovat jejich používání v současné (a rozvíjející se) míře a zkoumat možnosti jejich eliminace v systémech čištění městských odpadních vod. V úvahu je třeba vzít i skutečnost, že oblibenost používání farmak má lokální charakter a mění se v čase podle reklamy výrobců a vývoje farmaceutického průmyslu.

Další osud farmak po použití nelze hodnotit jako jednoduchou eliminaci, odpovídající hodnocení klasických ukazatelů zatížení odpadních vod (CHSK, BSK). V případě použitého léčiva jsou totiž z těla vedle nemetabolizované původní látky (a doprovodných látek obsažených v preparátu) vylučovány také metabolity, vše většinou ve formě polárních konjugátů. Metabolická přeměna v lidském organismu zahrnuje zpravidla dvě fáze – fázi I, kdy dochází k oxidaci, redukci nebo hydrolýze, a fázi II, kdy se uskutečňuje konjugace. Do prostředí tedy vstupuje nejen původní látka, ale směs původní látky a jejích metabolitů a všechny tyto látky dále podléhají transformaci nebo dekonjugaci na původní látku.

Z původního podaného přípravku se tedy v odpadních vodách přicházejících na ČOV objevuje směs látek, které jsou významně různorodé jak chemicky, tak fyzikálně. Především to znamená, že „zmizení“ původní látky pod mez stanovitelnosti příslušného analytického postupu stanovení neznamená její degradaci na CO₂, ale vznik dalších sloučenin, mnohdy také s významnými biologickými nebo obecně toxickými účinky. Z hlediska sledování to představuje nutnost použít více paralelních metodik vlastních analytických stanovení a také postupů zakončování a další přípravy vzorků.

Jak bylo už v úvodu řečeno, ve většině studií se účinnost odstraňování farmaceutických látek během čistícího procesu hodnotí jako úbytek původní primární látky bez ohledu na to, v jakých dalších metabolizovaných a hydrolizovaných formách do odpadních vod vstupují a jaké transformační produkty během čištění vznikají.

V odpadních vodách přitékajících do ČOV mohou být koncentrace některých metabolitů vyšší než koncentrace původní látky, např. to již bylo ověřeno pro ibuprofen a jeho metabolity – karboxyibuprofen a hydroxyibuprofen. V surové odpadní vodě byla koncentrace karboxyibuprofenu vyšší než koncentrace ibuprofenu a hydroxyibuprofenu – to koresponduje se skutečností, že ibuprofen je vylučován v poměru ibuprofen (15 %), hydroxyibuprofen (26 %) a karboxyibuprofen (43 %) [6]. Ve vyčištěných odpadních vodách byla koncentrace hydroxyibuprofenu vyšší než koncentrace ibuprofenu – ibuprofen je transformován na hydroxyibuprofen za aerobních podmínek v aktivovaném kalu [7].

Bylo zjištěno, že koncentrace karbamazepinu a několika jeho metabolitů je vyšší na odtoku z čistíren odpadních vod než v surových odpadních vodách. Karbamazepin je v lidském těle vysoce metabolizován a vytváří 32 metabolitů [8]. Koncentrace 10,11-dihydro-10,11-dihydroxykarmamazepinu byla v surové odpadní vodě 1,001 µg/l a ve vyčištěné odpadní vodě 1,081 µg/l, což je třikrát vyšší než koncentrace karbamazepinu. Tento metabolit je navíc stejně biologicky aktivní jako původní látka karbamazepin. Metabolity karbamazepinu v tělních tekutinách tvoří snadno konjugáty (stejně jako ostatní farmaka), k jejich dekonjugaci však dochází pomalu během čistícího procesu, někdy dokonce až za ČOV v recipientu [9]. To je vysvětlením faktu, že v některých případech byla u karbamazepinu zjištěna záporná hodnota účinnosti odstraňování této látky při průchodu ČOV [10].

Koncentrace kyseliny salicylové byla v surové odpadní vodě 5,4 µg/l, koncentrace dalších metabolitů – 2,5-dihydroxybenzoové kyseliny a o-hydroxyhippurové kyseliny 4,6 µg/l, resp. 6,8 µg/l. Ve vyčištěných odpadních vodách nebyly metabolity kyseliny acetylsalicylové detekovány, koncentrace kyseliny acetylsalicylové byla 0,5 µg/l [11].

Steroidní hormony jsou vylučovány, podobně jako ostatní farmaka, v lidské moči ve formě hydrofilních glukuronidů a sulfátů. Takto vyloučené formy jsou sice biologicky inaktivní, ale tyto konjugáty snadno podléhají transformaci zpět na původní (aktivní) estrogenu, takže je pochopitelné, že koncentrace metabolitů estrogenu a koncentrace volných steroidů v surových odpadních vodách jsou v podstatě stejné [12, 13]. Diklofenak je vylučován jako směs původní látky a jeho metabolitů – dosud jich bylo v lidské moči identifikováno celkem šest, ale není vyloučeno, že jich je víc. Nejméně dva z těchto metabolitů jsou vylučovány ve větším množství než původní látka diklofenak. Diklofenak je ovšem hlavně aplikován zevně (v Evropě se 80 % této látky užívá dermatologicky, kde cca 3 % projdou do těla) a do prostředí vstupuje pak pouze původní nemetabolizovaná forma [14]. Ve vodním prostředí je diklofenak transformován přes 5-hydroxydiklofenak na p-benzochinonimin, který se sorbuje na sedimenty. Glukuronidové konjugáty metabolitů diklofenaku a karbamazepinu jsou patrně přítomny ve vodním prostředí, protože jsou velmi dobře rozpustné a dokonce již byly identifikovány, nikoli však kvantifikovány.

Obecné závěry

Z těchto několika příkladů je patrné, že i když je této problematice v posledních několika desítkách let věnována velká pozornost a pro poměr-

ně značné množství farmaceutických látek jsou prováděny výzkumy, stále neexistuje dostatečné množství informací o jejich metabolitech a degradačních produktech. Je třeba konstatovat, že pro velkou část metabolitů, degradačních a transformačních produktů farmak nejsou zatím vyvinuty vhodné analytické metody a standardy a sledování všech do současné doby známých metabolitů by bylo neúměrně finančně nákladné. Z tohoto důvodu většina studií, jak bylo již výše uvedeno, sleduje pouze primární látky a pro sledování ve vodním prostředí to takto nějakou dobu ještě zůstane. Přestože dnes není možné stanovit všechny metabolity farmak, je nezbytné při posuzování obsahu farmak ve vodách brát v úvahu nejen primární látku, ale i metabolity.

Poděkování

Příspěvek byl zpracován s podporou výzkumného záměru MZP0002071101.

Literatura

- [1] Stan, H.J., Heberer, T., and Linkerhäger, M. (1994) Occurrence of clofibric acid in the aquatic system – is the use in human medical care the source of the contamination of surface ground and drinking water? *Vom Wasser*, 83, 57–68.
- [2] Lam, M.W., Tantuco, K., and Mabury, S.A. (2003) PhotoFate: A New Approach in Accounting for the Contribution of Indirect Photolysis of Pesticides and Pharmaceuticals in Surface Waters. *Environ. Sci. Technol.*, 37, 5, 899–907.
- [3] Svoboda, J., Fuksa, J.K., Matoušová, L., Schönbauerová, L., Svobodová, A., Váňa, M., a Štátný, V. (2009) Léčiva a čistírny odpadních vod – možnosti odstraňování a reálná data. *VTEI*, roč. 51, č. 2, s. 9–12, příloha *Vodního hospodářství* č. 4/2009. ISSN 0322-8916.
- [4] Váňa, M., Wanner, F., Matoušová, L. a Fuksa, J.K. (2010) Možnosti odstraňování vybraných specifických polutantů v ČOV. *VTEI*, roč. 52, č. 2, s. 1–3, příloha *Vodního hospodářství* č. 4/2010. ISSN 0322-8916.
- [5] Fuksa, J.K., Svoboda, J. a Svobodová, A. (2010) Bolí vás něco? Kolik léčiv od nás přiteče do ČOV? *Vodní hospodářství*, roč. 60, č. 11, s. 16–19. ISSN 1211-0760.
- [6] Weigel, S., Berger, U., Jensen, E., Kallenborn, R., Thoresen, H., and Hühnerfuss, H. (2004) Determination of selected pharmaceuticals and caffeine in sewage and seawater from Tromsø/Norway with emphasis on ibuprofen and its metabolites. *Chemosphere*, 56, 583–592.
- [7] Zwiener, C., Seeger, S., Glauner, T., and Frimmel, F. (2002) Metabolites from the biodegradation of pharmaceutical residues of ibuprofen in biofilm reactors and batch experiments. *Anal. Bioanal. Chem.*, 372, 4, 569–575.
- [8] Lertratanakoon, K. and Horning, M.G. (1982) Metabolism of Carbamazepine. *Drug Metab. Dispos.*, 10, 1–10.
- [9] Stumpf, M., Ternes, T.A., Wilken, R.D., Silvana, V.R., and Baumann, W. (1999) Polar drug residues in sewage and natural waters in the state of Rio de Janeiro, Brazil. *Sci. Total Environ.*, 225, 135–141.
- [10] Wanner, F., Váňa, M., Fuksa, J.K. a Matoušová, L. (2011) Odstraňování vybraných farmak při čištění odpadních vod v ČOV. *Vodní hospodářství*, roč. 61, č. 9, s. 361–363. ISSN 1211-0760.
- [11] Ternes, T.A. (1998) Occurrence of drugs in German sewage treatment plants and rivers. *Water Res.*, 32, 11, 3245–3260.
- [12] Reddy, S., Iden, C.R., and Brownawell, B.J. (2005) Analysis of steroid estrogen conjugates in municipal waste waters by liquid chromatography-tandem mass spectrometry. *Anal. Chem.*, 77, 7032–7038.
- [13] D'Ascenzo, G., Di Corcia, A., Gentili, A., Mancini, R., Mastropasqua, R., Nazzari, M., and Samperi, R. (2003) Fate of natural estrogen conjugates in municipal sewage transport and treatment facilities. *Sci. Total Environ.*, 302, 199–209.
- [14] Heberer, T. and Feldmann, D. (2005) Contribution of effluents from hospitals and private households to the total loads of diclofenac and carbamazepine in municipal sewage effluents – modeling versus measurements. *J. Hazard. Mater.*, 122, 211–218.

**Ing. Miroslav Váňa, Ing. Lenka Matoušová,
RNDr. Josef K. Fuksa, CSc., Ing. Filip Wanner
VÚV TGM, v.v.i.**

miroslav_vana@vuv.cz

Příspěvek prošel lektorským řízením.

Is it possible to determine the correct concentration of pharmaceuticals in waters? (Váňa, M.; Matoušová, L.; Fuksa, J.K.; Wanner, F.)

Key words

pharmaceuticals – specific pollutants – determination – water – transformation – WWTP

The article points out the complexity of the issue of drugs and their determination in waters where in most cases the authors deal only with primary substances and do not look into the presence of metabolites of these compounds. In several cases there is discussed the complexity of the issue and danger associated with simplifying of obtained results interpretation.

HODNOCENÍ VLIVU ÚDOLNÍCH NÁDRŽÍ DALEŠICE–MOHELNO NA FYTOPLANKTON ŘEKY JIHLAVY – I

Pavel Sedláček

Klíčová slova

fytoplankton – abundance – chlorofyl-a – trofický potenciál – údolní nádrž – soustava nádrží Dalešice–Mohelno

Souhrn

Článek se zabývá vlivem soustavy nádrží Dalešice–Mohelno na fytoplankton řeky Jihlavy. Pro následné hodnocení byla použita dostupná historická data biologických ukazatelů, jakými jsou koncentrace chlorofylu-a, trofický potenciál, abundance a druhové složení fytoplanktonu. Srovnání bylo provedeno mezi vtokovým (vstupním) profilem Jihlava-Vladislav a odtokovým profilem Jihlava-Mohelno. Při porovnání těchto parametrů se projevil záchytný efekt soustavy nádrží – docházelo k výraznému snížení abundance fytoplanktonu v odtokovém profilu Jihlava-Mohelno. Tento trend koreluje s koncentrací chlorofylu-a, jehož hodnoty jsou oproti vstupnímu profilu sníženy nejméně desetinásobně.

V tomto článku je věnována pozornost dlouhodobým změnám v koncentraci chlorofylu-a a trofického potenciálu, ve druhém pokračování článku bude podrobněji rozebrána změna v druhovém složení a abundanci fytoplanktonu.

Úvod

Lidská činnost mění jakost vody a hydrologický režim, a tím dochází ke změnám ve vodních ekosystémech povrchových vod, a to jak stojatých, tak i tekoucích. Budování vodních děl často zásadním způsobem mění hydrologický režim jednotlivých řek, což ovlivňuje i přirozenou součást biocenóz povrchových vod, ke kterým patří také fytoplankton.

Povodí řeky Jihlavy je významnou součástí velkého povodí řeky Moravy. Řeka Jihlava pramení (vzniká z výtoku několika rybníků) v Jihlavských vrších (nadmořská výška 660 m n. m.) u obce Jihlávky. Celková plocha povodí řeky Jihlavy je 3 003,5 km² a délka toku činí 183,2 km.

Povodí řeky Jihlavy je centrem zájmu nejen široké veřejnosti, ale zejména řady odborníků. Tento zájem je dán tím, že v rámci povodí jsou umístěny dvě významné vodohospodářské stavby: soustava údolních nádrží Dalešice–Mohelno s přečerpávací vodní elektrárnou a jadernou elektrárnou Dukovany a dále soustava tří údolních nádrží Nové Mlýny, do jejíž střední nádrže řeka Jihlava ústí.

Monitorováním změn jakosti vody v zájmovém území byl vytvořen jedinečný soubor dat, jehož význam přesahuje hranice regionu. Jeho jedinečnost tkví především v dlouhodobém kontinuálním sledování jednotlivých parametrů, byť s několika ročními absencemi, a také různým přístupem při sledování dynamiky a složení fytoplanktonu.

Historie sledování

První sledování fytoplanktonu Jihlavy pocházejí z let 1934–1936 (Nováček, 1934; 1937; Dvořák, 1934), byly prakticky omezeny na odhad průměrného zastoupení jednotlivých druhů, a proto z tohoto období chybí údaje o kvantitativním zastoupení v objemové jednotce vody.

Těsně po válce (1947) se hodnocením kvality vody řeky Jihlavy zabývali Bohuš a Záviš Cyrusové.

Od roku 1951 bylo sledování kvality vody (včetně sledování fytoplanktonu) v díkci pracovníků brněnské pobočky Výzkumného ústavu vodohospodářského (Zelinka, 1951; Marvan a Zelinka, 1955; Sobotková, 1955; Michalská, 1958; Kočková aj., 1960; 1961; 1971; 1974; 1976; Kočková a Obrdlík, 1973; 1975; Žáková, 1969). Dočkal a Sládeček (1974) popsali zvláštní charakter úseku nad místem dnešního vodního díla, který se za nízkých průtokových poměrů podobal stojatým vodám. V roce 1978 poukázal Helan na silný rozvoj fytoplanktonu v řece Jihlavě, doložený měřeními koncentrace chlorofylu-a.

Dlouhodobý monitoring byl započat v roce 1954 a podle postupu výstavby díla byl přerušován v profilech nejvíce postižených stavbou. Po dokončení díla se v odběrech opět pokračovalo. Šlo především o profily pod nádrží Dalešice a pod nádrží Mohelno.



Obr. 1–4. Fotografie vybraných odběrových profilů

Monitorovací období pokrývalo čtyři stavební etapy:

1977–1980 napouštění nádrže Dalešice a Mohelno,
1981–1984 postupné napojování přečerpávací vodní elektrárny,
1985–1988 postupné zařazování jednotlivých bloků jaderné elektrárny, trvalý provoz vodní elektrárny,
1989–2011 trvalý chod energetických provozů při plném nadržení vody.

Monitorování jakosti vody řeky Jihlavy trvá stále a provádějí je pracovníci brněnské pobočky Výzkumného ústavu vodohospodářského T. G. Masaryka, v.v.i. Odběrové profily zůstaly ustáleny a také rozsah chemických, biologických a mikrobiologických analýz zůstal stejný.

Pravidelná sledování byla a jsou prováděna na následujících profilech:

- vtokový profil Jihlavy do nádrže Dalešice – pod Vladislaví (obr. 1),
- pod nádrží Dalešice – tj. konec vzdutí nádrže Mohelno (obr. 2),
- Skryjský potok – přívod z chladicích okruhů jaderné elektrárny (obr. 3),
- čerpací stanice jaderné elektrárny,
- Jihlava-pod nádrží Mohelno (obr. 4),
- Jihlava-Ivančice (profil přidán v roce 1997).

Metodika

Odběry vzorků byly prováděny 1x měsíčně na uvedených profilech. Kvalitativní a kvantitativní stanovení fytoplanktonu včetně vyhodnocení saprobního indexu bylo prováděno podle platných norem (ČSN 75 7712 a ČSN 75 7716 Jakost vod – Biologický rozbor).

Stanovení chlorofylu-a (podle Desortové, 1977; ČSN 75 7221 Stanovení koncentrace chlorofylu-a).

Stanovení trofického potenciálu (suspensní metodou podle Žákové aj., 1981 a stanovení trofického potenciálu řasovým testem podle TNV 75 7741).

Statistické vyhodnocení bylo provedeno pro soubory výsledků koncentrace chlorofylu-a, trofického potenciálu za použití statistického softwaru – R (R Development Core Team, 2010).

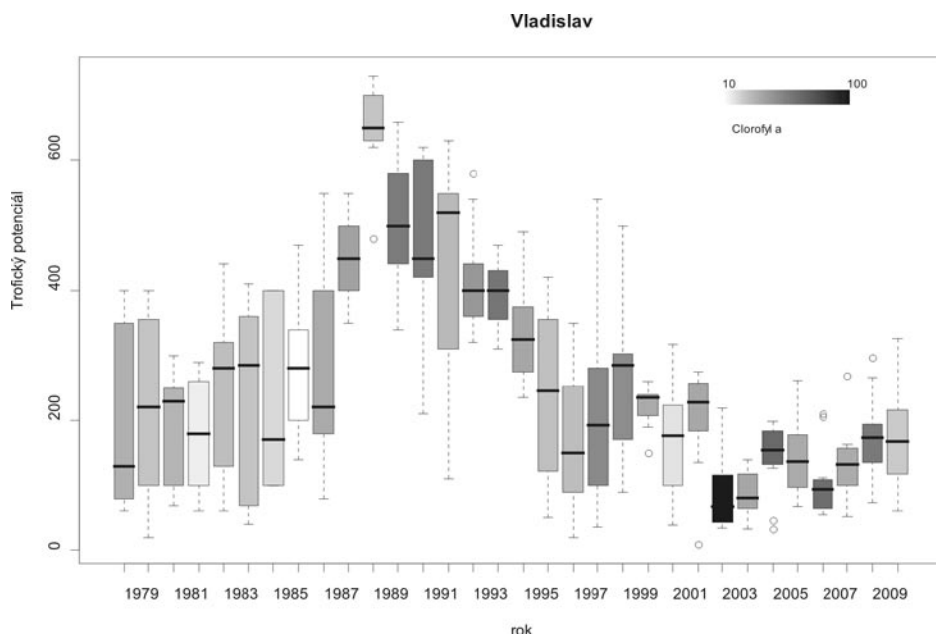
Byly vyhodnoceny statistické charakteristiky (průměr, medián, minimální a maximální hodnoty).

Výsledky

Ze zjištěných dostupných údajů vyplývá, že řeka Jihlava byla již před vybudováním nádrží silně znečištěná a toto znečištění bylo nejspíše způsobeno lehce rozložitelnými organickými látkami. Obsah využitelných živin, který charakterizuje trofický potenciál vody, byl již v začátcích sledování vysoký (*eutrofie*). Trofický potenciál je odrazem vzájemných poměrů celého spektra látek ve vodě, které vypovídají o celkové úživnosti vody. V průběhu roku dochází k sezonním výkyvům, které jsou důsledkem odčerpávání živin fytoplanktonem ve vegetačním období.

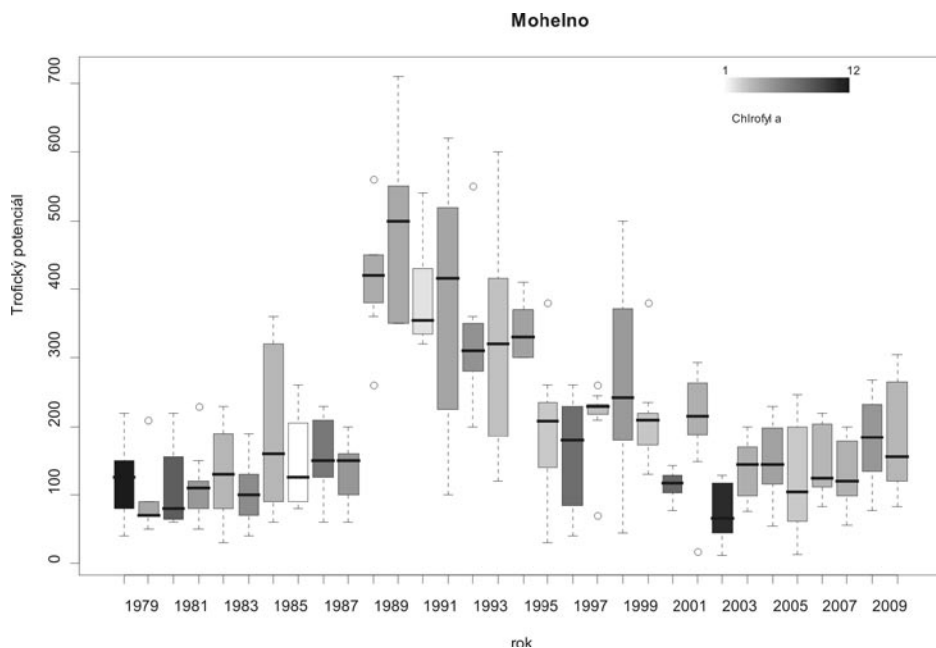
V řece Jihlavě pod soustavou nádrží (profil Jihlava-Mohelno) byl obsah využitelných živin, charakterizovaný trofickým potenciálem, zpočátku výrazně nižší, než tomu bylo ve vtokovém profilu Jihlava-Vladislav. K výraznému zvýšení trofického potenciálu, které indikovalo zvýšení obsahu využitelných živin, docházelo do roku 1989. Obdobný trend byl zaznamenán ve vtokovém profilu Jihlava-Vladislav, kdy trofický potenciál překročil hodnoty 700 mg/l (*polytrofie*). Zvýšení trofického potenciálu souvisí se zvýšeným přísunem živin z horního povodí. Zvýšený trend trval zhruba do roku 1989, potom dochází k pozvolnému poklesu – důsledek snížené aplikace minerálních hnojiv v povodí nad nádržími.

Sledování změn koncentrace chlorofylu-a naznačilo efektivní funkci soustavy nádrží v eliminaci množství fytoplanktonu, přinášeného řekou Jihlavou. Z porovnání koncentrací chlorofylu-a v řece Jihlavě nad nádržími (10–100 µg/l) a pod nádržími (1–10 µg/l) je zřejmé, že se množství fytoplanktonu snížilo minimálně 10x. Získané výsledky dokumentují grafy na obr. 5–7.



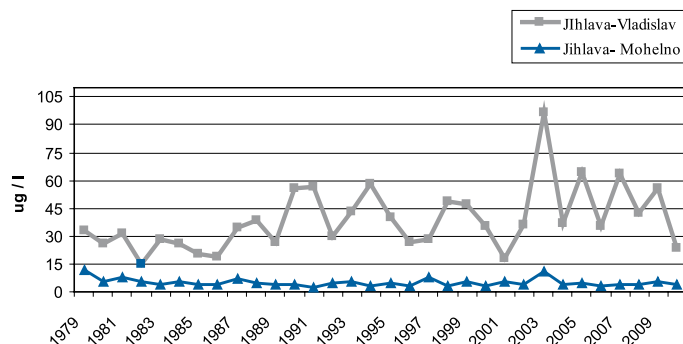
Obr. 5. Vtokový profil Jihlava-Vladislav (1979–2011)

Graf obsahuje hodnoty trofického potenciálu vody (µg/l), jednotlivé boxploty znázorňují medián, kvartily a max. a min. hodnoty; změny v koncentracích chlorofylu-a jsou znázorněny odstíny šedi uvnitř jednotlivých boxplotů



Obr. 6. Odtokový profil Jihlava-Mohelno (1979–2011)

Graf obsahuje hodnoty trofického potenciálu vody (µg/l), jednotlivé boxploty znázorňují medián, kvartily a max. a min. hodnoty; změny v koncentracích chlorofylu-a jsou znázorněny odstíny šedi uvnitř jednotlivých boxplotů



Obr. 7. Srovnání průměrných hodnot koncentrací chlorofylu-a (µg/l) mezi vtokovým (Jihlava-Vladislav) a odtokovým profilem (Jihlava-Mohelno) v období 1979–2010

Závěr

Zásadní vliv na primární produkci fytoplanktonu má intenzita slunečního záření a obsah využitelných živin. Vlivem permanentního přečerpávání dochází v soustavě nádrží Dalešice–Mohelno k trvalému narušování vertikální zóny fytoplanktonu, která přispívá spolu s dalšími faktory ke snížení abundace ve výstupním profilu (Jihlava-Mohelno), indikovanému až 10x nižší koncentrací chlorofylu-a. Hodnoty trofického potenciálu jsou v posledním období v průměru stejné nad i pod soustavou nádrží, což je možné přičíst destratifikaci vrstev vody stálým přečerpáváním a přísunem živin i zakonzentrovaných v chladicích okruzích Jaderné elektrárny Dukovany Skryjským potokem.

Poděkování

Příspěvek byl zpracován v rámci výzkumného záměru MZP0002071101. Děkuji Mgr. Vítu Syrovátkovi, Ph.D., za zhotovení grafů a korektury anglického jazyka.

Literatura

- Cyrus, B. a Cyrus, Z. (1947) Mapa čistoty toků v povodí Labe, Dunaje a Odry. *Technický obzor*, 55, 7, 108–110.
- Dočkal, P. a Sládeček, V. (1974) Znečištění řeky Jihlavy u Třebíče. *Bulletin metod. Střed. Vodoh. Laboratoří*, Praha, VÚV, 25, 111–125.
- Dvořák, R. (1934) Příspěvek o rozšíření řas vodních toků oblasti západomoravské. *Příroda*, Brno, 27, 10–16.
- Helan, J. (1978) Primary production of a eutrophic stretch of the river Jihlava. Preliminary report. In Kubiček F. et al. Contributions to new information concerning the biology of eutrophicated streams. *Fol. Fac. Sci. nat. Univ. Purkynianae Brunensis*, 19, 2, 51.
- Kočková, E. aj. (1960, 1961, 1971–1995) Jakost vody pro vodní dílo Dalešice. Kvalita vody v nádrži Mohelno ve vztahu k JE Dukovany. Výzkumné zprávy VÚV, pobočka Brno.
- Kočková, E. a Obrdlík, P. (1973) Kvalita vody v řece Jihlavě v prostoru budoucí nádrže Dalešice. 3. konference Čs. limnologické společnosti, Nové Město na Moravě.
- Kočková, E. a Obrdlík, P. (1975) Kvalita vody v řece Jihlavě v místě výstavby nádrže Dalešice. *Vodohosp. spravodajca*, Bratislava, 18, 6, 296.
- Kočková, E., Žáková, Z., Mlejnková, H., Beránková, D. a Staněk, Z. (1998) Dlouhodobý vývoj jakosti vody v soustavě nádrží Dalešice–Mohelno a řece Jihlavě – vliv povodí, přečerpávací vodní elektrárny a atomové elektrárny Dukovany. *Přírodověd. sborn. Západohor. muzea Třebíče*, 32, 1–112.
- Kočková, E., Žáková, Z., Mlejnková, H., and Beránková, D. (1998) Influence of River Basin, Hydro- and Nuclear Power Plants on Water Quality Changes in Dalešice–Mohelno Reservoir System. *Internat.Rev.Hydrobiol.*, 83, 331–338.
- Kočková, E., Mlejnková, H. a Žáková, Z. (2001) Vliv jaderné elektrárny Dukovany na jakost vody v řece Jihlavě a soustavě nádrží Dalešice a Mohelno. Praha : VÚV TGM, Výzkum pro praxi, sešit 43, 128 stran.
- Marvan, P. a Zelinka, M. (1955) Řeka Jihlava. Biologický posudek, VÚV Brno, 6 str.

- Michalská, E. aj. (1958) Průzkum a kontrola jakosti toků: Řeka Jihlava: Vladislav–Ivančice. Závěrečná zpráva VÚV pobočka Brno (VÚV – P – M – III./14 – 02).
- Mlejnková, H., Sedláček, P. a Žáková, Z. (2009) 30 let sledování vlivu energeticky využívané soustavy nádrží Dalešice–Mohelno na změny hydrobiologických ukazatelů řeky Jihlavy. Konference Čs. limnol. společnosti Třeboň – plakátové sdělení.
- Nováček, F. (1934) Letní fytoplankton řeky Jihlavy. (Předběžná zpráva). *Příroda*, Brno, 27, 16–17.
- Nováček, F. (1937) Fytoplankton Jihlavy. *Sborník Přírod. Klubu Třebíč 1* (za 1936), 34–45.
- R Development Core Team (2010) A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.
- Sobotková, E. aj. (1955) Výzkum jakosti vod v tocích v povodí řeky Moravy. Řeka Jihlava. VÚV pobočka Brno.
- Žáková, Z. (1982a) Vliv soustavy nádrží Dalešice–Mohelno na trofickou úroveň a biologické oživení řeky Jihlavy. In Sborn. VI. limnol. konf. Blansko, s. 239–243.
- Žáková, Z., Kočková, E., and Mlejnková, H. (2001) Impact of the Jihlava River Basin (CR) on the Nuclear Power Plant Dukovany Cooling System. In Melching, Ch. and Alp, E. Proceedings of the 5th International Conference – Diffuse/Nonpoint Pollution and Watershed Management, Milwaukee (WI), 10.–15. 6. 2001, IWA, pp. 43–50.
- Žáková, Z. (1969) Sootnošení mezi oživeními i trofijí svobodnoji vody přítokův projektujícího vodochraniliště Nové Mlýny posle sezona 1969. Symposium po voprosam saprobnosti SEV, Konopiště, 63–81.
- Zelinka, M. (1951) Jihlávka. Biologický a bakteriologický posudek, VÚV Brno, 6 str.

Ing. Pavel Sedláček
VÚV TGM, v.v.i., Brno
Pavel.Sedlacek@vuv.cz
Příspěvek prošel lektorským řízením.

The evaluation of the influence of Dalešice – Mohelno dams on phytoplankton of the Jihlava River (Sedláček, P.)

Key words

phytoplankton – abundance – chlorophyll-a – trophic potential – dam – Dalešice–Mohelno dam system

The intensity of the sun radiation and the amount of available nutrients are of the main importance for primary production of phytoplankton. Due to the continuous water repumping, the stratification of phytoplankton is affected, which contributes to the decrease of algal abundance at the downstream-end profile, as indicated by up to a ten times lower chlorophyll-a concentration compared to the upstream profiles.

The average values of trophic potential are the same above and below the dam system in recent years, which is a consequence of water destratification and the input of nutrients concentrated in the cooling systems of the Dukovany nuclear power plant by the Skryjský brook.

ÚHYN RAKŮ V PADRŤSKÉM POTOCE (KLABAVA) ZAPŘÍČINĚNÝ PRAVDĚPODOBĚNĚ TĚŽKÝMI KOVY

Jitka Svobodová, David Fischer, Eva Kozubíková

Klíčová slova

rak říční – rak kamenáč – těžké kovy – bioakumulace

Souhrn

Padrťsko bylo zařazeno do seznamu evropsky významných lokalit (dále jen EVL) vzhledem k výskytu kriticky ohroženého raka kamenáče (*Austropotamobius torrentium* Schrank, 1803). Na jaře roku 2011 došlo v Padrťském potoce k úhynu většího počtu jedinců raka říčního (*Astacus astacus* Linnaeus, 1758) a raka kamenáče, přičemž uhynulí raci se v toku objevovali s nižší frekvencí až do počátku léta. Rozbor žaberní tkáně raků ukázaly, že u zkoumaných jedinců došlo ke snížení respirační plochy žaber usazenými nerozpustnými sloučeninami železa, hliníku, zinku, mědi a arzenu, takže jedním z bezprostředních důvodů úhynu většiny nalezených raků mohlo být s největší pravděpodobností udušení. U některých jedinců byla pitvou zjištěna i parazitace mikrosporidii *Thelohania contejeani* Henneguy, 1892, které ale bývají bezprostředním důvodem hromadných úhynů raků jen výjimečně. Ve svalovině starších raků byla zjištěna vyšší koncentrace toxických kovů, například arzenu a kadmia, které mohou působit akutní nebo chronickou otravu živočichů. Na kontaminaci svaloviny raků se velmi pravděpodobně podílela i alimentární intoxikace, tedy průběžný příjem potravy se zvýšeným obsahem kovů. Pro přesné objasnění příčiny úhynu raků byl zatím získán příliš malý

počet analyzovaných vzorků raků a rovněž informace o jakosti vody v Padrťském potoce a jeho přítocích jsou nahodilé a pouze z vegetačního období. Z těchto důvodů je nutné ve výzkumu dále pokračovat, aby byla určena příčina tohoto jevu a předešlo se dalším úhynům nebo dokonce zániku předmětu ochrany v EVL Padrťsko.

1 Úvod

Evropsky významná lokalita Padrťsko s výskytem raka kamenáče (*Austropotamobius torrentium* Schrank, 1803) a raka říčního (*Astacus astacus* Linnaeus, 1758) se nachází v mělké Padrťské kotlině, která je obklopena rozsáhlými hospodářskými lesy s převahou smrků. Vlastní koryto Padrťského potoka je kamenité, přičemž nivu vodního toku tvoří gleje, trvale ovlivněné vysokou úrovní hladiny podzemní vody s nedostatkem kyslíku. Padrťský potok pramení na úpatí vrchu Praha ve výšce 760 m n. m. Svahy pramenné oblasti v současnosti pokrývají hospodářsky využívané smrkové lesy, které nahradily původní bučiny zlikvidované již v dobách rozmachu sklárství a hutnictví v Brdech. Přirozeně meandrující potok byl v minulosti usměrněn do hluboké, umělé stoky, která zčásti obtékala Hořejší a Dolejší padrťský rybník, ale část vody byla svedena do Hořejšího rybníka přes přirozené mokřady. Nerozpuštěné látky postupem času zanesly umělé koryto, ale v posledním desetiletí byla stoka obnovena a dřívější propojení s rybníky bylo přehrazeno, takže voda je rychle odváděna regulovaným Padrťským potokem (umělou stokou) kolem rybníků. Do stoky jsou v současnosti zaústěny i další přítoky z okolních kopců a napřímené, umělé koryto odvádí veškeré vody i s vysokým obsahem rozpuštěných i nerozpuštěných kovů, bez možnosti přirozené sedimentace v mokřadech. Dvě největší vodní plochy – Hořejší a Dolejší padrťský rybník – jsou poznamenány vysoce intenzivním rybářským hospodařením spojeným se silnou eutrofizací a narušením vodního režimu území (www.nature.cz, obr. 1). Pod Padrťskými rybníky se po levé straně toku nacházejí čtyři menší plůdkové rybníky, které jsou do

Padrského potoka odvodněny po cca jednom, respektive jednom a půl kilometru (obr. 1). Padrský potok je v místě výskytu ohroženého raka kamenáče kromě dvou chovných rybníků ovlivňován ještě těžbou kamene v lomu na Červeném vrchu a v povodí se také nacházejí pozůstatky opuštěného Chlumčanského dolu, ve kterém se ještě na konci 19. století dobývala železná ruda. Těžba v lomu v posledních letech začíná zasahovat do starých hald po těžbě rud, ze kterých se hlavně v době jarního tání a přívalových dešťů vyplavuje hliník, železo, arzen, kadmium a zinek.

Na konci dubna 2011 byl nahlášen pracovníky vojenského újezdu masivní úhyn raků v EVL Padrsko. Uhynulí raci byli nalézáni v partiích toku pod Dolejším padrským rybníkem (obr. 1, bod č. 1) až do letních měsíců, tedy po dobu tří měsíců, kdy se úhyn rozšířil až na spodní hranici výskytu raka kamenáče v EVL – nad soutokem s Třtřubeckým potokem (cca 7 km, obr. 1, bod 2). Hynoucí raci se nacházeli mimo úkryty, a to nepřímo i v denní dobu, pomalu se pohybovali nebo leželi na dně. Někteří jedinci leželi na mělčině nebo v příbřeží mimo vodu. Chování raků nalezených mimo úkryty bylo většinou apatické, s chybějícími únikovými reflexy. Souběžně byli ale v úkrytech na stejných místech nalézáni i jedinci, nejvíce známky poškození. Velmi zajímavá je skutečnost, že hynuli převážně vzrostlí adultní jedinci a v případě výskytu obou druhů raků na lokalitě v nalezeném vzorku poškozených jedinců výrazně převažoval rak říční (odhadem v poměru cca 12 : 1), ačkoliv v rámci monitoringu místní populace byl rak říční nalézán pouze ojediněle (Fischer – vlastní údaje).

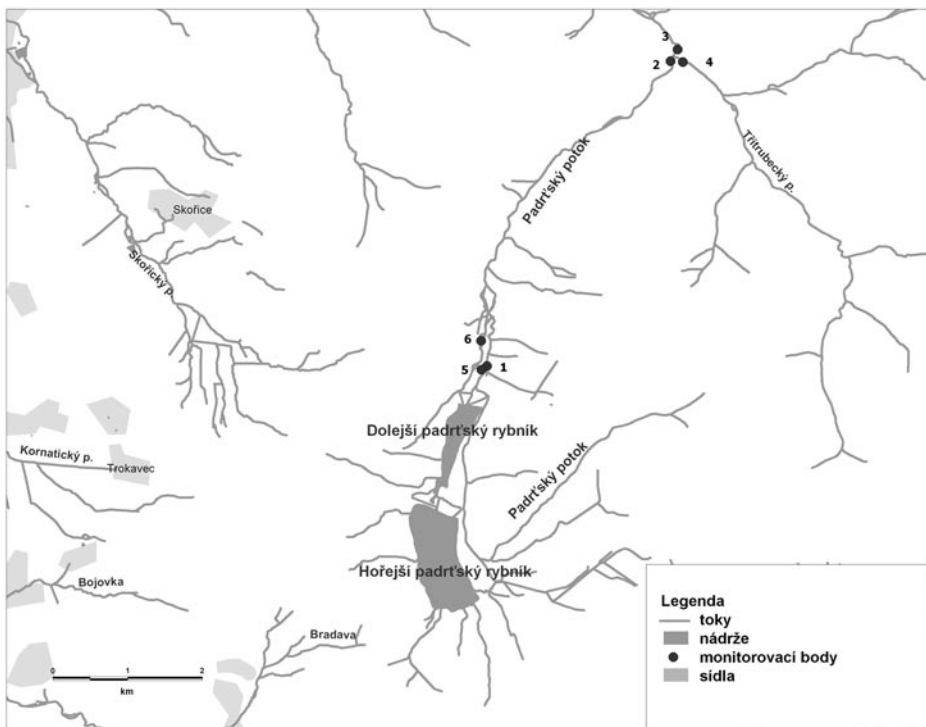
Podle celkové situace na lokalitě, popř. reakcí a chování přežívajících raků byla jako první uvažována hypotéza, že raci hynuli vlivem nákazy račím morem (původcem tohoto onemocnění jsou oomycety *Aphanomyces astaci*). Ta však byla posléze vyloučena (viz níže), stejně jako jednorázová či pomalá otrava např. pesticidy používanými v lesnictví nebo rybníkářství. Nakonec byla vyslovena domněnka, že raci hynuli následkem vysokých koncentrací těžkých kovů v toku, přičemž k úhynu v těchto případech může dojít jak vlivem toxicity kovů, tak i mechanickým působením na žábry raků a snížením jejich respirační plochy, což vede ke snížení imunitního systému nebo až k úhynu udušením. Sloučeniny kovů rozpuštěné v kyselém či redukčním prostředí oxidují a hydrolyzují na prokysličených, alkalicky reagujících žábách vodních živočichů, což vede k tvorbě sraženin snižujících respirační plochu žaber (Pitter, 1999). K úhynu pak dochází udušením. Například železo se ve vodě v redukovaných sloučeninách nachází v oxidačním stupni II (rozpuštěná forma), na žábách dochází k jeho oxidaci a hydrolyze na nerozpustné sloučeniny železa oxidačního stupně III. Při nižším pH vody a nízkých teplotách se vytvářejí optimální podmínky pro rozvoj železitých bakterií, které se jednak podílejí na oxidaci železa, a rovněž jejich slizovité obaly pokrývají žábry a zmenšují tak respirační schopnost – tento jev popisuje např. Svobodová et al. (2003). Stejná situace nastává i při vyšších koncentracích hliníku (nad 0,5 mg/l). Například Alexopoulos et al. (2003) sledoval apatické chování raka signálního (*Pacifastacus leniusculus* Dana, 1852) působením hypoxie a osmoregulační disfunkce při zvýšených koncentracích hliníku. Raci při nich byli po dobu 20 dnů drženi v akváriu při subletální koncentraci 0,5 mg/l při pH 7. Současně byli sledováni raci v referenčním akváriu, do kterého hliník přidáván nebyl. Nejvyšší koncentrace hliníku v žábách byly zaznamenány po 15 dnech působení ($1\,249 \pm 94,7$ mg/kg sušiny, obr. 2, vzorek 8), poté rak začal vylučovat hlen a koncentrace kovů v žábách se snížila. Ve svalovině byla nejvyšší koncentrace hliníku po pěti dnech působení subletální koncentrace hliníku ($19,4 \pm 3,7$ mg/kg sušiny, obr. 3, vzorek 8). Při opakovaném kolísání koncentrací hliníku nad 0,5 mg/l dochází navíc u raků k oslabení imunitního systému (Ward et al., 2006).

Cílem práce bylo zjistit příčinu úhynu raka říčního a raka kamenáče v Padrském potoce. Ověřovali jsme hypotézy, že k úhynu došlo přenosem původce račích morů, působením pesticidů nebo snížením respirační plochy žaber usazenými kovy, a tím ke snížení imunitního systému raků až úhynu udušením. Přítomnost toxických kovů mohla způsobit i chronickou otravu živočichů alimentární intoxikací např. arzenem, hliníkem, mědí, zinkem nebo kadmíem.

2 Metodika

2.1 Populace raka kamenáče a raka říčního

Populace raka kamenáče na území EVL Padrsko je kontinuálně sledována od roku 2000 (Fischer a Blažková, 2000; Fischer aj., 2004a; 2004b;



Obr. 1. Padrský potok s vyznačenými monitorovacími body jakosti vody – na úseku mezi body 1 a 2 došlo v roce 2011 k hromadnému úhynu raků

Fischer, 2005; Vlach aj., 2009; Fischer a Fischerová, 2009). Prezentovaná data pocházejí z let 2000–2009. V období od r. 2007 na toku probíhá pravidelný monitoring podle metodiky AOPK ČR (Dušek aj., 2006): na toku jsou vymezeny tři trvalé monitorovací plochy. V rámci každé z nich je detailně prohledána plocha 30 m² (ručně jsou prozkoumány veškeré dostupné úkryty). Ulovení raci jsou spočítáni, je určeno jejich pohlaví a změřena celková délka. Hustota populace je počítána jako součet odchycených a pozorovaných raků/zkoumaná plocha, a je tedy udávána jako počet raků na 1 m² plochy. V roce 2005 byla navíc na lokalitě stanovena početnost raků metodou zpětného odchytu (Fischer, 2005).

2.2 Fyzikálně-chemické vlastnosti vody a sedimentů

Z Padrského potoka byla v letech 2007 a 2009 na třech profilech odebrána voda pro určení fyzikálně-chemických vlastností. Odběr byl uskutečněn 2x až 3x ve vegetačním období, v roce 2011 byly vzorky odebrány jednorázově v době úhynu. Profil 1 se nachází necelý kilometr pod Padrskými rybníky, profil 2 nad zaústěním Třtřubeckého potoka, profil 3 pod zaústěním Třtřubeckého potoka, profil 4 byl odebrán v rámci referenčního monitoringu Rámcové směrnice o vodě (směrnice Evropského parlamentu a Rady 2000/60/ES, ČHMÚ, 2010) a profily 5 a rybníček 3 byly jednorázově odebrány v době úhynu raků – jedná se o levostranné přítoky Padrského potoka (obr. 1). V odebraných vzorcích byly hodnoceny následující parametry: teplota, vodivost, pH, množství rozpuštěného kyslíku, BSK₅, NH₄⁺, CHSK_{Cr}, NH₃, NO₂⁻, NO₃⁻, Ca²⁺, SO₄²⁻, Fe, Al, Cu, Zn, As. Kovy byly analyzovány jednak jako celková koncentrace, ale byla zjišťována i koncentrace kovů v rozpuštěné formě po odfiltrování nerozpuštěných látek přes membránový nylonový mikrofiltrovací porozitě 0,45 µm.

Jednorázově odebrané vzorky vody v době úhynu raků byly podrobeny celkové analýze fyzikálně-chemických vlastností vody, a to včetně rozborů na přítomnost nepoužívaných pesticidů, které by úhyn raků mohly způsobit. Bylo stanovováno celkem 40 nejčastěji používaných pesticidů, včetně cypermethrinu a diazinonu. Pro stanovení pesticidních látek byla použita analýza kapalinovou chromatografií (LC) s hmotnostní detekcí (MS).

V květnu 2011 byl při úhynu raků odebrán bahnatý sediment ze dna toku v místě nory raka říčního. Sediment byl bez třídění na zrnitostní frakce zhomogenizován, byl proveden mikrovlnný rozklad kyselinou a následně podroben analýze kovů v sušině. Rovněž byla odebrána voda z toku a z račích nor a byly stanoveny celkové a rozpuštěné kovy.

2.3 Paraziti a komenzálové raků

V době úhynu (na konci dubna) byli odebráni tři uhynulí raci říční a jeden rak kamenáč, kteří byli v laboratoři katedry ekologie Přírodovědecké fakulty UK v Praze podrobeni vyšetření na přítomnost původce račích morů – *Aphanomyces astaci*. Ke zjištění přítomnosti *A. astaci* byla použita metoda založená na analýze DNA. K testu posloužily vzorky obsahující spodní kutikulu ze zadečku, část ocasní ploutvičky a u dvou raků i klouby končetin. Veškerá DNA byla ze vzorků vyzolována pomocí komerčně dostupné izolační

soupravy (DNeasy Blood & Tissue Kit). Izoláty DNA byly dále analyzovány pomocí konvenční PCR (polymerázové řetězové reakce) umožňující namnožit krátký úsek DNA, který je specifický pro *A. astaci*. Výsledek byl zviditelněn elektroforézou na agarózovém gelu a PCR produkty byly sekvenovány (metodika detekce *A. astaci* podle Oidtmann et al., 2006). Výsledky byly dále ověřeny také citlivějším a specifitějším postupem založeným na tzv. real-time PCR (podle Vrástad et al., 2009). Tři z testovaných raků byli dále předáni na katedru parazitologie Přírodovědecké fakulty UK v Praze k vyšetření na přítomnost dalších parazitů.

Jeden rak říční byl podroben vyšetření na přítomnost parazitů a komenzálů ve Státním veterinárním ústavu v Praze.

2.4 Kovy (Al, Fe, As, Cu, Zn, Cd, Pb, Hg) ve svalovině a v žábřích raků

V průběhu května a června 2011 byli z toku odebráni tři mrtví raci říční a dva raci kamenáči a spolu s jedním uhynulým rakem říčním z dubna byli v akreditované laboratoři státního podniku Povodí Vltavy připraveni k analýze kovů. Nejprve jim byly vypreparovány žábry a svalovina ze zadečku, materiál byl poté homogenizován a lyofilizován. Mineralizace byla provedena mikrovlnným systémem a hmotnostní spektrometrií s indukčně vázaným plazmatem (ICP-MS) byl stanoven obsah stopového množství jednotlivých prvků v analyzovaném vzorku (obr. 2–7).

3 Výsledky

3.1 Populace raka kamenáče a raka říčního

Tabulka 1. Základní charakteristiky populací raka kamenáče (*Austropotamobius torrentium*) v EVL Padrťsko

Tok	Padrťský potok (Klabava)				
rok	2000	2004	2005	2007	2009
počet profilů	20	20	3	3	3
průměrná abundance (jedinci/m ²)	2,12	1,02	0,98 4,46*	1,37	1,8

*odhad na základě zpětného odchytu

Výsledky z let 2000, 2004, 2005 převzaty z Fischer (2005), z roku 2007 z Vlach et al. (2009), výsledky z roku 2009 pak z Fischer a Fischerová (2009).

3.2 Fyzikálně-chemické vlastnosti vody a sedimentů

Výsledky rozborů vzorků vody odebraných 2x až 3x v letech 2007 a 2009 ukázaly, že v době, kdy nedocházelo k vypouštění rybníků, jakost vody většinou odpovídala doposud známým nárokům raka kamenáče (tabulka 2, Svobodová aj., 2008; Štambergová aj., 2009) a také imisním limitům lososových vod, které jsou na úseku vyhlášeny podle nařízení vlády č. 71/2003 Sb. pod názvem „Klabava horní“ č. 132. Vzhledem k nízké frekvenci odběru vzorků v rámci monitoringu však není možné v potocích tohoto typu zachytit extrémy, které ohrožují život vodních živočichů. Mírně zvýšené hodnoty byly zaznamenány v červnu 2009, kdy byl překročen limit 3 mg/l BSK₅ v monitorovacím profilu č. 1 i 2 a rovněž po celou dobu sledování byly zaznamenány zvýšené hodnoty hliníku a železa. Naopak koncentrace vápníku jsou trvale daleko nižší než průměrné hodnoty na lokalitách s výskytem raka kamenáče v České republice (Štambergová aj., 2009). V listopadu roku 2009 při vypouštění Dolejšího padrťského rybníka však byla zaznamenána extrémní situace (tabulka 2, maximální hodnoty). Imisní limit BSK₅ pro lososové vody byl pod rybníkem překročen 4x (12 mg/l), nerozpuštěné látky 13x (320 mg/l) a vysoké byly i hodnoty celkového hliníku (3 500 mg/l) a železa (5 700 mg/l). Podobná situace se zde s největší pravděpodobností opakuje pravidelně vždy při vypouštění Padrťských rybníků (na rybnících je praktikován dvouhorkový systém,

každý rok je prováděn výlov jednoho z nich). Vypouštění rybníků probíhá v podzimním období, trvá vždy cca 3 týdny a v přímé souvislosti se silným nárazovým znečištěním vody je pravděpodobně i zaznamenán masivní plesnivění račích snůšek (Fischer aj., 2004b). Úhyn většího počtu raků na lokalitě po celou dobu jejího sledování však zaznamenán nebyl. V rámci referenčního monitoringu (ČHMÚ, 2010) bylo v povodí Padrťského potoka zaznamenáno občasně snížení pH pod hodnotu 5, což bylo potvrzeno i provozním monitoringem prováděným státním podnikem Povodí Vltavy v profilu Strašecí, tedy cca 2,5 km pod soutokem Padrťského a Třitrubeckého potoka.

V rámci provedených rozborů vody ze vzorků jednorázově odebraných v době úhynu raků nebyly nalezeny žádné závadné látky (cca 10 dní po první vlně zaznamenaných úhynů), jakost vody v době odběru již nevybočovala z rozmezí dosahovaného v rámci celé ČR (Svobodová aj., 2008; 2009), včetně hodnoty pH a kovů. Veškeré analyzované pesticidy byly pod mezí detekce.

Výsledky analýzy obsahu kovů v sedimentu ze dna toku vykazovaly extrémní koncentrace arzenu (409 mg/kg) a vyšší koncentrace železa (30 900 mg/kg sušiny), hliníku (17 300 mg/kg sušiny) i zinku (60 mg/kg sušiny). Vysoké koncentrace kovů byly také zaznamenány při rozboru nefiltrovaného vzorku vody z račí nory, například celkové koncentrace v jedné noře obsahovaly až 1 140 µg/l arzenu, 14 400 µg/l hliníku, 87 600 µg/l železa, 97,7 µg/l mědi a 509 µg/l zinku. Celkové koncentrace kovů ve vodě a v usazenině mohou mít pro raky fatální důsledky, neboť rak v úkrytu tráví většinu času. Při pohybu víří kal usazený na dně nory, takže do žaberního aparátu se dostanou kovy rozpuštěné i nerozpuštěné. Rozpuštěné kovy byly řádově nižší: 21,4 µg/l arzenu, 68,5 µg/l hliníku, 885 µg/l železa, 2,24 µg/l mědi a 11,5 µg/l zinku, přesto například u rozpuštěného arzenu byly koncentrace tak vysoké, že mohlo dojít k akutní nebo chronické otravě.

3.3 Paraziti a komenzálové raků

Metodou analýzy DNA ve třech vzorcích uhynulého raka říčního a jednom raku kamenáči nebyl potvrzen původce račího moru. Rovněž v těchto třech vzorcích nebyli na katedře parazitologie Přírodovědecké fakulty UK nalezeni žádní další paraziti.

Ve Státním veterinárním ústavu v Praze byla u jednoho raka zjištěna silná parazitace mikrosporidií rodu *Thelohania*, která způsobuje tzv. porcelánovou nemoc. Dále byly zjištěny potočnice rodu *Branchiobdella* v ohbí nožek a ojediněle na žábřích. Ve střevě raka byli nalezeni blíže neurčení prvoci a dále střevní hlístice. Původce račího moru nebyl kultivačně prokázán.

3.4 Kovy (Al, Fe, As, Cu, Zn, Cd, Pb, Hg) ve svalovině a v žábřích raků

Vzhledem k výše popsaným vysokým koncentracím těžkých kovů ve vodním prostředí, v plaveninách a v sedimentech byli mrtví raci podrobeni analýze obsahu stopového množství jednotlivých prvků v žábřích a ve svalovině (tabulka 3, obr. 2–7). Již při preparaci žaber raků byl vidět povlak a vločky vysrážené sloučenin kovů pokrývajících žaberní plochy. Analýzy potvrdily extrémně vysoké koncentrace kovů v žábřích. V jednom případě (rak říční) tvořilo celkové množství kovů v žábřích 1/4 celkové hmotnosti žaber (242 832 mg/kg sušiny).

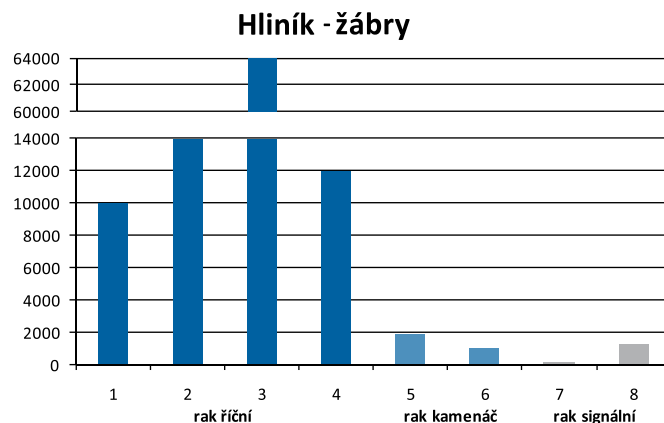
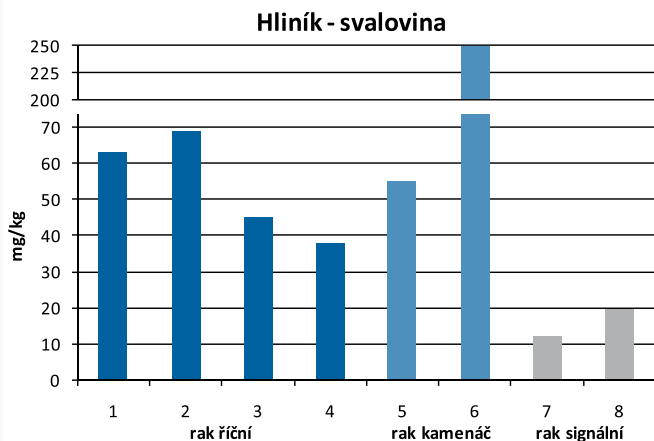
3.4.1 Hladina akumulace různých kovů v žábřích raka říčního a raka kamenáče

Největší koncentrace kovů v žábřích raka říčního byly naměřeny u železa, hliníku, zinku, mědi a arzenu. V žábřích raka kamenáče byly koncentrace řádově nižší (tabulka 3). Rtuť v žábřích raků byla stanovena pouze ve dvou případech, ostatní čtyři vzorky byly pro provedení analýzy příliš malé.

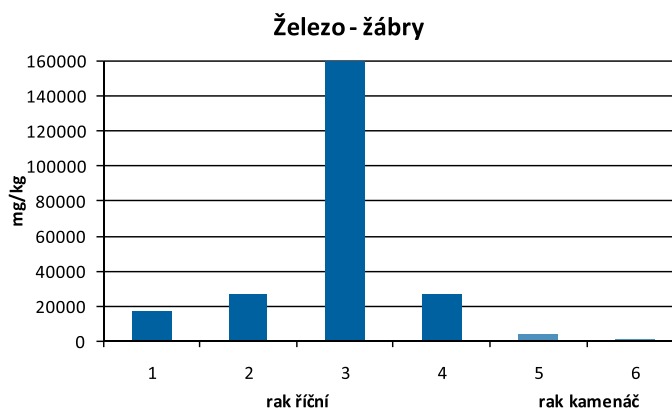
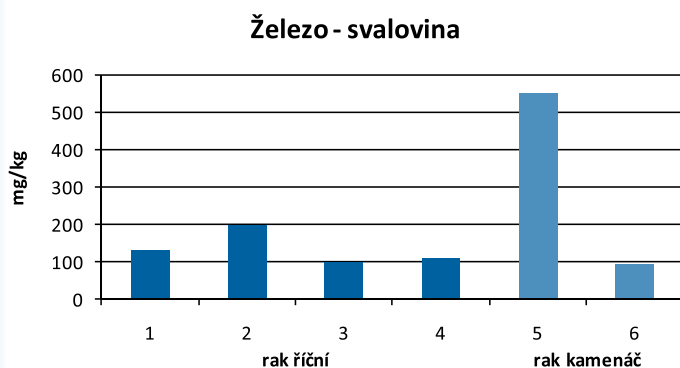
V žaberním aparátu zkoumaných raků byly vysrážené koloidní sloučeniny kovů, které pokrývaly žaberní lístky. Tento jev výrazně zmenšuje funkční plochu žaber a snižuje přísun kyslíku z vody. Raci se tak mohou udusit i přes skutečnost, že nasycení vody kyslíkem je dostatečné.

Tabulka 2. Fyzikálně-chemické vlastnosti vody v Padrťském potoce a přítocích

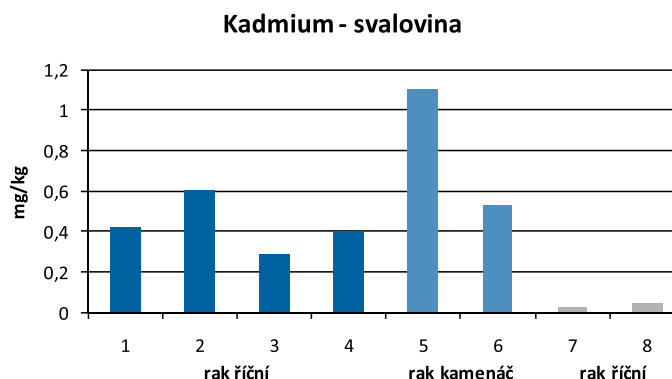
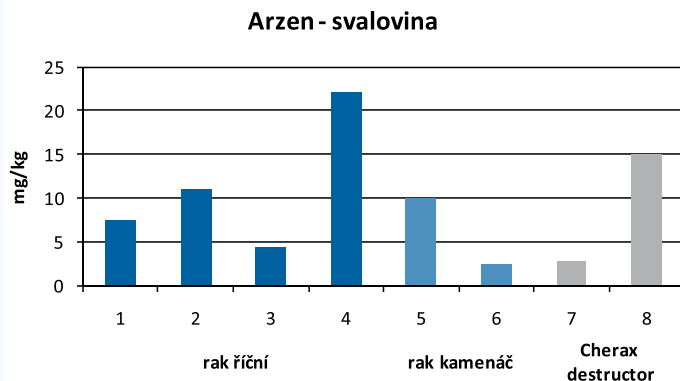
Název vzorku	Profil 1 (Padrť. p. pod Padrťskými rybníky)				Profil 2 (Padrť. p. nad Třitrubeckým potokem)				Profil 3 (Padrť. pod Třitř.)	Profil 4 (Třitrubecký p.)				Profil 6 (rybníček)	Profil 5 (LP přítok Padrť. p.)
	Min.	Max.	Průměr	Směrod. odch. ±	Min.	Max.	Průměr	Směrod. odch. ±	3. 6. 2009	Min.	Max.	Průměr	Směrod. odch. ±	11. 5. 2011	17. 6. 2011
pH	6,3	6,9	6,7	0,2	7,2	7,7	7,5	0,2	6,2	4,8	7,0	6,1	1,1	7,3	7,0
BSK ₅ (mg/l)	1,3	12,0	4,9	4,9	1,1	5,5	2,9	1,8	2,9	0,5	1,0	0,8	0,2		
NL(mg/l)	8	320	87	155	3	59	18	23	7					22	
NH ₄ ⁺ (mg/l)	0,055	1,571	0,451	0,747	0,031	0,972	0,288	0,398	0,03	0,013	0,087	0,039	0,030	0,042	
Ca (mg/l)	4,4	11,8	8,4	3,1	4,6	13,3	9,7	3,9	3,3	3,2	3,2	3,2		24,3	
Al (µg/l)	163	3 550	1 108	1 634	179	1 330	572	515	630	988	988	988		678	< 40
Cu (µg/l)	2,3	14,2	8,3	8,4	6,9	12,3	9,6	3,8	2,1					3,6	< 2
Fe (µg/l)	807	5 720	2 267	2 321	413	2 870	1 285	1 107	514	157	157	157		1 280	103
Zn (µg/l)	7	31	16	13	5	32	14	15		343	343	343		9	< 5
As (µg/l)	19	49	34	21	9	9	9							10	5



Obr. 2 a 3. Obsah hliníku ve svalovině a žábřích raka říčního a raka kamenáče; průměrné hodnoty pro raka signálního pocházejí z laboratorního pokusu autorů Alexopoulos et al. (2003) – vzorek č. 7 je z referenční lokality, vzorek č. 8 – deseti rakům byla po dobu 20 dnů přidávána do vody subletální koncentrace (0,5 mg/l) rozpuštěného hliníku.



Obr. 4 a 5. Obsah železa ve svalovině a žábřích raka říčního a raka kamenáče; známe jsou pouze koncentrace železa u raka bahenního (*Astacus leptodactylus* Eschscholtz) z Iránu (Naghshbandi et al., 2007), kde hodnoty byly řádově nižší: svalovina – 25,7±8 mg/kg, žábry – 145,0±25 mg/kg



Obr. 6 a 7. Obsah arzenu a kadmia ve svalovině raka říčního a raka kamenáče; hodnoty pro raka *Cherax destructor* Clark (Austrálie) jsou z laboratorního pokusu pro skupinu 5 raků – vzorek č. 7 je z referenční lokality, vzorek č. 8 – pěti rakům bylo po dobu 40 dnů podáváno v potravě 300 µg/g As (V) (Williams et al., 2009); hodnota kadmia ve svalovině raka říčního č. 7 (Jorhem et al., 1994 in Kouba et al., 2010, přepočítáno na sušinu) je ze Švédska a rak říční č. 8 (Mackevičienė, 2002 in Kouba et al., 2010, přepočítáno na sušinu) pochází z Litvy

3.4.2 Hladina akumulace různých kovů ve svalovině raka říčního a raka kamenáče

Koncentrace kovů ve svalovině byly řádově 100 až 1 500x nižší než v žábřích, zvláště u raka říčního. Koncentrace železa a hliníku ve svalovině raka kamenáče byly vyšší než ve svalovině raka říčního (tabulka 3).

4 Diskuse

Přes skutečnost, že prozatím nelze příčinu hromadného úhynu raků zcela jistě určit (a to zejména vzhledem k nedostatečnému vzorku analyzovaných jedinců), lze s velkou pravděpodobností předpokládat, že raci hynuli vlivem negativního působení těžkých kovů. Úhyn mohl být důsledkem souběhu tří jevů. Tím prvním je obecně extrémní přirozené zatížení lokality těžkými kovy, které se do toku dostávají obtokovou stokou, a které se navíc kumulují v sedimentech Hořejšího a Dolejšího padržského rybníka, odkud jsou jednak v nižší míře vyplavovány do toku kontinuálně a jednak dochází k jejich masivnímu úniku v době podzimního vypouštění a výlovu. Rybníční

sedimenty se pak kumulují v toku a jsou průběžně vyplavovány až při zvýšených průtocích během celého roku. Druhým aspektem je skutečnost, že v povodí dochází k častým přívalovým deštům a v zimním a jarním období k rychlým oblevům. Při podobných epizodách bylo v minulosti zaznamenáno extrémní snížení pH a vysoké koncentrace kovů. Třetí významnou skutečností je existence obtokové stoky lemující oba rybníky, která mimo jiné odvodňuje místní rašelinné smrčiny, provozovaný lom na Červeném vrchu a oblast opuštěného Chlumčanského dolu, které jsou rezervoárem (Majer aj., 2011a; b) vysokých koncentrací kovů (hliník, arzen, železo). Úhyn raků tak mohl být zapříčiněn tím, že v době, kdy byly v potoce ještě kumulovány rybníční sedimenty po výlovu, a to zejména v norách raků říčních, přiteklo obtokovou stokou do Padržského potoka značné množství silně okyselených vod, tím došlo k částečnému rozpuštění kovů vázaných v sedimentech a k jejich opětovnému vysrážení na žábřích raků (působení kyselých vod mohlo být navíc ještě umocněno minimálním odtokem z Padržských rybníků, které jsou vápenné, takže za běžného stavu zvyšují pH toku, a které byly v tomto období dopouštěny po výlovu – Zachar in verb.). Vysrážené kovy

pak mechanicky snižují funkční plochu žaberního aparátu raků a ti pak hynou v důsledku udušení. Velmi zajímavá je přitom skutečnost, že na lokalitě hynuli většinou pouze vzrostlí, starší raci, zatímco drobnější, mladší exempláře na stejných místech většinou nevykazovaly žádné známky patologického chování. To mohlo být způsobeno dlouhodobou expozicí arzenem, který se do toku dostává nově obnovenou obtokovou stokou (cca před 12 lety), a který může způsobit chronické onemocnění až úhyn raků. Větší jedinci také hůře nacházejí úkryty pod kameny, proto si často hloubí nory. Celková koncentrace kovů v kalu usazeném v norách byla daleko vyšší než v toku, vysoké byly rovněž koncentrace kovů v bahnitěm sedimentu odebraném na dně toku z nory raka. Expozice raků těžkými kovy je tedy při pobytu v norách podstatně vyšší, než když přebývají pod kameny.

Koncentrace kovů (Al, Fe, As, Cu, Zn, Cd, Pb, Hg) zjištěné v žaberním aparátu a svalovině zkoumaných uhynulých raků říčních i raků kamenáčů odebraných z Padrtského potoka byly extrémně vysoké. V současné době neznáme množství sledovaných kovů v různých částech těl raků nevykazujících známky jakékoli indispozice ze sledované lokality (což je – mimo jiné – velmi důležitý údaj ve vztahu k analýze celkového ohrožení dané populace), ani jedinců z nezatížených referenčních oblastí v České republice. Známé jsou pouze některé údaje z cizí literatury, přičemž pouze několik z nich se týká raka říčního (o raku kamenáči nejsou publikovány poznatky žádné).

Při pokusu s rakem signální byl maximální koncentrace hliníku v žábrách 1 249 mg/kg sušiny (Alexopoulos et al., 2003), zatímco u uhynulých raků z Padrtského potoka byla koncentrace mnohonásobně vyšší (až 64 000 mg/kg sušiny). Pokus byl navíc zaměřen pouze na působení hliníku, kdežto uhynulí raci z Padrtského potoka měli v žábrách kromě hliníku i vysoké koncentrace železa (až 160 000 mg/kg), arzenu (až 1 500 mg/l), zinku (až 14 000 mg/l), mědi (až 3 000 mg/kg), kadmia (až 42 mg/kg) a olova (až 290 mg/kg). Hodnoty koncentrací hliníku v orgánech raka signálního lze použít pouze jako orientační (jedná se o jiný druh). Koncentrace kovů (arzen, hliník, zinek, měď) v sedimentech a v plavešinách jsou navíc v Padrtském potoce tak vysoké, že se nedají vyloučit ani přímé toxické účinky – např. vysoké koncentrace arzenu ve svalovině raků, svědčící o dlouhodobé expozici, mohou vést k akutní nebo chronické otravě. V neposlední řadě dochází při působení těchto látek k oslabování imunitního systému raků a ti pak mohou podlehnout i jiným chorobám či parazitům – při oslabení pak mohou masový úhyn způsobit např. i bakterie vyskytující se běžně ve vodě nebo jiné potenciálně parazitické organismy (Ward et al., 2006), např. *Thelohanian contejeani*.

Popsaný případ však vyvolává ještě celou řadu dalších otázek. Pro pochopení vztahů mezi celkovou kondicí račích populací (v extrémních situacích vyúsťujících až v možné masivní úhyny) a množstvím těžkých kovů v prostředí, je třeba doplnit jak chybějící údaje o koncentraci kovů v žábrách, svalovině a hepatopankreatu u raka říčního a raka kamenáče na dalších lokalitách v ČR (včetně dalších lokalit z oblasti Brd), tak současně sledovat chování raků na těchto lokalitách po extrémních situacích (přítalové srážky, tání sněhu, vypouštění rybníků apod.). Je třeba zjistit hlavní zdroj těžkých kovů v Padrtském potoce a pokud možno prioritně řešit nápravu tohoto stavu.

Tabulka 3. Minimální, maximální a průměrné koncentrace kovů ve svalovině a žábrách uhynulých raků

Kov	Druh/vzorek	Rak říční				Rak kamenáč			
		min	max	průměr	SD ±	min	max	průměr	SD ±
hliník (mg/kg sušiny)	svalovina	38	69	53,8	73,8	55	250	152,5	97,5
	žábry	10 000	64 000	25 000	21 497	1 100	1 900	1 500	400
železo (mg/kg sušiny)	svalovina	100	200	135	161	96	550	323	227
	žábry	17 000	160 000	57 750	54 816	1 600	4 100	2 850	1 250
měď (mg/kg sušiny)	svalovina	21	48	38,3	12,7	19	20	19,5	0,5
	žábry	160	3 000	888	1 067	59	91	75	16
zinek (mg/kg sušiny)	svalovina	88	150	115	20	110	130	120	10
	žábry	280	14 000	3 855	5 094	130	150	140	10
arzen (mg/kg sušiny)	svalovina	7,5	22	11,2	6,3	2,5	10	6,3	3,8
	žábry	200	1 500	595	504	14	58	36	22
kadmium (mg/kg sušiny)	svalovina	0,29	0,6	0,43	0,26	0,53	1,1	0,82	0,29
	žábry	5,2	42	15,5	13,4	4,2	7	5,6	1,4
olovo (mg/kg sušiny)	svalovina	< 0,5	< 0,5			0,5	0,74	0,62	0,12
	žábry	14	290	87,5	103,6	2,5	2,7	2,6	0,1
rtuť (mg/kg sušiny)	svalovina	0,89	1,3	1,10	0,14				
	žábry	0,18	0,2	0,19	0,01				

S největší pravděpodobností se jedná o obtokový kanál obnovený přibližně před dvanácti lety, který do toku přímo přivádí přítalové vody např. z tání sněhu nebo silných dešťů s vysokými koncentracemi těchto kovů. Je třeba upravit způsob hospodaření v Padrtských rybnících, a to jednak ve smyslu změny druhového složení obsádek (dnes se zde chová převážně kapr), tak ve smyslu změny režimu vypouštění, při kterém nesmí docházet k vyplavování rybníčních sedimentů do recipientu. Do budoucna je třeba se také zaměřit na obnovu přirozené skladby lesních porostů a změnu způsobu hospodaření v nich (náhrada smrkových monokultur alespoň smíšenými lesy, přeměna porostů na přírodě blízké lesy s bohatou strukturou, maloplošná těžba, štěpka rozptýlená na vytěžené ploše atd.), což by mělo vést k omezení acidifikace zájmového území.

Vysoké koncentrace železa a hliníku byly navíc zaznamenány i v dalších vodotečích pramenících v Brdech a následně na těchto tocích bylo pozorováno apatické chování raků s chybějícími únikovými reflexy (Svobodová, 2010). V první řadě je třeba detailně poznat celý mechanismus současného úhynu raků na Padrtském potoce tak, aby mohl být mimo jiné využit i jako argument pro realizaci preventivních opatření předcházejících podobným jevům, a to jak na Padrtském potoce, tak v ostatních EVL či lokalitách s výskytem raků obecně.

5 Závěr

Byla vyloučena domněnka, že raci na lokalitě EVL Padrtsko hynou vlivem nákazy račím morem, stejně jako jednorázovou či pomalou otravou pesticidy používanými v lesnictví nebo rybníkářství. Rovněž rozbor vody, odebrané v době úhynu, nevykazoval zvýšené koncentrace látek, které by mohly způsobit úhyn raků. Byly však zaznamenány zvýšené koncentrace kovů v bahnitěm sedimentu ze dna toku a v plavešinách. Výsledky analýzy sedimentu a plavešin vykazují extrémní koncentrace arzenu a vyšší koncentrace železa, hliníku i zinku.



Obr. 8. Rak říční (*Astacus astacus*)



Obr. 9. Dolejší padrtský rybník



Obr. 10. Padrťský potok (obr. 8–10: foto Jitka Svobodová)

Analýzou bylo zjištěno, že koncentrace kovů ve svalovině a v žábrách uhynulých raků říčních a raků kamenáčů jsou extrémně vysoké. Největší koncentrace kovů v žábrách raka říčního i raka kamenáče byly naměřeny u železa, hliníku, zinku, mědi a arzeny, přičemž v žábrách raka kamenáče byly koncentrace řádově nižší. U obou druhů však byly koncentrace kovů v žaberním aparátu tak vysoké, že způsobily snížení respirační plochy žaber, které mohlo vést ke zhoršení imunitního systému raků nebo až k úhynu udušením. Ve svalovině raků byly zjištěny vysoké koncentrace toxických kovů, například arzeny, kadmia a hliníku, které mohou indikovat dlouhodobou, chronickou otravu živočichů, jež opět může vést až k jejich úhynu.

Získané poznatky jsou velmi důležité pro další výzkum kriticky ohrožených vodních živočichů, jako je rak kamenáč a rak říční, a přispějí k objasnění bioakumulace těžkých kovů v tkáních raků, a to hlavně na acidifikací postižených lokalitách.

Poděkování

Studie byla zpracována za podpory výzkumného záměru Ministerstva životního prostředí ČR (MZP0002071101). Děkujeme za spolupráci pracovníkům laboratoří státního podniku Povodí Vltavy a oponentům za cenné připomínky.

Literatura

- Alexopoulos, E., McCrohan, C.R., Powell, J.J., Jugdaohsingh, R., and White, K.N. (2003) Bioavailability and toxicity of freshly neutralised aluminium to the freshwater crayfish *Pacifastacus leniusculus*. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 45, 509–514.
- Dušek, J., Ďuriš, Z., Fischer, D., Petrusek, A., Štambergová, M., a Vlach, P. (2006) Metodika monitoringu raka kamenáče. Nepublikováno, depon. in AOPK ČR Praha.
- Fischer, D. (2005) Zhodnocení vlivu predace normem americkým (*Mustela vison*) na populace raka kamenáče (*Austropotamobius torrentium*); Vyhodnocení velikosti vybraných populací raka kamenáče; Vyhodnocení migračních schopností raka kamenáče. Nepublikovaná zpráva, depon. in AOPK ČR.
- Fischer, D. a Blažková, J. (2000) Závěrečná zpráva o výskytu raka kamenáče (*Austropotamobius torrentium*) na území okresu Příbram. Nepublikovaná zpráva, depon. in AOPK ČR.
- Fischer, D., Fischerová, J., Vlach, P., Bádř, V. a Štambergová, M. (2004a) Nové poznatky o rozšíření raka kamenáče v ČR, základní ekologické parametry jeho populací a možnosti jejich zjišťování. P. 46. In Bryja J. a Zukal J. (eds). Zoologické dny Brno 2004. Sborník abstraktů z konference 12.–13. 2. 2004. Brno, 232 s.
- Fischer, D., Bádř, V., Vlach, P. a Fischerová, J. (2004b) Nové poznatky o rozšíření raka kamenáče v Čechách. *Živa LII* (XC), 79–81.
- Fischer, D. a Vlach, P. (2009) Vliv rybníkářského hospodaření na populace našich raků. *Bulletin VÚRH Vodňany*, 45, 2–3, 110–111.
- Fischer, D. a Fischerová, J. (2009) Monitoring a odchyt norka amerického (*Mustela vison*) v rámci EVL Padrťský potok. Nepublikovaná zpráva, depon. in VLS, divize Hořovice.
- Jorhem, L., Engman, J., Sundström, B., and Thim, A.M. (1994). Trace elements in crayfish: regional differences and changes induced by cooking. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 26, 137–142.
- Kouba, A., Buřič, M., and Kozák, P. (2010). Bioaccumulation and effects of heavy metals in crayfish: a review. *Water Air Soil Pollut.*, 211, 5–16.

- Pitter, P. (1999) *Hydrochemie*. Praha : Vydavatelství VŠCHT, 568 s.
- Majer, V., Holečková, P., Myška, O. a Hruška, J. (2011a) Obsah arzeny v povrchových vodách v letech 1984–1992: Povodí Berounky. Povodí Berounky 28. 1 s. Praha : Česká geologická služba.
- Majer, V., Holečková, P., Myška, O. a Hruška, J. (2011b) Obsah arzeny v povrchových vodách v letech 2008–2010: Povodí Berounky. Povodí Berounky 29. 1 s. Praha : Česká geologická služba.
- Naghshbandi, N., Zare, S., Heidari, R., and Razzaghzadeh, S. (2007) Concentration of heavy metals in different tissues of *Astacus leptodactylus* from Aras dam of Iran. *Pakistan Journal of Biological Sciences*, 10, 3956–3959.
- Nářízení vlády č. 61/2003 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech, ve znění nařízení vlády č. 229/2007 Sb. a 23/2011 Sb.
- Nářízení 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.
- Oidtmann, B., Geiger, S., Steinbauer, P., Culas, A., and Hoffmann, R.M. (2006) Detection of *Aphanomyces astaci* in North American crayfish by polymerase chain reaction. *Diseases of Aquatic Organisms*, 72, 53–64.
- Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2000/60/ES ze dne 23. října 2000 ustavující rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky.
- Svobodová, J., Štambergová, M., Vlach, P., Pícek, J., Douda, K. a Beránková, M. (2008) Vliv jakosti vody na populace raků v České republice – porovnání s legislativou ČR. *VTEI*, č. 6, s. 1–5, příloha *Vodního hospodářství* č. 12/2008.
- Svobodová, J., Douda, K. a Vlach, P. (2009) Souvislost mezi výskytem raků a jakostí vody v Česke republice. *Bulletin VÚRH Vodňany*, 2–3, 100–109.
- Svobodová, J. (2010). Monitoring jakosti vody na evropsky významných lokalitách s rakem kamenáčem (*Austropotamobius torrentium* Schrank, 1803) v roce 2010. Nepublikovaná zpráva, depon in Krajský úřad, Plzeňský kraj, 23 s.
- Svobodová, Z., Máčková, J., Veselý, V., Modrá, H. a Svoboda, M. (2003). Veterinární toxikologie, Praktická cvičení, Část I. Veterinární a farmaceutická univerzita Brno, 179 s.
- Štambergová, M., Svobodová, J. a Kozubíková, E. (2009). Raci v České republice (Crayfish in the Czech Republic). Praha : AOPK ČR, 255 s.
- Vlach, P., Hulec, L., and Fischer, D. (2009) Recent distribution, population densities and ecological requirements of the stone crayfish (*Austropotamobius torrentium*) in the Czech Republic. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 394–395.
- Vrálstad, T., Knutsen, A.K., Tengs, T., and Holst-Jensen, A. (2009) A quantitative TaqMan MGB real-time polymerase chain reaction based assay for detection of the causative agent of crayfish plague *Aphanomyces astaci*. *Veterinary Microbiology*, 137, 146–155.
- Ward, R.J., McCrohan, C.R., and White, K.N. (2006) Influence of aqueous aluminium on the immune system of the freshwater crayfish *Pacifastacus leniusculus*. *Aquatic toxicology*, 77, 222–228.
- Williams, G., West, J.M., Koch, I., Reimer, K.J., and Snow, E.T. (2009) Arsenic speciation in the freshwater crayfish *Cherax destructor* Clark. *Science of the Total Environment*, 407, 2650–2658.
- <http://www.chmi.cz>
- <http://www.nature.cz/natura2000>

RNDr. Jitka Svobodová

VÚV TGM, v.v.i., Praha, jitka_svobodova@vuv.cz

Mgr. David Fischer

Hornické muzeum Příbram, david-fischer@centrum.cz

Mgr. Eva Kozubíková, Ph.D.

Katedra ekologie, PříF UK Praha, evikkk@post.cz

Příspěvek prošel lektorským řízením.

The loss of crayfish in Padrťský brook (Klabava) is probably caused by the presence of heavy metals (Svobodová, J., Fischer, D., Kozubíková, E.)

Key words

noble crayfish – stone crayfish – heavy metals – bioaccumulation

The Padrťsko region was included into the list of the Sites of Community Importance (SCIs) because of the occurrence of critically endangered stone crayfish (*Austropotamobius torrentium* Schrank, 1803). In the spring 2011, number of noble crayfish (*Astacus astacus* Linnaeus, 1758) and stone crayfish specimens were found dead in Padrťský brook. It was possible to find dead crayfish in the brook less frequently until the beginning of the summer. An analysis of crayfish gill tissue showed that respiration of these specimens was decreased by precipitation of iron, aluminium, zinc, copper and arsenic into insoluble compounds covering the gill surface, so that the imminent reason for the loss of the majority of crayfish could be, with the highest probability, suffocation.

The autopsy showed that one specimen was also infected by microsporidia *Telophania contejeani* Henneguy, 1892. Nevertheless, this parasite only exceptionally represents the imminent reason of crayfish mass mortalities. In muscles of some larger crayfish individuals, higher

concentrations of toxic metals, i.e. arsenic and cadmium, were found. Consequently, this could cause acute or chronic poisoning of animals. However, it is unclear whether this is the precise cause of death and ultimately the reason for the loss of the crayfish.

The number of crayfish analysed in this study was too low to explain the described mass mortality properly. Also the information about the water quality in Padrský brook and its tributaries were obtained incidentally and only data from the vegetation period were available. Therefore, the data are insufficient and the case requires further research to support our conclusions about the reason of crayfish mortality in order to prevent further losses of crayfish and perhaps even to save the current protected region of Padrsko itself, because without the crayfish, no area protection would be needed.

VARIABILITA ODNOSU FOSFORU ZE ZEMĚDĚLSKÉ PŮDY V MĚŘÍTKU MIKROPOVODÍ

Daniel Fiala, Pavel Rosendorf

Klíčová slova

fosfor – eutrofizace – plošné zdroje znečištění – velmi malé povodí – VN Švihov

Souhrn

Z pohledu zemědělské bilance (farm gate budget) je odnos fosforu ve vodě odtékající z povodí zanedbatelný. Tato množství ale nejsou zanedbatelná z vodohospodářského pohledu (watershed budget). Proto jsme v letech 2007–2009 sledovali v měsíčním intervalu sezonní a meziroční změny v koncentracích a odnosu fosforu v povodí Vintířovského potoka (okr. Pelhřimov). Zemědělská mikropovodí (11) se liší v poměrech užití půdy (land-use), jsou zde zastoupeny tři drenážní výusti a jedno lesní povodí. Výsledky studie, které tvoří spolu s údaji o fosforu v hnojivech a sklizni základ pro zemědělskou bilanci sledovaného povodí, lze zobecnit pro ornou půdu v podmínkách Českomoravské vrchoviny.

Úvod

Eutrofizace vod je dlouho a intenzivně studovaný problém [1] a redukce emisí fosforu (P) je všeobecně uznávaným klíčem k omezení jejích negativních projevů [2]. Stejně tak dlouho zavedený je poznatek, že zemědělská a hlavně orná půda (o. p.) je nejdůležitější plošný zdroj znečištění fosforem [3, 4]. Mělo se přitom, a někde stále má za to, že bodové zdroje fosforu jsme buď eliminovali, nebo to „umíme“. S plynoucím časem a směřováním investic do velkých či větších aglomerací se proto pozornost obrátila k plošným zdrojům – nejprve v USA, poté v západní Evropě a nakonec se obrací i u nás. Než se ale pověstná mince začne zase obracet, a v západní Evropě zdá se dokončují první půl obrot [5], tak odhodlání vyjít vstříc potřebnému tématu jsme se v rámci výzkumného záměru VÚV TGM, v.v.i., snažili poskytnout pro vybranou část plošných zdrojů zobecnitelný popis.

Existuje obecně sdílený předpoklad, že s postupem času se plošné zdroje stanou důležitějšími. Je však třeba si uvědomit i evropský, popř. světový kontext českého zemědělství. Ilustrujeme jej dvěma údaji: ČR je až na 17. místě (EU 27) v hustotě dobytčích jednotek na zemědělskou půdu (LSU = 58 per km² z. p.; EUROSTAT, data r. 2007) a ve spotřebě fosforu v minerálních hnojivech jsme až na 19. místě v rámci EU 25 (P = 442 kg/km² z. p.; EUROSTAT, data r. 2000). Západní státy mají tedy delší historii mnohem většího zatížení půdy, což se musí promítnout i do rozdílů v zemědělské bilanci [6].

Pokud se ale chceme vyvarovat ohrožení zdrojů pitné vody, ztráty koupacích míst, biodiverzity, ohrožení ekonomických či estetických zájmů v samotné ČR, musíme začít „u zdroje“. Při bilancování fosforu, hlavního prvku limitujícího fytoplankton, jsou to odpady z produkce lidské (vč. industriální), živočišné a rostlinné, jež jsou v různé míře buď nezbytné, či zvykové. Zatímco humánní odpady jsou povětšinou lokalizované organizované a předpokládáme, že do prostředí emitované kontinuálně, tak ostatní jsou naopak roztroušené – nejen v prostoru, ale i v čase. A je to právě tato „roztroušenost“, která činí obtíže při snaze o jejich bilancování.

Za pomoci účelných zjednodušení jsme se rozhodli popsat hlavní, třebaže *a priori* předpokládané, zdroje variability odnosu fosforu ze zemědělské půdy, abychom se posléze pokusili o nalezení jejich příčin, či řídicích faktorů v kontextu české současnosti. V první etapě (2006) jsme proto provedli jednorázový monitoring v celé

taly a only data from the vegetation period were available. Therefore, the data are insufficient and the case requires further research to support our conclusions about the reason of crayfish mortality in order to prevent further losses of crayfish and perhaps even to save the current protected region of Padrsko itself, because without the crayfish, no area protection would be needed.

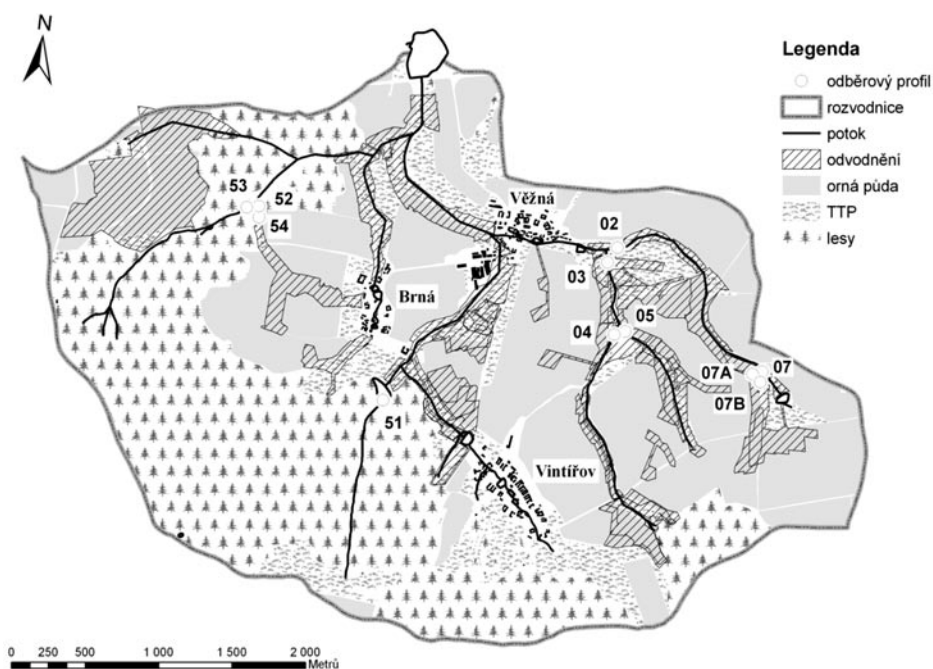
ČR, při kterém jsme navštívili 235 profilů výhradně zemědělských povodí. Cílem bylo charakterizovat plošnou variabilitu ve velkém měřítku za podmínek bazálního odtoku, ale v období nejvyšších koncentrací fosforu (cP). Ve druhé etapě (2007–2009) jsme na vybraných cca třiceti profilech spolu s měřením průtoku (Q) sledovali v měsíčním intervalu základní fyzikální a chemické parametry odtoku za podmínek blízkých základnímu. Z těchto dat popíšeme časovou, tj. sezonní a meziroční variabilitu. Třetí „osa variability“ pokrývá změny odnosu P dané změnami průtoku v krátkých časových epizodách. Při studiu každé z „os komplexní variability“ předpokládáme, že rozhodují jiné pochody či mechanismy, jejichž dopady na výsledný odnos P se ale mohou lišit s měřítkem. Předmětem tohoto příspěvku je proto prostorová variabilita, resp. její příčiny, v měřítku mikropovodí.

Vycházíme z předpokladu, že v porovnání s velkým měřítkem (ČR) jsou jak klimatické, tak meteorologické, (hydro)geologické i pedologické podmínky na ploše 15 km² téměř homogenní. Rozdíly v odnosu P potom budou určeny zejména rozdílným land-use – plodinami, resp. fází osevního cyklu a hnojením. Pro studii jsme vybrali povodí s typickou kambizemí (Eutric Cambisol podle FAO). Jednak jde o druhý nejrozšířenější půdní typ v ČR (zabírá 14 % o. p.) a medián koncentrace celkového fosforu (cP = 0,059 mg/l) i rozpuštěných ortofosforečnanů (cSRP = 0,024 mg/l) byl navíc v rámci monitoringu ČR nejvyšší z dominantních půdních typů (celkově 5. v pořadí, za minoritními fluvio- a luvizememi). Fakt, že Vintířovský potok se nalézá v povodí zdroje pitné vody pro 10 % populace ČR, je bonusem před zamýšlenou generalizací.

Cílem příspěvku je popsat variabilitu odnosu fosforu (TP a SRP) v mikropovodí za podmínek základního odtoku s ohledem na: i) meziroční variabilitu specifických odnosů (SY), ii) sezonní průběh koncentrací, popřípadě okamžitých odnosů v závislosti na klíčových faktorech mikropovodí a iii) variabilitu v rámci 11 profilů a mezi nimi navzájem. Studie je základem pro vodohospodářskou bilanci fosforu v mikropovodí (watershed budget), která bude zároveň vstupem pro následnou zemědělskou bilanci (farm gate budget).

Popis lokality a metody

Sledované území geomorfologicky náleží k celku Křemešnické vrchoviny, oblast Českomoravské vrchoviny. Věřňovité povodí Vintířovského potoka (obr. 1) je odvodňováno severním směrem do rybníka Dvořiště (546 m n. m.), nejvyšším bodem je Svidník (739 m n. m.) na jižním okraji. Sledované profily se nalézají na východním (7), západním (3) a jižním přítoku (1). Vintířovský potok je pravostranným přítokem Kejtovského potoka, jehož vody se po soutoku s Trnavou a následně Želivkou vlévají do VN Švihov (52 km od rybníka Dvořiště, ke zvlutí VN Trnávka je to 36 km). Po proudu nejbližším



Obr. 1. Mapa povodí Vintířovského potoka s vyznačením 11 sledovaných profilů, kategorií land-use a odvodnění

místem sledování kvality vody je profil ZVHS těsně nad Věžnou (č. 210-037) a nejbližším limnigrafem je Červená Řečice (č. 1622, ČHMÚ). Pro potřeby dimenzování propustků byl v ČHMÚ proveden orientační výpočet průtokových parametrů pro profil most na silnici Věžná-Vintřov (tj. 570 m pod soutokem větví s profily 02 a 03). Ze vstupních parametrů $A = 4,656 \text{ km}^2$ a $H_{SA} = 755 \text{ mm}$ vychází: $Q_a = 44,9 \text{ l/s}$; $Q_1 = 2,8 \text{ m}^3/\text{s}$ a $Q_{100} = 14 \text{ m}^3/\text{s}$ [7].

Nejbližší manuální srážkoměrná stanice ČHMÚ je v Pacově (6 km), ale v roce 2008 byla zřízena automatická stanice přímo ve Vintřově (Povodí Vltavy). Základní klimatologická stanice je 4 km jižně v Černovicích, nicméně 20 km SV je observatoř Košetice, která slouží jako profesionální meteorologická stanice, ale zároveň patří do sítě GEOMON. Pro observatoř v Košetcích je dlouhodobý průměr 1961–1990 ročního úhrnu srážek 621 mm a teploty 7,1 °C [8].

Zcela dominantním geologickým podkladem povodí jsou dvojslídne pararuly moldanubika (pouze na JZ okraji jsou nahrazeny biotitickými pararulami) paleozoického stáří s holocénními sedimenty podél potoků (ČGS, 2010). Pedologicky je povodí na přechodu dvou podtypů kambizemí – typické (46 % povodí na severu) a dystrické (32 % na jihu povodí). V nižších partiích se podél toku vyvinuly organozemní gleje (19 % plochy povodí). Podle charakteristik BPEJ jsou půdy v povodí hluboké až středně hluboké, bezskeletovitě až středně skeletovité. Vyšší partie povodí patří do mírně chladného, vlhkého klimatického regionu, dolní partie do mírně teplého, vlhkého (VÚMOP, 2010). Ve vyšších polohách povodí, hlavně na JZ okraji, je vysazena monokulturní smrčina středního až vyššího stáří, podél potoků jsou vtrošeny olšiny.

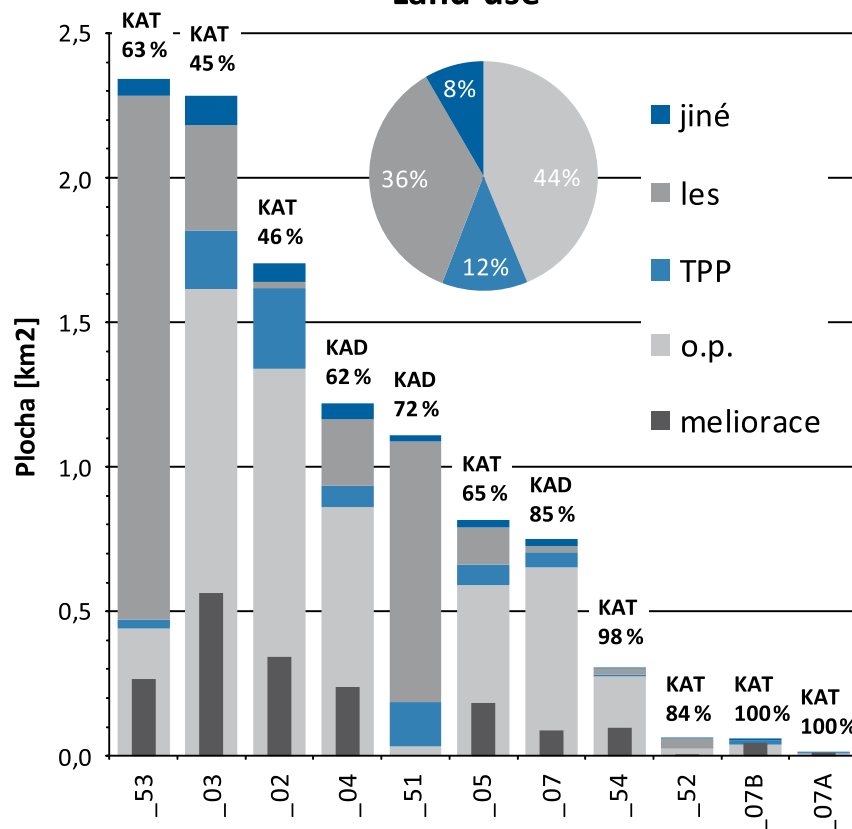
Na drtivé většině polí a luk hospodaří dva zemědělské subjekty. Zemědělská výrobní podoba je bramborářsko-žitná, čemuž odpovídá i současná struktura plodin, kdy výměra brambor a řepky, dvou dominantních plodin rostlinné výroby, je zhruba shodná. Louky jsou sečeny na píci, která spolu s kukuřicí tvoří základ krmení pro hovězí dobytek. V povodí je trvale ustájeno stádo 1 900 ks českého červenostrakatého plemene.

Všech jedenáct sledovaných profilů se nalézá na tocích 1. nebo 2. řádu podle Strahlera ve vrcholových částech povodí Vintřovského potoka (obr. 1). Celková plocha hydrologického povodí je 14,9 km² (HLGP = 109020540), z toho 36 % pokrývají lesy (ZABAGED, 2010), 44 % orná půda a 12 % louky a pastviny (LPIS, 2010) převážně v nivních pásech podél potoků. Jednotlivá mikropovodí se z pohledu koloběhu fosforu liší pouze v land-use, odvodnění ploše (obr. 2) a pochopitelně v plodinách, resp. fázi osevního cyklu a hnojení. Dva páry největších mikropovodí (> 1 km²) mají opačný poměr lesa a orné půdy (02 a 03 vs. 51 a 53). Profil 51 Bezenek považujeme za referenční, protože kromě malé vrcholové partie je mikropovodí zcela lesnaté a žádné plochy nejsou odvodněné drenáží. Tři profily (tabulka 1) jsou drenážní výusti, ale pouze profil 54 je ukončením celé soustavy otevřenou výustí s volným přepadem (hlavník Ø 20 cm), zatímco profily 07A a 07B jsou do šachty vyvedené drény (svodnice Ø 10 cm). Profil 07 je toutéž šachticí protékající zatrubněný přepad ze 170 m výše položeného rybníčku (0,39 ha). Subpovodí 04, 05 a 07 jsou vnořené do mikropovodí 03, resp. 02, ostatní nemají společnou žádnou část.

Pro biogeochemický koloběh P v takto malých tocích je podstatná komunikace vody s hyporeálem a povaha sedimentů. Uvedme proto, že kromě přirozených lesních úseků (51 a 53) jsou téměř celé tratě ostatních potoků napřímeny, zahloubeny a břehy i dno mají obvykle zpevněné perforovanými betonovými dlaždicemi (kromě 52 – mělký příkop podél lesa). S výjimkou nejprudších či zatrubněných úseků je na dlaždicích dnes usazen sediment převážně ze štěrku až písků (nad profilem 03 např. 30 cm mocný). Nad žádným profilem nejsou obytné ani jiné bodové zdroje znečištění, jedná se o výhradně zemědělská, resp. lesní mikropovodí.

Systematickou drenáž je podle projektové dokumentace získané v ZVHS odvodněno celkem 2,44 km² zemědělské půdy, tj. 1/3 zemědělské půdy, resp. 19 % plochy povodí Vintřovského potoka. Do této výměry nejsou započteny plochy odvodnění ze 30. let (35 ha), protože k nim, kromě převzatých obrýsů načrtnutých jen do přehledových map, neexistuje věrohodná dokumentace. Zda po 80 letech již vypršela doba jejich životnosti, je nejisté. Započteny jsou naopak plochy všech, byť překrývajících se staveb, i když u nich není jisté, zda byly realizovány v rozsahu archivovaných projektů.

Land-use



Obr. 2. Výměry kategorií land-use (o. p. – orná půda; TPP – trvalé travní porosty) a ploch odvodněné zemědělské půdy (o. p.+TPP) sledovaných 11 profilů (sloupce) a celého povodí (koláč); nad sloupci je uveden relativní podíl dominantního půdního typu (KAT typická kambizem; KAD dystrická kambizem) z celkové plochy subpovodí

Tabulka 1. Charakteristika odvodňovacích soustav tří sledovaných profilů, údaje podle projektové dokumentace ZVHS Pelhřimov, výběr parametrů podle [23]

Profil	07A	07B	54
nadmořská výška profilu [m]	609	609	568
prům. sklonitost z DMT [%]	5,7	5,6	5,4
odvodněná plocha [ha]	1,08	4,12	9,50
rok kolaudace stavby	1986	1986	1982
rozchod sběrných drénů [m]	10	11–14	10–12
hloubka sběrných drénů [m]	1,0	1,1	1,1
celk. délka trubní sítě [km]	1,1	3,5	9,4
Ø sběrných drénů [cm]	6,5	6,5	5,0
počet drenážních výustí	1	1	6

Tabulka 2. Odhad specifického odnosu celkového fosforu na vybraných profilech

Profil	A [km²]	SY_TP [kg/km².r]		
		2007	2008	2009
_02	1,70	3,6	4,7	5,9
_03	2,28	3,0	2,7	4,5
_51	1,11			5,9
_52	0,06			5,3
_53	2,34			3,5
_54	0,31			15,0

Drenáž byla budována jako příčná i podélná, se světlostí sběrných drénů 5 nebo 6,5 cm uložených do hloubky 1,1 m na polích, resp. 1,0 m na loukách, v místech s rašelinou jsou drény kladené na latě (k. ú. Obrataň). Rozchod sběrných drénů je 8 až 16 m pro $Q_{spec} = 0,8$ nebo 1,0 l/s.ha. Podrobnosti k poloze, existenci a historii místního odvodnění, včetně rizik souvisejících s využíváním digitalizovaných vrstev, jsou uvedeny jinde [9].

Dílčí mikropovodí jsme odvodili topograficky od rozvodnice povodí 4. řádu (VÚV, 2010) a v případě překryvu s odvodněnými plochami jsme linii upřesnili podle ploch jednotlivých odvodňovacích skupin/výustí odvozených z detailu projektu 1 : 1 000 nebo 1 : 2 000 (ZVHS Pelhřimov).

Profily 02 a 03 jsme sledovali kvantitativně i kvalitativně od ledna 2007. Od února 2008 jsme sledování rozšířili o profily 04 a 05 a od března 2008 ještě o drenážní výusti 07A a 07B spolu s profilem 07. Na těchto pěti profilech probíhal pouze kvalitativní odběr vzorků. Konečně od prosince 2008 jsme sledovali profily 51 až 54, a to včetně měření průtoků rovněž přímou metodou s lichoběžníkovými přelivy podle Cippolettiho. V břehovém svahu na profilech 02 a 03 byly umístěny série lapačů plavenin [10]. Odběry vzorků a měření průtoků probíhaly v měsíčním intervalu celkem tři roky do ledna 2010. Vzorky byly během transportu do laboratoře chlazené a analýzy podle standardních metod proběhly do 48 hodin po odběru nebo podle SOP v akreditovaných laboratořích VÚV TGM, v.v.i. Statistická analýza dat byla provedena v SPSS® Base v. 9.0.

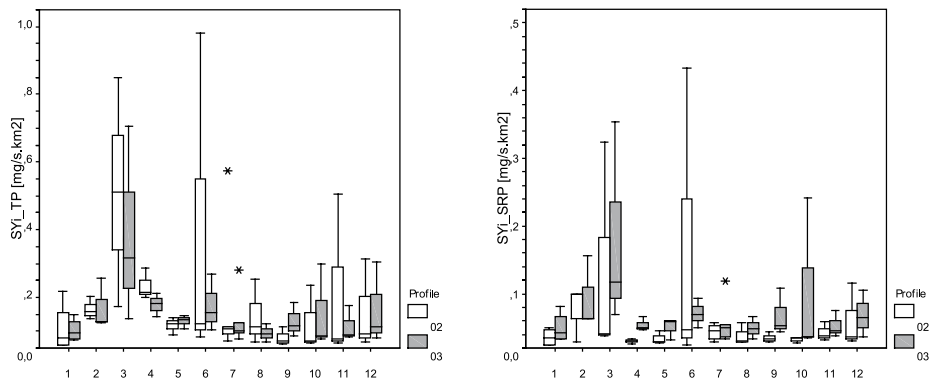
Výsledky a diskuse

Odnos P ve sledovaných mikropovodích zhodnotíme ze tří aspektů: i) meziročního srovnání mediánů okamžitých specifických odnosů fosforu (SY_{TP}) během tříletého období na profilech 02 a 03 doplněného o hrubý odhad ročního specifického odnosu (SY_{TP}), ii) sezonního průběhu koncentrací fosforu v závislosti na klíčových faktorech mikropovodí a iii) variability v rámci 11 profilů sledovaných v jednom roce.

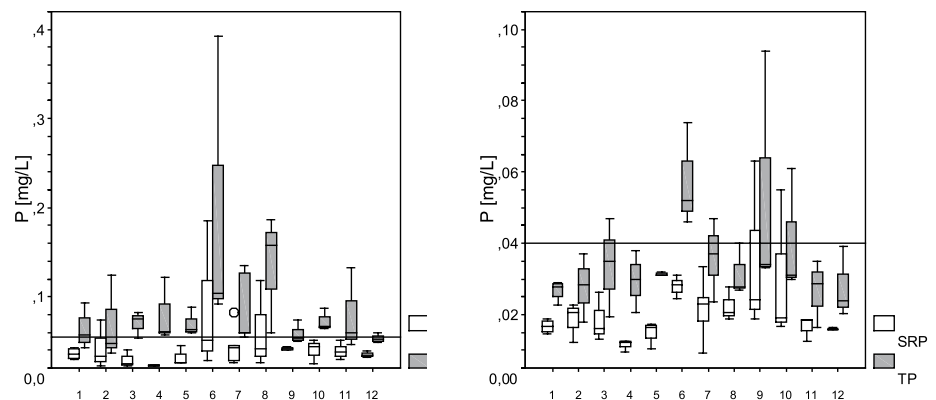
Meziroční variabilita odnosu fosforu za podmínek základního odtoku je podmíněna zejména srážkovými úhrny, resp. déletrvajícími hydrologickými fluktuacemi (údaje z KS Černovice, ČHMÚ 2011). Naopak krátkodobé epizody povrchového odtoku závisí více na intenzitě srážek, než na samotných úhrnech. Proto mediány SY_{TP} vypočtené pro data odběrů v měsíčních intervalech zachycují meziroční variabilitu věrohodněji než např. roční specifické odnosy (tabulka 2). Až násobné meziroční rozdíly odhadů ročního specifického odnosu (2,7–5,9 kg/km².rok) dokazují, že ani podíl vztahovaný na periody základního odtoku není konstantní, resp. je hydrologicky závislý. Proto je při výpočtech zatížení nádrží vhodnější uvažovat o exportních koeficientech jednotlivých kategorií land-use jakožto o pravděpodobnostním rozmezí [3] než dlouhodobé konstantě. Toto rozmezí navíc velmi dobře přenáší zřejmou nejistotu i na vyšší úrovni vodohospodářského rozhodování. Uvedené hodnoty samozřejmě reprezentují dolní hranici celkového odnosu, protože nezahrnují erozní podíl (viz pozn. 2) ani zvýšené odnosy z častějších, ale méně intenzivních odtokových událostí.

Srážkově nejvýdatnější byl rok 2009 (roční úhrn 1 109 mm). Stejně tak i mediány SY_{TP} byly pro profily 02 a 03 v tomto roce nejvyšší (0,12 a 0,08 mg/s.km²). Do úhrnu se zásadně promítly dvě přívalové srážky v červenci a srpnu (55 a 46 mm), které se ale v měsíčních odběrech neprojevovaly. Vzhledem ke krátkému trvání se základní průtok významně nenavýšil. Došlo přitom k intenzivnímu propláchnutí koryta, ale hodnoty z lapačů o větší erozi nesvědčí. Naproti tomu deštivý červenec t. r. byl příčinou vysokého odnosu zaznamenaného počátkem července. Nejsušší a zároveň srážkově nejvyrovnanější byl rok 2008 (751 mm). Mediány SY_{TP} 0,04 a 0,05 mg/s.km² byly nejnižší ze tříletí. Ani v tomto roce se méně četné letní bouřky v základním odtoku neprojevovaly výrazněji, byť záchyty z lapačů svědčí o menších epizodách eroze. Srážkově průměrný rok 2007 (931 mm) byl charakteristicky extrémně suchým dubnem a deštivým listopadem. Mediány SY_{TP} dosáhly středních hodnot (0,06 a 0,07 mg/s.km²). V červenci a srpnu došlo ke dvěma extrémním erozním událostem. Příčinné srážky přitom nebyly zdaleka extrémní (30 a 10 + 10 mm), jednalo se o obvyklou letní bouřku. Příčinou vůbec nejvyšších zaznamenaných koncentrací bylo brambořiště situované t. r. blízko toku, navíc s řádky po spádnici – erozní rýhy viz mapy.cz.

Celkově je patrný větší rozptyl hodnot SY_{TP} na profilu 02 (obr. 3), což je pravděpodobně dáno větším zastoupením lesa v mikropovodí 03 (16 %). Na celkovém ročním odnosu P se samozřejmě rozhodující měrou podílí eroze [11], kterou bez kontinuálního měření Q a automatického vzorkování nelze kvantitativně zhodnotit [12]. Nadto ze zkušenosti plyne, jak rozhodující bylo umístění brambořiště v dolní části mikropovodí 02. V jiných letech nebyly z obdobných bouřek při podobných kulminačních průtocích zaznamenány



Obr. 3. Sezonní variabilita okamžitého specifického odnosu TP (vlevo) a SRP (vpravo) v letech 2007 až 2009 na profilech 02 a 03; odlehle hodnoty (○) přesahují 1,5x a extrémní (*) 3x kvartilové rozpětí



Obr. 4. Sezonní variabilita koncentrace P na profilech 02 (vlevo) a 03 (vpravo) v období 2007–2009, různé měřtko (!); vodorovně je vyznačen limit BAP = 0,035 mg/l

zdaleka tak vysoké koncentrace TP. Z koncentrací NL a TP v lapačích a návrhových průtoků¹ je přitom patrné, že tyto epizody tvoří, i hrubě odhadnuto, více než ekvivalent ročního odnosu P za podmínek základního odtoku². Domníváme se však, že oproti dlouhotrvajícímu odnosu nemají tyto krátkodobé epizody tak výrazný, resp. přímý dopad na eutrofizaci, přinejmenším díky nesrovnatelně kratšímu trvání [14].

Sezonní změny odnosu fosforu jsou druhým hodnoceným aspektem variability. Jejich popis je založen na vzorcích z profilů 02 a 03, rovněž ze tříletí 2007–9. Oba profily uzavírají mikropovodí s dominantním zastoupením orné půdy (79 % a 71 %), shodně na typické kambizemi.

Prodlužování dne a růst intenzity slunečního záření zvyšuje teplotu vzduchu v první polovině roku. Následkem je pozvolný vývoj hlavních hydrologických,

¹ Pro jarní tání a srážky 200 mm (5 dní) byl vypočten $Q_{spec} = 4,62$ l/s.ha a pro letní srážku (4 mm/h po dobu 24 h, tj. 96 mm/den) $Q_{spec} = 6,67$ l/s.ha [7]. Pro profil 02 byl vypočten $Q_1 = 0,60$ m³/s a $Q_{100} = 4,20$ m³/s, pro profil 03 pak 0,40, resp. 2,70 m³/s [13].

² Odhad odnosu pro rok 2007 vypočtený na základě 12 hodnot Q a cP činí 6,38 kg fosforu. Přitom velmi hrubým odhadem doplněným o svědectví místních obyvatel za pouhou 1/2 hodiny při Q = 100 l/s a cTP = 100 mg/l může odtéci až 18 kg fosforu, přičemž použitá koncentrace je 1/2 maximální naměřené.

Tabulka 3. Variabilita okamžitého specifického odnosu TP [mg/s.km²] na vybraných profilech; N = počet měření, $\bar{x}$ = medián, $\bar{x}$ = průměr, SD = standardní odchylka, σ^2 = rozptyl, var.k. = variační koeficient (podíl SD/ $\bar{x}$ v %)

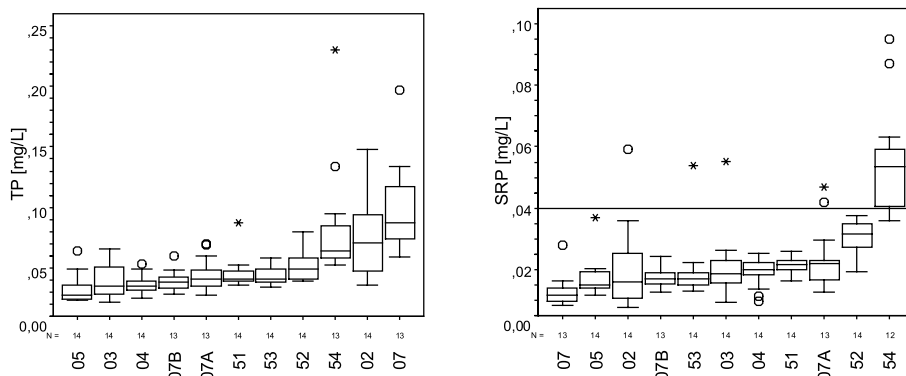
SY_{TP}	profil	N	$\bar{x}$	$\bar{x}$	SD	σ^2	var.k. %
2007-9	_02	39	0,06	0,15	0,21	0,044	140
	_03	39	0,08	0,11	0,11	0,013	105
	Total	78	0,07	0,13	0,17	0,029	131
2009	_02	14	0,12	0,18	0,22	0,048	120
	_03	14	0,08	0,14	0,16	0,026	117
	_51	14	0,15	0,18	0,10	0,009	52
	_52	14	0,13	0,17	0,08	0,006	47
	_53	14	0,08	0,11	0,07	0,006	69
	_54	13	0,18	0,49	0,90	0,806	184
	Total	83	0,13	0,21	0,39	0,149	185

ale i chemických a biologických parametrů, které přímo nebo zprostředkovaně ovlivňují chování fosforu v zemědělské půdě a v toku. Během zimy jsou nízké průtoky provázány nízkou teplotou, proto je metabolická aktivita organismů v půdě i vodě nízká. Koncentrace P je tak určena fyzikální chemickými procesy srážení a rozpouštění [15]. Při zamrzlé půdě je omezena iontová výměna mezi půdou a vodou. Proto s odtáváním sněhu často roste průtok, ale nikoli nutně cP (srov. obr. 3 a 4). Během období tání v některých oblastech odteče až polovina ročního odtoku, tj. přichází roční maximum odnosu fosforu. Přibývajícím světlem iniciovaný růst společenstev bentických řas a rostoucí teplotou zvýšená aktivita bakterií v půdě i biofilmech mají za následek rychlejší obrát P (turnover rate). Při poklesu Q (současně vzroste i T) mohou být živiny z vody efektivně eliminovány exponenciálně rostoucí biomasou, takže odnos P může dosáhnout ročního minima (duben 2007 je charakterizován výrazným poklesem cSRP). Nasycení vody kyslíkem je ale stále vysoké, často přes 120 %. Až s dále rostoucí teplotou se začínají objevovat deficity O_2 , které se podle vodnosti mohou značně prohloubit již na začátku léta. Podstatnou roli pak hrají sedimenty, které, jsou-li bohaté na organickou hmotu, mohou v rozvinuté anoxii začít intenzivně uvolňovat P. I přes roční minima O_2 v červenci však hodnoty na žádném ze dvou profilů tento vliv nevykazují. Během léta pak při nejvyšších teplotách dosahuje biologická produkce maxima a organická hmota se může uvolňovat do proudící vody. To se v ještě větší míře děje při letních bouřkách (náhodně) a při podzimních vydatných srážkách (pravidelněji). Potom i při vyrovnaných průtocích jsou hodnoty koncentrace P zvýšené nebo vysoké. Ve vazbě na Q může dojít i k maximu odnosu P. Ke konci roku opět klesá Q i T, čímž se koloběh fosforu zpomaluje. Odnos obvykle klesá k nebo pod průměr roku.

Zatímco příčinou maxim odnosu TP na profilu 03 byl převážně dlouhodobě zvýšený průtok (III a X), tak na profilu 02 to kromě zmíněných dvou měsíců byl prudký nárůst biomasy nesené proudem (VI–VII). Maximální hodnoty cTP byly výrazně vyšší na profilu 02 než na 03, zejména v červnu (obr. 4). Nepříznivě se u níže položených vodních ekosystémů ale mohou projevit i průměrné koncentrace TP na profilu 02, které prakticky po celý rok přesahují limit pro eutrofizaci 0,035 mg/l BAP (bioavailable phosphorus) [16]. Důvodem k této domněnce jsou zvýšené koncentrace organické hmoty³ vysvětlující letní maxima P (v červnu 2008: cSRP = 0,165 a cTP = 0,372 mg/l). Ještě vyšší cTP na profilu 07 (de facto ve tmě) spolu s neobvykle nízkým poměrem SRP/TP a vysokou koncentrací NL (tabulka 4) naznačují, že organická hmota má původ značnou měrou v malém rybníčku těsně nad místem odběru (cTP v drenážních výustích jsou nízké celoročně, stejně jako cSRP v odtoku z rybníčku). Jestliže se tedy jistá část organické hmoty (OM) zachytí i na tomto toku prakticky bez sedimentů (dno je z betonových tvárnic), jde o záchyt dočasný. OM je navíc biologicky snadno přístupná, takže její eutrofičtí potenciál je v každém případě značný.

Celkově byla sezonní fluktuaace obou frakcí fosforu mnohem méně pravidelná a výrazná než např. u snadno rozpustných dusičnanů [17] s jejich typickým jarním vrcholem během tání sněhu a propadem na přechodu léta a podzimu. Vzhledem ke zřetelnému vztahu mezi koncentrací vápníku+hořčíku a průtokem lze v toku předpokládat intenzivnější srážení SRP během nízkých průtoků, a tedy jeho alespoň dočasnou eliminaci

³ CHSK_{Cr} se ve vzorcích z 11 profilů zvýšilo nad tč. aktuální mez detekce (25 mg/l) jen zřídka, a proto bylo od systematického stanovení upuštěno. Stanovení proběhlo pouze ad hoc v subjektivně podezřelých vzorcích a tehdy, tj. pouze na profilech 02 a 07, dosahovalo 30–50 mg/l. V červnu 2008 bohužel stanovení neproběhlo.



Obr. 5. Variabilita koncentrací P mezi profily a v rámci 11 profilů sledovaných v r. 2009 – řazeno vzestupně podle ročního mediánu, u $PO_4\text{-P}$ je vodorovně vyznačen limit BAP = 0,035 mg/l; odlehle hodnoty (○) přesahují 1,5x a extrémní (*) 3x kvartilové rozpětí

během kritického letního období. Naopak vyšší koncentrace síranů mohou po redukcí na H_2S a následně tvorbě nerozpustných sulfidů (FeS a FeS_2) zablokovat red/ox „recyklaci“ železa, a tím zvyšovat přístupnost P v biogeochemickém cyklu mezi sedimenty a vodou. Jejich koncentrace přitom slabě korelovaly s podílem zornění.

Variabilita mezi 11 profily sledovanými během roku 2009 je třetím aspektem hodnocení odnosu P. Velmi pozitivní na výsledcích z relativně vodného roku 2009 je fakt, že při dostatečném odtoku mělo pouze jediné mikropovodí (54) nadlimitně vysoké hodnoty cSRP (obr. 5). Rozdíly cTP i cSRP mezi ostatními povodími byly za podmínek základního odtoku velmi malé. Meziroční variabilita okamžitého odnosu P v rámci jednoho profilu (02, resp. 03) byla srovnatelná s variabilitou mezi profily (tabulka 3). Ze souhrnných výsledků (tabulka 4) je dále patrné, že v řadě parametrů se celý soubor dělí na skupinu mikropovodí s převahou orné půdy a na skupinu s dominancí lesa. Nasnadě je vyšší podíl zornění, čili soustavné a intenzivní disturbance svrchní vrstvy půdy a její průběžné hnojení. Zda a jakou roli v tomto rozdílu ($Ca+Mg$, SO_4 , vodivost, pH a částečně i NO_3) sehrává i odlišný půdní typ (dystrická kambizem), nelze nyní spolehlivě určit. Obecně lze říci, že nižší cP ve vodě nemusí být způsobena jen menší zásobou P v půdě, ale např. i vyšší teplotou, resp. menším zastíněním toku a následně intenzivnějším růstem bakteriálních biofilmů. Koncentrace P může být ale naopak také zvýšena např. kyslíkovým deficitem v podmačených půdách lemujících tyto lesní toky.

Příčiny výrazně vyšší cSRP na profilu 54 oproti ostatním mikropovodím jsou také nejasné. Nabízející se vysvětlení nejsou pravděpodobná. Do mikropovodí by mohl zasahovat vydatnější pramen s výrazně jiným chemickým složením. „Specifický“ odtok 3,5 l/s.km² ale zcela zapadá do pozorované škály a podobné výskyty v tomto geologickém podloží nejsou známy. V mikropovodí není žádné místo s vysokým obsahem přístupného P (data ÚKZÚZ 2011), ani jsme nezaznamenali (na rozdíl od jiných míst v povodí) vyvážení kejdy či dočasné skladování hnoje. Může být i nesprávně vymezena rozvodnice a utajený „zdroj“ leží mimo naši pozorost. Rozvodnice však byla vymezována dvěma odlišnými postupy, byť v obou případech nad mapovými podklady. Poslední možnost je tak zásadně odlišná interakce mezi odtékající vodou a půdou [18], protože vliv sedimentů nepřichází v úvahu, neboť se jedná o drenážní výust.

Jako svědectví doby a dnešních „ekonomických výkyvů“, které také podstatně mění základní strukturu zemědělství v ČR, dodejme několik poznámek k drenážím. Tehdejší a dnešní pohledy na ekonomickou „rentabilitu“ odvodnění jsou téměř opačné. Původně např. odvodnění pouhých 13 ha

Tabulka 4. Mediány (pouze u SRP/TP je průměr) fyzikálních a chemických parametrů profilů sledovaných v r. 2009; *hydrologicky neodpovídá $Q_{\text{spec.}}$, protože nejsou zahrnuta žádná krátkodobá zvýšení Q

Profil	A	N	$Q_{\text{med.}}/A^*$	Vodivost	t	O_2	pH	NL	TP	SRP	$N-NH_4^+$	$N-NO_3^-$	Ca+Mg	SO_4^{2-}	SRP/TP
2009	km ²		l/s.km ²	μS/cm	°C	mg/l		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mmol/l	mg/l	%
_02	1,70	14	1,5	285	7,1	10,9	7,4	6	0,061	0,011	0,042	7,91	1,19	31,3	28
_03	2,28	14	3,7	268	7,4	11,1	7,4	4	0,025	0,014	m.s.	12,35	1,03	26,9	54
_04	1,22	14		249	7,4	11,2	7,3	3	0,025	0,015	m.s.	11,35	0,95	23,7	56
_05	0,82	14		292	8,4	10,8	7,2	4	0,017	0,010	0,037	13,50	1,13	29,2	55
_07	0,75	13		279	10,9	10,2	7,1	17	0,077	0,007	0,065	7,03	1,16	27,5	11
_07A	0,01	13		244	8,5	6,9	6,4	3	0,031	0,017	0,094	2,18	1,11	25,6	52
_07B	0,06	13		299	8,8	9,3	7,0	3	0,028	0,012	0,067	3,17	1,32	33,5	44
_51	1,11	14	4,8	70	6,9	10,8	6,8	4	0,031	0,017	m. s.	1,26	0,24	7,7	50
_52	0,06	14	4,0	116	8,6	9,4	6,7	4	0,039	0,027	0,032	3,77	0,46	8,0	64
_53	2,34	14	2,6	116	7,1	10,8	6,9	4	0,031	0,012	0,049	2,77	0,44	10,6	40
_54	0,31	13	3,5	208	8,3	9,8	6,5	3	0,054	0,047	0,050	11,90	0,76	11,1	72

polí (výpočet přes vyšší výnos brambor) a 63 ha luk (výpočet přes kvalitnější píci a obsah tuku v mléce vč. vyšší dojivosti) o celkových nákladech 1,14 milionu Kčs mělo během 25 let přinést čistý zisk 2,83 milionu Kčs [19]. Klicman přitom ve stejné době uvádí pro nedaleké plochy rentabilitu mnohem nižší – 10,7 % pro odvodnění 231 ha s celkovými náklady 2,73 milionu Kčs. V r. 1981 byla návratnost nové stavby vypočtena dokonce na 54 let [20]. Zatímco v minulosti byla rychlá návratnost, resp. její výpočet, založena výhradně na produkci potravin, tak dnes bychom naopak zamokřené nívné louky při hodnocení ekosystémových služeb cenili nejvýše [21]. Čteme-li tehdejší argumenty „pro“ s vědomím dnešních cen za denitrifikaci na ČOV, máme pocit naprosté ironie. Zpočátku nechyběla sebejistá tvrzení „vliv stavby na ŽP bude příznivý, neboť povede k intenzifikaci rostlinné výroby“ [10] nebo „odstraní se neplodné plochy“, či „odstraněním silně zamokřených pozemků se zlepší ŽP“ nebo „vysušení bažin ozdraví tyto plochy“, která se ke konci starých časů pomalu měnila ve váhavé „nemělo by dojít k narušení rovnováhy vody v půdě“ [20]. O resilienci Baltu ani Černého moře se tehdejší plánovači, ale ani vědci t.č. zjevně nezajímali [22]. Činíme (se) dnes jinak?

Závěry

V letech 2007–2009 jsme pozorovali celkem jedenáct profilů (vč. tří drenážních výustí a referenčního lesního mikropovodí) v povodí Vintřovského potoka. Kromě měření průtoku byly v měsíčním intervalu odebrány vzorky vody. Dílčí mikropovodí nejsou osídlená, reprezentují tedy výhradně plošné zdroje znečištění. Z výsledků je zřejmé, že:

- Roční specifický odnos fosforu za podmínek základního odtoku dosahoval na šesti sledovaných profilech hrubým odhadem 2,7–5,9 kg/km² za rok. Výše i tohoto podílu závisela na vodnosti daného roku a meziročně dosahovala i násobných rozdílů.
- Sezonní průběh okamžitého odnosu TP měl každoročně výrazný jarní pík podmíněný průtokem, dále menší podzimní pík rovněž daný hydrologicky. Letní maximum bylo vyšší během sušších a teplejších roků. Koncentrace TP i SRP dosahovala maxima v létě vzhledem k vysoké produkci biomasy a minima na jaře díky prudkému růstu populací fyto-bentosu. Profil 02 měl celoročně vyšší koncentrace TP než limit pro eutrofní vody (BAP = 0,035 mg/l). Protože se jednalo z větší míry o organickou hmotu, může mít tento fosfor níže po toku negativní dopad na eutrofizaci. Naopak koncentrace obou forem P na profilu 03 přesahovala eutrofní limit jen zřídka.
- V relativně vodném roce 2009 proběhlo srovnání 11 profilů vzájemně se lišících podílem jednotlivých ploch land-use a odvodnění. Soubor se z pohledu chemismu vody dělí na dvě části, a to podle podílu zastoupení lesa, resp. zornění. Pouze jediný profil 54 měl medián SRP vyšší než eutrofní limit. Ostatní profily zůstaly hluboko pod limitem, z čehož plyne, že během hydrologicky průměrných a nadprůměrných roků nebyla orná půda v povodí chronicky rizikovým zdrojem fosforu.
- V této studii byly výsledky z lapačů plavenin zahrnuty jen popisně. Dopadu na eutrofizaci VN Trnávka a VN Švihov z takto zachycených, ale krátkodobých epizod vysokých odnosů je třeba věnovat v dalších letech systematickou pozornost.

Poděkování

Studie byla vypracována s podporou výzkumného záměru MZP0002071101. Data z KS Černovice poskytla Dr. Starostová, ČHMÚ České Budějovice. Zvláštní poděkování patří paní Karáskové z okresního archivu ZVHS v Pelhřimově za spolehlivou znalost a pomoc s vyhledáváním projektů odvodnění.

Literatura

- [1] Hasler, AD. (1947) Eutrophication of Lakes by Domestic Drainage. *Ecology*, 28(4): 383–395.
- [2] Vollenweider, RA. and Kerekes, J. (1982) Eutrophication of waters. Monitoring, assessment and control. Paris : OECD, 154 p.
- [3] Beaulac, MN. and Reckhow, KH. (1982) An Examination of Land-Use – Nutrient Export Relationships. *Water Resources Bulletin*, 18(6): 1013–1024.
- [4] Sharpley, AN. and Smith, SJ. (1990) Phosphorus transport in agricultural runoff: the role of soil erosion. In *Soil Erosion on Agricultural Land*. Eds Boardman, J., Foster, DL., and Dearing, JA. Chichester : John Wiley, p. 351–366.
- [5] Neal, C. et al. (2010) The strategic significance of wastewater sources to pollutant phosphorus levels in English rivers and to environmental management for rural, agricultural and urban catchments. *Science of the Total Environment*, 408(7): 1485–1500.

- [6] Nemery, J. et al. (2005) Phosphorus budget in the Marne Watershed (France): urban vs. diffuse sources, dissolved vs. particulate forms. *Biogeochemistry*, 72(1): 35–66.
- [7] Rybář, K. (1986) Projekt odvodnění pozemků – JZD Kámen – stavba Věžná IV.1., okres Pelhřimov. Agropojekt Brno, Jihlava.
- [8] Váňa, M. and Holoubek, I. (2007) Košetice observatory – 20 years. Praha : ČHMÚ, 151 p.
- [9] Fiala, D. a Rosendorf, P. (2011) Variabilita odnosu fosforu ze zemědělské půdy v měřítku mikropovodí – příklad z povodí VN Želivka. In *Vodárenská biologie 2011* (Eds Říhová-Ambrožová, J. a Veselá, J.). Chrudim : Vodní zdroje Ekomonitor, s. 100–109.
- [10] Fiala, D. a Rosendorf, P. (2010) Pasivní bodový vzorkovač vody a plavenin. *VTEI*, 52, č. 1, s. 17–19, příloha *Vodního hospodářství* č. 2/2010.
- [11] Sharpley, AN. et al. (1994) Managing Agricultural Phosphorus for Protection of Surface Waters – Issues and Options. *Journal of Environmental Quality*, 23(3): 437–451.
- [12] Kronvang, B. and Bruhn, AJ. (1996) Choice of Sampling Strategy and Estimation Method for Calculating Nitrogen and Phosphorus Transport in Small Lowland Streams. *Hydrological Processes*, 10(11): 1483–1501.
- [13] Rybář, K. (1984) Projekt odvodnění pozemků – JZD Kámen – stavba Věžná IV.2., okres Pelhřimov. Jihlava : Agropojekt Brno.
- [14] Vanni, MJ. et al. (2006) Nutrient and light limitation of reservoir phytoplankton in relation to storm-mediated pulses in stream discharge. *Archiv für Hydrobiologie*, 167(1–4): 421–445.
- [15] Pačes, T. a Moldan, B. (1981) Geochemický odnos ze zemědělských a lesních povodí. *Sborník geologických věd, řada HIG* (15): 157–195.
- [16] Reynolds, CS. and Davies, PS. (2001) Sources and bioavailability of phosphorus fractions in freshwaters: a British perspective. *Biological Reviews*, 76(1): 27–64.
- [17] Fučík, P. et al. (2010) Vyhodnocení monitoringu jakosti vod v malém zemědělsko-lesním povodí: diskrétní a kontinuální přístup. *Vodní hospodářství*, 60(8): 213–219.
- [18] Kulhavý, Z. et al. (2010) Podíl drenážního odtoku na celkovém odtoku z povodí. *Vodní hospodářství*, 60(7): 190–194.
- [19] Vališ, J. (1960) Meliorace pozemků JZD Vintřov. Jihlava : Krajský Státní Ústav pro projektování zemědělské a lesnické výstavby, 14 příloh.
- [20] Klicman, J. (1981) Projekt odvodnění pozemků – JZD Kámen – stavba Věžná III, okres Pelhřimov. Jihlava : Agropojekt Brno.
- [21] Seják, J. a Pokorný, J. (2011) Voda a peněžní hodnocení biotopů a služeb ekosystémů. *Vodní hospodářství*, 59(1): 12–14.
- [22] Walker, B. et al. (2004) Resilience, Adaptability and Transformability in Social-ecological Systems. *Ecology and Society*, 9(2): 5–14.
- [23] Kulhavý, Z., Eichler, J., Doležal, F. a Soukup, M. (2002) Vliv topologie drenážních sítí na průběh drenážního odtoku. In *Krajina, les a lesní hospodářství* (Ed. Kolář, P.) Kostelec nad Černými lesy, s. 6–12.

Mgr. Daniel Fiala, Mgr. Pavel Rosendorf
VÚV TGM, v.v.i., Praha
daniel_fiala@vuv.cz
Příspěvek prošel lektorským řízením.

Variability of phosphorus yield and concentration from agricultural land in the microscale (Fiala, D.; Rosendorf, P.)

Key words

phosphorus – eutrophication – non-point sources of pollution – headwaters – Švihov Reservoir

The amount of phosphorus leaving a watershed is nearly negligible from farm gate budget point of view. But the opposite is true for watershed budget used by water management. To understand different sources of variability in P concentration, load and specific yield we observed eleven profiles within one headwater catchment (15 km²). For three years (2007–2009) we sampled selected profiles for P concentration and other chemical parameters in one-month intervals and measured the discharge directly. All headwaters are located in the Švihov water supply reservoir watershed and none of them was settled. Thus we are able to generalize our results as a representation of exclusively non-point sources of pollution in the Czech Republic. Our study will also serve as a part of farm-gate budget to bring data to the wider and more important European context.

Návštěva prof. Nováka ve VÚV TGM, v.v.i.

Ačkoliv prof. Dr. Ing. Pavel Novák, DrSc., oslavil letos již 93 let a ve Výzkumném ústavu vodohospodářském nepracuje více než 40 let, jeho zájem o vodohospodářský výzkum v ČR stále trvá. Projevuje se to např. prakticky každoroční návštěvou ústavu, při které se zajímá o veškeré dění a hydraulický výzkum zejména, dále spoluprací na některých edičních počinech ústavu i pomocí s obnovou povodně zničené knihovny ústavu. Fotografie zachycují nejen průběh návštěvy prof. Nováka v ústavu letos v červnu, ale přibližují i jeho současné domácí prostředí v Newcastle upon Tyne.

Profesor Novák pracoval ve VÚV v letech 1945 až 1967 nejprve jako vědecký pracovník, poté jako 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).

Od roku 1937 studoval P. Novák na Fakultě inženýrského stavitelství ČVUT v Praze. Po nacistické okupaci Československa se mu v březnu 1939 podařil útek do Anglie. Až do června 1941 pak byl externím studentem stavebního inženýrství na University of London, které ukončil bakalářským diplomem. V letech 1942 až 1944 byl účastníkem zahraničního odboje. Po návratu do vlasti získal P. Novák v roce 1946 nostrifikaci Ing. na ČVUT v Praze, v roce 1958 obhájil na ČVUT titul kandidáta věd (CSc.) a v roce 1965 na VUT 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 v ústavu stal odbor hydrauliky VÚV doslova vlajkovou lodí 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 atd. Vedl základní výzkum měření splavenin, jehož účinnost také prověřil ve velkém pokusném žlabu, vedl komplexní výzkum hydrauliky podjezů vodních děl, výrazně přispěl ke zdokonalení teorie modelové podobnosti. Od června 1967 do září 1968 byl prof. Novák ředitelem Ústavu pro hydrodynamiku ČSAV.

Po sovětské okupaci 21. srpna 1968 odchází s celou rodinou do zahraničí. Od září 1968 do září 1970 pracoval ve Velké Británii nejprve jako „visiting profesor“ 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). Tam také vybudoval hydraulickou laboratoř, která byla v roce jeho 85. narozenin (2003) pojmenována jeho jménem. Je nositelem mnoha ocenění, z nichž lze uvést např. tato:

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

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).

V červnu 2011 se stal prof. Novák čestným občanem svého rodného města Stříbra. Slavnostní udělení proběhlo na zvláštním zasedání městského zastupitelstva, mj. i za přítomnosti ředitele VÚV TGM, v.v.i., Mgr. M. Riedra.

Redakce



Profesor Novák v zápalu diskuse nad hydraulickým modelem ve velkém pokusné hale



Setkání s pracovníky ústavu – zleva Ing. Bouška, prof. Gabriel, prof. Novák a Mgr. Rieder



Profesor Novák s manželkou

VTEI VODOHOSPODÁŘSKÉ TECHNICKO-EKONOMICKÉ INFORMACE

Water Management Technical and Economical Information

Odborný dvouměsíčník specializovaný na výzkum v oblasti vodního hospodářství

Redakční rada: RNDr. D. Baudišová, Ph.D., Ing. Š. Blažková, DrSc., Ing. P. Bouška, Ph.D., prof. Ing. A. Grünwald, CSc., doc. Ing. A. Havlík, CSc., prof. Ing. P. Pitter, DrSc., prof. RNDr. A. Sládečková, CSc., prof. Ing. J. Zezulák, DrSc.

Ročník 53

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

**VÚV
TGM**

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

**ISSN 0322 - 8916
MK ČR 6365**