

VODOHOSPODÁŘSKÉ TECHNICKO-EKONOMICKÉ INFORMACE

ŽIVINY, FYTOPLANKTON A ZOOPLANKTON VE STŘEDNÍ ČÁSTI ČESKÉHO ÚSEKU LABE: STAV V OBDOBÍ 1996–1999 A 2006–2009

Blanka Desortová, Ladislav Havel, Jan Šťastný

Klíčová slova

živiny – fytoplankton – zooplankton – dlouhodobý vývoj – Labe

Souhrn

Článek se zabývá dlouhodobými změnami obsahu živin a vývojem společenstva fyto- a zooplanktonu v úseku toku Labe vymezeném profily Valy a Obříství. Vyhodnocení výsledků stanovení amoniakálního a dusičnanového dusíku a celkového fosforu prokázalo výrazný pokles koncentrace těchto látek mezi časovým obdobím 1996–1999 a 2006–2009 ve sledovaných profilech Valy, Lysá a Obříství. Současně nebyly v uvedeném období zjištěny významnější změny v úrovni biomasy fytoplanktonu a v kvantitě zooplanktonu. Zůstala zachována i vysoká druhová pestrost společenstva fytoplanktonu a relativně chudé taxonomické složení zooplanktonu.

Úvod

Společenstva fytoplanktonu a zooplanktonu jsou přirozenou součástí biocenóz povrchových vod, a to jak stojatých, tak tekoucích. Jejich změny v čase jsou výsledkem přirozené heterogenity podmínek prostředí, ale mohou také indikovat hlubší změny ve vodním prostředí. Variabilita vývoje biomasy fytoplanktonu může být ovlivněna např. změnami koncentrace dostupných živin, změnami meteorologických a hydrologických podmínek (průtok), ale také působením predačního tlaku zooplanktonu. Intenzita vyžírání fytoplanktonu zooplanktonem závisí na druhové skladbě a množství zástupců zooplanktonu ve vodním biotopu.

V literatuře je poměrně málo odkazů na práce, které se zabývají jak fyto-, tak zooplanktonem tekoucích vod a jejich vzájemným působením. Kompletní studie, realizované zejména v devadesátých letech minulého století, se týkají především velkých západoevropských řek, např. Rýna (Admiraal et al., 1990), řek Meuse (Ruyter van Steveninck et al., 1990) a Moselle (Gosselain et al., 1998). Meister (1994) publikovala výsledky jednorázového průzkumu fytoplanktonu a zooplanktonu v toku Labe v úseku mezi Veletovem (ČR) a ústím do moře v Geesthachtu, které proběhlo v letních měsících r. 1991. Možností využít charakteristik fytoplanktonu a zooplanktonu k indikaci znečištění toku Labe mezi Kolínem a Poděbrady se zabývala Růžičková (1993). Některé výsledky sledování druhové struktury a abundance fytoplanktonu a zooplanktonu v podélném profilu českého úseku toku Labe, získané v období 1996–1999, byly shrnuty v práci Desortové et al. (2000).

Cílem této práce bylo posoudit: (1) zda došlo z dlouhodobého pohledu ke změnám ve složení a kvantitě fytoplanktonu a zooplanktonu střední

části toku Labe, (2) jak reagovalo společenstvo fytoplanktonu na změny koncentrace živin a (3) zda vlivem predačního tlaku zooplanktonu může docházet v toku Labe ke snížení biomasy fytoplanktonu.

Metodika

Pro hodnocení dlouhodobých změn vybraných biologických a chemických charakteristik kvality vody byla k dispozici data týkající se úseku toku Labe mezi profily Valy a Obříství. Data byla získána během řešení Projektu mezinárodní spolupráce s Německem (Desortová et al., 2000) a národních Projektů Labe (např. Desortová, 2007).

K uvedenému účelu byly vybrány výsledky za časová období 1996–1999 a 2006–2009 pro profily Valy (ř. km 227), Lysá (ř. km 150) a Obříství (ř. km 114). Kritériem pro výběr výsledků byl jednak stejný metodický postup při odběrech vzorků a jednak použití identických analytických metod pro zpracování vzorků. Dostupné byly údaje týkající se koncentrace N-NH₄, N-NO₃, celkového fosforu a obsahu chlorofylu-a (měřítka celkové biomasy fytoplanktonu). Co se týká charakteristik fytoplanktonu (druhová struktura, kvantita, biomasa) a zooplanktonu (složení, kvantita), bylo jejich sledování prováděno v menším časovém rozsahu.

Soubory dat pro hodnocení představují výsledky analýz vzorků odebraných z uvedených profilů na Labi v časovém intervalu dva týdny až jeden měsíc. Odlišnou frekvenci měl odběr vzorků pro stanovení zooplanktonu v letech 1996–1998 – byl prováděn v intervalu dva měsíce. Odběry vzorků a následné analýzy jak biologických, tak chemických ukazatelů byly prováděny v obou hodnocených obdobích identickými standardními přístupy podle ČSN nebo ČSN/ISO, popř. metodami běžnými v limnologickém výzkumu.

Analýzy vzorků zahrnovaly stanovení:

- chemických ukazatelů: N-NO₃, N-NH₄, celkový P,
- hydrobiologických ukazatelů: stanovení koncentrace chlorofylu-a, určení druhové struktury a kvantity fytoplanktonu, ve vybraných případech stanovení živé hmotnosti (biomasy) fytoplanktonu mikroskopickou metodou; stanovení abundance a druhového složení zooplanktonu včetně zastoupení jednotlivých skupin (*Rotatoria*, *Copepoda*, *Cladocera*).

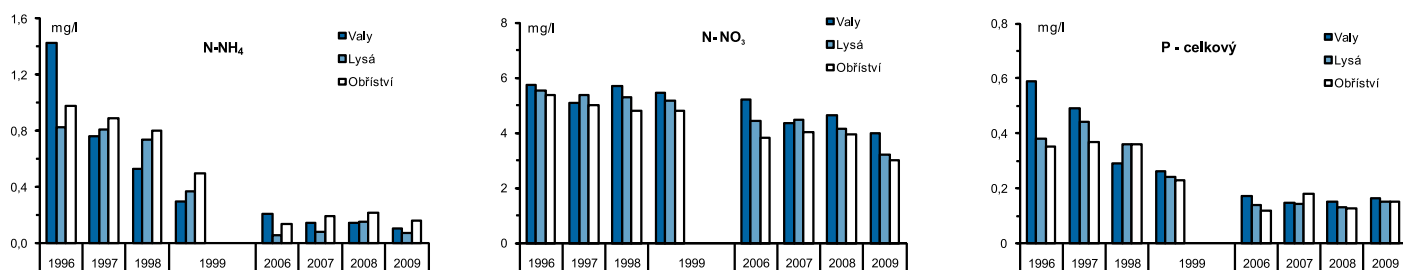
Statistické vyhodnocení bylo provedeno pro soubory výsledků stanovení N-NH₄, N-NO₃, celkového P a chlorofylu-a za použití statistického software PAST (Hamer et al., 2001). Vyhodnocení zahrnovalo zjištění popisných statistických charakteristik souborů dat (průměr, medián, min., max., 25–75 percentil) a testování významnosti rozdílů souborů mezi obdobími 1996–1999 a 2006–2009. Byly provedeny testy shody rozptýlů, průměrů a mediánů.

Výsledky

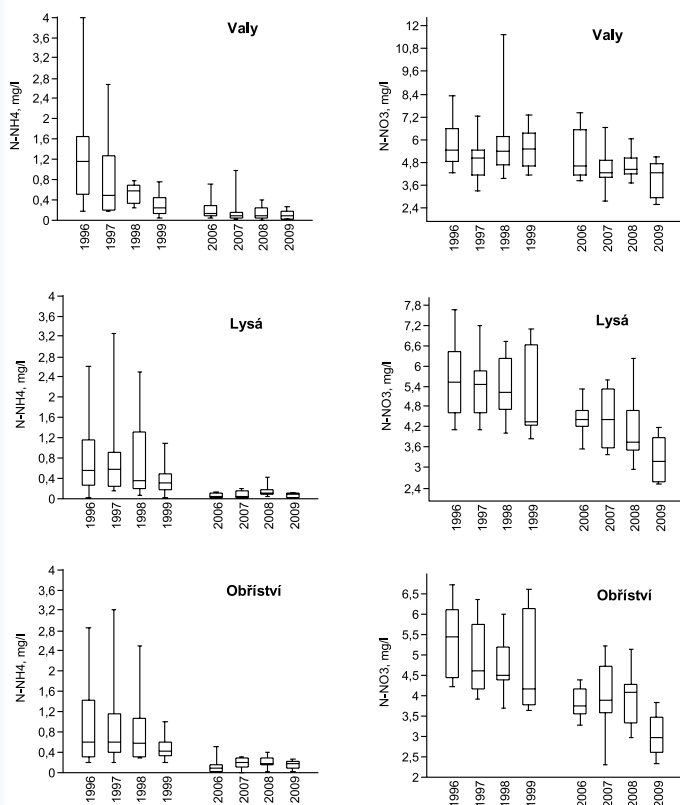
Živiny

Jedním z důležitých faktorů pro rozvoj fytoplanktonu je koncentrace a dostupnost živin, která je některými autory považována za rozhodující faktor pro nárůst biomasy fytoplanktonu v toku (např. Basu et al., 1997).

Změny úrovně živin ve sledovaném úseku Labe v obou hodnocených obdobích jsou zřejmé z obr. 1, kde jsou znázorněny roční průměrné hodnoty koncentrace N-NH₄, N-NO₃ a celkového P v profilech Valy, Lysá a Obříství. Statistické charakteristiky souborů výsledků pro uvedené profily za jednotlivé roky vyjadřují grafy na obr. 2 (N-NH₄, N-NO₃) a obr. 4A (celkový P). Z porovnání průměrných hodnot je patrný významný rozdíl mezi



Obr. 1. Roční průměrné hodnoty koncentrace N-NH₄, N-NO₃ a celkového P ve sledovaných profilech na Labi v období 1996–1999 a 2006–2009



Obr. 2. Statistické charakteristiky (min., max., medián, 25–75 percentil) souborů výsledků stanovení koncentrace N-NH₄⁺, N-NO₃⁻

obdobím 1996–1999 a 2006–2009, zejména co se týká koncentrace N-NH₄⁺ a celkového P.

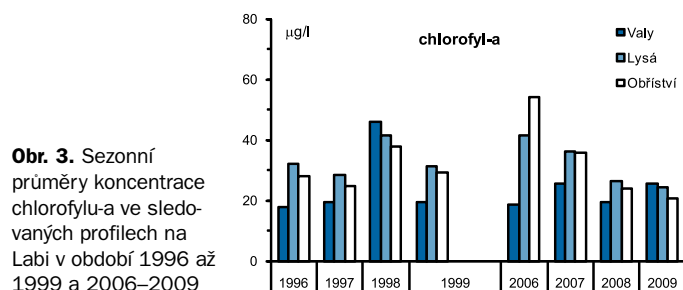
Ve všech sledovaných profilech došlo k výraznému poklesu koncentrace N-NH₄⁺. Například v profilu Obříství se roční průměry koncentrace N-NH₄⁺ v období 1996–1999 pohybovaly v rozmezí 0,5–1,0 mg/l, v období 2006 až 2009 poklesly na úroveň 0,14–0,22 mg/l. Podobný pokles nastal v profilu Valy, kde byla v r. 1996 zjištěna nejvyšší průměrná hodnota koncentrace N-NH₄⁺, tj. 1,4 mg/l. V období 2006–2009 se roční průměry koncentrace N-NH₄⁺ v tomto profilu snížily na úroveň 0,1–0,2 mg/l. Podobně významný je při srovnání obou časových období pokles koncentrace celkového P (obr. 1, 4A). V profilu Valy s nejvyššími hodnotami celkového P se v období 1996–1999 roční průměry pohybovaly v rozmezí 0,3–0,6 mg/l, v období 2006–2009 pak poklesly o více než polovinu na hodnoty 0,15–0,17 mg/l. Co se týče koncentrace N-NO₃⁻, nejsou změny ve sledovaných profilech tak výrazné, ale pokles je při porovnání obou časových období také evidentní (obr. 1, 2). Například roční průměrné hodnoty N-NO₃⁻ v profilu Valy vykazují pokles z výchozích 5,7 mg/l na 4,0 mg/l. Na základě testování souborů výsledků byl zjištěn mezi obdobími 1996–1999 a 2006–2009 pro sledované profily statisticky významný rozdíl (hladina významnosti $p < 0,001$) v koncentraci N-NH₄⁺, N-NO₃⁻ a celkového P.

Fytoplankton

Základní informaci o úrovni biomasy fytoplanktonu ve sledovaných profilech na Labi poskytuje obr. 3, na kterém jsou znázorněny průměrné hodnoty koncentrace chlorofylu-a za vegetační sezonu (tj. březen–říjen) v daných časových obdobích. Statistické charakteristiky souborů výsledků stanovení chlorofylu-a jsou pro jednotlivé profily znázorněny na obr. 4B. Obrázek 3 umožňuje porovnání velikosti biomasy fytoplanktonu, resp. koncentrace chlorofylu-a v jednotlivých profilech a mezi profily navzájem. Z porovnání průměrných hodnot vyplývá, že v rámci jednotlivých profilů nedošlo k výrazným změnám biomasy fytoplanktonu, patrné je ale kolísání hodnot mezi jednotlivými sezonami. Výjimkou byl rok 1998 se zvýšenými průměrnými hodnotami ve všech profilech a rok 2006 v profilu Obříství, kde byla zaznamenána nejvyšší průměrná hodnota koncentrace chlorofylu-a (54 µg/l) za vegetační sezonu. Z porovnání se změnami koncentrace živin je zřejmé, že k výrazné změně (tj. snížení) v úrovni biomasy fytoplanktonu nedošlo. Také výsledky statistického zpracování dat týkajících se koncentrace chlorofylu-a neprokázaly odlišnost obou hodnocených období.

Stanovení biomasy fytoplanktonu jako živé hmotnosti mikroskopickou metodou bylo prováděno výběrově v některých letech, pro srovnání byly použity výsledky z r. 1998 a 2009. Na obr. 5 jsou znázorněny změny biomasy fytoplanktonu a podílu hlavních skupin řas v celkové biomase v jednotlivých profilech.

Hodnoty biomasy fytoplanktonu v profilech Lysá a Obříství ukazují na srovnatelné rozmezí výsledků v r. 1998 a 2009, kdy nejvyšší hodnoty

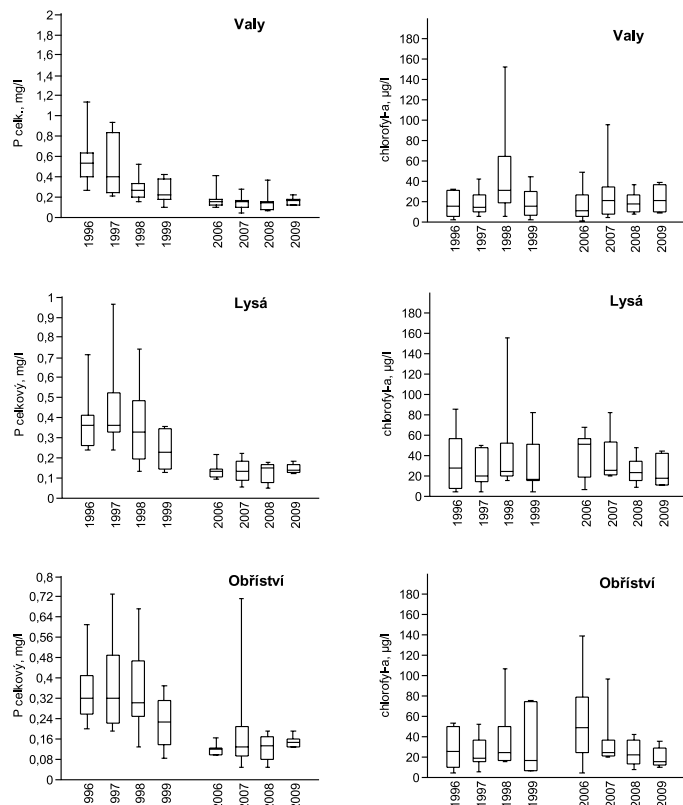


Obr. 3. Sezonní průměry koncentrace chlorofylu-a ve sledovaných profilech na Labi v období 1996 až 1999 a 2006–2009

nepřesáhly 10 mg živé hmotnosti/l. V profilu Valy (obr. 5) byla v květnu 1998 zjištěna výjimečně vysoká hodnota biomasy fytoplanktonu (33 mg/l), při koncentraci chlorofylu-a 152,3 µg/l.

Jak je patrné z grafů na obr. 5, hlavní podíl v celkové biomase fytoplanktonu tvoří skupina *Diatomae* (rozsivky). Například v profilu Obříství byl v r. 1998 podíl rozsivek v celkové biomase fytoplanktonu 46–90 %, v r. 2009 pak 57–72 % (obr. 5). Druhou významnou skupinou s větším podílem v biomase fytoplanktonu jsou zelené řasy (*Chlorophyceae*), menší podíl pak tvoří kryptomonády (*Cryptophyceae*). V několika případech se vyskytovali také zástupci skupiny *Cyanophyceae* (sinice). Jejich podíl v celkové biomase fytoplanktonu byl nejvýše 10 %. Výjimkou je r. 1998, kdy byl v profilu Lysá (obr. 5) jednorázově zaznamenán silnější výskyt sinic (17 % celkové biomasy fytoplanktonu).

Druhá struktura fytoplanktonu sledovaného úseku toku Labe byla jak v období 1996–1999, tak v období 2006–2009 charakterizována přítomností velkého počtu druhů a srovnatelností jejich výskytu, i když početnost zastoupených taxonů se v jednotlivých letech lišila. Celkem bylo zjištěno 248 taxonů sinic a řas. Největším počtem nalezených druhů (111) byla zastoupena skupina kokálních zelených řas (*Chlorococcales*). Vyskytovali se především zástupci rodu *Actinastrum*, *Coelastrum*, *Crucigenia*, *Crucigeniella*, *Desmodesmus*, *Dictyosphaerium*, *Granulocystopsis*, *Lagerheimia*, *Monoraphidium*, *Oocystis*, *Pediastrum*, *Scenedesmus*, *Tetrastrum* a *Tetraedron*. Druhou skupinou řas s vysokým počtem zjištěných druhů (51) byly rozsivky (*Diatomae*). V celkové biomase fytoplanktonu tvořili největší podíl zástupci ze skupiny centrických rozsivek, především *Aulacoseira granulata*, *A. subarctica*, *Cyclostephanos dubius*, *C. invisitatus*, *Cyclotella meneghiniana*, *Stephanodiscus hantzschii* a *S. binderanus*. Opakovaně byly ve fytoplanktonu sledovaného úseku Labe zjištěny invazní druhy centrických rozsivek *Actinocyclus normanii* a *Skeletonema potamos*. Ze skupiny penátních rozsivek se nejčastěji vyskytovaly např. druhy *Achnanthes minutissima*, *Asterionella formosa*, *Fragilaria crotonensis*, *F. ulna*, *Navicula*



Obr. 4. Statistické charakteristiky (min., max., medián, 25–75 percentil) souborů výsledků stanovení koncentrace celkového P (obr. 4A – vlevo) a koncentrace chlorofylu-a (obr. 4B – vpravo)

gregaria, *N. lanceolata*, *Nitzschia acicularis*, *N. fruticosa*, *N. paleacea*, *N. sigmoidea*. Uvedené taxony nalezené ve sledovaném úseku toku Labe se vesměs běžně vyskytují v planktonu větších řek eutrofního charakteru. Jejich výskyt ve střední části německého Labe uvádí např. Krienitz (1990) nebo Meister (1994) na základě průzkumu v podélném profilu Labe od Veletova po Geesthacht. Nálezy uvedených druhů řas v řece Moravě a Dyji popisuje Hindák et al. (2006). Jejich výskyt v některých západoevropských řekách (Rýn, Moselle, Saar, Loira) uvádějí např. Reynolds a Descy (1996) a Friedrich a Pohlmann (2009).

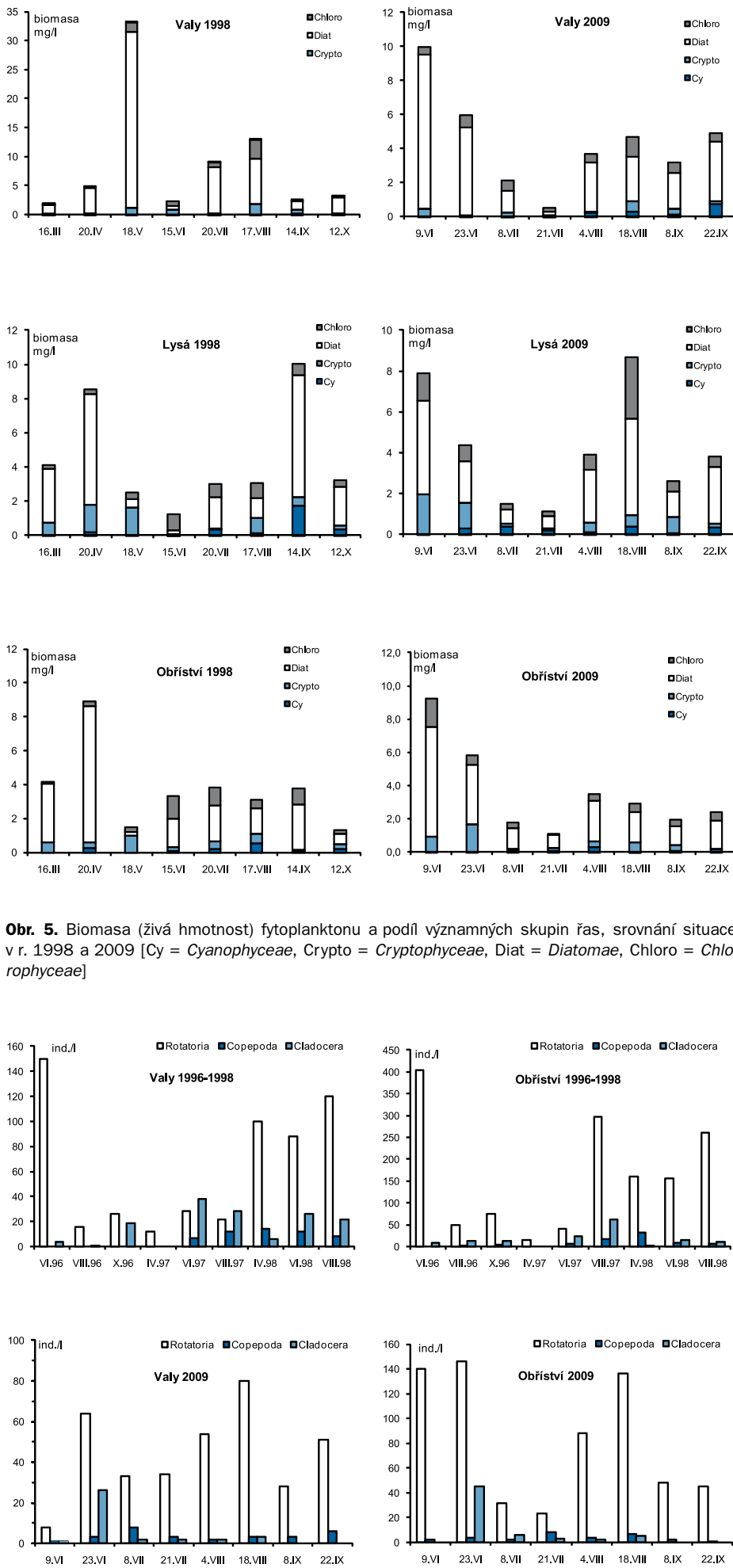
Výsledky založené na analýze souborů dat z let 1996–1999 a 2006–2009 ukázaly, že druhové složení fytoplanktonu ve sledovaném úseku Labe je velmi pestré a podstatně se v průběhu hodnocených období nezměnilo.

Zooplankton

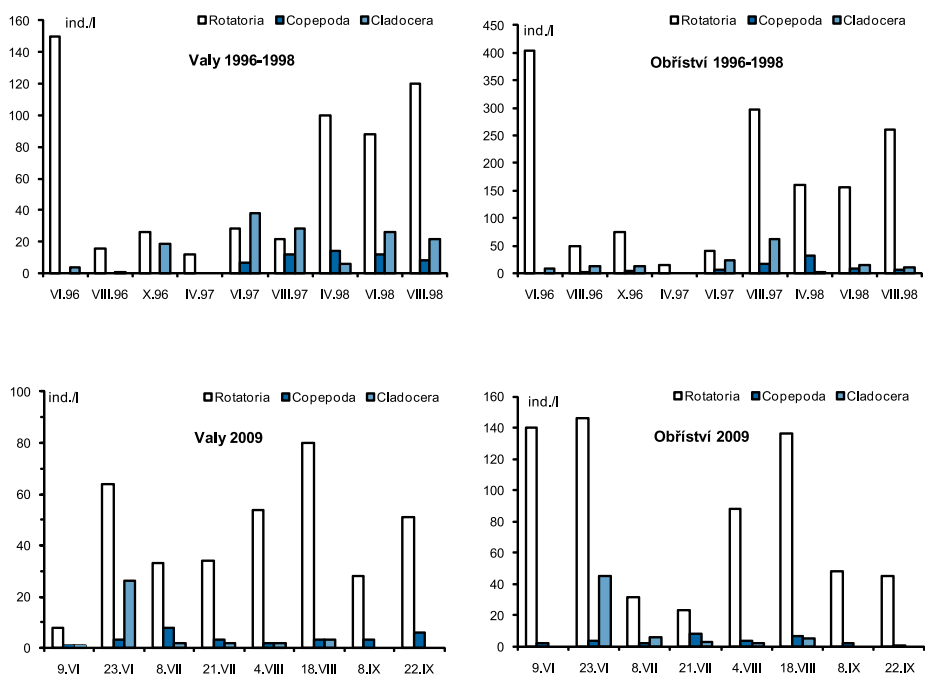
Pro hodnocení struktury a abundance zooplanktonu a jeho případného predančního vlivu na množství fytoplanktonu byly k dispozici výsledky z období 1996–1998 a z r. 2009, a to pro profily Valy a Obříství. Výsledky získané analýzou druhového složení a abundance zooplanktonu jsou shrnuty na obr. 6. Vzhledem k tomu, že o vlivu zooplanktonu na fytoplankton rozhoduje především množství zooplanktonu a jeho velikostní struktura, byla při zpracování vzorků sledována druhová skladba a kvantita zooplanktonu standardně ve dvou velikostních frakcích: větší než 710 μm a menší než 710 μm . Ve frakci větší než 710 μm se zooplankton ve sledovaných profilech nevyskytoval. Tato frakce obsahovala pouze detritus, vláknité bakterie a exuvie larev hmyzu (především pakomárů). Grafy na obr. 6 znázorňují složení a abundanci (počet jedinců/l) zooplanktonu ve frakci menší než 710 μm . Jak kvalitativně (celkem nalezeno 35 taxonů zooplanktonu), tak i kvantitativně je zooplankton ve sledovaném úseku Labe poměrně chudý, vyskytuje se většinou v desítkách až stovkách jedinců v litru. Z obr. 6 je zřejmé, že zooplankton sledovaného úseku Labe je tvořen převážně vířníky (*Rotatoria*), v menší míře klanonožci (*Copepoda*) a perloočkami (*Cladocera*). Filtrující crustaceoplankton je zastoupen především nízkými počty drobných perlooček z rodu *Bosmina*. Velcí filtrátoři rodu *Daphnia*, schopní svou činností účinně ovlivnit množství fytoplanktonu, nebyli v průběhu vzorkování zachyceni. Ve skupině *Rotatoria* převažovali zástupci rodu *Brachionus* a *Keratella*.

Na obr. 7 jsou znázorněny hodnoty abundance skupiny *Rotatoria* a koncentrace chlorofylu-a v profilech Valy, Lysá a Obříství v r. 2009. Téměř shodný průběh křivek obou charakteristik ukazuje, že fytoplankton je částečně (kromě bakterií a detritu) zdrojem potravy pro vířníky (*Rotatoria*). Zástupci této skupiny jsou ale schopni filtrovat pouze malé jednobuněčné řasy do velikosti cca 10 μm . Vzhledem k nízkému počtu zástupců skupiny *Rotatoria* není množství fytoplanktonu v toku významně ovlivňováno.

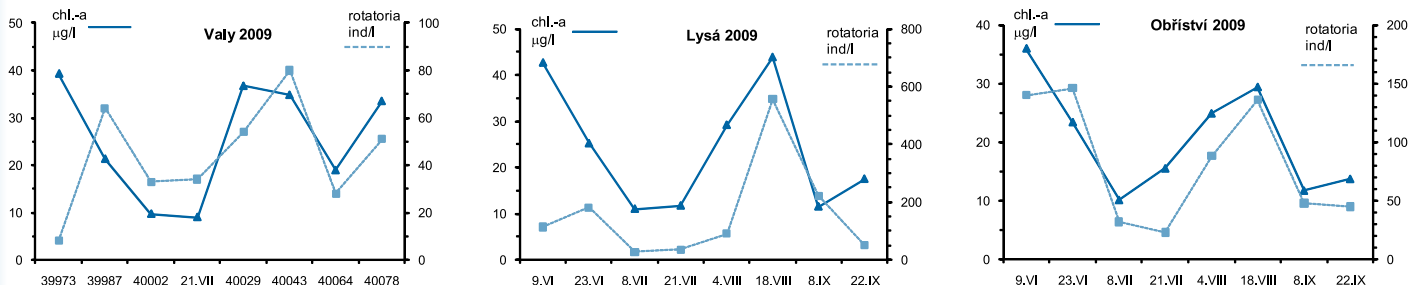
Uvedené výsledky analýz zooplanktonu se shodují s nálezy pro Labe z minulosti. Růžičková (1993) uvádí celkové množství zooplanktonu v desítkách jedinců v litru, s převahou skupiny *Rotatoria* – až 100 % celkového počtu zooplanktonu. Meister (1994) při jednorázovém odběru z podélného profilu Labe zjistila v dolním úseku českého Labe dominanci *Rotatoria* v množství 143 ind./l s převahou *Brachionus* a *Keratella* a abundancí zástupců *Crustacea* 4–50 ind./l s dominancí druhu *Bosmina longirostris*. K podobným závěrům dospěl Holst (2006) na základě sledování zooplanktonu ve střední části německého Labe, stejně jako Gosselain et al. (1998) výzkumem řek v povodí Rýna a Bergfeld et al. (2009) na základě srovnání situace v několika



Obr. 5. Biomasa (živá hmotnost) fytoplanktonu a podíl významných skupin řas, srovnání situace v r. 1998 a 2009 [Cy = Cyanophyceae, Crypto = Cryptophyceae, Diat = Diatomae, Chloro = Chlorophyceae]



Obr. 6. Abundance (počet jedinců) sledovaných skupin zooplanktonu v profilech Valy a Obříství; situace v letech 1996–1998 a v r. 2009



Obr. 7. Změny koncentrace chlorofylu-a a kvantity skupiny *Rotatoria* ve sledovaných profilech na Labi v r. 2009

evropských řekách, které se vyznačují vyšší biomasou řas. Podle závěrů studie Rossettiho et al. (2009) jsou *Rotatoria* nejdůležitější skupinou zooplanktonu v tekoucích vodách a predáční tlak zooplanktonu není efektivní v ovlivňování biomasy řas v tocích.

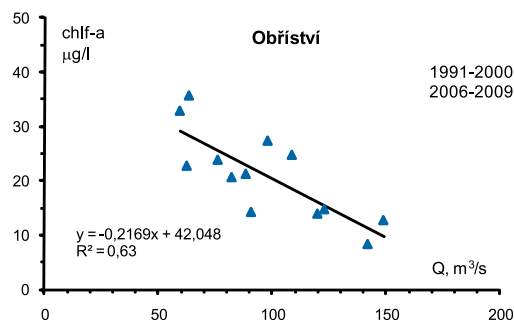
Závěr

Na základě vyhodnocení souborů výsledků sledování obsahu živin, fytoplanktonu a zooplanktonu v úseku toku Labe mezi profily Valy a Obříství bylo zjištěno, že:

- je statisticky vysoce významný rozdíl v koncentraci $N-NH_4$, $N-NO_3$ a celkového P mezi obdobím 1996–1999 a 2006–2009 ve sledovaných profilech, tzn. došlo k významnému poklesu hodnot koncentrace těchto látek v uvedených letech;
- není mezi oběma časovými obdobími významná odlišnost v koncentraci chlorofylu-a, zjištěný pokles koncentrace živin nebyl následován snížením biomasy fytoplanktonu;
- biomasa fytoplanktonu, vyjádřená koncentrací chlorofylu-a, je do značné míry závislá na průtokových poměrech v toku. To dokumentuje obr. 8, na kterém je znázorněna závislost mezi sezonními průměry hodnot koncentrace chlorofylu-a a průtoky pro profil Obříství. Vztah, který je statisticky signifikantní, vychází z dostupných údajů za období 1991–2000 a 2006–2009;
- druhové složení fytoplanktonu je velmi pestré (celkem bylo identifikováno 248 taxonů sinic a řas), v obou obdobích srovnatelné, stejně jako úroveň biomasy (živé hmotnosti) fytoplanktonu, k zásadním změnám v zastoupení taxonů nedošlo;
- druhové složení zooplanktonu je chudé, kvantita zooplanktonu je nízká a jeho predáční tlak neomezuje rozvoj fytoplanktonu, k zásadním změnám ve výskytu taxonů nedošlo.

Literatura

- Admiraal, W., van Zanten, B., de Ruyter van Steveninck, ED. (1990) Biological and chemical processes in communities of bacteria, phytoplankton and zooplankton in the lower river Rhine. *Limnologie aktuell*, 1: 152–160.
- Basu, BK. and Pick, FR. (1997) Phytoplankton and zooplankton development in a lowland, temperate rivers. *J. Plankt. Res.*, 19 (2): 237–253.
- Bergfeld, T., Scherwass, A., Ackermann, B., Arndt, H., and Schöl, A. (2009) Comparison of the components of the planktonic food web in three large rivers (Rhine, Moselle and Saar). *River Res. Applic.*, 25: 1232–1250.
- Desortová, B., Havel, L., Šubertová, V. (2000) Die Auswirkungen der Nährstoffe auf die Gewässerbeschaffenheit der Elbe unter sich Verändernden Belastungsbedingungen. Abschlussbericht BMBF-Forschungsvorhaben 423-KFK 9602, VÚV TGM, Prag, 89 p.
- Desortová, B. (2007) Distribuce fytoplanktonu v toku Labe: dlouhodobé změny. In Matoušek, V. a Blažková, Š. (eds) Vybrané výsledky projektu Labe IV, Biologická tematika. Sb. sem., Praha, 17. 1. 2007. Praha: ČVTVS, s. 61–68.
- Friedrich, G. and Pohlmann, M. (2009) Long-term plankton studies at the lower Rhine/Germany. *Limnologica*, 39: 14–39.
- Gosselain, V., Viroux, L., and Descy, JP. (1998) Can a community of small-bodied grazers control phytoplankton in rivers? *Freshw. Biology*, 39: 9–24.
- Hamer, R., Harper, DAT., and Ryan, PD. (2001) Paleontological statistical software package for education and data analysis. *Paleont. Electron.* 4 (1), 9 p.
- Hindák, F., Hindáková, A., Marvan, P., Heteša, J., and Hašler, P. (2006) Diversity, abundance and volume biomass of the phytoplankton of the Morava River (Czech Republic, Slovakia) and the Dyje River (Czech Republic) in November 2005. *Czech Phycol.*, 6: 77–97.
- Holst, H. (2006) Zooplankton im Pelagial des Hauptstroms. In Pusch, M., Fischer, H. (eds) Stoffdynamik und Habitatstruktur in der Elbe. Weißensee Vrlg. – Ökologie, Berlin, p. 56–64.
- Krienitz, L. (1990) Coccale Grünalgen der mittleren Elbe. *Limnologica*, 21(1): 165–231.
- Meister, A. (1994) Untersuchung zum Plankton der Elbe und ihrer größeren Nebenflüsse. *Limnologica*, 24 (2): 153–171.
- Reynolds, CS. and Descy, JP. (1996) The production, biomass and structure of phytoplankton in large rivers. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 113, *Large Rivers*, 10(2–4): 161–187.
- Rossetti, G., Viaroli, P., and Ferrari, I. (2009) Role of abiotic and biotic factors in structuring the metazoan plankton community in a lowland river. *River Res. Applic.*, 25: 814–835.



Obr. 8. Vztah koncentrace chlorofylu-a a velikosti průtoku zjištěný na základě průměrných hodnot za vegetační sezonu (březen–říjen) let 1991–2000 a 2006–2009, profil Obříství

Ruyter van Steveninck, ED. de, Zanten, B. van, and Admiraal, W. (1990) Phases in the development of riverine plankton: examples from the rivers Rhine and Meuse. *Hydrobiol. Bull.*, 24 (1): 47–55.

Růžičková, J. (1993) Biologická indikace znečištění středního toku Labe. *Vodní hospodářství*, 43 (12): 6–8.

Poděkování

Příspěvek byl zpracován s podporou projektu VaV SP/2e7/229/07 Antropogenní tlaky na stav půd, vodní zdroje a vodní ekosystémy v české části mezinárodního povodí Labe.

RNDr. Blanka Desortová, CSc.,
RNDr. Ladislav Havel, CSc., Mgr. Jan Šťastný
VÚV TGM, v.v.i., Praha
blanka_desortova@vuv.cz, ladislav_havel@vuv.cz,
jan_stastny@vuv.cz
Příspěvek posel lektorským řízením.

Nutrients, phytoplankton and zooplankton in the middle part of the Czech Elbe stretch: state in the period 1996–1999 and 2006–2009 (Desortová, B.; Havel, L.; Šťastný, J.)

Key words

nutrients – phytoplankton – zooplankton – long-term development – the Elbe

The assessment was performed of a long-term development of nutrient concentrations and phyto- and zooplankton characteristics in the monitored sites Valy, Lysá and Obříství on the Elbe River. Evaluation of data on $N-NH_4$, $N-NO_3$ and total P showed a marked decrease in concentration values when the periods 1996–1999 and 2006–2009 were compared.

Despite the reduction in nutrient concentrations no decrease of phytoplankton biomass was observed based on chlorophyll-a values. Phytoplankton taxonomic composition was similar in the both period compared. A high species diversity of phytoplankton remained (248 taxa were recorded) and the distinct prevalence of diatom and chlorococcal algae taxa was conspicuous.

Opposite to phytoplankton, zooplankton abundance as well as a number of zooplankton taxa present was relatively low (35 taxa were recorded). Rotifers clearly dominated the zooplankton quantity by about 100%.

Considering the low quantity of zooplankton and its taxonomic structure, there is no assumption for significant grazing effect of zooplankton upon phytoplankton biomass.

KUMULACE KOVŮ A METALOIDŮ V SEDIMENTECH A VYBRANÝCH MAKROFYTECH VODNÍHO TOKU BÍLINY

Petr Lochovský, Ladislav Havel

Klíčová slova

vodní makrofyta – těžké kovy – říční sedimenty

Souhrn

Přítomnost vodních makrofyt může významně ovlivňovat látkový transport polutantů ve vodním toku. V průběhu vegetačního období dochází v důsledku asimilačních procesů k přemístění nutrientů a minerálních látek z vodní fáze a říčních sedimentů do biomasy makrofyt. Současně je zde kumulována i řada polutantů, mezi jiným i těžké kovy a metaloidy. Po odumření rostlin dochází ke zpětnému uvolnění nakumulovaných látek do vodní fáze a říčních sedimentů.

Článek se zabývá kumulací těžkých kovů a metaloidů ve rdestu hřebenitého (*Potamogeton pectinatus*) v podélném profilu vodního toku Bíliny, od antropogenně nekontaminovaného odběrového místa pod vodní nádrží Jirkov po značně kontaminovaný profil v Ústí nad Labem. Přibližně v jednoměsíčních časových intervalech byly na vybraných lokalitách v průběhu vegetačního období odebrány a analyzovány vzorky rdestu hřebenitého a říční vody, ve dvouměsíčních intervalech pak vzorky říčních sedimentů. V rámci sledování bylo zjištěno, že obsah kovů a metaloidů (s výjimkou manganu) se v biomase makrofyt pohyboval v porovnání s obsahem v říčních sedimentech (frakce částic < 20 µm) na nižší koncentrační úrovni.

Mezi koncentračními nálezy jednotlivých prvků v říčních sedimentech a rostlinném materiálu nebyla zjištěna žádná významná korelace. V porovnání s hodnotami přirozeného pozadí byly v říčních sedimentech Bíliny zjištěny výrazně zvýšené nálezy některých antropogenních prvků.

Úvod

Těžké kovy a metaloidy, které se dostávají do povrchových vod v důsledku celé řady antropogenních činností (popřípadě mohou být i původu geogenního), působí negativně na vodní ekosystémy v důsledku akutní i chronické toxicity, kancerogenity, estrogenních účinků a řady dalších vlivů (Pitter, 2009). V závislosti na chemickém složení vody je rozpuštěný podíl těchto prvků velmi rychle eliminován z vodní fáze v důsledku řady fyzikálně-chemických procesů, jako je srážení, adsorpce a kumulace v říčních sedimentech. Kromě sedimentů jsou tyto prvky rovněž významně kumulovány v makrofytech a biofilmech. Kumulačních schopností vodních rostlin je proto často využíváno k odstraňování škodlivin z kontaminovaných vodních toků, nádrží a zamokřených ploch, zejména v oblastech důlní a těžební činnosti (Salt et al., 1998; Rai et al., 2003). Svrchní části rostlin jsou po nárůstu pravidelně odstraňovány a poté transportovány na vhodné úložiště.

Kumulace kovů ve vodních rostlinách je ovlivňována celou řadou faktorů, zejména jejich koncentracemi ve vodní fázi a sedimentech, teplotou, hodnotou pH, chemickým složením vody a sedimentů, množstvím světla a dalšími faktory (Greger, 1999). V kumulačních schopnostech jednotlivých druhů vodních rostlin byly pro různé kovy zjištěny významné rozdíly (Greger, 1999). Řada autorů proto řešila otázku cesty, kterou jsou kovy do vodních rostlin transportovány – zda přes kořeny z říčních sedimentů, nebo přímo z vodní fáze přes listovou a stonkovou část rostliny (Greger, 1999; Wolterbeek and van der Meer, 2002; Welsh and Denny, 1979). Výsledkem těchto studií byly často protichůdné závěry. Fritioff a Greger (2006) experimentálně studovali průnik Zn, Cu, Cd a Pb do rostlinné hmoty rdestu *Potamogeton natans* a zjistili, že uvedené kovy jsou transportovány prakticky výlučně z vodní fáze do listové a stonkové části rostlin, zatímco sedimenty přispívají k celkovému kumulovanému množství kovů jen zanedbatelně. Autoři též experimentálně potvrdili, že u studovaného druhu nedocházelo ke zpětné translokaci kovů z říčních sedimentů přes rostlinu do vodní fáze. Peng et al. (2008) experimentálně sledovali vztah mezi koncentracemi Cd, Pb, Mn, Zn a Cu ve vodní fázi, říčních sedimentech a v rostlinném materiálu rdestu hřebenitého (*Potamogeton pectinatus*). Zjistili významnou korelaci mezi obsahem uvedených kovů ve vodní fázi a v rostlinném materiálu. Naproti tomu nebyla nalezena žádná významná korelace mezi obsahem kovů

v říčních sedimentech a v rostlinném materiálu. Autoři tuto skutečnost vysvětlují tím, že v sedimentech byl stanovován pouze celkový obsah kovů namísto jejich biologicky přístupné formy. Lewander et al. (1996) porovnávali obsah kovů v *Potamogeton pectinatus* pěstovaném experimentálně po dobu šesti týdnů v kontaminovaných říčních sedimentech a v sedimentech nekontaminovaných. Mezi oběma případy nezjistili žádný významný rozdíl, z čehož usoudili, že hlavní cesta transportu kovů do rostlinného materiálu vede přímo z vodní fáze. Míra kumulace se přitom zvyšovala s rostoucím poměrem plochy listů k jejich hmotnosti (Sawidis et al., 1995).

Při studiu kinetiky kumulace některých těžkých kovů ve vodních rostlinách bylo zjištěno, že v počáteční fázi dochází v rostlině k reverzibilnímu procesu sorpce kovů (tzv. biosorpce), kterou následuje výrazně pomalejší proces spojený s jejich průnikem plazmatickými membránami do buněčné cytoplazmy (bioakumulace). Kumulační schopnost živých vodních rostlin je proto z uvedeného důvodu výrazně vyšší, v porovnání s neživým organickým materiálem (Rahmani and Sternberg, 1999).

V důsledku velmi hustých porostů vodních makrofyt (převážně rdestu hřebenitého *Potamogeton pectinatus*) v toku Bíliny dochází zřejmě v průběhu vegetačního období k významné translokaci těžkých kovů a metaloidů z vodní fáze do biomasy makrofyt, která fungují jako „pufr“ vyrovnávající větší koncentrační výkyvy ve vodní fázi. V důsledku velmi rychlého průniku těchto polutantů do rostlinné hmoty dochází v porovnání s vodním tokem bez rostlinného porostu k poměrně účinné redukci kontaminace vyvolané případnou havárií. Peng et al. (2008) pozorovali v experimentálním uspořádání vysokou rychlost a účinnost transportu Cd, Pb, Mn, Zn a Cu z vodního roztoku do biomasy rdestu hřebenitého již v průběhu dvou hodin. Rychlost i účinnost se přitom zvyšovaly s rostoucí koncentrací kovů v roztoku.

Částečně v průběhu, zejména však po skončení vegetačního období, nastává odumírání rostlinného materiálu. Kovy a metaloidy vázané v odumřelé rostlinné hmotě jsou unášeny vodním tokem a v místech sníženého průtoku dochází k jejich ukládání ve formě sedimentu. Vysoký obsah organického uhlíku je přitom dobrým substrátem pro řadu degradčních mikrobiálních procesů, při kterých jsou kumulované prvky uvolňovány zpět do vodní fáze. Tyto procesy jsou však v porovnání s poměrně rychlými procesy jejich kumulace v živých rostlinách výrazně pomalejší. Kohušová et al. (2010), kteří sledovali kontaminaci vody, sedimentů a biofilmů v Bílině v letech 2004–2007, pozorovali vždy v zimním období zvýšené nálezy některých kovů v čerstvých říčních sedimentech a biofilmech, a to v porovnání s hodnotami stanovenými v letním vegetačním období. Výrazný byl zejména koncentrační rozdíl u vanadu, kterým je střední a dolní tok Bíliny kontaminován.

Experimentální část

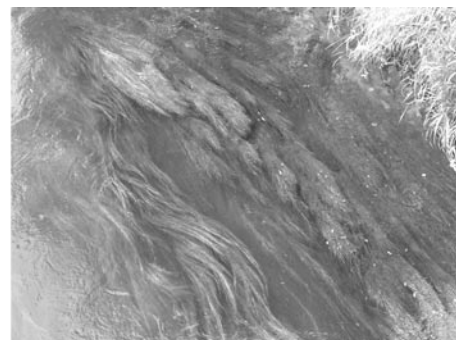
Pro sledování kumulace kovů a metaloidů ve vodních rostlinách byl vybrán vodní tok Bíliny, jehož převážná část je značně kontaminována v důsledku rozsáhlé těžby hnědého uhlí, provozu několika tepelných elektráren, průmyslové činnosti (zejména chemického průmyslu) a řady městských aglomerací s vysokou hustotou obyvatel. Kromě současných průmyslových aktivit má na jednotlivé složky vodních ekosystémů negativní dopad i řada starých ekologických zátěží v povodí Bíliny (skládky, úložiště). Ke zhoršení situace značně přispívá i nízký průtok vody v Bílině (vodní tok Bíliny je dlouhý 84 km a odvodňuje plochu povodí 1 071 km², průměrný roční průtok u ústí do Labe činí 6,6 m³/s).

Výběr sledovaných vodních makrofyt

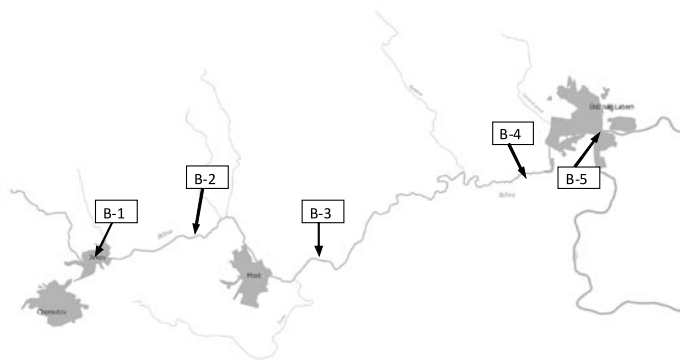
Ke sledování kumulace kovů a metaloidů ve vodních makrofytech byl vybrán rdest hřebenitý (*Potamogeton pectinatus*) pro jeho značné rozšíření na území ČR a zejména v toku Bíliny. Jedná se o rostlinu s jednoletou až vytrvalou lodyhou, s plazivým podzemním oddenkem s terminálními hlízkami, které slouží k přezimování. Patří mezi tzv. úzkolisté rdesty. Lodyha je až 200 cm dlouhá, v proudící vodě někdy dosahuje délky až 350 cm.

Odběrová místa

Odběrová místa (obr. 2) byla vybrána s cílem zachycení kontaminace v jednotlivých úsecích toku Bíliny; podmínkou výběru profilu byl i výskyt



Obr. 1. Rdest hřebenitý (*Potamogeton pectinatus*) v toku Bíliny (Želenice)



Obr. 2. Mapa odběrových míst v podélném profilu vodního toku Bíliny

sledovaného druhu vodních makrofyt a přítomnost dostatečného množství říčního sedimentu. Odběrové místo B-1 (říční km 69,5) leží 2,3 km pod vodárenskou nádrží Jirkov, v horní části aglomerace města Jirkova. Úsek Bíliny nad tímto odběrovým místem lze považovat za antropogenně neovlivněný (pokud neuvažujeme vliv atmosférických depozic). Odběrové místo B-2 (říční km 59,0) se nachází u Komořan nad mosteckou městskou a průmyslovou aglomerací. Místo zachycuje kontaminaci převážně komunálního původu z města Jirkova a jeho okolí. Odběrové místo B-3 (říční km 40,5) leží v obci Želenice a zachycuje kontaminaci z mostecké průmyslové oblasti a z chemických průmyslových závodů v Litvínově. Odběrové místo B-4 (říční km 10,2) je v obci Stadice nad komunální a průmyslovou aglomerací města Ústí nad Labem a místo B-5 (říční km 0,3) zachycuje úroveň znečištění Bíliny těsně před ústím do Labe.

Odběr, úprava a analýza odebraného rostlinného materiálu, říčních sedimentů a vody

Rostlinný materiál byl odebrán broděním v toku Bíliny. Odebrány byly svrchní části rostlin s mladými výhonky zelených listů, materiál byl poté v místě odběru důkladně omyt v říční vodě a zbaven nánosů odumřelých rostlin, řas a jemného říčního sedimentu. V laboratoři byl rostlinný materiál ještě jednou důkladně promyt vodovodní vodou a zamražen při teplotě $-18\text{ }^{\circ}\text{C}$. Poté byl vysušen lyofilizací ve vakuu, zhomogenizován a rozložen v tlakových nádobkách lučavkou královskou v mikrovlnné peci.

Říční sedimenty byly odbírány vždy z několika míst na větší ploše (minimálně 5 m^2) a materiál jednotlivých dílčích vzorků byl poté zhomogenizován ve skleněném akváriu. Odebírána byla svrchní horizont čerstvého říčního sedimentu. Zhomogenizovaný sedimentový materiál byl převeden do plastových nádobek o objemu $0,4\text{ l}$ a v laboratoři zamražen při teplotě $-18\text{ }^{\circ}\text{C}$. Poté byl vysušen lyofilizací a k analýze byla síťováním zamokra oddělena frakce velikosti částic $< 20\text{ }\mu\text{m}$ (eliminace vlivu velikosti částic). Sedimentový materiál o velikosti částic $< 20\text{ }\mu\text{m}$ byl poté rozložen v tlakových nádobkách lučavkou královskou v mikrovlnné peci.

Vzorky vody byly odbírány do PE vzorkovnic (pouze pro stanovení Hg byly použity skleněné zábrusové vzorkovnice) a konzervovány přidáním kyseliny dusičné. Vlastní stanovení kovů a metaloidů bylo provedeno technikami OES-ICP a AAS.

Výsledky a diskuse

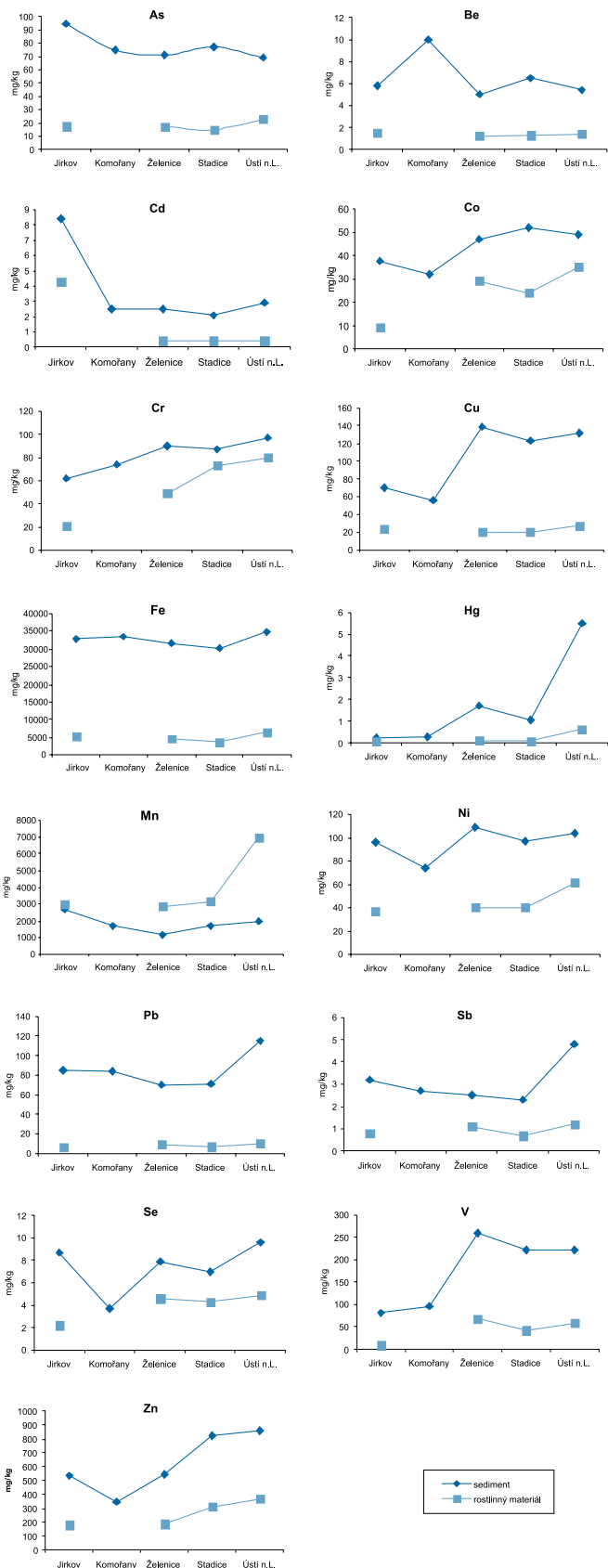
Na výše popsaných odběrových místech byly od dubna do října 2010, v přibližně jednoměsíčním časovém intervalu odebrány vzorky rostlinného materiálu a říční vody. Čerstvé říční sedimenty byly odebrány celkem 4x, v přibližně dvouměsíčním časovém intervalu.

Kontaminace vodních makrofyt a říčních sedimentů v podélném profilu toku Bíliny

Na obr. 3 je graficky znázorněn průběh průměrných koncentračních nálezů jednotlivých prvků (kovů a metaloidů) v říčním sedimentu a v rostlinném materiálu v podélném profilu vodního toku Bíliny.

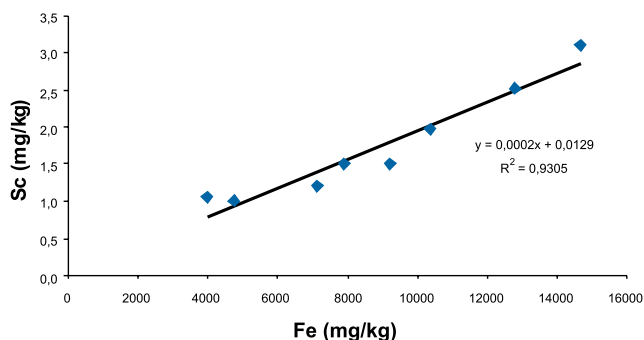
Z průběhu koncentrací v podélném profilu Bíliny na obr. 3 je patrné, že s výjimkou manganu jsou nálezy stanovených prvků v rostlinném materiálu nižší v porovnání s jejich obsahem v jemné frakci říčních sedimentů o velikosti částic $< 20\text{ }\mu\text{m}$. U některých prvků jsou tyto rozdíly malé (Cr, Co, Se), naopak například u Pb nebo Hg jsou koncentrační nálezy v sedimentu přibližně řádově vyšší. Vyšší nálezy Mn v rostlinném materiálu zřejmě souvisí s jeho uplatněním jako biogenního prvku při fotosyntetických procesech.

Mezi obsahem prvků v rostlinném materiálu a říčním sedimentu nebyla zjištěna žádná významnější korelace. Tato skutečnost je v souladu s literárními údaji Penga et al. (2008), kteří sledovali kumulaci některých těžkých kovů v listech rdestu hřeбенitěho v silně kontaminovaném toku Donghe River v Číně. Autoři zjistili významnou korelaci mezi koncentracemi sledovaných kovů (Cd, Pb, Cu, Zn) ve vodní fázi a rostlinném materiálu, ale naopak nevýznamnou korelaci mezi obsahem těchto kovů v říčním



Obr. 3. Průměrné koncentrace vybraných kovů a metaloidů v biomase *Potamogeton pectinatus* (v sušíně) a v říčních sedimentech (frakce částic $< 20\text{ }\mu\text{m}$) v podélném profilu toku Bíliny (koncentrační nálezy v biomase *Potamogeton pectinatus* na odběrovém místě Komořany nebyly do grafů zařazeny z důvodu jeho velmi omezeného výskytu na této lokalitě)

sedimentu a rostlinném materiálu. Tuto skutečnost vysvětlují tím, že k hodnocení byly použity celkové koncentrace kovů v sedimentu, zatímco rostliny mohou absorbovat pouze jejich biologicky přístupné podíly (Cardwell et al., 2002). Většina kovů je přitom transportována kořeny rostlin buď metabolicky, nebo čistě pasivně (Marschner, 1995). Rovněž Lewander et al. (1996) pozorovali, že rdest hřeбенitěho pěstovaný v říčním sedimentu s vysokými obsahy těžkých kovů nevykazoval ani po šesti týdnech zvý-



Obr. 4. Vztah mezi koncentracemi železa (Fe) a skandia (Sc) v biomase *Potamogeton pectinatus* (mez stanovitelnosti skandia 1 mg/kg Sc)

šené koncentrace kovů v listech rostliny na rozdíl od rostliny pěstované v nekontaminovaném sedimentu. Fritioff et al. (2006) potvrdili na základě experimentů s rostlinným materiálem rdestu hřebenitého, že Zn, Cu, Cd a Pb jsou kumulovány v listech, stoncích a kořenech rostliny přímo z vodní fáze. Obsah kumulovaných kovů byl přitom přímo úměrný jejich koncentraci ve vodní fázi. Autoři zjistili, že přesun sledovaných kovů mezi jednotlivými částmi rostliny (kořen–stonek–list) je pouze velmi omezený, kovy jsou zřejmě pevně fixovány na materiálu mezibuněčných stěn.

V námi odebraném rostlinném materiálu byly v jarních měsících (duben, květen) na všech sledovaných lokalitách pozorovány zvýšené koncentrace řady prvků – As, Be, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb a V (až dvojnásobek průměrné hodnoty), v porovnání s nálezem v následujících měsících. U říčních sedimentů a ve vodní fázi nebyly v uvedeném období žádné zvýšené nálezy zaznamenány. Bylo zjištěno, že zvýšené koncentrace těchto prvků významně korelovaly s obsahem železa v rostlinném materiálu. Otázkou však je, zda byly zvýšené obsahy těchto prvků a železa kumulovány přímo v buněčné hmotě rostliny, nebo pouze fixovány na povrchu listů sorpčními silami (rostlinný materiál byl po odběru vždy důkladně promyt vodou). Jako pravděpodobná se jeví sorpce na povrchu rostlinného materiálu, neboť při zvýšených nálezích uvedených prvků, včetně železa, byly ve vzorcích rostlinného materiálu současně pozorovány i zvýšené koncentrace skandia. Skandium je jako geogenní prvek přirozenou součástí jemné jílové frakce říčních sedimentů. Jeho koncentrace se v sedimentech pohybuje v průměru kolem 13 mg/kg (Turekian and Wedepohl, 1961), v plaveninách jsou nálezy mírně nižší (v závislosti na obsahu organického uhlíku). V rostlinném materiálu, který jsme analyzovali, se koncentrace skandia pohybovaly pod mezí stanovitelnosti analytické metody (< 1mg/kg), pouze za přítomnosti vyšších koncentrací železa bylo možno pozorovat koncentrace skandia vyšší. Na obr. 4 je graficky znázorněn vzájemný vztah koncentrace železa a skandia v rostlinném materiálu.

Přes nízkou mez stanovitelnosti skandia je z obr. 4 patrná jeho významná korelace s obsahem železa. V povrchových vodách jsou koncentrace skandia extrémně nízké a pohybují se v rozmezí 0,004–0,04 µg/l (Prange, 1997). Je proto nepravděpodobné, že by se skandium dostávalo do rostlinného materiálu přímo z vodní fáze a zde docházelo k jeho kumulaci. Vysvětlením zvýšených nálezů některých antropogenních prvků a železa v rostlinném materiálu v jarních měsících je zřejmě vytvoření tenké, ale velmi stabilní vrstvy biofilmů s vysokým obsahem hydratovaných oxidů železa, ve kterých se kumulují těžké kovy a metaloidy současně s jemnými partikulami plavenin.

Tabulka 1. Průměrné koncentrace kovů a metaloidů v říčních sedimentech Bíliny v porovnání s hodnotami přirozeného pozadí (BG) (frakce částic < 20 µm, všechny koncentrace jsou uvedeny v mg/kg).

	Jirkov	Komořany	Želenice	Stadice	Ústí n. L.	BG
Ag	0,55	0,34	0,76	2,1	1,5	0,1
As	95	75	71	77	69	17
Be	5,8	10	5	6,5	5,4	3,0
Cd	8,4	2,5	2,5	2,1	2,9	0,12
Co	38	32	47	52	49	30
Cr	62	74	90	87	97	90
Cu	70	55	139	123	132	40
Hg	0,25	0,29	1,72	1,1	5,5	0,07
Mn	2 700	1 700	1 150	1 690	2 010	1 000
Ni	96	74	110	97	105	78
Pb	85	84	70	71	115	24
Sb	3,2	2,7	2,5	2,3	4,8	0,7
Sc	9,0	11,0	10,3	10,2	11,9	14
V	81	96	260	220	220	123
Se	8,7	3,7	7,9	7	9,6	1,8
Zn	540	350	540	820	860	130

Vzhledem k převážně velmi nízkým koncentracím stanovených prvků ve vodní fázi Bíliny a malému počtu analytických výsledků nemohla být hodnocena případná korelace mezi koncentračními nálezem jednotlivých prvků v rostlinném materiálu a ve vodě.

Porovnání kontaminace říčních sedimentů Bíliny s hodnotami přirozeného pozadí

Celková úroveň kontaminace říčních sedimentů kovy a metaloidy sestává z přirozeného geogenního pozadí a z podílu původu antropogenního. V tabulce 1 jsou uvedeny průměrné koncentrační nálezy jednotlivých prvků v říčních sedimentech na sledovaných odběrových místech v porovnání s hodnotami přirozeného pozadí stanoveného na dolním toku Bíliny (Lochovský, 2008).

Z tabulky 1 je patrné, že většina koncentračních nálezů překračuje hodnotu přirozeného pozadí. Z ekologicky významných prvků se jedná zejména o Ag, As, Cd, Cu, Hg, Pb, Sb, Zn. Zvýšené koncentrace některých prvků lze pozorovat nejen na dolním toku Bíliny v Ústí nad Labem (zejména Hg), ale i na jejím horním toku pod vodárenskou nádrží Jirkov, kde žádnou významnější antropogenní kontaminaci nepředpokládáme. Přesto zde lze pozorovat značně zvýšené hodnoty koncentrací zejména Cd, As, Pb, Sb a Zn (obr. 3), které však mohou být původu geogenního. Ve vodní fázi nebyly na této lokalitě žádné zvýšené koncentrace uvedených kovů pozorovány. Na středním toku Bíliny (odběrové místo B-3 Želenice) lze v říčních sedimentech, ve vodních rostlinách i ve vodě pozorovat zvýšené koncentrace vanadu, jejichž zdrojem jsou zřejmě chemické závody v Litvínově. Podobné nálezy vanadu zde byly pozorovány již v polovině devadesátých let ve vodní fázi i v sedimentech (Schindler et al., 1997) a později v letech 2004–2007 ve vodní fázi, sedimentech a biofilmech (Kohušová et al., 2010).

Závěr

V průběhu vegetačního období byla sledována úroveň kontaminace vybraných makrofyt (rdest hřebenitý – *Potamogeton pectinatus*) těžkými kovy a metaloidy v podélném profilu Bíliny. Paralelně byly odebrány a analyzovány vzorky říčních sedimentů a vody. Koncentrační nálezy všech stanovených prvků (s výjimkou manganu) v biomase makrofyt se pohybovaly na nižší úrovni, v porovnání s obsahem v říčních sedimentech (frakce částic < 20 µm). U některých prvků byly tyto rozdíly malé (Cr, Co, Se), naopak například u Pb nebo Hg byly nálezy v sedimentu přibližně řádově vyšší. Mezi koncentracemi jednotlivých prvků ve vodních makrofytech a říčním sedimentu nebyla zjištěna žádná významná korelace, přesto však na lokalitách s výrazně vyššími nálezem v sedimentu bylo možno pozorovat i zvýšené nálezy v rostlinném materiálu.

Porovnáním koncentračních nálezů kovů a metaloidů v čerstvých říčních sedimentech Bíliny s hodnotami přirozeného geogenního pozadí bylo zjištěno, že u většiny prvků nálezy výrazně překračují hodnoty přirozeného pozadí. Jde zejména o následující prvky: Ag, As, Cd, Cu, Hg, Pb, Sb, Zn. Zvýšené koncentrace některých prvků (As, Cd, Sb) v říčním sedimentu i vodních makrofytech bylo možno pozorovat nejen na dolním toku Bíliny u ústí do Labe, ale i na jejím horním toku pod vodárenskou nádrží Jirkov, kde nejsou žádné významné antropogenní zdroje kontaminace předpokládány.

Střední a dolní tok Bíliny je kontaminován vanadem, jehož zvýšené nálezy lze pozorovat ve vodě, v říčních sedimentech i vodních makrofytech.

Literatura

- Cardwell, A.J., Hawker, D.W., and Greenway, M. (2002) Metal accumulation in aquatic macrophytes from southeast Queensland, Australia. *Chemosphere*, 48, 653–663.
- Fritioff, A. and Greger, M. (2006) Uptake and distribution of Zn, Cu, Cd and Pb in an aquatic plant *Potamogeton natans*. *Chemosphere*, 63, 220–227.
- Greger, M. (1999) Metal availability and bioconcentration in plants. In Prasad, M.N.V. and Hagemeyer, J. (eds) Heavy Metal Stress in Plants: From Molecule to Ecosystems. Berlin-Heidelberg: Springer Verlag.
- Kohušová, K., Havel, L., Vlasák, P., and Tonika, J. (2010) A long-term survey of heavy metals and specific organic compounds in biofilms, sediments, and surface water in a heavily affected river in the Czech Republic. *Environ. Monit. Assess.*, 174, No. 1–4, p. 555–572.
- Lewander, M., Kautsky, L., and Szarek, E. (1996) Macrophytes as indicators of bioavailable Cd, Pb and Zn flow in the river Przemsza, Katowice Region. *Appl. Geochem.*, 11, 169–73.
- Lochovský, P. (2008) Stanovení přirozeného pozadí říčních sedimentů Bíliny pro kovy a metaloidy. VTEI, příloha Vodního hospodářství č. 10/2008, roč. 50, č. 5, s. 8–12, ISSN 0322-8916.
- Marschner, H. (1995) Mineral Nutrition of Higher Plants., 2nd ed. London: Academic Press.
- Peng, K.J., Luo, C.L., Lou, L.Q., Li, X.D., and Shen, Z.G. (2008) Bioaccumulation of heavy metals by the aquatic plants *Potamogeton pectinatus* L. and *Potamogeton malaianus* Miq. and their potential use for contamination indicators and in wastewater treatment. *Sci. Total Environ.*, 392, 22–29.
- Pitter, P. (2009) Hydrochemie. Praha: Vydavatelství VŠCHT (4. aktualizované vydání).
- Prange, A. et al. (1997) Erfassung und Beurteilung der Belastung der Elbe mit Schadstoffen, Teilprojekt 2: Schwermetalle-Schwermetallspezies, GKSS-Forschungszentrum Geesthacht GmbH-Geesthacht, Endbericht Dezember 1997.

- Rahmani, GNH. and Sternberg, SPK. (1999) Bioremoval of lead from water using Lemna minor. *Bioresour. Technol.*, 70, 225–230.
- Rai, UN., Tripathi, RD., Vajpayee, P., Oandey, N., Ali, MB., and Gupta, DK. (2003) Cadmium accumulation and its phytotoxicity in *Potamogeton pectinatus* L. (Potamogetonaceae). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 70, 566–75.
- Salt, DE., Smith, RD., and Raskin, I. (1998) Phytoremediation. *Annu. Rev. Plant Physiol. Plant Mol. Biol.*, 49, 643–668.
- Sawidis, T., Chettri, MK., Zachariadis, GA., and Stratis, JA. (1995) Heavy metals in aquatic plants and sediments from water systems in Macedonia, Greece. *Ecotoxicol. Environ. Safe.*, 32, 73–80.
- Schindler, J., Lochovský, P., Tolma, V., Kužilek, V., Vilímec, J. (1997) Erfassung und Beurteilung der Belastung der Elbe mit Schadstoffen. In Teilprojekt: Tschechische Elbenebenflüsse. Prague: T. G. Masaryk Water Research Institute.
- Turekian, KH. and Wedepohl, KH. (1961) Distribution of the elements in some major units of the earth's crust. *Bull. Geol. Soc. Am.*, 72, 175.
- Welsh, RPH. and Denny, P. (1979) The translocation of lead and copper in two submerged aquatic angiosperm species. *J. Exp. Bot.*, 30, 339–345.
- Wolterbeek, HTH. and van der Meer, AJGM. (2001) Transport rate of arsenic, cadmium, copper and zinc in *Potamogeton pectinatus*. *Sci. Total. Environ.*, 287, 13–30.

Accumulation of heavy metals and metalloids in sediments and some water plants of the Bílina River (Lochovský, P.; Havel, L.)

Key words

aquatic plants – heavy metals – river sediments

Water plants together with fine sediments and biofilms influence the quality of surface waters by accumulation of contaminants inclusive heavy metals and metalloids. The article is dealing with the contamination of *Potamogeton pectinatus* by heavy metals and metalloids in comparison with river sediments (particle size < 20 µm) in the longitudinal profile of the Bílina River in the Czech Republic. Generally lower element concentrations were determined in the plant material compared with sediments. No significant correlation between concentration of heavy metals and metalloids in sediments and water plants could be established. In comparison with natural background values significant higher concentrations of some anthropogenic elements in the sediments of the Bílina River could be observed.

RNDr. Petr Lochovský, RNDr. Ladislav Havel, CSc.

VÚV TGM, v.v.i., Praha

Petr_Lochovsky@vuv.cz, Ladislav_Havel@vuv.cz

Príspevek pošiel lektorským řízením.

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

ADAPTAČNÍ OPATŘENÍ PRO ZMÍRNĚNÍ DOPADŮ SOUČASNÝCH ZMĚN KLIMATU NA POVODÍ RAKOVNICKÉHO POTOKA

Ladislav Kašpárek, Martin Hanel, Petr Máca, Jiří Pavlásek, Pavel Pech

Klíčová slova

klimatická změna – pokles odtoku – zásobní nádrže

Souhrn

Článek se zabývá posouzením poklesu průtoků a přírodních zdrojů podzemní vody v povodí Rakovnického potoka v posledních desetiletích. Modelování hydrologické bilance ukázalo, že rozhodující příčinou poklesu je vliv změny klimatu, kdy při nezměněných průměrných srážkách se podstatně zvýšila průměrná roční teplota vzduchu. Při posouzení možnosti zvětšení akumulací schopnosti povodí pomocí změn využití půdy se ukázalo, že tyto změny mohou mít dopad na zvětšení základního odtoku jen v rozsahu několika procent. Za účinný prostředek zvětšení akumulace vody v povodí, využitelný pro zmírnění účinků hydrologického sucha, lze považovat akumulaci vody v nádržích se zásobní funkcí.

Úvod

Z pozorování meteorologických veličin (zejména teploty vzduchu) vyplývá, že na území České republiky dochází v několika posledních desetiletích ke klimatické změně. Proto je stále větší důraz kladen na hledání efektivních možností, jak její dopady eliminovat či omezit. Platí to zejména pro odvětví, která jsou klimatem a jeho vývojem bezprostředně ovlivněna. Mezi ně patří významné sektory vodního hospodářství a zemědělství. Zpracovávány jsou studie, které kvantifikují možné změny v hydrologickém režimu povrchových a podzemních vod pro časové horizonty vzdálené řádově desítky let, které využívají zejména klimatické scénáře, tj. výstupy klimatických modelů pro variantně změněné podmínky.

Vzestup teploty vzduchu, který se již projevil na celém území ČR, byl v procesu hydrologické bilance na většině území doprovázen mírným zvětšením srážek, které postačily dotovat zvýšený výpar, a odtok z povodí se nezmenšoval. Nicméně podle map, které ukazují úhrn srážek v % normálu 1961–1990 (odkaz ČHMÚ), na území Středočeského kraje srážky spíše klesají. Z dvanácti let z období 1998–2009 jen ve dvou letech byly nad normálem. Ve většině let oblast s podprůměrnými srážkami zasahuje i část Ústeckého kraje, zejména dolní část povodí Ohře. V této oblasti dochází v současnosti také ke snížení extrémních srážkových úhrnů, jak ukazuje studie Kyselý et al. (2008). Jedná se o území, charakterizované nejmenšími dlouhodobými úhrny srážek v Čechách. Výsledky z několika vodoměrných pozorování na povodích v této oblasti pak ukazují výrazně klesající trend průtoků až do hodnot blízkých nule.

Jedním z takových povodí je i povodí Rakovnického potoka, kde při posudku zabezpečení bilančního stavu (v daném profilu Rakovnické u zachování minimálního průtoky) je již současný stav charakterizován jako pasivní, tj. nevyhovující požadavkům ČSN 75 2405 (viz studii VÚV TGM, 2006).

Průtok Rakovnického potoka v Rakovnicku poklesl například v letním období roku 2009 až na úroveň cca 10 l/s (ze 163 km²), což představuje asi čtvrtinu vypouštění vody z ČOV Rakovnick. I když v profilu vypouštění je průtok zvětšen o příspěvek z Lišanského potoka, vypouštění z ČOV je v takové hydrologické situaci rovnocenné nebo i větší než průtok v potoce.

Na nepříznivý stav hydrologické bilance, která se v povodí Rakovnického potoka projevuje nejen v odtokových poměrech, ale i nedosahováním optimálních výnosů zemědělských plodin v důsledku sucha, upozornila představitel Ministerstva zemědělství a následně i VÚV TGM, v.v.i., Zemědělská agentura Rakovnick.

V návaznosti na uvedené skutečnosti byl pro povodí Rakovnického potoka (jako pilotní případ) zahájen výzkum vedoucí k návrhu opatření pro zlepšení nepříznivé vodní bilance, jenž bude zároveň sloužit jako podklad ke vzniku metodiky pro tvorbu opatření směřujících primárně ke zvýšení akumulací schopnosti povodí a zabezpečujících požadavky na užívání vody. Výzkum je financován Národní agenturou pro zemědělský výzkum. V tomto článku předkládáme doposud dosažené výsledky řešení.

Charakteristika zájmového území

Povodí Rakovnického potoka nad Rakovnickem leží v nadmořských výškách cca 315–600 m n. m., sklon terénu jsou na většině povodí malé, průměrně 7 %. Významná je velká míra zemědělského využití povodí a nerovnoměrné rozmístění zalesněných částí povodí; 59 % plochy povodí je využito jako orná půda, 18 % je zalesněno.

Většina povodí leží v permokarbonské rakovnické pánvi, do horní části povodí Rakovnického potoka zasahují magmatity čistecko-jesenického masivu. V povodí se vyskytují denudační relikty sedimentů křídla a terciéru, povrch je pokryt sedimenty kvartéru. Detailní geologická i hydrogeologická stavba území je poměrně pestrá. Z podrobných průzkumů v jámacím území nad Rakovnickem vyplývá, že střídání prulino-puklinových kolektorů a izolátorů je značně chaotické, dominantní vliv na proudění podzemní vody má tektonika. V rozsáhlejších oblastech je proto možno racionálně hodnotit pohyb podzemní vody jen s použitím velmi zjednodušeného přístupu, kdy se horninové prostředí uvažuje jako kvaziisotropní.

V povodí Rakovnického potoka se vyskytují především půdy se střední rychlostí infiltrace (0,06–0,12 mm/min), v povodí Lišanského potoka jsou významně zastoupeny i půdy s vysokou rychlostí infiltrace (více než 0,12 mm/min). Půdy s malou infiltrační schopností 0,02–0,06 mm/min se vyskytují jen ojediněle, zejména v povodí Kolečického potoka.

V povodí Rakovnického potoka nad Rakovnickem se nachází cca 85 malých vodních nádrží, jejich celková výměra je cca 143 ha. Z toho připadá 44 ha na Velký jesenický rybník, který však není běžně zcela napouštěn, odhad jeho skutečné rozlohy je asi 15 ha. Reálná plocha rybníků je tedy cca 114 ha, tj. 3,8 % plochy povodí. Přibližně 70 % rybníků má plochu menší než 1 ha. Rybníky, které vytvářejí na horním toku Rakovnického potoka jesenickou soustavu, jsou vypouštěny jednou či dvakrát za 2 roky, většinou na podzim, popř. na jaře. Pokud vypouštění začne v září, může přispět ke zkrácení období minimálních průtoků na Rakovnickém potoce, při plnění rybníků však je vypouštěn jen předepsaný minimální průtok a průtoky jsou znatelně zmenšovány. Vzhledem k tomu, že jesenická rybníční soustava je spojena s odběry vody v Jesenicích, není pro nadlepšování průtoků Rakovnického potoka vhodná. Zásobní objem několika dalších relativně významných malých vodních nádrží v povodí nad městem Rakovnick je asi 250 tis. m³. Jejich teoretická schopnost navýšit průtoky při polovičním vypouštění je cca 24 l/s po dobu dvou měsíců, účel nádrží však je jiný.

Klimatické a hydrologické poměry

Rozhodující veličinou, která v našich přírodních podmínkách ovlivňuje velikost odtoku, jsou atmosférické srážky. Plošné rozložení srážek z období 1960–2005 nám poskytl ČHMÚ, stejně jako data ze srážkoměrných stanic a klimatických stanic pro období 1961–2008. Plošná proměnlivost dlouhodobých úhrnů srážek není na povodí Rakovnického potoka zanedbatelná. Rozmezí ročních úhrnů srážek je 484–584 mm. Srážkové úhrny jsou nejnižší pro subpovodí nacházející se v severozápadní části povodí, zejména na subpovodí Kolečovického potoka, na kterých jsou (kromě horní části Kolečovického potoka) úhrny srážek nižší než 500 mm. Naopak v jižní části povodí dosahují srážky na jednotlivá subpovodí úhrnů nad 510 mm. Subpovodí s nejvyššími úhrny srážek se nacházejí při severovýchodním okraji povodí (subpovodí Kounovského a Krušovického potoka) s ročními úhrny nad 530 mm.

Pro rozbor dlouhodobého kolísání a trendů průtoků na povodí je k dispozici řada z vodoměrné stanice Rakovník. Při předběžných analýzách a pokusech modelovat hydrologickou bilanci povodí nad touto stanicí se některé části řady jeví jako problematické. Jelikož je tato řada pro řešení hydrologických poměrů v povodí Rakovnického potoka nejdůležitějším podkladem, rozhodli jsme se ověřit věrohodnost vyčíslení průtoků a následně vyčíslení celé řady rekonstruovat. Postup podrobně dokumentuje Kašpárek (2009). Další analýzy vycházejí z této rekonstruované řady.

Z provedeného porovnání charakteristik hydrologické bilance (tabulka 1) použitých pro reprezentativní období 1931–1960 a 1931–1980 s údaji pro období 1966–2008 a 1988–2008 vyplývá, že při relativně malém poklesu srážek je pokles průměrného průtoku extrémní, při porovnání období 1988–2008 oproti 1931–1980 poklesne průtok na 53 %. Je zřejmé, že dosud používané charakteristiky průměrných průtoků a m-denních průtoků nemohou odpovídat současným hydrologickým poměrům.

Rozbor údajů o užívání vod v povodí Rakovnického potoka z období 1979–2008 ukázal, že nejpodstatnější jsou odběry z podzemních vod. Jejich součet v druhé polovině osmdesátých let přesáhl 100 l/s, po poklesu na minima v roce 1998 a 1999 se zvětšoval, v roce 2008 byl cca 85 l/s. Největší díl z něj (cca 46 l/s) připadá na vodárenské zásobení Rakovníka, významný je i odběr pro pivovar Krušovice (cca 7,9 l/s) a RAKO-LUPKY (cca 10,9 l/s). Součet odběrů povrchové vody z hodnoty cca 22 l/s v roce 1979 soustavně klesal až do roku 2004 na současnou úroveň méně než 2 l/s. Do povodí se nepřivádí voda z vnějších zdrojů, ani se z něj voda neodvádí, takže jej lze z hlediska užívání vod považovat za uzavřený systém. Svědčí o tom i bilance odběrů a vypouštění. Součet vypouštění byl v roce 2008 o cca 1,6 l menší než součet odběrů podzemní i povrchové vody, což je méně než 2 % součtu odběrů vody. Bilanční ztráta vody při jejím užívání je tedy řádově menší než pokles průtoků Rakovnického potoka a nemůže ji vysvětlit.

Analýza trendů v pozorovaných meteorologických a hydrologických veličinách

Z hlediska dlouhodobého kolísání srážek v období 1931–2008 není nepatrně klesající trend srážek podstatný a dlouhodobý režim je z hlediska průměru ročních úhrnů srážek stacionární. Nicméně, ve stanici Kounov je klesající trend v období 1960–2008 natolik významný, že převládá nevyrazné trendy z ostatních stanic, takže trend průměrných výšek srážek na povodí je klesající průměrně o 0,68 mm za 1 rok, tj. 33 mm za 49 let (obr. 1). Klesající trend v období 1960–2008 je výraznější než v řadě 1931–2008. Kolísání srážek po roce 1984 je odlišné od období 1961–1983, maxima jsou menší. Z porovnání čar překročení měsíčních výšek srážek z období 1960–1984 a 1985–2008 vyplývá, že v pozdějším období se zmenšila četnost i velikost srážek v oblasti hodnot větších než 50 mm/měsíc. V ročním chodu se největší pokles srážek projevuje v dubnu, patrný je však i v následujících měsících květnu a červnu a také v říjnu. Největší vzestup srážek se vyskytuje v červenci, mírně stoupají srážky i v srpnu a září. Od listopadu do března jsou změny srážek malé.

V souhrnu tedy lze konstatovat, že i když roční úhrny srážek klesají jen velmi mírně, jejich rozdělení se změnilo. Podstatně ubylo srážek s velkými výškami na povodí, důležitý je také pokles srážek v tříměsíčním jarním období od dubna do června.

Tabulka 1. Charakteristiky hydrologické bilance Rakovnického potoka ve vodoměrné stanici Rakovník v různých obdobích

Vyčísleno podle dat z období	Průměrná roční výška srážek [mm]	Průměrná roční výška odtoku [mm]	Rozdíl výšky srážek a odtoku [mm]	Průměrný průtok [m ³ /s]	Specifický průměrný průtok [l/s/km ²]
1931–1960	517	73	444	0,68	2,32
1931–1980	526	90	436	0,867	2,87
1966–2008	512	64	448	0,611	2,02
1988–2008	497	48	449	0,46	1,52

Lineární trend vzestupu teploty je významný – za 49 let činí zvýšení 1,4 °C. Přitom převážná část vzestupu teploty vzduchu nastala až v období po roce 1980. V ročním chodu se od prosince až po srpen teploty výrazně zvyšují, vzestup je zřetelně menší pouze v dubnu a v červnu. Maximum zvýšení je v lednu. Od září do listopadu se průměry teplot téměř nemění.

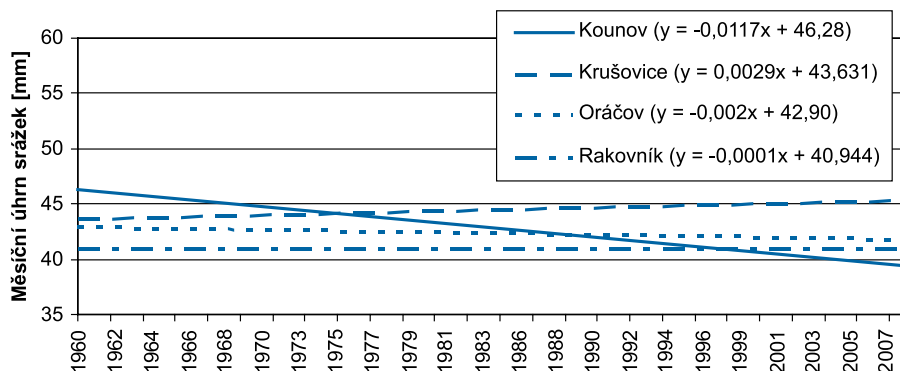
Z analýzy rekonstruované řady průtoků Rakovnického potoka ve stanici Rakovník, kde je k dispozici pozorování od roku 1960, vyplývá, že gradient poklesu průtoků řady je značný (obr. 2). Trend přepočítaný na pokles za jeden rok je 0,0113 m³/s, což je 1,85 % z průměru 0,611 m³/s. Odpovídající pokles za období délky celé řady 43 let je 0,487 m³/s.

Charakter průtokové řady se změnil v období po roce 1983. V úseku řady 1976–1981 byly průtoky zvětšené, na konci tohoto úseku řady se v roce 1981 vyskytla velká povodeň. Od té doby je výskyt velkých průměrných měsíčních průtoků podstatně méně častý a ani při povodni v roce 2002 nedosáhly velikosti extrému z roku 1981.

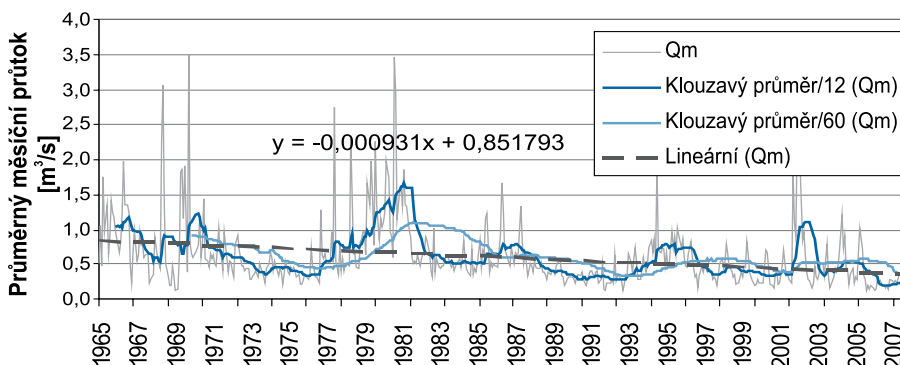
Z rozboru ročního chodu změn vyplývá (obr. 3), že poklesy na jaře a v létě jsou větší než na podzim, nejméně klesají průtoky v zimě. Při porovnání dat z období 1966–1987 a 1988–2008 se ukázalo, že v případě mediánů průměrných měsíčních průtoků je nejmenší pokles cca 6 % v lednu, největší přibližně 60 % v srpnu. Ostatní hodnoty poklesů jsou v rozmezí cca 20 až 40 %.

Při zkoumání minim průměrných měsíčních průtoků je v pozdějším období jen prosincové minimum poněkud větší, ani pokles lednové hodnoty není výrazný. Minima ve všech ostatních měsících poklesla obdobně jako mediány o cca 40 až 60 %.

Rozbor meteorologických a hydrologických pozorování v povodí Rakovnického potoka ukázal, že i když roční úhrny srážek nijak významně nepoklesly, způsobilo významné oteplení, které nastalo zejména po roce 1980, spolu se zmenšením četnosti a velikosti vydatných srážek a zmenšením jarních srážek v období po roce 1981, velmi podstatné změny odtoků z povodí. Pokles průtoků o 40 % až 60 % nastal v téměř celém rozsahu. Největší poklesy se projevily v jarních měsících a také v srpnu, kdy je v tomto povodí nejčastější výskyt minimálních průtoků.



Obr. 1. Trendy v průměrných ročních srážkových úhrnech pro stanice v povodí Rakovnického potoka



Obr. 2. Časový průběh průměrných měsíčních průtoků Rakovnického potoka, klouzavých průměrů (12 a 60 měsíců) a lineární trend

Rozbor tedy ukázal, že odtok z povodí s průměrným ročním úhrnem srážek cca 500 mm velmi citlivě reaguje na probíhající zvyšování teplot vzduchu.

Z dosud provedených rozborů a modelových výpočtů vyplývá, že pokles celkového odtoku (jenž je z cca poloviny tvořen základním odtokem) je způsoben z podstatné části poklesem základního odtoku vlivem klesající dotace podzemních vod. Dotace podzemní vody nastává obvykle v únoru a zejména v březnu. K jejímu poklesu přispívají dvě skutečnosti. První je, že se buď vůbec nevytváří, nebo je jen velmi malá zásoba vody ve sněhu, další spočívá v tom, že v lednu a zejména v únoru se zvětšuje územní výpar. Následkem těchto změn dochází častěji k tomu, že ani na konci zimy není půda zcela nasycena vodou a srážky neprosakují půdou, ale jen doplňují zásobu vody v půdě a nedoplňují zásoby podzemní vody. Pro vývoj hydrologické bilance v následujících měsících je nepříznivé, že zejména dubnové, ale i květnové a červnové srážky mají klesající trend. Výsledkem je, že dosud uvažované velikosti přírodních zásob podzemní vody, odvozené na základě dat z období 1971–1990, ukazují při použití dat z období 1988–2009 pokles o 23,5 %.

Možnosti adaptačních opatření

Účinek změny využití pozemků na zvětšení odtoku

Podle poznatků, které vyplývají z výsledků pozorování v experimentálních povodích, a ze statistických analýz výsledků dlouhodobého systematického pozorování prvků hydrologické bilance lze usuzovat, že reálně použitelnými změnami využití pozemků (pokud vyloučíme drastické zásahy jako trvalé odstranění vegetačního krytí, pudy nebo zřízení nepropustných ploch) prakticky nelze trvale znatelně změnit dlouhodobou průměrnou výšku odtoku z povodí.

Vyrovnanost průtoků závisí především na velikosti povodí, dlouhodobé velikosti odtoku a hydrogeologickém typu povodí. Vliv zalesnění, které přispívá k menší rozkolísanosti průtoků, je statistickou analýzou prakticky neprokazatelný.

Rozdílné využití pozemků se projevuje při povodních. U lokálních povodí z krátkodobých intenzivních dešťů má podstatný vliv, který se zmenšuje u povodní z několikahodinových extrémních dešťů, kdy výška srážky přesáhne významně retenční schopnost půdy. U povodní z extrémních regionálních dešťů je pak vliv využití pozemků řádově slabší v porovnání s významem přírodních srážek. U všech povodí je samozřejmě z hlediska eroze a ochrany půdy příznivější, když je povrch povodí pokryt travou, bušením nebo lesem v porovnání se zemědělskými plodinami.

Podstatné také je, že změny využití pozemků, které vedou ke zvětšení retenční schopnosti krajiny například zalesněním, jsou sice vhodné z hlediska redukce povodní z krátkodobých přívalových srážek, ale na povodích s menšími průměrnými srážkami se mohou projevit znatelným zmenšením celkového odtoku, a tedy i zmenšením množství vody dostupné pro zásobování. Pro zlepšení akumulační schopnosti povodí můžeme využít zásob vody v půdě, zásob podzemní vody, akumulace vody v nádržích.

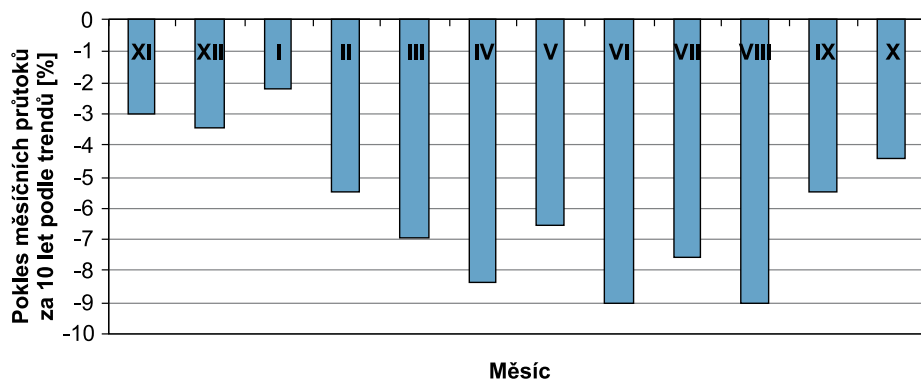
Při posuzování, jaký účinek lze předpokládat při změně využití pozemků v povodí, které zvětší infiltraci do půdy (nebo obdobných opatření v povodí), je nezbytné posoudit

1. jaké množství vody můžeme ovlivnit,
2. jak velké plochy povodí můžeme ovlivnit.

Effekt zlepšení infiltrační schopnosti povrchu povodí má význam v případě větších intenzivních srážek. Za předpokladu, že jejich výskyt můžeme spojovat s denními úhrny alespoň 20 mm, spíše 30 mm, je roční úhrn těchto srážek na povodí Rakovnického potoka cca 90 mm/rok (pro mez 20 mm/den), respektive jen 43 mm/rok (pro mez 30 mm/den). Odtokové koeficienty povodňového odtoku i z velmi intenzivních a velkých srážek jsou blízké hodnotě 0,3. Za předpokladu, že je pomocí opatření na ploše povodí radikálně zmenšíme na třetinu, dosáhneme zvětšení infiltrace o 20 % uvedených srážek. Pro dělení infiltrace mezi hypodermický odtok a dotaci podzemních vod budeme předpokládat, že větší díl – 2/3 připadne na dotaci podzemních vod. Pro mez 20 mm/den pak vyjde odhad zvětšení dotace 12 mm/rok, pro mez 30 mm/den 5,7 mm/rok, což jsou hodnoty nezanedbatelné vzhledem k průměrné roční výšce podzemního odtoku cca 40 mm.

Při uvážení toho, na jaké části povodí lze posuzovaná opatření uskutečnit (orná půda zaujímá 58,8 % plochy povodí) a jen na její menší části je reálné opatření prosadit, zjistíme, že efekt posuzovaných opatření při reálné odhadnutých možnostech změn užívání zemědělské půdy je velmi malý, řádově jen několik procent celkové dotace podzemních vod.

Tento závěr neříká, že změny užívání pozemků a další opatření v povodí zmenšující povrchový odtok by se neměly používat. Racionální důvody pro ně však spočívají ve zmenšení eroze a zmenšení kulminačních průtoků zejména krátkodobých povodní, nikoliv ve zvětšení dotace podzemní vody, resp. zvětšení průtoků v období hydrologického sucha.



Obr. 3. Pokles průměrných měsíčních průtoků za 10 let v procentech průměru vypočtený podle trendové analýzy

Akumulace vody v nádržích má v porovnání s využitím zásob podzemní vody tu přednost, že pro doplnění zásoby lze zachytit průtok generovaný z hypodermického odtoku a i část přímého odtoku z intenzivních dešťů a akumulovanou zásobu použít v době, kdy to je potřeba, zejména v době agronomického a hydrologického sucha.

Z uvedeného rozboru vyplývá, že v povodí Rakovnického potoka a zřejmě i v povodích s obdobným režimem srážek lze za jediný účinný prostředek zvětšení akumulace vody v povodí, využitelné pro zmírnění účinků hydrologického sucha, považovat akumulaci vody v nádržích se zásobní funkcí.

Výzkum účinků agrotechnických opatření na zmenšení kulminačních průtoků a objemů povodňových vln ukázal, že pro reálně proveditelná opatření na zemědělských pozemcích je účinek relativně malý, v řádu několika procent. Výrazně většího efektu lze dosáhnout využitím retence v několika vodních nádržích. Jako nevhodnější se pro zmenšení kulminačních průtoků jeví kombinace účinku vodních nádržích a agrotechnických opatření.

Možnosti akumulace vody v nádržích a nadlepšování průtoků

Na základě publikace „Jak je to s rybníky na Rakovnicku“ z roku 1964 a s využitím historických map byly identifikovány lokality zrušených rybníků. Následně byl proveden terénní průzkum s cílem nalézt hráze zrušených rybníků nebo jejich zbytky. Pro každou lokalitu byla posouzena případná možnost obnovy. Celkem bylo nalezeno 12 lokalit, v několika případech existují zachované hráze. Získané informace byly využity jako jeden z podkladů při vyhledání možných lokalit pro akumulační prostory v povodí.

Podle informací Zemědělské vodohospodářské správy Rakovnick jsou v povodí Rakovnického potoka čtyři nové malé vodní nádrže ve stavu projektové dokumentace, další dvě jsou naplánovány v dlouhodobém výhledu. Z projektovaných nádrží je největší v Kněževesi s objemem 19 700 m³, celkový objem všech čtyř nádrží je 26 600 m³, takže jejich vodohospodářská a retenční funkce je minimální. Obě výhledové nádrže mají plochu menší než 2 ha, takže o nich platí totéž.

Pomocí prostředků GIS byly vyhledány lokality potenciálně vhodné pro zřízení nových akumulačních nádrží. Výběr byl proveden pouze z hlediska morfologie terénu a využití území (v budoucích zátopách až na výjimku není zástavba, souvislý les, silnice, železnice). Na základě 171 hydrometrických měření provedených v závěrových profilech 18 dílčích povodí bylo posouzeno rozdělení odtoku na ploše povodí v hydrologickém roce 2009 a analogií k průtokům ve vodoměrné stanici Rakovnick byly pro profily potenciálních nádrží odvozeny průtokové řady.

Na základě provedených průzkumů a posouzení zejména z hlediska velikosti průtoků bylo pro další úvahy a posuzování vybráno sedm lokalit, v kterých přichází v úvahu výstavba malých vodních nádrží s akumulační funkcí. Nádrže jsou uvažovány na Rakovnickém potoce i jeho hlavních přítocích tak, aby bylo možné ovlivňovat odtok z podstatné části celého povodí. Součet maximálních, morfologicky omezených objemů všech nádrží je cca 6 mil. m³. Pro akumulaci a nadlepšování průtoků by bylo z tohoto objemu možné využít jen část, nádrže by měly mít i objem stálého nadržení, do úvahy přichází i možnost využití části celkového objemu pro ochranu před povodněmi.

Součet nadlepšení účinkem všech posuzovaných nádrží je 190 l/s. Předpokládat, že budou všechny uvažované nádrže současně zřízeny, není reálné. I při redukováném výběru, např. když uvažujeme jen čtyři větší nádrže v povodí nad Rakovnickem, lze zajistit nadlepšení Rakovnického potoka v Rakovnicku cca 80 l/s. Pro současně hydrologické podmínky tedy lze pomocí akumulačních nádrží podstatně zvětšit minimální průtoky Rakovnického potoka v Rakovnicku. Nadlepšení minimálních průtoků by také přibližně dvojnásobně zvětšilo minimální průtoky v profilu vypouštění odpadních vod z ČOV Rakovnick, takže ředění odpadních vod by bylo podstatně příznivější.

Pokud by se klimatická změna v povodí Rakovnického potoka projevovala dalším oteplováním bez zvětšení atmosférických srážek, klesaly by dále přirozené i nádržemi ovlivněné minimální průtoky (obr. 3). Pro období, ve kterém by průměrná teplota stoupla proti výchozímu stavu o 2 °C, by

pokleslo nadlepšení o cca 37 %, tj. pro uvedenou redukovanou soustavu na 50 l/s, což by ještě znatelně režim minimálních průtoků zlepšovalo. Pro zvýšení teploty o 4 °C by uvažovaná sestava nádrží poskytla nadlepšení jen 37 l/s. Když uvážíme značnou nejistotu všech použitých řešení, můžeme usuzovat, že pro tyto podmínky by již redukováná soustava patrně nepostačovala a bylo by třeba ji posílit dalšími nádržemi nebo převodem vody z jiného povodí.

Uvedené poznatky vplynuly ze studie změn hydrologické bilance s využitím scénářů klimatické změny. Nepočítalo se však s tím, že by se v povodí Rakovnického potoka podstatně zvětšovaly odběry vody pro závlahy. Pokud by tuto spotřebu vody další oteplení vyvolalo, byly by odhady zvětšení minimálních průtoků nepříznivější.

Závěr

Podrobný rozbor vývoje meteorologických a hydrologických poměrů na povodí Rakovnického potoka ukázal, že probíhající oteplování na povodí s poměrně malým ročním úhrnem srážek způsobuje pokles průtoků i přírodních zdrojů podzemních vod. Z posouzení účinku změn využití pozemků na zvětšení základního odtoku vyplynulo, že při reálně odhadnutých možnostech změn užívání zemědělské půdy je dopad velmi malý, řádově jen několik procent celkové dotace podzemních vod. V povodí Rakovnického potoka a zřejmě i v povodích s obdobným režimem srážek lze za jediný účinný prostředek zvětšení akumulace vody v povodí, využitelné pro zmírnění účinků hydrologického sucha, považovat akumulaci vody v nádržích se zásobní funkcí.

Výzkum účinků agrotechnických opatření na zmenšení kulminačních průtoků a objemů povodňových vln ukázal, že pro reálně proveditelná opatření na zemědělských pozemcích je účinek relativně malý, v řádu několika procent. Výrazně větší efektu lze dosáhnout využitím retence v několika vodních nádržích. Jako nejvhodnější se pro zmenšení kulminačních průtoků jeví kombinace účinku vodních nádrží a agrotechnických opatření.

Literatura

- Kašpárek, L. (2009) O možnostech rekonstrukce vyčíslení řad průtoků. *VTEI*, vol. 51, mimořádné číslo, p. 13–16, příloha *Vodního hospodářství* č. 11/2009.
- Kyselý, J. et al. (2008) Dlouhodobé změny četnosti povodní na Vltavě v Praze a na Labi v Děčíně ve vztahu k atmosférické cirkulaci a významným srážkám. *Meteorologické zprávy*, vol. 61, p. 5–13.

HODNOCENÍ POSTUPŮ PRO ZVÝŠENÍ EFEKTIVITY DETEKCE NÍZKÝCH POČTŮ BAKTERIÍ VE VZORCÍCH VOD METODOU POLYMERÁZOVÉ ŘETĚZOVÉ REAKCE

Hana Mlejnková, Milada Lytková

Klíčová slova

detekce bakterií – zakoncentrování buněk ze vzorků vod – izolace DNA – polymerázová řetězová reakce (PCR)

Souhrn

Cílem práce bylo zvýšení efektivity postupů pro detekci nízkých počtů bakterií v reálných vzorcích vod pomocí polymerázové řetězové reakce (PCR), optimalizaci jejich nejvýznamnějších kroků, tj. zakoncentrování buněk ze vzorku, izolace DNA z buněk a vlastní amplifikace vyizolované DNA. V rámci práce byly uvedené postupy testovány při detekci enterokoků z vod pomocí druhově specifického genu *tuf*.

Vyhodnocení výsledků ukázalo, že kombinací vhodných postupů, zaměřených na snížení ztrát DNA, lze zvýšit efektivitu detekce při použití metody PCR pro vzorky s nízkým obsahem bakterií.

Úvod

Detekce mikroorganismů ve vodním prostředí má vzhledem k jejich vlastnostem stěžejní význam, a to jak z pohledu hygienického, protože mohou představovat potenciální zdravotní riziko při užívání vod pro pitné a rekreační účely, tak z pohledu možnosti využití jejich schopností transformace velké škály přírodních i lidskou činností vytvořených látek v oblasti ochrany životního prostředí a technologických procesů. Současné detekční metody, založené na různých principech (např. kultivace, mikroskopie, molekulární biologie, hmotnostní spektrometrie) mají vždy určitá omezení – ať už nízkou specifitu, citlivost nebo robustnost, či např. časovou nebo finanční náročnost.

Cílem naší práce bylo zvýšit výtěžnost metody PCR (polymerázová řetězová reakce), která je velmi perspektivní metodou pro detekci bakterií přímo

ÚV TGM (2006) Vodohospodářská bilance současného a výhledového stavu množství povrchových vod v oblasti povodí Berounky.

Poděkování

Článek vznikl v rámci projektu NAZV 91247 – Možnosti zmírnění současných důsledků klimatické změny zlepšením akumulacních schopností v povodí Rakovnického potoka financovaného Ministerstvem zemědělství ČR.

Ing. Ladislav Kašpárek, CSc., Ing. Martin Hanel, Ph.D.
ÚV TGM, v.v.i, Praha

ladislav_kasperek@vuv.cz, martin_hanel@vuv.cz

Ing. Petr Máca, Ph.D., Ing. Jiří Pavlásek, Ph.D.,

prof. Ing. Pavel Pech, CSc.

Fakulta životního prostředí, ČZU

maca@fzp.czu.cz, pavlasek@fzp.czu.cz, pech@fzp.czu.cz

Příspěvek prošel lektorským řízením.

Adaptation measures to prevent climate change impacts in the Rakovnický brook basin (Kašpárek, L.; Hanel, M.; Máca, P.; Pavlásek, J.; Pech, P.)

Key words

climate change – runoff decrease – accumulation reservoirs

In present paper we analyze the causes of decrease in runoff and natural resources of ground water in the Rakovnický brook basin. Modelling of the hydrological balance has shown that the main reason for these decreases is the present climate change, an increase of air temperature in combination with more or less no change in mean annual precipitation in particular. Results of simulations indicate that land-use optimization (respecting practical limits) would have only marginal effects on water resources, though its positive effect on soil protection and improvement of ecological stability is evident. Therefore, we conclude that the most effective measure to increase the runoff in periods of hydrological drought is the accumulation of water in reservoirs.

ze vzorků vod, optimalizací nejvýznamnějších kroků předúpravy vzorku, tj. zakoncentrování buněk ze vzorků vod a izolace DNA.

K odzkoušení byly ze širokého spektra hygienicky významných mikroorganismů, které se vyskytují ve vodním prostředí, zvoleny **enterokoky**, které jsou v mikrobiologii vody díky svým vlastnostem (vysoká citlivost vůči větším podmínkám, krátkodobé přežívání ve vodách, rezistence k dezinfekci vody) považovány za dobrý indikátor fekální kontaminace (Baudišová, 2007; Šimonovičová et al., 2008). Termín fekální enterokoky zahrnuje čtyři druhy: *E. faecalis*, *E. faecium*, *E. durans* a *E. hirae* (Junco et al., 2001). Jejich stanovení je podle naší legislativy vyžadováno u vod pitných (vyhláška Ministerstva zdravotnictví – MZ – č. 252/2004 Sb., 187/2005 Sb., 293/2006 Sb.) a balených (vyhláška MZ č. 275/2004 Sb.), koupacích (vyhláška MZ č. 135/2004 Sb., 292/2006 Sb.) a povrchových (nařízení vlády č. 61/2003 Sb., v platném znění).

Nejrozšířenější technikou pro stanovení bakterií jsou kultivační metody, které podle výběru médií umožňují růst a izolaci mikroorganismů, kvantitativní stanovení a získání kultury (Pepper and Gerba, 2005), ačkoli je známo, že jimi lze získat pouze 1–4 % z jejich celkového počtu (Chaudhuri et al., 2006). Metody založené na principech molekulární biologie jsou nezávislé na kultivaci, vysoce citlivé a specifické. K identifikaci a typizaci enterokoků lze použít tyto metody: PCR v různých modifikacích, např. amplifikace strukturních genů, náhodná amplifikace polymorfních úseků DNA (RAPD); sekvenace DNA; multilokusová sekvenační typizace (MLST); fluorescenční *in situ* hybridizace (FISH); analýza polymorfismu restrikčních fragmentů (RFLP) s následnou separací velkých restrikčních fragmentů DNA pulzní gelovou elektroforézou (PFGE); stanovení polymorfismu délky amplifikovaných fragmentů (AFLP) nebo analýza restrikčních fragmentů genomové DNA obsahujících geny kódující rRNA, tzv. ribotypizace (Doming et al., 2003; Frahm and Obst, 2003; Meays et al., 2004; Naser et al., 2005; Scheidegger et al., 2009). Z uvedených metod se pro specifickou detekci bakterií přímo ve vzorcích vod ukazuje jako v běžné praxi nejlépe využitelná metoda PCR.

Polymerázová řetězová reakce je založena na amplifikaci cílových sekvencí nukleových kyselin, vymezených specifickými primery, s využitím cyklicky se opakující enzymové syntézy nových řetězců hledaných úseků dvouřetězové DNA pomocí enzymu DNA polymerázy. Produkty každého cyklu pak vystupují jako substráty v cyklu následujícím. Konečné PCR produkty jsou detekovány pomocí gelové elektroforézy nebo hybridizací se značenou sondou. PCR je vysoce citlivá metoda, pro dosažení této citlivosti však musí být její průběh pečlivě optimalizován. Mezi faktory ovlivňující výsledek reakce patří kvalita templátové DNA, výběr cílové sekvence, výběr

primerů či poměr složek v reakční směsi, teplota v jednotlivých krocích, počet cyklů, přítomnost inhibitorů DNA polymerázy, pocházející z reálného vzorku, a DNA podzít ve vzorku (Sachse, 2004). Na vyhodnocení amplifikace má vliv i způsob detekce amplikonů (Altwegg, 1995). Cílem úpravy vzorků je snížení koncentrace nebo úplné odstranění PCR inhibitorů a získání dostatečného množství DNA (Rådström et al., 2004). Optimalizace těchto kroků je důležitá zejména při extrakci DNA přímo ze vzorků z prostředí, u kterých není použita předkultivace nebo obohacení vzorků. Při přípravě vzorků pro PCR je základním krokem izolace DNA, kterou je nutno vhodně zvolit pro zpracovávanou matici (Chaudhuri et al., 2006). Většina postupů je založena na třech krocích: buněčné lyzi, extrakci nukleové kyseliny a purifikaci DNA (Lemarchand et al., 2005). Buněčná lyze je prováděna pomocí fyzikálního, chemického nebo enzymatického rozrušení buňky. Hrubý buněčný lyzát se dále upravuje pro extrakci DNA. Extrahovanou DNA je dále možno purifikovat pro odstranění inhibitorů přítomných ve vzorcích, včetně detergentů a lyzačních reagensů užitých v předešlých krocích, které mohou mít vliv na amplifikaci DNA (Miller et al., 1999; Abolmaaty et al., 1998). S každým purifikačním krokem však dochází ke ztrátě DNA (Maier et al., 2000). Pro izolaci DNA se využívají také různé komerční kity jako BAX (Qualicon Inc.), PrepMan (Applied Biosystems), Puregene (Gentra System Inc.) nebo XTRAX (Gull Laboratories Inc.). Odlišnost v postupech při úpravě vzorků je dána jejich původem a účelem PCR analýzy (Rådström et al., 2004).

Při izolaci DNA přímo ze vzorků vod je třeba před izolací DNA bakterie zakonzentrovat. K tomu lze použít centrifugaci nebo filtraci (Chaudhuri et al., 2006; Rousselon et al., 2004; Simmon et al., 2004). U rychle rostoucích organismů se někdy užívá před izolací DNA kultivace. Výhodou tohoto postupu je zvýšení počtu cílových buněk a částečná eliminace inhibitorů (Altwegg, 1995; Haugland et al., 2005). Jako inhibitory PCR se ve vodě mohou vyskytovat huminové kyseliny, různé organické a anorganické sloučeniny aj. (Khan et al., 2007).

Metodika

Postupy zakonzentrování buněk a metody izolace DNA byly odzkoušeny na suspenzi připravené ze sbírkového kmene *Enterococcus faecalis* CCM 4224 (*E. faecalis* CCM 4224) a na reálných vzorcích vod, kdy byl použit objem 10 ml pro vzorky odpadních vod a 100 ml pro vzorky povrchových vod.

Zakonzentrování buněk ze vzorku

Ze suspenze z kolonií vyrostlých na Slanetz-Bartley agaru byla připravena ředící řada, která byla použita pro standardní kultivaci za účelem získání informace o počtu buněk vnesených do PCR reakce. Suspenze sbírkového kmene *E. faecalis* CCM 4224 byla dále použita pro odzkoušení koncentračních a extrakčních postupů, využívajících: a) různé typy filtrů (filtry o porozitě 0,22 µm a průměru 25 mm, Durapore membrane filter a Millipore; filtr o porozitě 0,22 µm a průměru 47 mm, MCE, Pall; filtr o porozitě 0,45 µm a průměru 47 mm, MCE, Pall), b) různé úpravy filtru (stříhání, řezání skalpelem, zmrazení a rozdrčení) a c) různé způsoby de-sorbce buněk z filtru (ultrazvuk, vortex, třepání se skleněnými kuličkami, přísadka Tritonu X-100, centrifugace).

Pro zakonzentrování buněk ze vzorků byly použity kombinace výše uvedených možností. Získaný pelet byl zamražen při -20 °C pro následnou izolaci DNA, která byla prováděna dále uvedenými metodami.

Izolace templátové DNA

Pro izolaci bakteriální DNA byly použity tyto metody:

1) alkalická extrakce (Horáková et al., 2006); 2) převaření v PCR pufru (Albomaaty et al., 1998); 3) metoda využívající Chelex-100 (Wiklund et al., 2000); 4) metoda využívající Chelex-100 a proteinázu K (González et al., 2004); 5) metoda využívající proteinázu K, 37 °C (Frahm and Obst, 2003); 6) metoda využívající proteinázu K, 55 °C (Albomaaty et al., 1998); 7) metoda využívající lysozym a proteinázu K (Albomaaty et al., 1998); 8) modifikovaná Slusarenkova metoda (Slusarenko, 1990; Horáková et al., 2008); 9) modifikovaná metoda podle Maniatise (Sambrook and Russel, 2001); 10) Chemagen DNA tissue 10 kit (Chemagen); 11) PrepMan Ultra Sample Preparation reagent (Applied Biosystems). Pro izolaci DNA z reálných vzorků vod byly na základě předběžných výsledků vybrány metody 1, 2, 4, 6, 8, 10 a 11.

Uvedené metody byly použity podle postupů v citovaných zdrojích, u komerčních kitů podle návodů výrobce.

Postup metody PCR

Pro detekci enterokoků ve vodě metodou PCR byl vybrán rodově specifický gen *tuf* kódující elongační faktor Tu. Byla použita následující sekvence primerů, vymezující oblast o velikosti 112 bp (Cupáková et al., 2005): (+) 5'-TAC TGA CAA ACC ATT CAT GAT G - 3'; (-) 3'-AAC TTC GTC ACC AAC GCG AAC - 3'.

PCR směs byla připravena v tomto složení: 1 U DyNAzyme™ II DNA polymerázy (Finnzymes); 1x PCR pufr pro DyNAzyme™ II DNA polymerázu o koncentraci 10 mM Tris-HCl, 1,5 mM MgCl₂, 50 mM KCl, 0,1% Triton; (Finnzymes); 200 µM dNTP (Invitex); 0,5 µM primeru (+) a primeru (-); 2–2,5 µl (u metod 1, 2, 5, 6, 7, 8, 9) a 5 µl (u metod 3, 4, 10) templátové

DNA. Směs byla doplněna do celkového objemu 25 µl sterilní destilovanou vodou. Pro negativní kontrolu bylo do směsi místo templátové DNA přidáno 2,5 µl sterilní destilované vody, pro pozitivní kontrolu 2,5 µl DNA vyzolované alkalickou extrakcí ze 109 buněk čisté sbírkové kultury rodu *E. faecalis* CCM 4224.

Amplifikace probíhala v termocyklu (Biometra T-personal) za následujících amplifikačních podmínek: po úvodní denaturaci při 95 °C po dobu 180 s proběhlo 36 cyklů vlastní denaturace při 95 °C po dobu 30 s; nasedání primerů při 55 °C po dobu 30 s a extenze při 72 °C po dobu 60 s a v 1 cyklu dokončení extenze při 72 °C po dobu 420 s.

Separace produktů byla prováděna pomocí elektroforézy v 1,8% agaró-zovém gelu s ethidium bromidem při 75 V po dobu 80 minut. Pro určení velikosti amplifikovaných úseků byl použit DNA marker (100 párů bazí; Fermentas).

Výsledky

V rámci studie bylo provedeno porovnání výtěžnosti jednotlivých postupů zakonzentrování buněk z bakteriální suspenze *E. faecalis* CCM 4224 a z reálných vzorků vod a izolace DNA z buněčného peletu. Účinnost testovaných postupů byla hodnocena porovnáním přítomnosti PCR produktů a počtu buněk vnesených do reakce a náročnosti postupu na čas a provedení.

Zakonzentrování buněk ze vzorků vod a bakteriální suspenze bylo testováno kombinací více postupů (viz Metodiku). Jako nejefektivnější postup, při kterém byl získán kompaktní a současně dobře suspendovatelný pelet, bylo vyhodnoceno použití filtrace vzorku přes filtr o porozitě 0,45 µm, desorbce buněk ultrazvukem a vortexováním a následná centrifugace při 6 000 ot./min po dobu 15 min s přísadkou 5 µl 10% Tritonu X-100 na 1 ml suspenze.

Nejnižší detekovaná množství buněk enterokoků, která se podařilo u jednotlivých metod **izolace DNA** dosáhnout v suspenzi kultury *E. faecalis* CCM 4224, a informace o účinnosti těchto metod jsou uvedeny v *tabulce 1*. Výsledky detekce enterokoků v reálných vzorcích vod jsou uvedeny v *tabulce 2*. Na *obr. 1* jsou příklady PCR produktů pro gen *tuf*, získaných pro různá množství buněk *E. faecalis* CCM 4224.

Tabulka 1. Výsledky testování účinnosti metod pro izolaci bakteriální DNA z čisté kultury *E. faecalis* CCM 4224

Ozn.	Princip metody	Nejnižší detekované množství buněk vstupujících do PCR *
1	alkalická extrakce	7,0.10 ²
2	převaření v PCR pufru	3,1.10 ¹
3	metoda využívající Chelex-100	9,0.10 ⁴
4	metoda využívající Chelex-100 a proteinázu K	5,1.10 ³
5	metoda využívající proteinázu K, 37 °C	1,4.10 ⁴
6	metoda využívající proteinázu K, 55 °C	3,4.10 ²
7	metoda využívající lysozym a proteinázu K	6,3.10 ²
8	modifikovaná Slusarenkova metoda	1,4.10 ⁴
9	modifikovaná metoda podle Maniatise	3,3.10 ⁴
10	Chemagen DNA tissue 10 kit	7,0.10 ⁰
11	PrepMan Ultra Sample Preparation reagent	2,7.10 ³

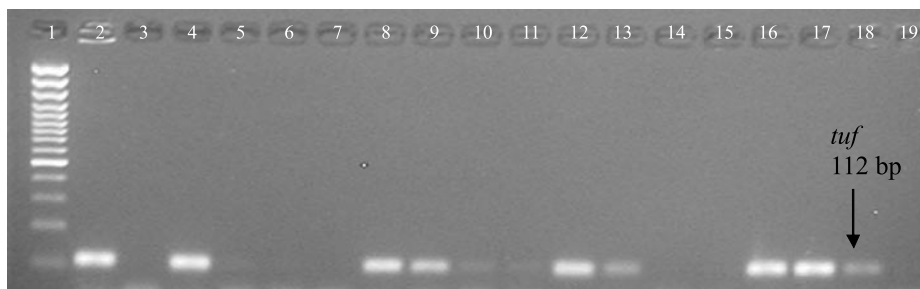
* ve vztahu ke konečnému reakčnímu objemu dané metody, tj. podíl buněk v PCR směsi (2–5 µl) k výslednému objemu lyzační směsi dané metody (50–2000 µl)

Při srovnání metod podle náročnosti na čas a provedení lze označit metody 1–7 a 11 za technicky snadno proveditelné s časovou náročností do 90 minut (zahrnuta doba inkubace, vaření, centrifugace). Metody obsahující více purifikačních kroků, tj. 8–10, jsou technicky i časově náročnější.

Tabulka 2. Výsledky testování účinnosti metod pro izolaci bakteriální DNA z reálných vzorků vod

Ozn.	Princip metody	Nejnižší detekované množství buněk vstupujících do PCR *
1	alkalická extrakce	284
2	převaření v PCR pufru	1,5
4	metoda využívající Chelex-100 a proteinázu K	670
6	metoda využívající proteinázu K, 55 °C	1,5
8	modifikovaná Slusarenkova metoda	60
10	Chemagen DNA tissue 10 kit	6
11	PrepMan Ultra Sample Preparation reagent	–

* ve vztahu ke konečnému reakčnímu objemu dané metody, tj. podíl buněk v PCR směsi (2–5 µl) k výslednému objemu lyzační směsi dané metody (50–2000 µl) – žádný záchyt



Obr. 1. Příklady výsledných produktů PCR pro gen *tuf* po izolaci DNA z čisté kultury *E. faecalis* CCM 4224 metodami 1, 2, 5 a 6

1 – DNA marker; **2** – pozitivní kontrola; **3** – negativní kontrola; **4–7** – metoda 1; $3,1 \cdot 10^6$ – $3,1 \cdot 10^3$ KTJ; **8–11** – metoda 2; $3,1 \cdot 10^6$ – $3,1 \cdot 10^3$ KTJ; **12–15** – metoda 3; $3,4 \cdot 10^6$ – $3,4 \cdot 10^3$ KTJ; **16–19** – metoda 6; $3,4 \cdot 10^6$ – $3,4 \cdot 10^3$ KTJ

Z uvedených výsledků vyplývá, že nejlepší výtěžnosti při detekci bakterií ze suspenze čisté kultury *E. faecalis* CCM 4224 bylo dosaženo s komerčním kitem Chemagen DNA tissue 10 kit (metoda 10), následovaly jednoduché extrakční metody, jejichž výsledkem je hrubý lysát (metoda 2, 6, 7 a 1). Nízké výtěžnosti poskytovaly víceokrové metody s fenol/chloroformovou extrakcí, v jejichž průběhu dochází ke ztrátám DNA, a metody s použitím Chelexu-100.

Výsledná účinnost testovaných metod izolace DNA, zkoušená na reálných vzorcích vod, byla nejvyšší u jednoduchých extrakčních metod 2 a 6 u komerčního kitu Chemagen DNA tissue 10 kit.

Diskuse

Princip PCR obecně umožňuje detekci mikroorganismů na úrovni jednotlivých buněk/molekul DNA a zahrnuje i tzv. nekultivovatelné mikroorganismy. Proto se využít této metody jeví jako vhodné pro detekci mikroorganismů z vod, především hygienicky významných mikroorganismů.

Při aplikaci této metody v mikrobiologii vody hraje klíčovou roli předúprava vzorku, která zahrnuje zakoncentrování buněk a izolaci DNA, jejichž cílem je minimalizace ztrát DNA a snížení koncentrace nebo úplné odstranění PCR inhibitorů (Rådström et al., 2004). Tato práce byla zaměřena na porovnání efektivity těchto důležitých kroků, tj. zakoncentrování buněk ze vzorku vody s obsahem malého množství mikroorganismů a následná izolace DNA. Metody a postupy použité v této práci byly získány z odborných prací mnoha autorů (Albomaaty et al., 1998; Frahm and Obst, 2003; González et al., 2004; Horáková et al., 2006; Horáková et al., 2008; Sambrook and Russel, 2001; Slusarenko, 1990; Wiklund et al., 2000). Uvedené postupy byly kombinovány a doplněny o vlastní úpravy, zaměřené na optimalizaci jednotlivých kroků, tedy zakoncentrování vzorku a postupy extrakce DNA.

Zakoncentrování vzorků vod i připravené bakteriální suspenze s čistou kulturou buněk a získání peletu bylo v našem případě prováděno filtrací s následnou desorbí buněk z filtru ultrazvukem a vortexováním, čímž bylo získáno cca 10^2 buněk. Cíchová aj. (2008) použili ke koncentraci buněk z většího objemu vzorku lyzi buněk přímo na membránovém filtru, čímž předešli ztrátám buněk, ke kterým dochází při desorbci buněk z filtru. Dosažený detekční limit na testované *E. coli* CCM 3954, tj. 10^2 buněk, byl řádově shodný s námi dosaženým limitem pro reálné vzorky vod. Oyfo a Rollins (1993) porovnávali na čisté kultuře buněk *Campylobacter jejuni* ve sterilní vodě zakoncentrování buněk s použitím filtrů z různých materiálů. Lyzi prováděli přímo na filtru. S filtry Fluoropore (polytetrafluorethylen) a Durapore (polyvinylidfluorid) dosáhli detekčního limitu 10^4 buněk/100 ml. V naší práci byly použity membránové filtry MCE (Pall – směs esterů celulózy) a filtry Durapore, které nevykázaly velké rozdíly při hodnocení výtěžnosti. Wolffs et al. (2006) detekovali salmonely v biologických vzorcích za použití dvoufázové filtrace a Real-time PCR a dosáhli o málo vyššího detekčního limitu než v naší práci, a to 220 KTJ salmonel na 100 ml vzorku. Ztráty však byly zvýšeny dvojnásobkem filtrací.

Metody izolace DNA byly v naší práci zkoušeny na suspenzích čisté kultury rodu *E. faecalis* CCM 4224 a na reálných vzorcích vod. Při testování extrakčních metod na čistých kulturách, kde nejsou přítomny inhibitory PCR, je nejvyšší účinnost předpokládána u jednoduchých metod, při kterých nedochází ke ztrátám DNA. Jako inhibitor však může působit také látka přítomná v lyzační směsi. V naší práci bylo v čisté kultuře buněk dosaženo nejlepšího výsledku s komerčním kitem Chemagen DNA tissue 10 kit, který zahrnuje mnohokrový postup s velkou ztrátou DNA. Kitem byl lyzován pelet připravený bez Tritonu X-100, nedošlo tak k odsátí buněk ani u suspenzí s nízkým počtem buněk. V kitu byl použit velký objem lyzačního roztoku (cca 2 ml), čímž bylo vykompenzováno usazení buněk na stěně zkumavky. Jako neúčinnější pro komerční kity se podle očekávání jevíly metody 1, 2, 6 a 7, jejichž produktem je hrubý lysát buněk. Albomaaty et al. (1998) srovnávali na čisté kultuře *E. coli* O157:H7 jednoduché lyzační metody podle množství uvolněné DNA a intenzity PCR produktu. Použili převaření v destilované vodě, PCR pufru, detergentech (1% Triton X-100, 0,05% SDS)

a enzymatickou lyzi (lysozym, proteináza K a jejich kombinace). Jako neúčinnější se ukázaly být metody s převařením v PCR pufru a s použitím proteinázy K, což se shoduje s našimi výsledky. Metody využívající enzymatickou lyzi a převaření v PCR pufru uvedené v práci Albomaaty et al. (1998) testovali také Cíchová aj. (2008) na suspenzích čisté kultury *E. coli*, kde se jim podařilo detekovat 10^2 buněk.

Nejslabší výtěžky byly dosaženy metodami 3, 4, 5, 8 a 9. Metody 8 a 9 obsahují purifikační kroky, při kterých dochází k významným ztrátám DNA. Metody 3 a 4 využívají Chelex-100, který může při vysokých teplotách působit jako katalyzátor vzniku zlomů DNA a inhibovat tak PCR (González et al., 2004). Zde byl však použit k amplifikaci malých úseků DNA (112 párů bazí), u kterých by tato vlastnost nemusela způsobovat obtíže.

Wiklund et al. (2000) použili metodu 3 k izolaci DNA z bakterie *Flavobacterium psychrophilum* ve vzorku vody a při amplifikaci úseku velkého 1089 bp dosáhli PCR produktu u 220 KTJ. Metoda 5 využívá stejně jako metoda 6 proteinázu K. V obou metodách však působí při jiných teplotách a v metodě 5 je navíc zařazen krok centrifugace pro odstranění lyzovaných částí buněk. Rozdílnost v účinnosti obou metod může být tedy způsobena optimální teplotou pro proteinázu K, nebo v metodě 5 nedochází k úplné lyzi buněk a část DNA zůstává přichycená na cytoplazmatickou membránu, při centrifugaci tak může docházet ke ztrátám DNA.

Námi dosažený detekční limit pro celý objem reakční směsi v suspenzi čisté kultury rodu *Enterococcus* se pohyboval od $1,4 \cdot 10^2$ do $5,4 \cdot 10^6$ KTJ. U reálných vzorků vod bylo toto rozmezí hodnot od $1,5 \cdot 10^2$ do $7,1 \cdot 10^4$ KTJ. Merk et al. (2001) porovnávali účinnost několika metod (lyze proteinázou K; fenol/chloroform/isoamylalkoholová extrakce; povaření; užití mikrovlánné trouby) s šesti komerčními kity na čisté kultuře buněk *Burkholderia cepacia* v destilované vodě. Dosažené hodnoty se pohybovaly od $1,3 \cdot 10^3$ do $4 \cdot 10^8$ buněk. Nejlepších výsledků bylo dosaženo při užití proteinázy K a srovnatelných výsledků bylo dosaženo i s dvěma komerčními kity, jejich cena však byla na jeden vzorek 3,5x a 5,7x vyšší než při použití proteinázy K.

Závěry

- Nejeftektivnějším postupem získání buněk z bakteriální suspenze nebo reálného vzorku bylo použití filtrace vzorku a desorbce buněk ultrazvukem a vortexováním a následná centrifugace s přidavkem Tritonu;
- z testovaných metod pro izolaci DNA byly z čisté suspenze buněk rodu *Enterococcus* i z reálných vzorků vod neúčinnější: komerční kit Chemagen DNA tissue 10 kit, metoda s převařením v PCR pufru (metoda 2) a metoda využívající proteinázu K při 55 °C (metoda 6), přičemž tyto dvě metody jsou jednodušší a méně finančně náročné než použít komerční kit. Otestované metody a postupy ukázaly, že lze úspěšně stanovit bakterie přímo ze vzorků vod. Dosažený detekční limit 10^2 bakterií ve 100 ml vzorku, kterému odpovídají jednotky detekovaných buněk vstupujících do reakce, získaný jak při použití komerčního kitu, tak při použití jednoduché extrakční metody, splňuje možnost použití metody PCR pro detekci mikroorganismů ve vodách s jejich nízkým obsahem. Nicméně použití metody pro detekci kontaminace vod patogeny je při tomto detekčním limitu omezeno.

Poděkování: Práce byla podporována „Výzkumným záměrem 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“ a byla součástí diplomové práce: Lytková, M. (2010) Použití PCR pro detekci nízkých počtů hygienicky významných bakterií ve vzorcích vod. Brno, PřF MU, 70 s.

Literatura

- Abolmaaty, A., El-Shemy, MG., Khallaf, MF., and Levin, RE. (1998) Effect of lysing methods and their variables on the yield of *Escherichia coli* O157: H7 DNA and its PCR amplification. *Journal of Microbiological Methods*, 34: 133–141.
- Altwegg, M. (1995) General problems associated with diagnostic applications of amplification methods. *Journal of Microbiological Methods*, 23: 21–30.
- Baudišová, D. (2007) Současné metody mikrobiologického rozboru vody. Příručka pro hydroanalytické laboratoře. Praha: VÚV T.G.M., 104 s.
- Chaudhuri, SR., Pattanayak, AK., and Thakur, AR. (2006) Microbial DNA extraction from samples of varied origin. *Current Science*, 91: 1697–1700.
- Cíchová, M., Velická, Z. a Prokšová, M. (2008) Testování jednoduchých metod izolace DNA pro použití v nanosystémech. Sborník referátů přednesených na semináři Mikrobiologie vody a prostředí 2008. Československá společnost mikrobiologická, Komise mikrobiologie vody. Luhačovice: VÚV T.G.M., 105 s.
- Cupáková, Š., Pospíšilová, M., Koláčková, I., and Karpíšková, R. (2005) Genus-Specific Identification of Enterococci by PCR Method. *Acta Vét. (Brno)*, 74: 633–637.

- Doming, KJ., Mayer, HK., and Kneifel, W. (2003) Methods used for the isolation, enumeration, characterisation and identification of *Enterococcus* spp. 2. Pheno- and genotypic criteria. *International Journal of Food Microbiology*, 88: 165–188.
- Frahm, E. and Obst, U. (2003) Application of the fluorogenic probe technique (TaqMan PCR) to the detection of *Enterococcus* spp. and *Escherichia coli* in water samples. *Microbiological Methods*, 52: 123–131.
- González, LAG., Tapia, JPR., Lazo, PS., Ramos, S., and Nieto, CS. (2004) DNA extraction using chelex resin for the oncogenic amplification analysis in head and neck tumours. *Acta Otorrinolaringol Esp*, 55: 139–144.
- Haugland, RA., Siefiring, SC., Wymer, LJ., Brenner, KP., and Dufour, AP. (2005) Comparison of *Enterococcus* measurements in freshwater at two recreational beaches by quantitative polymerase chain reaction and membrane filter culture analysis. *Water Research* 39: 559–568.
- Horáková, K., Mlejnková, H., and Mlejnek, P. (2006) Direct detection of bacterial faecal indicators in water samples using PCR. *Water Science and Technology*, 54: 135–140.
- Horáková, K., Mlejnková, H., and Mlejnek, P. (2008) Evaluation of methods for isolation of DNA for PCR based identification of pathogenic bacteria from pure cultures and water samples. *Water Science and Technology*, 58: 995–999.
- Junco, MTT., Martín, MG., Toledo, MLP., Gómez, PL., and Barrasa, JLM. (2001) Identification and antibiotic resistance of faecal enterococci isolated from water samples. *Int. J. Hyg. Environ. Health*, 203: 363–368.
- Khan, IUH., Gannon, V., Kent, R., Koning, W., Lapen, DR., Miller, J., Neumann, N., Phillips, R., Robertson, W., Topp, E., van Bochove, E., and Edge, TA. (2007) Development of a rapid quantitative PCR assay for direct detection and quantification of culturable and non-culturable *Escherichia coli* from agriculture watersheds. *Journal of Microbiological Methods*, 69: 480–488.
- Lemarchand, K., Berthiaume, F., Maynard, C., Harel, J., Payment, P., Bayardelle, P., Masson, L., and Brousseau, R. (2005) Optimization of microbial DNA extraction and purification from raw wastewater samples for downstream pathogen detection by microarrays. *Journal of Microbiological Methods*, 63: 115–126.
- Maier, RM., Pepper, IL., and Gerba, CP. (2000) Environmental microbiology. San Diego : Academic Press, 585 p.
- Meays, CL., Broersma, K., Nordin, R. and Mazumder, A. (2004) Source tracking fecal bacteria in water: a critical review of current methods. *Journal of Environmental Management*, 73: 71–79.
- Merk, S., Neubauer, H., Meyer, H., and Greiser-Wilkeet, I. (2001) Comparison of different methods for the isolation of *Burkholderia cepacia* DNA from pure cultures and waste water. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 204: 127–131.
- Miller, DN., Bryant, JE., Madsen, EL., and Ghiorse, WC. (1999) Evaluation and optimization of DNA extraction and purification procedures for soil and sediment samples. *Appl. Environ. Microbiol.*, 65: 4715–4724.
- Naser, SM., Thompson, FL., Hoste, B., Gevers, D., Dawyndt, P., Vancanneyt, M., and Swings, J. (2005) Application of multilocus sequence analysis (MLSA) for rapid identification of *Enterococcus* species based on *rpoA* and *pheS* genes. *Microbiology*, 151: 2141–2150.
- Oyoyo, BA. and Rollins, DM. (1993) Efficacy of filter types for detecting *Campylobacter jejuni* and *Campylobacter coli* in environmental water samples by polymerase chain reaction. *Applied and Environmental Microbiology*, 59: 4090–4095.
- Pepper, IL. and Gerba, CP. (2004) Environmental Microbiology: a laboratory manual. 2nd edition. Amsterdam : Elsevier, 209 p.
- Rådström, P., Knutsson, R., Wolffs, P., Dahlenborg, M., and Löfström, C. (2004) Pre-PCR processing – Strategies to generate PCR-compatible samples. *Molecular Biotechnology*, 26: 133–146.
- Rousselon, N., Delgenès, JP., and Godon, JJ. (2004) A new real time PCR (TaqMan® PCR) system for detection of the 16S rDNA gene associated with fecal bacteria. *Journal of Microbiological Methods*, 59: 15–22.
- Sachse, K. (2004) Specificity and performance of PCR detection assays for microbial pathogens. *Molecular Biotechnology*, 26: 61–79.
- Sambrook, J. and Russel, DW. (2001) Molecular Cloning: a laboratory manual. 3rd edition. Cold Spring Harbor Laboratory Press, NY.
- Scheidegger, EMD., Fracalanza, SAP., Teixeira, M., and Cardarelli-Leite, P. (2009) RFLP analysis of a PCR-amplified fragment of the 16S rRNA gene as a tool to identify *Enterococcus* strains. *Mem. Inst. Oswaldo Cruz*, 104: 1003–1008.
- Simmon, KE., Steadman, DD., Durkin, S., Baldwin, A., Jeffrey, WH., Sheridan, P., Horton, R., and Shields, MS. (2004) Autoclave method for rapid preparation of bacterial PCR-template DNA. *Journal of Microbiological Methods*, 56: 143–149.
- Slusarenko, AJ. (1990) A rapid miniprep for the isolation of total DNA from *Agrobacterium tumefaciens*. *Plant Molecular Biology Report*, 8: 249–252.
- Šimonovičová, A., Ferianc, P., Franková, E., Pavličková, K. a Piecková, E. (2008) Mikrobiológia pre environmentalistov. Bratislava : Univerzita Komenského, 156 s.
- Wiklund, T., Madsen, L., Bruun, MS., and Dalsgaard, I. (2000) Detection of *Flavobacterium psychrophilum* from fish tissue and water samples by PCR amplification. *Journal of Applied Microbiology*, 88: 299–307.
- Wolffs, PFG., Glencross, K., Thibaudeau, R., and Griffiths, MW. (2006) Direct Quantitation and Detection of Salmonellae in Biological Samples without Enrichment, Using Two-Step Filtration and Real-Time PCR. *Applied and Environmental Microbiology*, 72: 3896–3900.

RNDr. Hana Mlejnková, Ph.D., Milada Lytková
VÚV TGM, v.v.i., Brno,
Hana_Mlejnkova@vuv.cz
Příspěvek posel lektorským řízením.

Evaluation of procedures for effectiveness increasing of detection of low bacteria counts in water samples using polymerase chain reaction (Mlejnková, H.; Lytková, M.)

Key words

detection of bacteria – cells extraction – DNA isolation – polymerase chain reaction (PCR)

The aim of the study was to test the possibility of yield increasing of polymerase chain reaction (PCR), which seems to be very perspective method for detection of bacteria directly in water samples. It was achieved by optimisation of the most significant steps, i.e. cells extraction, isolation and amplification of DNA. The DNA isolation methods, methods for cells concentration from water samples and PCR for detection of enterococci from water were tested for species-specific genus *tuf*.

The results evaluation of tested methods and procedures showed that by combination of suitable procedures and their accurate realisation, focused on decrease of DNA losses in reaction mixture, the effectiveness of PCR detection of bacteria in samples with small bacterial density can be increased.

VYPOUŠTĚNĚ ZNEČIŠTĚNÍ DO VOD POVRCHOVÝCH – ZPŮSOBY JEHO ZJIŠŤOVÁNÍ A VYKAZOVÁNÍ PODLE PLATNÝCH PRÁVNÍCH PŘEDPISŮ A STATISTICKÝCH PROGRAMŮ

Arnošt Kult

Klíčová slova

vodní zákon – vypouštění odpadních vod – bodový zdroj znečištění – informační systém veřejné správy – vodní bilance – správce povodí

Souhrn

Článek se věnuje problematice sběru informací souvisejících s vypouštěnými odpadními vodami. Především jde o údaje o množství vypouštěných odpadních vod a jejich znečištění. V současnosti jsou v České republice informace zajišťovány několika způsoby, které však nejsou plně kompatibilní. Tato skutečnost působí mnohé problémy, které jsou v článku popsány. Dalším závažným momentem je to, že u řady hodnot respondentů údaje nevyplní. Proto je možno předpokládat, že souhrnné údaje vypočítané za celou Českou republiku jsou mnohem nižší, než je

skutečný stav. Text je doplněn tabelárními sestavami a odhadem skutečného vypouštěného znečištění z bodových zdrojů znečištění v celé České republice. Zjištěné rozdíly jsou více než značné. Na základě provedených zjištění došel autor článku k přesvědčení, že záležitost je kritická. Jde totiž o to, že je nezbytné zajistit zaslání řady požadovaných souhrnných údajů rovněž příslušným evropským institucím.

Úvod

Tento příspěvek je možné chápat pouze jako určitý „pokus“ zaměřený na další (výhledové) zlepšování systému vykazování potřebných vodohospodářských údajů, a to i s ohledem na následnou prostorovou lokalizaci hodnot o vypouštěném znečištění. Jako aktuální téma (související s pojednáváním problematikou) lze v současnosti označit především implementaci tzv. sdruženého přístupu k bodovým a difuzním zdrojům znečišťování¹. V rámci „softwarové pomůcky“, kterou zpracovávalo oddělení HEIS Výzkumného

¹ Do určité míry je v českém právním systému v oblasti vypouštění odpadních vod stále zachovávan „imisní“ či „emisně-imisní“ přístup definovaný již dříve ve zrušeném nařízení vlády č. 25/1975 Sb. České socialistické republiky ze dne 26. března 1975, jímž se stanoví ukazatele přípustného stupně znečištění vod, nařízení vlády č. 171/1992 Sb., kterým se stanoví ukazatele přípustného stupně znečištění vod a nařízení vlády č. 82/1999 Sb., kterým se stanoví ukazatele přípustného stupně znečištění vod. Uvedené pojetí má v současnosti své opodstatnění především s ohledem na čl. 10 směrnice Evropského parlamentu a Rady 2000/60/ES ze dne 23. října 2000 ustavující rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky [14].

ústavu vodohospodářského T. G. Masaryka, veřejné výzkumné instituce, (VÚV TGM, v. v. i.) jsou využívána pouze data získávaná na základě § 22 odst. 1 zákona č. 254/2001 Sb., o vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon), ve znění pozdějších předpisů [3]. Existují však i jiné informační systémy a databáze veřejné správy, které by mohly být výhledově využity tak, aby posloužily ke zlepšení úrovně znalostí o vypouštěném znečištění vykazovaném v rámci vodních útvarů, dílčích povodí či národních částí mezinárodních oblastí povodí (§ 24 zákona č. 254/2001 Sb. [3]).

Systém výkaznictví množství a jakosti odpadních vod a informační systémy veřejné správy zajišťující sběr údajů včetně databázového zpracování

V současnosti neexistuje v České republice zcela jednotný systém sběru údajů o množství a jakosti vypouštěných odpadních vod, který by plně vyhovoval všem nezbytným technicko-právním požadavkům – a též situaci odpovídající reálné praxi veřejné správy. Právní úprava v dané oblasti je zcela nejednotná, mnohdy zjevně neefektivní a též i částečně duplicitní. Informační systémy veřejné správy, sběr informací a následně systém výkaznictví lze rozdělit do čtyř okruhů:

- 1) údaje získávané na základě § 22 odst. 1 zákona č. 254/2001 Sb., o vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon), ve znění pozdějších předpisů [3], a podle prováděcí vyhlášky č. 431/2001 Sb., o obsahu vodní bilance, způsobu jejího sestavení a o údajích pro vodní bilanci [9],
- 2) údaje shromažďované Ministerstvem zemědělství na základě § 5 zákona č. 274/2001 Sb., o vodovodech a kanalizacích pro veřejnou potřebu a o změně některých zákonů (zákon o vodovodech a kanalizacích), ve znění pozdějších předpisů [4], a § 5 až 7 vyhlášky č. 428/2001 Sb., kterou se provádí zákon č. 274/2001 Sb., o vodovodech a kanalizacích pro veřejnou potřebu a o změně některých zákonů (zákon o vodovodech a kanalizacích), ve znění vyhlášky č. 146/2004 Sb. a vyhlášky č. 515/2006 Sb. [8],
- 3) údaje shromažďované Ministerstvem životního prostředí na základě zákona č. 25/2008 Sb., o integrovaném registru znečišťování životního prostředí a integrovaném systému plnění ohlašovacích povinností v oblasti životního prostředí a o změně některých zákonů [5], a prováděcího nařízení vlády č. 145/2008 Sb., kterým se stanoví seznam znečišťujících látek a prahových hodnot a údaje požadované pro ohlašování do integrovaného registru znečišťování životního prostředí [7],
- 4) údaje získávané Českým statistickým ústavem (ČSÚ) v souladu se zákonem č. 89/1995 Sb., o státní statistické službě, ve znění pozdějších předpisů [1].

Data jsou získávána pro potřeby veřejné správy rovněž v souladu se zákonem č. 365/2000 Sb., o informačních systémech veřejné správy a o změně některých zákonů, ve znění pozdějších předpisů [2], a vyhláškou č. 391/2004 Sb., o rozsahu údajů v evidencích stavu povrchových a podzemních vod a o způsobu zpracování, ukládání a předávání těchto údajů do informačních systémů veřejné správy [11] – neslouží pouze pro zpracování celostátních souhrnů, ale též jako jednotlivé informace prostorově vázané na strukturu vodních toků. Jsou používána také jako podkladové údaje potřebné k zpracování plánů povodí (viz § 24 zákona č. 254/2001 Sb. [3]). Obdobně jsou využívána pro potřeby vodohospodářské bilance v souladu s § 5 až 9 vyhlášky č. 431/2001 Sb. [9].

V nedávné době VÚV TGM, v. v. i., zpracoval software pro výpočet tzv. kombinovaného přístupu – v návaznosti na požadavky vyplývající z nařízení vlády č. 61/2003 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech, ve znění nařízení vlády č. 229/2007 Sb. a nařízení vlády č. 23/2011 Sb. [6]. Informace o množstvích a jakosti odpadních vod od jednotlivých znečišťovatelů zde budou použity individuálně, a to ve vazbě na příslušný vodní útvar (§ 2 odst. 3 až 6 zákona č. 254/2001 Sb. [3]). V tomto článku se s ohledem na výše uvedené aktuální okolnosti budeme dále věnovat jen okruhu 1, 2 a 4.

Číselné porovnání počtu obyvatel připojených na kanalizace pro veřejnou potřebu vykazované různými informačními systémy veřejné správy

Pro souhrnné porovnání bylo vybráno období 2007–2009. V tabulce 1 uvádíme počty obyvatel připojených na čistírny odpadních vod (ČOV) a počty obyvatel připojených na kanalizace, které vypouštějí odpadní vody přímo do vodních toků bez čištění (v pojmech provozní a majetkové evidence vedené

Tabulka 1. Porovnání počtů obyvatel za celou ČR připojených na kanalizace pro veřejnou potřebu, které vypouštějí odpadní vody přímo do vodních toků bez čištění, a na komunální ČOV v období 2007–2009

Údaj – popis	Bez ČOV rok 2007	Bez ČOV rok 2008	Bez ČOV rok 2009	ČOV rok 2007	ČOV rok 2008	ČOV rok 2009
Počet obyvatel podle majetkové evidence – kanalizace	610 508	591 158	565 000 ²	7 659 023	7 871 568	7 954 028
Počet obyvatel podle provozní evidence – kanalizace	554 838	580 673	554 402	7 558 537	7 881 512	7 953 117
Počet obyvatel podle výkazu VH 8b-01	582 920	561 392	529 333	7 761 303	7 897 824	8 000 514
Počet obyvatel podle údajů vyhlášky č. 431/2001 Sb. ³	241 330			7 056 068		

podle vyhlášky č. 428/2001 Sb. [8] jde o nečištěné tzv. „volné vypusti“) podle různých informačních systémů veřejné správy.

Z tabulky 1 vyplývá, že souhrnné údaje vypočtené z dat zahrnutých do majetkové evidence a celkové hodnoty statistického výkazu VH 8b-01 se mezi sebou liší jen nepatrně. Rovněž platí, že výběrový soubor zahrnovaných respondentů je v obou případech velmi rozsáhlý a podrobný. Počet dílčích položek majetkové evidence zařazených do tzv. provozních celků obsažených v databázi provozní evidence je v období 2007–2009 poněkud nižší než celkový počet u základního souboru majetkové evidence. S ohledem na výše uvedené souhrnné údaje je zapotřebí poznamenat, že rozdíl mezi údaji vyhlášky č. 431/2001 Sb. [9] a údaji majetkové evidence vedené podle vyhlášky č. 428/2001 Sb. [8] je s ohledem na počet obyvatel vypouštějících odpadní vody prostřednictvím tzv. „volných vypustí“ poměrně závažný – jde přibližně o 370 tisíc obyvatel. Proti statistickému výkazu VH 8b-01 lze zaznamenat rozdíl o velikosti 340 tisíc obyvatel. Při další analýze komunálních zdrojů znečištění budeme vycházet spíše z druhých uvedených hodnot⁴.

Počet obyvatel připojených na ČOV kanalizací pro veřejnou potřebu (komunální ČOV)

Statistickou analýzu počtu připojených obyvatel jsme provedli u ČOV pouze za období 2007–2009. Rozdíly uvedené v tabulce 2 též souvisí s celkovým počtem vykazovaných ČOV zahrnovaných do jednotlivých databází (či souboru statistických šetření). Podle výkazu VH 8b-01 existovalo v ČR v roce 2007 celkem 2 004 komunálních ČOV, do tzv. majetkové evidence bylo zahrnuto 2 250 ČOV, do provozní evidence pak 2 225⁵. U souboru údajů, tzv. souhrnné vodní bilance, se nám podařilo v této časové úrovni identifikovat celkem 1 932 ČOV. Podle výkazu VH 8b-01 v ČR v roce 2008 bylo celkem 2 037 ČOV, do majetkové evidence bylo zahrnuto 2 326 ČOV, do provozní evidence pak 2 277 ČOV⁵. U souboru souhrnné vodní bilance tomu odpovídalo 2 017 ČOV. Podle výkazu VH 8b-01 bylo v ČR v roce 2009 provozováno celkem 2 108 ČOV, do majetkové evidence bylo zahrnuto 2 366 ČOV, do provozní evidence pak 2 344 ČOV⁵. V souboru souhrnné vodní bilance se podařilo identifikovat 2 081 ČOV.

S ohledem na značnou pracnost výpočtu (neexistuje databázové propojení mezi údaji souhrnné vodní bilance a majetkové a provozní evidence) byly rovněž využity výsledky podrobné analýzy (autora tohoto článku) z roku 2007. Údaje za rok 2008 a 2009 pak posloužily k ověření předešlých závěrů.

² Byly zjištěny dílčí nesrovnalosti u dat za rok 2009 oproti roku 2008 (především aglomerace Brno), uvedené číslo bylo dopočítáno z údajů provozní evidence 2009 a majetkové evidence 2008.

³ Tato položka charakterizující počet obyvatel připojených na kanalizaci je v příloze č. 3 vyhlášky č. 431/2001 Sb. [9] sice obsažena, horší je ta okolnost, že bývá respondenty mnohdy sporadicky vykazována. Proto byl výpočet proveden na základě relačního propojení údajů majetkové evidence za pomoci identifikačního čísla vypouštění odpadní vody, které je uvedeno jak v databázi vodní bilance, tak majetkové či provozní evidence. Kanalizace pro veřejnou potřebu byly vymezeny především na základě prvního dvojčíslí OKEČ 90 a 75 (NACE 37).

⁴ Při podrobné kontrole údajů provozní evidence vodovodů byly zjištěny u údajů za rok 2009 částečné nesrovnalosti – obdobná situace byla i u majetkové evidence ČOV (viz poznámka pod čarou č. 6).

⁵ Jde převážně o komunální ČOV. V databázích majetkové a provozní evidence se vyskytuje jen velmi malý počet spíše průmyslových ČOV, na které je napojeno i obyvatelstvo, nebo ČOV vojenských útvarů, sociálních a zdravotnických zařízení či rekreačních objektů. Podle údajů provozní evidence šlo v roce 2007 celkem o 64 ČOV, v roce 2008 o 58 ČOV a v roce 2009 o 61 ČOV.

Za nejpodrobnější šetření lze jednoznačně označit zpracovávání individuálních dat ČSÚ, v souladu se zákonem č. 89/1995 Sb. [1]. Výsledné hodnoty zahrnuté do výkazu VH 8b-01⁹ je možno zjistit na internetových stránkách www.czso.cz. V současnosti jsou nejvíce využívány údaje obsažené v příslušných databázích¹⁰ vytvářených na základě vyhlášky č. 431/2001 Sb. [9] – je však možné si povšimnout, že např. proti statistickým šetřením, jejichž výsledné hodnoty jsou publikovány prostřednictvím výkazu VH 8b-01, jsou celkové hodnoty vypočítané za celou ČR podle údajů souhrnné vodní (či vodohospodářské) bilance jednoznačně méně přesné, resp. „podhodnocené“. Tento rozdíl je nemalý (přibližně 0,5 mil. obyvatel).

Na základě přehledu uvedeného v *tabulce 2* by bylo možné doporučit, aby při (výhledově uvažované) novele vyhlášky č. 431/2001 Sb. [9] (samozřejmě jen v návaznosti na zmocnění dané v § 22 zákona č. 254/2001 Sb. [3]) bylo popřípadě zváženo snížení limitu určujícího povinnost předávání údajů ze 6 000 m³/rok na 2 000 m³/rok.

Celkové vypouštění a produkováné znečištění vypočítané na základě údajů souhrnné vodní bilance sestavované podle vyhlášky č. 431/2001 Sb.

V *tabulce 3* uvádíme souhrnné hodnoty vypouštěného a produkováného¹¹ znečištění vypočtené jak za všechny, tak za komunální zdroje znečištění (tj. ČOV i nečištěné „volné výpusti“).

Uváděné hodnoty je možné porovnat s oficiálně zveřejňovanými údaji ČSÚ (výkazem VH 8a-01) – avšak jen u ukazatelů BSK₅, CHSK_{Cr} a nerozpuštěné látky. Diference jsou nevýznamné – v obou případech se využívají primární data pořizovaná správci povodí na základě povinnosti stanovené v § 10 vyhlášky č. 431/2001 Sb. [9]. Například v *tabulce 3.4* je na internetových stránkách www.czso.cz uvedena u produkováného znečištění vyjádřeného v ukazateli BSK₅ hodnota 245 321 t/rok (místo údaje 244 785 t/rok vypočteného podle údajů databáze souhrnné vodní bilance), u CHSK_{Cr} je diference rovněž nevýznamná (583 894 t/rok místo 582 821 t/rok). Hodnoty znečištění vyjádřené podle ukazatele dusík anorganický a fosfor celkový bohužel nejsou na výše uvedených internetových stránkách dostupné – lze vycházet jen z hodnot vypočítaných z údajů obsažených v databázi souhrnné vodní bilance (*tabulka 3*).

Číselné porovnání vykazovaných hodnot znečištění vypouštěného a produkováného komunálními ČOV

V předcházející části článku bylo dokladováno celkové produkováné a vypouštěné znečištění odpovídající všem tzv. bodovým zdrojům znečištění – tj. nejen komunálními, ale též průmyslovým, zemědělským a ostatním. V této části se budeme podrobněji věnovat znečištění, které je vypouštěno do vod povrchových komunálními ČOV. Následně se pokusíme vyčíslit celostátní souhrn vypočtený jednak z oficiálně vykazovaného, jednak z rámcově

6 V původní databázi se nacházely částečné duplicity a dílčí nepřesnosti. Autor tohoto článku se pokusil některé údaje opravit. Zjištěná diference však není natolik významná, že by mohla zásadně ovlivnit celostátní bilanční souhrn. Existuje celá řada mnohem závažnějších nesrovnalostí – o těch se zmíníme dále. S ohledem na časovou náročnost výše uvedených kontrol jsme provedli toto šetření jen u údajů za rok 2009.

7 Jde o ČOV, u kterých bylo nalezeno stejné základní identifikační číslo zjišťované v souladu s přílohou č. 3 vyhlášky č. 431/2001 Sb. [9], a to položku č. 01 – identifikační číslo vypouštění vody (vyplňuje příslušný správce povodí). Nebyly zahrnuty ČOV, které podle kódu OKEČ či NACE není možné přiřadit k ČOV kanalizací pro veřejnou potřebu.

8 V rámci výkaznictví prováděného podle vyhlášky č. 431/2001 Sb. [9] se jedná o bodové zdroje znečištění, které nespĺňují předpoklad limitní hodnoty 6 000 m³/rok. Naopak údaje uváděné v provozní evidenci (na základě vyhlášky č. 428/2001 Sb. [8]) jsou podrobnější – obecně platí, že jsou vždy evidovány všechny ČOV s větším počtem připojených obyvatel než 50. Tomu též odpovídá nižší hodnota vypouštěného množství odpadních vod. Při jednoduchém propočtu je možné odvodit, že 50 obyvatelům (viz § 1 zákona č. 274/2001 Sb. [4]) odpovídá přibližně 1 500–2 000 m³/rok (u menších obcí lze předpokládat nižší specifickou potřebu vody). Množina znečišťovatelů mezi 1 500–6 000 m³/rok je (s ohledem na specifické, historicky dané demografické poměry v České republice) poměrně významná.

9 Je těžké odhadnout, do jaké míry jsou v rámci šetření ČSÚ zahrnovány do systému výkaznictví i tzv. průmyslové ČOV – sloužící především k čištění průmyslových odpadních vod – v menší míře jsou pak na ně napojeny kanalizace pro veřejnou potřebu. S ohledem na velmi podrobné šetření prováděné v rámci vyhlášky č. 428/2001 Sb. [8] (majetková a provozní evidence) lze předpokládat, že do uváděných výsledných hodnot jsou zahrnovány i tyto ČOV.

10 Jde především o databáze a sber údajů, který je realizován prostřednictvím správců povodí. S ohledem na § 1 vyhlášky č. 431/2001 Sb. [9] je možné se též zmínit o informačním systému, který je provozován VÚV TGM, v.v.i. Ten posloužil autorovi tohoto článku při zpracovávání řady statistických analýz, jejichž výsledky jsou v tomto příspěvku následně uváděny.

11 Produkováným znečištěním je množství znečištění obsažené v produkováných (nečištěných) odpadních vodách.

Tabulka 2. Porovnání vykazovaného počtu obyvatel v ČR připojených na komunální ČOV v období 2007–2009

Údaj – popis informačního systému	2007	2008	2009
Majetková evidence kanalizace	7 659 023	7 871 568	7 954 028
Provozní evidence kanalizace	7 558 537	7 881 512	7 953 117
Majetková evidence ČOV	7 556 336	7 674 941	7 774 349
Majetková evidence ČOV (po korekci) ⁶			7 749 939
Provozní evidence ČOV (veškeré)	7 585 645	7 686 498	7 809 228
Provozní evidence ČOV (převážně průmyslové)	66 246	71 747	77 584
Výkaz VH 8b-01	7 761 303	7 897 824	8 000 514
Relačně odpovídající ČOV ve VH bilanci ⁷	7 056 068		
Menší ČOV vykazované v provozní evidenci ⁸			~ 40 000

Tabulka 3. Vypouštěné a produkováné znečištění vypočítané podle údajů obsažených v databázi souhrnné vodní bilance v období 2007–2009 (t/rok)

Ukazatel	Rok	Produkováné znečištění celkem	Vypouštěné znečištění celkem	Produkováné znečištění komunální	Vypouštěné znečištění komunální
BSK ₅	2007	248 797	7 861	202 506	5 425
	2008	249 164	7 739	205 333	5 391
	2009	244 785	7 195	203 830	5 323
CHSK _{Cr}	2007	590 576	48 893	459 345	29 375
	2008	592 527	45 494	471 529	28 759
	2009	582 821	44 357	472 015	28 867
Nerozpuštěné látky	2007	294 146	16 080	243 512	7 602
	2008	278 102	13 866	237 846	7 551
	2009	271 295	13 414	231 988	7 397
Dusík amoniakální	2007	29 276	5 741	23 119	2 816
	2008	27 766	3 849	24 337	3 073
	2009	26 602	3 231	23 910	2 591
Dusík anorganický	2007	25 838	12 972	20 636	8 637
	2008	26 031	13 224	21 746	8 791
	2009	25 935	11 869	22 200	8 520
Fosfor celkový	2007	5 444	894	5 034	792
	2008	5 360	845	4 966	749
	2009	5 586	921	5 106	816

odhadnutého znečištění z tzv. „volných výpustí“ (jde o odpadní vody přímo vypouštěné do vodních toků).

Údaje obsažené v provozní evidenci jsou získávány od přibližně stejného počtu respondentů – liší se však rozsah předávaných statistických údajů jednotlivými provozovateli. Určitým nedostatkem je u výkazu VH 8b-01 fakt, že není šetřeno znečištění obsažené v nečištěných odpadních vodách (tzv. „volných výpustech“). Rovněž není k dispozici hodnota celkového znečištění u ukazatele amoniakální dusík. Lze konstatovat, že celkové hodnoty za celou ČR se od sebe výrazným způsobem neliší. Pokud jde o údaje souhrnné vodní bilance, je zapotřebí poznamenat, že je poměrně obtížné (i když existuje položka „čistírna odpadních vod – ano/ne“ definovaná v příloze č. 3 vyhlášky č. 431/2001 Sb. [9]) vymežit vypouštění, které je možné označit za ČOV (šterbinové nádrže, biologické rybníky, kořenové ČOV atp.). Mnohdy je uvedená položka vyplněna nesprávně. Při rozhodování je určitou pomůckou vypočtení podílu mezi množstvím vypouštěného a produkováného znečištění (u řady menších ČOV lze použít jen ukazatel BSK₅ či CHSK_{Cr} – když jsou hodnoty vyplněny). Pokud jde o vypouštěné znečištění odpovídající ČOV v rámci souhrnné vodní bilance, je možné říci, že rozdíly proti údajům výkazu VH 8b-01 a hodnotám vypočteným z dat provozní evidence nejsou významné. Například podle souhrnné vodní bilance činilo v roce 2007 vypouštěné CHSK_{Cr} 26 662 t, v roce 2008 26 170 t a v roce 2009 26 124 t. Takto vypočtené vypouštěné znečištění je proti údajům VH 8b-01 přibližně o 3–4 % nižší. Při porovnání s údaji provozní evidence jde o větší rozdíl – ten však vyplývá z toho, že do tohoto souboru je rovněž mnohdy zahrnována řada převážně průmyslových ČOV (ojediněle i průmyslových kanalizací).

Vykazované komunální znečištění vypouštěné bez čištění přímo do vod povrchových (nečištěné „volné výpusti“)

V této části se budeme věnovat problematice tzv. „volných výpustí“. Existuje určitý nesoulad, o kterém jsme se již zmínili – jde o počet obyvatel napojených na kanalizační systémy vypouštějící odpadní vody přímo do vodních toků (bez jejich čištění na příslušné ČOV). V *tabulce 5* uvádíme souhrnné údaje provozní evidence kanalizací a ČOV získávané na základě vyhlášky č. 428/2001 Sb. [8] a údaje vypočtené z databáze souhrnné vodní bilance sestavované podle vyhlášky č. 431/2001 Sb. [9].

Z údajů zahrnutých do databáze souhrnné vodní bilance lze zjistit poměrně obtížně vypouštěné znečištění především z těchto tzv. „volných výpustí“. Je zřejmé, že celkové vykazované množství vypouštěného znečištění je značně nižší především u „klasických“, více sledovaných ukazatelů (BSK₅, CHSK_{Cr}).

Produkové znečištění u komunálních ČOV

Z množiny údajů získávaných na základě vyhlášky č. 428/2001 Sb. [8] jsme využili soubor tzv. provozní evidence ČOV – vybrali jsme dvě velikostní kategorie podle počtu připojených obyvatel. Výsledky statistického šetření jsou uvedeny v tabulkách 6 a 7.

Odhad množství znečištění vypouštěného z veřejných kanalizací bez čištění přímo do vod povrchových (nečištěné „volné vypustí“)

Na základě tabulky 1 lze odhadovat, že počet obyvatel nepřipojených na ČOV činí přibližně 550 000. V dalších úvahách budeme z tohoto čísla vycházet. Takzvané „volné vypustí“ se většinou vyskytují u menších sídel, při (orientačních) výpočtech je možné uvažovat s následující specifickou produkcí znečištění odpovídající 1 obyvateli v g/den (s ohledem na eliminaci údajů o vypouštěném znečištění, ovlivněných místním připojeným průmyslem použijeme mediány z tabulky č. 6; u fosforu lze převzít aritmetický průměr):

BSK ₅	50 g/den/ob.,
CHSK _{Cr}	110 g/den/ob.,
nerozpuštěné látky	50 g/den/ob.,
dusík amoniakální	9 g/den/ob.,
dusík anorganický	13 g/den/ob.,
fosfor celkový	2 g/den/ob.

Při výše uvedeném počtu 550 000 nepřipojených obyvatel tomu odpovídá následující znečištění vyjádřené v t/rok:

BSK ₅	10 038 t/rok,
CHSK _{Cr}	22 083 t/rok,
nerozpuštěné látky	10 038 t/rok,
dusík amoniakální	1 807 t/rok,
dusík anorganický	2 610 t/rok,
fosfor celkový	402 t/rok.

Oficiálně vykazované znečištění uvádíme v tabulce 5. Podle údajů tzv. provozní evidence jde přibližně jen o 2 000 t BSK₅, 5 500 t CHSK_{Cr}, 2 400 t nerozpuštěných látek, 270 t amoniakálního dusíku a 35 t celkového fosforu. Rozdíly proti údajům souhrnné vodní bilance jsou ještě větší (přibližně 1 100 t BSK₅, 2 700 t CHSK_{Cr}, 1 100 t nerozpuštěných látek, 270 t amoniakálního dusíku a 35 t celkového fosforu). Tato skutečnost je dána převážně tím, že tzv. „volné vypustí“ jsou měřeny spíše jen sporadicky. Navíc je často nesprávně vykazováno vypouštěné množství vyjádřené v tis. m³/rok¹². Dále pak je zapotřebí poznamenat, že do databází vodní bilance není zahrnován značný počet tzv. „volných vypustí“ (viz výše – jde o cca 340 000 obyvatel). Pro celkové zhodnocení vypouštěného znečištění (viz např. každoročně vydávaná Zpráva o stavu vodního hospodářství České republiky) jsou používána výhradně data z vodní bilance. Na závěr této dílčí části článku lze říci, že vykazované celostátní souhrny jsou evidentně výrazně podhodnoceny¹³.

12 Tato skutečnost má svůj vliv na výpočet množství vypouštěného znečištění. I když v daném případě existují laboratorně změřené hodnoty jakosti odpadní vody a daná koncentrace je naměřena správně, často se stává, že celkové vypouštěné znečištění bývá určeno nesprávně – např. při započtení nižšího uvažovaného množství odpadních vod v m³/rok. Většinou jde o nezahrnutý podíl tzv. balastních vod, který je u netěsných kanalizací velmi výrazný.

13 U ukazatele BSK₅ platí, že 1 obyvateli u nečištěných odpadních vod odpovídá přibližně 40 obyvatel připojených na funkční ČOV. Takto lze dovodit, že 550 tisícům obyvatel s nečištěnými odpadními vodami může odpovídat v ukazateli BSK₅ cca 20 mil. obyvatel připojených na ČOV. Výše uvedený počet lze samozřejmě označit za pouze orientační – je totiž zapotřebí zvážit i (pozitivní) okolnost, že část odpadních vod vypouštěných z tzv. „volných vypustí“ může být předčištěna v místních šterbinových nádržích atp. Odhadnout tento podíl je však velmi obtížné.

Tabulka 4. Porovnání množství komunálního znečištění za celou ČR podle jednotlivých ukazatelů získaných na základě výkazu VH 8b-01 a údajů provozní evidence kanalizací a ČOV podle vyhlášky č. 428/2001 Sb. (t/rok)

Ukazatel		Výkaz VH 8b-01		Provozní evidence podle vyhlášky č. 428/2001 Sb.	
		Přítok ČOV	Odtok ČOV	Přítok ČOV	Odtok ČOV
BSK ₅	2007	197 835	4 589	210 133	4 714
	2008	202 592	4 667	213 247	4 879
	2009	202 738	4 582	210 708	4 660
CHSK _{Cr}	2007	454 829	27 360	487 992	28 435
	2008	465 321	27 061	492 791	29 119
	2009	461 133	27 236	481 626	28 123
Nerozpuštěné látky	2007	246 382	6 857	255 642	7 323
	2008	235 569	7 177	249 149	8 153
	2009	228 588	6 763	238 681	7 050
Dusík amoniakální	2007			23 168	2 604
	2008			25 621	3 095
	2009			25 043	3 167
Dusík celkový	2007	36 089	10 570	33 663	10 252
	2008	36 695	10 955	34 566	10 633
	2009	36 312	10 561	35 438	11 731
Fosfor celkový	2007	5 599	857	5 424	850
	2008	5 443	841	5 512	1 195
	2009	5 365	902	5 373	865

Tabulka 5. Množství komunálního znečištění za celou ČR vypouštěné bez čištění do vod povrchových podle provozní evidence kanalizací a souhrnné vodní bilance (t/rok)

Ukazatel	Provozní evidence			Souhrnná vodní bilance		
	2007	2008	2009	2007	2008	2009
BSK ₅	1 572	1 983	2 075	1 141	1 067	1 105
CHSK _{Cr}	3 301	5 455	5 586	2 741	2 575	2 735
Nerozpuštěné látky	1 522	2 549	2 381	1 196	956	1 164
Dusík amoniakální	225	253	269	287	280	257
Dusík anorganický				252	234	198
Fosfor celkový	32	31	39	33	34	34

Korekce potřebná ke zjištění skutečného množství znečištění vypouštěného z ČOV s ohledem na četnost měření hodnot jakosti odpadních vod

U ČOV můžeme zaznamenat častější měření odpadních vod (než je tomu např. u tzv. „volných vypustí“) – nicméně i zde platí, že existuje určitá část (především jde o menší ČOV), kde nejsou k dispozici naměřená, tedy ani vykazovaná data. V tabulce 8 uvedeme procento měřených ČOV (vždy u daného ukazatele jakosti vody) na odtoku a odpovídající procento množství měřených odpadních vod. Vycházeli jsme z podrobné analýzy, kterou jsme provedli za období 2007–2009.

V tabulce 3 uvádíme celkové vypouštěné komunální znečištění podle údajů obsažených v databázi souhrnné vodní bilance – v tabulce 5 pak

Tabulka 6. Produkové znečištění přepočtené na 1 obyvatele v g/den – čistírný odpadních vod pro 2 000–10 000 připojených obyvatel (aritmetické průměry a mediány)

Ukazatel	2007		2008		2009		2007–2009	
	průměr	medián	průměr	medián	průměr	medián	průměr	medián
BSK ₅	60,4	49,5	64,1	50,5	61,2	50,4	61,9	50,1
CHSK _{Cr}	137,7	111,0	148,0	111,6	141,4	114,4	142,4	112,3
Nerozpuštěné látky	68,1	53,8	70,1	51,5	65,2	50,2	67,8	51,8
Dusík amoniakální	9,0	8,4	10,1	8,6	9,3	8,8	9,5	8,6
Dusík anorganický	14,4	13,0	13,9	12,4	13,9	12,7	14,0	12,7
Fosfor celkový	1,9	1,6	1,9	1,7	1,9	1,6	1,9	1,6

Tabulka 7. Produkové znečištění přepočtené na 1 obyvatele v g/den – čistírný odpadních vod pro 10 000–100 000 připojených obyvatel (aritmetické průměry a mediány)

Ukazatel	2007		2008		2009		2007–2009	
	průměr	medián	průměr	medián	průměr	medián	průměr	medián
BSK ₅	85,3	73,7	84,3	67,2	84,0	67,7	84,5	69,6
CHSK _{Cr}	208,8	156,3	189,6	154,2	185,1	159,1	194,5	156,5
Nerozpuštěné látky	98,6	79,8	94,3	72,4	89,8	75,4	94,2	75,9
Dusík amoniakální	9,8	8,8	9,7	8,9	9,8	8,9	9,8	8,9
Dusík anorganický	14,5	13,8	14,6	13,3	14,5	13,7	14,6	13,6
Fosfor celkový	2,3	1,9	2,3	1,8	2,3	1,9	2,3	1,9

vypouštěné znečištění za celou ČR odpovídající tzv. „volným výpustem“ – rovněž vypočtené na základě údajů obsažených v této databázi¹⁴. Rozdíl mezi hodnotami uvedenými v *tabulce 3* a 5 odpovídá znečištění vypouštěnému komunálními ČOV. Z údajů za rok 2009 lze odvodit následující hodnoty:

BSK ₅	4 218 t/rok,
CHSK _{Cr}	26 132 t/rok,
nerozpuštěné látky	6 234 t/rok,
dusík amoniakální	2 334 t/rok,
dusík anorganický	8 322 t/rok,
fosfor celkový	782 t/rok.

S ohledem na *tabulku 8* je možné odhadnout, že např. v roce 2009 by tomu odpovídalo následující znečištění, které nebylo měřeno u části odpadních vod z ČOV před jejich vypouštěním do vodních toků:

BSK ₅	11 t/rok,
CHSK _{Cr}	0 t/rok,
nerozpuštěné látky	6 t/rok,
dusík amoniakální	145 t/rok,
dusík anorganický	967 t/rok,
fosfor celkový	85 t/rok.

Odhad celkového množství skutečně vypouštěného znečištění jak z veřejných kanalizací bez čištění, tak z komunálních ČOV

Protože následující propočty lze označit spíše za odborné odhady, pojednáme pouze o třech ukazatelích jakosti odpadních vod. Nejdříve se pokusíme provést souhrnnou celostátní bilanci CHSK_{Cr}. Výše jsme naznačili, že největším problémem při všech typech prováděných šetření je vyčíslení vypouštěného znečištění z tzv. „volných výpustí“. Ukazatel CHSK_{Cr} lze u tohoto typu vypouštění označit za méně „citlivý“ než BSK₅. Provedli jsme statistickou analýzu u 97 ČOV s kapacitou do 500 EO (rok 2009). Jde z velké části o mechanické či méně vyhovující biologické ČOV. Účinnost podle ukazatele BSK₅ činila 79 %, u CHSK_{Cr} pak jen 67 %. Z tzv. „volných výpustí“ bývají mnohdy vypouštěny nejen zcela nečištěné odpadní vody, ale též částečně předčištěné na menších ČOV. Lze předpokládat, že by mohlo jít odhadem o kombinaci stejného podílu jak zcela nečištěných, tak částečně předčištěných odpadních vod – i tak se však podle našeho názoru do recipientů vypouští minimálně polovina produkovaného znečištění podle ukazatele CHSK_{Cr}. S ohledem na výše provedenou bilanci by vypouštěné množství odpovídající 550 000 obyvatelům činilo minimálně 10 000 t podle ukazatele CHSK_{Cr}. Vyzkoušeno je (v rámci vodní bilance) u tzv. „volných výpustí“ (*tabulka 5*) přibližně jen 2 700 t. Tento údaj lze označit za značně „podhodnocený“. Z uvedeného vyplývá, že roční vypouštěné množství znečištění nečiní u tohoto ukazatele za celou ČR pouze 28 867 t (*tabulka 3*, rok 2009), ale ve skutečnosti spíše 36 000–40 000 t.

Podobně se pokusíme provést bilanci u ukazatele anorganický dusík. Zde je situace jednodušší. Pokud existuje u tzv. „volných výpustí“ i určitý podíl předčištěných odpadních vod, lze bilančně počítat v podstatě se zcela zanedbatelným odstraněným podílem právě u tohoto ukazatele. S ohledem na výše uvedené propočty lze odhadovat, že je takto vypouštěno přibližně 2 600 t. Z dostupných údajů vodní bilance je však možné vyčísřit (*tabulka 5*) pouze 198 t (rok 2009). Dále pak je vypouštěno z „nesledovaných“ ČOV¹⁵ 967 t (viz výše). Souhrnem jde o cca 3 600 t navíc, které je zapotřebí připočítat k 8 520 t vypočteným z „oficiálních“ údajů vodní bilance (*tabulka 3*, rok 2009).

Analogicky k předchozí bilanční úvaze lze dovodit u ukazatele celkový fosfor množství vypouštěné do vodních toků tzv. „volnými výpustmi“ odpovídající asi 400 t. Z existujících údajů je však doložitelné pouze 34 t (*tabulka 5*, rok 2009). Z „nesledovaných“ ČOV¹⁵ je vypouštěno navíc 85 t. Souhrnem jde přibližně o 450 t, které je zapotřebí připočítat k 816 t vypočteným z dostupných údajů vodní bilance (*tabulka 3*, rok 2009).

Dalším problémem je to, že v ČR existuje řada tzv. dešťových kanalizací. Uvážíme-li, že např. v roce 2009 činil počet obyvatel připojených na vodovod pro veřejnou potřebu 9,733 mil. a ve stejném roce počet obyvatel připojených na kanalizaci pro veřejnou potřebu 8,530 mil., pak je možné zaznamenat rozdíl o hodnotě 1,203 mil. obyvatel zásobovaných pitnou vodou, avšak bez příslušné kanalizace. Dá se předpokládat (podle značného plošného rozšíření využívání tzv. „dešťových kanalizací“ v menších obcích), že určitá část z těchto obyvatel vypouští odpadní vody do vodních toků přímo – bez jejich čištění. Šlo by tak o další znečištění, které je možné připočítat k výše uvedeným údajům. Pokud by i jen čtvrtina z 1,203 mil. obyvatel vypouštěla „nekontrolované“ odpadní vody do vodních toků (nikoliv jen do vod podzemních), pak např. u ukazatele celkový fosfor by šlo o dalších cca 200 t. Skutečně vypouštěné množství znečištění bychom pak u tohoto

¹⁴ Jde zde o určité míry o problematiku znečištění odpadních vod vypouštěných do podzemních toků či tzv. „volných výpustí“ – viz výše.

¹⁵ Jde o menší ČOV, pro které není vodoprávními úřady příslušných rozhodnutí stanovena povinnost sledovat koncentraci příslušného ukazatele. Provozovatelé jej následně nesledují – proto také nevykazují.

Tabulka 8. Četnost měření jednotlivých ukazatelů na odtoku z komunálních ČOV a odpovídající procento množství odpadních vod s měřenou jakostí v daném ukazateli v období 2007–2009

Ukazatel	Procento měřených ČOV z celkového počtu do souhrnné VH-bilance zahrnutých ČOV			Procento komunálních odpad. vod s měřenou jakostí z celkového vypouštěného množství		
	2007	2008	2009	2007	2008	2009
BSK ₅	99,5	99,5	99,2	99,9	99,9	99,7
CHSK _{Cr}	98,7	99,2	99,7	99,9	99,9	100,0
Nerozpuštěné látky	99,3	99,4	99,7	99,9	99,9	99,9
Dusík amoniakální	82,5	82,2	82,3	93,7	93,7	93,8
Dusík anorganický	66,3	64,0	61,1	85,1	88,3	88,4
Fosfor celkový	70,4	69,2	69,6	88,6	88,5	89,1

ukazatele mohli celkově uvažovat o 650 t vyšší – a tuto hodnotu následně připočítat k 816 t (vypočteným pouze z dostupných údajů vodní bilance).

Závěry a doporučení

Pojednávaná problematika není jednoduchá – shromažďovaná data jsou využívána jak pro účely výpočtu celkových souhrnů za celou ČR (v podstatě jde o statistické hodnocení celé republiky), tak individuálně pro výpočet ovlivnění jednotlivých vodních toků či vodních útvarů (viz úvodní část tohoto článku). Jde například o zpracování plánů oblastí povodí nebo tzv. vodohospodářskou bilanci prováděnou na základě vyhlášky č. 431/2001 Sb. [9]. Při druhém využití přebíraných údajů je nezbytné zajistit nejen jejich bezchybnost (množství vypouštěných odpadních vod a jejich jakost), ale též správnou lokalizaci jednotlivých výpustí odpadních vod do vod povrchových (v každém případě by mělo být povinné uvádět souřadnice x a y). V tomto článku jsme se soustředili především na první jmenovaný problémový okruh, druhý by si zasloužil zcela samostatnou odbornou pozornost.

Na závěr si autor dovoluji poznamenat, že bude časem nezbytné provést určité legislativní změny. Půjde především o to, aby se podařilo (při maximální vzájemné provázanosti) navrhnout novelizovaná ustanovení ve třech prováděcích předpisech:

- 1) vyhlášce č. 431/2001 Sb., o obsahu vodní bilance, způsobu jejího sestavení a o údajích pro vodní bilanci [9],
- 2) vyhlášce č. 428/2001 Sb., kterou se provádí zákon č. 274/2001 Sb., o vodovodech a kanalizacích pro veřejnou potřebu a o změně některých zákonů (zákon o vodovodech a kanalizacích), ve znění vyhlášky č. 146/2004 Sb. a vyhlášky č. 515/2006 Sb. [8],
- 3) vyhlášce č. 391/2004 Sb., o rozsahu údajů v evidencích stavu povrchových a podzemních vod a o způsobu zpracování, ukládání a předávání těchto údajů do informačních systémů veřejné správy [11].

Doporučuje se předpisy novelizovat současně a příslušné pracovní skupiny pověřené návrhem legislativních změn sloučit v pracovní skupinu jedinou. Pokud by se uvedený návrh jevil jako neschůdný, měla by být vyvinuta co největší snaha o vzájemnou koordinaci při tvorbě všech tří novelizovaných předpisů. Bude nutné rovněž změnit stávající přístup tak, aby byly v maximální míře akcentovány v současné době široce používané technologie GIS.

Dalším problémem zůstává sběr dat prováděný s ohledem na zákon č. 25/2008 Sb. [5]. V daném případě jde o další „paralelní“ zajišťování sběru informací. Doporučuje se zvažít účelnost provedené nepřímé novely zákona č. 254/2001 Sb. [3] právě tímto zákonem.

S ohledem na územní působnost by měla být právně zakotvena jednoznačná kompetence správců povodí¹⁶. Jakýkoliv centralizovaný (nezbytný s ohledem na potřebu zpracování celostátních statistických výkazů) systém nemůže plnit svou funkci bez regionálně zajištěné (s. p. Povodí již dlouhodobě provozované) odborné podpory.

Seznam použitých podkladů

- [1] Zákon č. 89/1995 Sb., o státní statistické službě, ve znění zákona č. 356/1999 Sb., zákona č. 220/2000 Sb., zákona č. 256/2000 Sb., zákona č. 411/2000 Sb., zákona č. 202/2002 Sb., zákona č. 320/2002 Sb., zákona č. 81/2004 Sb., zákona č. 562/2004 Sb., zákona č. 342/2005 Sb., zákona č. 230/2006 Sb., zákona č. 245/2006 Sb., zákona č. 342/2006 Sb., zákona č. 239/2008 Sb., zákona č. 7/2009 Sb., zákona č. 154/2009 Sb., zákona č. 227/2009 Sb. a zákona č. 281/2009 Sb.
- [2] Zákon č. 365/2000 Sb., o informačních systémech veřejné správy a o změně některých zákonů, ve znění zákona č. 517/2002 Sb., zákona č. 413/2005 Sb., zákona č. 444/2005 Sb., zákona č. 70/2006 Sb., zákona č. 81/2006 Sb., zákona č. 110/2007 Sb. a zákona č. 269/2007 Sb., zákona č. 130/2008 Sb., zákona č. 190/2009 Sb., zákona č. 223/2009 Sb., zákona č. 227/2009 Sb. a zákona č. 281/2009 Sb.
- [3] Zákon č. 254/2001 Sb., o vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon), ve znění zákona č. 76/2002 Sb., zákona č. 320/2002 Sb., zákona č. 274/2003 Sb., zákona č. 20/2004 Sb., zákona č. 413/2005 Sb., zákona č. 444/2005 Sb., zákona č. 186/2006 Sb., zákona č. 222/2006 Sb., zákona č. 342/2006 Sb.,

¹⁶ Zvláště po 1. 1. 2011, kdy došlo ke sloučení s bývalou ZVHS.

zákona č. 25/2008 Sb., zákona č. 167/2008 Sb., zákona č. 181/2008 Sb., zákona č. 157/2009 Sb., zákona č. 227/2009 Sb., zákona č. 281/2009 Sb. a zákona č. 150/2010 Sb.

- [4] Zákon č. 274/2001 Sb., o vodovodech a kanalizacích pro veřejnou potřebu a o změně některých zákonů (zákon o vodovodech a kanalizacích), ve znění zákona č. 320/2002 Sb., zákona č. 274/2003 Sb., zákona č. 20/2004 Sb., zákona č. 167/2004 Sb., zákona č. 127/2005 Sb., zákona č. 76/2006 Sb., zákona č. 186/2006 Sb., zákona č. 222/2006 Sb. a zákona č. 281/2009 Sb.
- [5] Zákon č. 25/2008 Sb., o integrovaném registru znečišťování životního prostředí a integrovaném systému plnění ohlašovacích povinností v oblasti životního prostředí a o změně některých zákonů, ve znění zákona č. 227/2009 Sb. a zákona č. 281/2009 Sb.
- [6] Nařízení vlády č. 61/2003 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostí povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech, ve znění nařízení vlády č. 229/2007 Sb. a nařízení vlády č. 23/2011 Sb.
- [7] Nařízení vlády č. 145/2008 Sb., kterým se stanoví seznam znečišťujících látek a prahových hodnot a údaje požadované pro ohlašování do integrovaného registru znečišťování životního prostředí
- [8] Vyhláška č. 428/2001 Sb., kterou se provádí zákon č. 274/2001 Sb., o vodovodech a kanalizacích pro veřejnou potřebu a o změně některých zákonů (zákon o vodovodech a kanalizacích), ve znění vyhlášky č. 146/2004 Sb. a vyhlášky č. 515/2006 Sb.
- [9] Vyhláška č. 431/2001 Sb., o obsahu vodní bilance, způsobu jejího sestavení a o údajích pro vodní bilanci.
- [10] Vyhláška č. 20/2002 Sb., o způsobu a četnosti měření množství a jakosti vody.
- [11] Vyhláška č. 391/2004 Sb., o rozsahu údajů v evidencích stavu povrchových a podzemních vod a o způsobu zpracování, ukládání a předávání těchto údajů do informačních systémů veřejné správy.
- [12] Metodický pokyn č. j. 29192/2002-6000 Ministerstva zemědělství ČR ze dne 11. září 2002 pro zpracování vybraných údajů z majetkové evidence vodovodů a kanalizací.
- [13] Metodický pokyn č. j. 29193/2002-6000 Ministerstva zemědělství ČR ze dne 11. září 2002 pro zpracování vybraných údajů z provozní evidence vodovodů a kanalizací.
- [14] Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2000/60/ES ze dne 23. října 2000 ustávající rámcem pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky.

Zpracováno s podporou výzkumného záměru MZP0002071101.

Ing. Arnošt Kult
VÚV TGM, v.v.i., Praha
arnost_kult@vuv.cz
Příspěvek posel lektorským řízením.

Discharges into surface water – ways of detecting and reporting in accordance with applicable legislation and statistical programs (Kult, A.)

Key words

Water Act – discharge of waste water – point source of pollution – public administration information system – water balance – river basin administrator

The article deals with the collecting information related to discharged waste water. In particular, data on the quantity of discharged waste water and pollution are collected. At present, in the Czech Republic the information is provided in several ways which are not fully compatible. This situation creates many problems, which are described in this article. Another major point is that respondents do not fill completely the data. This makes that the summary data calculated for the whole Czech Republic are much lower than the actual situation. The text is supplemented by tabular assemblies, where actual pollution discharged from point sources of pollution in the Czech Republic is estimated. Observed differences are more than significant. On the basis of the findings the author came to the conclusion that the problem is very serious – especially when transmission of the required number of aggregated data to relevant European institutions will have to be ensured.

ANALÝZA FAKTORŮ A VAZEB OVLIVŇUJÍCÍCH STAV A VÝHLED ZDROJŮ A POTŘEB UŽITÍ VODY V ZÁJMOVÉM POVODÍ (OHŘE)

Lubomír Petružela, Jiří Dlabal

Klíčová slova

povrchová voda – odběry vody – cena vody – náklady na správu povodí

Souhrn

Příspěvek vznikl v rámci projektu „Socioekonomická analýza dopadů klimatické změny ve vazbě na vodní hospodářství“ podporovaného NAZV ČR v roce 2010. Cílem bylo určit a ekonomicky interpretovat změny v odběru povrchové vody v závislosti na ceně a typu užití vody. Dále byl posuzován zpětný dopad změny (poklesu) odběrů do nákladů podniku Povodí a na schopnost zajistit návratnost nákladů na správu povodí. Obecně se vychází z metod empirického určení poptávkové křivky z údajů o spotřebě při pevné nebo neovlivnitelné ceně. Způsob regulace odběru povrchových vod (zákon č. 254/2001 Sb., § 6, 8) a určení ceny (zákon č. 254/2001 Sb., § 101) správcem povodí (na základě nákladů správy povodí) lze považovat za předpoklady pro užití této metody. Jako vstupní data jsou použity agregované údaje o skutečných odběrech z evidence vodohospodářské bilance (§ 21 zákona č. 254/2001 Sb., prováděcí vyhláška č. 431/2001 Sb.), jež je součástí vodní bilance, která jsou porovnána s cenou, za níž je voda v jednotlivých letech dodávána.

Úvod

V obecné rovině lze očekávat odlišné chování poptávky v závislosti na ceně v jednotlivých segmentech (typech) užití, jež dohromady určuje celkový obecný trend poklesu odběrů povrchové vody v posledních letech.

Ve vztahu k hydro-sociální bilanci, jak byla definována v předchozí zprávě projektu (Petružela, 2009), lze odvodit, že ekonomické a sociální faktory, které ovlivňují nakládání s vodami (poptávku), jsou silným a dynamickým vlivem, který může způsobit jak kvalitativní, tak i strukturální reakci na dílčí i rozsáhlejší změny ve zdrojích vody, zejména ve spojení s klimatickou změnou.

Tato zjištění nijak nekolidují s cíli, postupy a opatřeními v oblasti vodního plánování, zaměřenými ke stabilizaci a posílení zdrojů (nabídky). Ukazují, že ekonomické a cenové ovlivnění poptávky může být podpůrným nástrojem řešení přechodného nebo lokálního nedostatku vody, předcházejícím přípravu a realizaci adaptačních opatření, a to dokonce s nižšími nebo téměř nevýznamnými dopady u uživatelů oproti vynucenému paušálnímu omezení nabídky.

V souladu s dřívějšími předpoklady jde o doložení hypotézy, že obě základní stránky hydro-sociální bilance (hydrologická a socioekonomická) působí současně. Efektivní řešení by mělo zahrnovat jak opatření na straně nabídky (vyšší zabezpečení zdrojů), tak poptávky (vyšší účinnost užití) s tím, že právě odezva v socioekonomickém segmentu může být relativně velmi rychlá a málo nákladná, tedy aktuálně velmi významná.

Zároveň lze přispět k vysvětlení zdánlivého paradoxu: Proč jsou tržní mechanismy, které omezeně reflektují veřejný zájem, na praktické úrovni v užívání vod tolerovány a v řešení všeobecného, lokálního nebo dočasněho nedostatku vody je jim přikládán rostoucí význam. Ceny stavebních i technologických částí infrastruktury a prostředků k jejich provozování (především práce, ale také materiálu, energií a služeb) se tvoří na trhu a promítají do nákladů provozu vodohospodářské infrastruktury, včetně adaptačních opatření. Na druhé straně poskytování produktů a služeb uživateli vody se řídí pravidly nakládání s vodami nebo veřejného zásobování vodou a podléhá cenové regulaci. Požadavek návratnosti nákladů vodohospodářských služeb včetně adaptačních opatření vůči vyšší variabilitě klimatického cyklu vyžaduje synchronizaci těchto mechanismů, při které se přirozeně uplatňují prvky trhu (cena, nabídka a reakce poptávky). Vynaložené náklady se vracejí v platbách uživatelů, ale jen tehdy, pokud služby (odběry, dodávky) využívají a pokud je cena za jednotku přiměřená. Celková efektivnost opatření v podmínkách omezených rozpočtů se neřídí udržením jednotné a prakticky absolutní úrovně dostatku vody za každou cenu, ale závisí též na hodnotě užítka odebrané vody pro jednotlivé spotřebitele a jejich ochotě ji platit, tedy i odebrat, při porovnání s náklady na zabezpečení vody ve zdrojích.

Data a metody

Analýza je založena na datech o ceně, která jsou ve tvaru srovnatelném se základními nákladovými a výnosovými ukazateli (složky tvořící cenu povrchové vody a náklady správy povodí) a jsou korelována navzájem.

Další skupina dat pochází z evidence odběrů vody z portálu ISVS Voda (<http://www.voda.gov.cz/portal/cz/>) a Souhrnné vodní bilance. Data jsou prezentována jako poměrové (nikoli absolutní nebo individuální) ukazatele agregované do skupin podle hlavních typů užití.

Z uvedených dat o ceně a odběru lze známým způsobem (např. Frank, 1995) odvodit poptávkovou křivku po vodě u jednotlivých typů uživatelů (na bázi cenové spotřební křivky – PCC). Poptávka v jednotlivých typech užití se zaměřuje na různé vlastnosti (funkce) vody, jejichž nositelem je povrchová (surová) voda. V dalším textu jsou stejným způsobem stanoveny dílčí poptávkové křivky pro jednotlivé typy uživatelů a vyšetřovány základní parametry poptávky (cenová elasticita).

Poptávkové charakteristiky nejsou v jednotlivých skupinách užití totožné. Z jejich vlastností lze ve vztahu k poptávkové křivce obecně soudit (např. Samuelson a Nordhaus, 1991), zda vazba množství na cenu vyvo-

lává změnu v poptávce („posun po křivce“), nebo spíše změnu poptávky („posun čáry“, a změna jejího tvaru). Tam, kde je shoda s prvním typem chování malá nebo neprokazatelná, by bylo nezbytné zahrnout do analýzy další faktory (např. údaje o vývoji, technických a strukturálních změnách uživatelského odvětví). Odlišné charakteristiky u druhého typu chování lze dále popsat na úrovni základních odvozených parametrů poptávky (cenová elasticita), které mohou být interpretovány obvyklými metodami (více nebo méně elastická poptávka.)

Ceny

Ceny tvoří první datovou sadu. Jsou rozděleny do skupin, které odpovídají jejich titulu ze zákona (§ 101, zákon č. 254/2001 Sb.).

Obecně platí, že se jedná o ceny regulované (zákon č. 526/1990 Sb., o cenách a prováděcí opatření MF č. 1 vždy příslušného roku, kterým se stanovuje zboží s věcně usměrňovanými cenami). Dostupná data lze rozdělit do dvou nestejně velkých skupin.

První skupina zahrnuje období před rokem 1990 (časově 1988–1990). Tyto ceny (nazvané „úplaty“) podle NV č. 35/1979 Sb. byli povinni platit správci vodního toku, popřípadě správci toho jeho úseku, v němž k odběru vody nebo k jejímu užívání dochází. Úplaty sloužily k úhradě nákladů spojených se správou vodních toků. Výši těchto úplat upravovaly cenové předpisy. Objem podléhající zpoplatnění určoval vodní zákon (ve znění zákona č. 138/1973 Sb. až do komplexní novely v roce 2001).

Druhá skupina zahrnuje období od roku 1990 (včetně) do roku 2009 (poslední skutečnost), ve kterém je cena povrchové vody určována správcem povodí, v tomto případě Povodí Ohře, s.p. (od roku 2001 podle § 101 zákona č. 254/2001 Sb.).

Pro práci s celým datovým souborem lze definovat předpoklady, které jsou společné pro celé sledované období:

- ceny mají charakter regulovaných cen,
- ceny mají přímou vazbu k úhradě nákladů správců povodí (vodních toků),
- ceny jsou stanovovány na dobu určitou (jeden rok),
- ceny jsou uplatňovány při překročení určitého odebraného množství,
- ceny jsou stanoveny za jednotku odebraného množství.

Principy mechanismu stanovení, parametry a uplatňování ceny odběru povrchové vody jsou v celém sledovaném období velice podobné. Principy regulace tedy předstávají významný variabilní faktor ovlivňující výši ceny. Případné difference lze – vzhledem k celkové délce řady (21 let) – prověřit analýzou částí datové řady.

Odběry

Údaje o odběrech zachycují obecně zpoplatněné odběry na základě povolení, tj. takové, které přesáhnou stanovený roční (měsíční) objem. S tím jsou spojeny také další povinnosti odběratele povrchové vody, např. měření.

Údaje o odběrech (a dodávkách) jsou k dispozici ve stejné struktuře odpovídající cenovým datům, tj. pro „Voda (VaK)“, „Voda (energetika)“, „Voda (průmysl)“, „Voda (závlahy)“, „Voda (průtočné chlazení)“, „Voda (zatápění)“ a dále „Voda PKP“, „Voda PVN – zajištěná“ a „Voda PVN – bez zajištění“.

V období pokrytém datovou řadou lze rozlišit dvě skupiny.

První období let 1988–2001, podléhající režimu § 43 zákona č. 138/1973 Sb. (platný do roku 2001, pak nahrazen zákonem č. 254/2001 Sb.), který zpoplatněný odběr limitoval množstvím přesahujícím 15 000 m³ ročně nebo 1 250 m³ měsíčně (nebo užitím síly vody k výrobě elektrické energie).

Druhým úsekem je období let 2001 až 2009 (poslední skutečnost), kdy zpoplatněný odběr upravuje § 101 zákona č. 254/2001 Sb. (v návaznosti na evidenci odběrů ve vodní bilanci rovněž § 22 citovaného zákona) tak, že jako zpoplatněné množství stanovuje překročení odběru povrchové vody v objemu 6 000 m³ ročně nebo 500 m³ měsíčně.

Snížení zpoplatněného objemu vody o více než polovinu – při zásadní změně legislativy, tj. náhradě zákona č. 138/1973 Sb. zákonem č. 254/2001 Sb. – je významnou změnou, která se však nemusí jednoznačně projevit v řadě dat. Změna limitů zpoplatněného odběru mohla jak přechodně (po zavedení), tak i nepřímou, spolu s odezvou na vývoj cen povrchové vody, působit

jako faktor ovlivňující úspory vody, ale pouze v relativně úzkém pásmu, zahrnujícím odběratele těsně nebo blízko nadlimitního odběru. Tento vliv lze vyšetřit porovnáním obou uvedených časových úseků, nebo (lépe) vzhledem k celkové délce řady (21 let) zcela eliminovat analýzou dat po roce 2001.

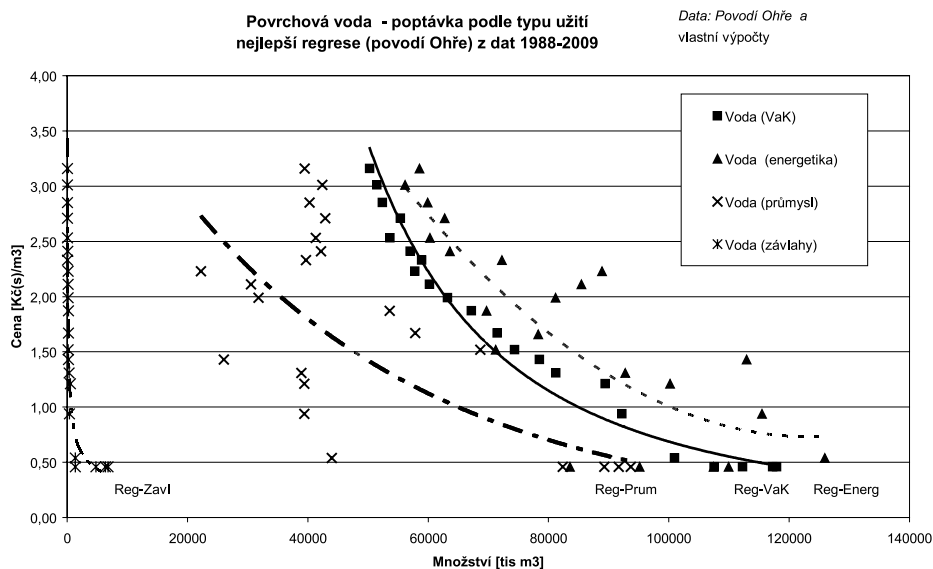
Údaje tedy nezahrnují objem „podlimitních“ odběrů (v tom i zdroje – studny a vrty – pro individuální zásobování). Zvláštním případem neeviodovaným v těchto datech, který však není vzhledem k podílům významný, může být i odběr pro snížení vláhového deficitu, který není podle zákona č. 254/2001 Sb. zpoplatněn.

Analýza a zjištění

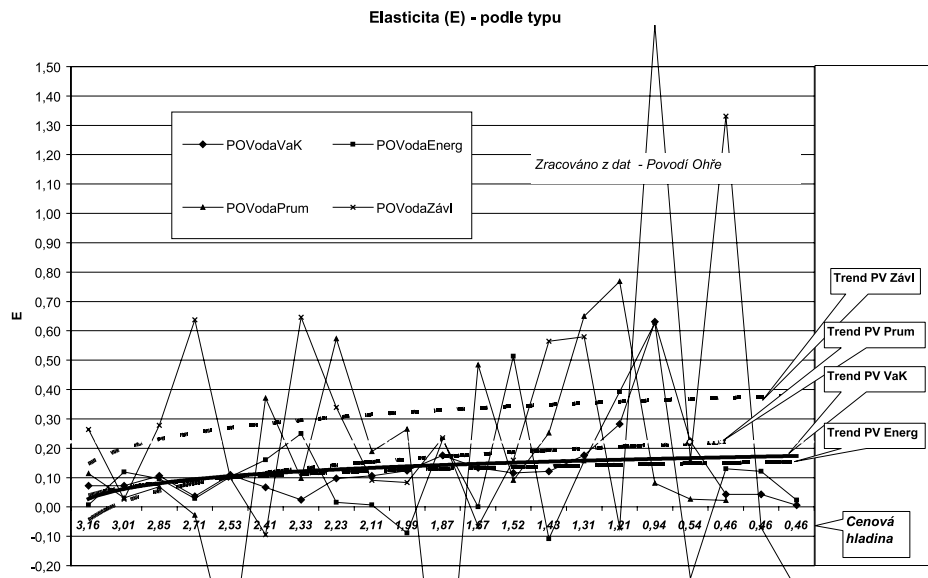
Odběry a cena

Z dostupných dat lze odvodit souhrnnou závislost mezi určenou cenou a odebraným množstvím vody. Tato souhrnná závislost se vztahuje ke komoditě „surová“ voda a k ceně, jež je (podle principů zákona č. 254/2001 Sb.) pro všechny typy užití, které ji tvoří, jednotná. Tuto závislost – pro hydrologické a správní povodí Ohře lze interpretovat jako charakteristickou reakci poptávky na nabídkovou cenu, tedy formu poptávkové charakteristiky. To odpovídá obecným předpokladům pro odvození poptávky z prostých údajů o množství a ceně, tj., že odebírané množství není omezeno, nelinearita jde především na vrub důchodovému efektu a substituční efekt je vzhledem ke zvláštnímu charakteru a užítku surové vody jako zboží omezen. Vliv determinant poptávky a její posun je tlumen tím, že podobné vlivy, kterým jsou v uvažovaném období vystaveni uživatelé (navíc diferencované s rozdíly uvnitř oboru užití) působí i na správce povodí, který určuje cenu.

Vyšetření uvedené závislosti jako charakteristiky poptávky po povrchové vodě je možné určením cenové elasticity, resp. jejího trendu. Voda je často dávana za příklad komodity s neelastickou poptávkou (koeficient elasticity E je v rozmezí mezi 0 a 1). Odvození charakteristiky elasticity tento předpo-



Obr. 1. Charakteristiky poptávky po povrchové vodě podle typů užití



Obr. 2. Charakteristiky elasticity poptávky podle typů užití

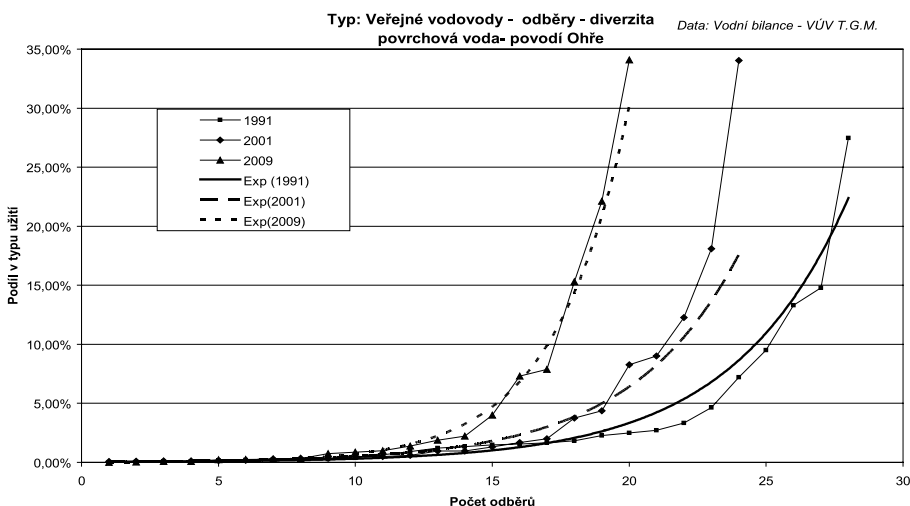
klad potvrzuje. Hodnoty se pohybují v rozmezí od cca 0 do 0,7 bodu a trend po vyrovnání mezi cca 0,5–0,2 bodu. Zaznamenaná tendence, kterou lze vztahovat jak k časové ose, tak i cenovému vývoji, ukazuje, že elasticita směrem k vyšší ceně klesá, poptávka je více konkávní.

Reakce uživatelů na cenu vody je stále omezenější. Vývoj odběrů je v současné době v provozní terminologii popisován jako „odrazení se ode dna“ s perspektivou mírného nárůstu. V případě, že se potvrdí předpoklad, že bylo dosaženo určitého „technologického“ nebo „spotřebního“ minima v užití vody, pak rozdíl mezi původní (vyšší) spotřebou (na kterou jsou služby správců povodí a její prostředky nastaveny) a aktuální (nižší) spotřebou lze považovat za rezervu, využitelnou k tlumení negativních dopadů případné změny klimatu.

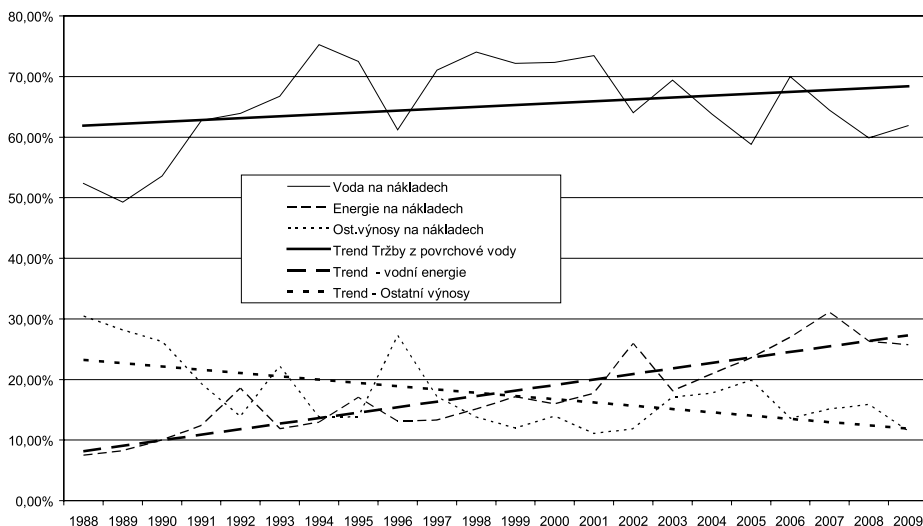
Porovnání stejných vazeb v základních typech užití (obr. 1) a odvozené parametry odpovídajících elasticitě (obr. 2) ukazuje jednak rozdílné chování v jednotlivých typech spotřeby, jednak rozdíly, které by bylo možno vyjádřit jako „míru adaptace“ na růst cen. Odběry pro hlavní typy užití v povodí Ohře (s výjimkou zemědělských závlah, které tvoří i v průměru ČR menší a klesající podíl), tj. veřejné vodovody, průmysl a energetiku, se pohybují v podobném řádu. „Nejúkázňnější“ je vztah objemů a ceny u odběrů pro veřejné vodovody, který je ovlivňován chováním spotřebitelů konečného výrobku – pitné vody. Relativně dobře odpovídá korelace i pro typ závlah a energetiky. V případě průmyslu je situace nejméně uspořádaná, tudíž se vazby mezi cenou a množstvím velmi vzdalují od interpretace poptávkové křivky.

Parametr elasticity, odvozený z polozek podle typů užití, ukazuje na „ohýbání“ směrem k hodnotám blízkým 0 (neelastická poptávka) v situacích, odpovídajících aktuální dosažené vyšší ceně. Záporné hodnoty, zejména u položky průmysl, lze vysvětlit tím, že tato závislost již postrádá charakter poptávkové křivky. Spíše než reakce na cenu indikují změny v odvětví z jiných příčin (vznik, zánik, transformace výroby).

Další část analýzy se týká diverzity odběrů vody v jednotlivých typech užití (kromě průmyslu) a jejího možného vlivu na poptávku i její vývoj. Diverzitou je zde označena rozmanitost v odebraném množství jednotlivých uživatelů v rámci typu užití. Sledovaným ukazatelem je zde skutečný odběr při stejné ceně v příslušném roce. K pokrytí zkoumaného období byl zvolen na počátku



Obr. 3. Rozložení poptávky po povrchové vodě v oboru – vývoj (typ užití veřejné vodovody)



Obr. 4. Podíl hlavních tržeb na pokrytí – návratnosti nákladů správy povodí

rok 1991, rok 2001 zhruba uprostřed a poslední uzavřený rok 2009. Závislost jsou shrnuty do tří skupin podle typu uživatelů: pro veřejné vodovody, energetiku a závlahy, a to v podobě relativních charakteristik (podílu každého individuálního odběru v daném roce na celkovém odběru). Tím lze eliminovat i vliv metodických rozdílů při vykazování objemu odběrů pro zpoplatnění vody (v provozní metodice správce povodí) a jejich zaznamenání v metodice SVB (časové posuny, vazby na fakturaci a účtování poplatku za odběr atp.) a umožnit tak souhrnnou interpretaci výsledků. Poměrové ukazatele rovněž odstraňují razantní vliv poklesu celkového objemu odběrů, který by při absolutním vyjádření překryl ostatní trendy. Důvody nezahrnutí průmyslových odběrů (včetně těžby) jsou obdobné uvedeným výše (změny v odvětví).

Ve všech zkoumaných případech se ukazuje tendence ke koncentraci poptávky, tj. buď snížením počtu odběratelů a/nebo zvýšením podílu odběru u větších a snížení u menších odběratelů ve skupině (graficky se projevuje jako posun vlevo a napřimění průběhu rozdělení). Jednoznačně se prokazuje u odběratelů pro vodárenské užití (obr. 3). Rozdíly mezi situacím v roce 1991 a 2001 a dále 2001 a 2009 jsou takové, že neindikují přírůstek nebo úbytek evidovaných odběrů, který by bylo možno přičíst na vrub změně v limitovaném zpoplatněném (a tedy evidovaném) odběru.

Výsledky pro skupinu energetiky ukazují na totožný trend, i když mohou být více ovlivněny tradiční koncentrací odběru a relativně malou velikostí souboru dat (tj. 5–7 velkých elektráren).

Největší rozdíly vykazuje skupina odběrů pro závlahy, kde je patrný velký rozdíl mezi obdobím 1991–2001 a druhým intervalem. Vysvětlením je zánik mnoha menších odběrů (který se projevil ve snížení celkového odběru skupiny). Nelze vyloučit vliv změny v limitu zpoplatněného (evidovaného) odběru (většina odběrů v roce 2009 je v objemu málo nad 7 000 m³/rok; nespádají sem odběry pro vyrovnání tzv. vláhového deficitu). I přes relativně malý podíl závlah na odběrech v této skupině nelze uvažovat o dosažení „technologického minima“, ale naopak potřeba vody (a tedy odběry) je přímo závislá na suchu, a tedy i nedostatku vody.

Posledním okruhem je analýza základních ekonomických parametrů správce povodí ve vztahu k odběru a ceně.

Cenu povrchové vody stanovuje podle zákona správce povodí v zásadě na nákladovém základě, kdy by platby měly zaručit návratnost nákladů vynaložených na správu povodí.

Výnosy z plateb za odběry povrchové vody se podílejí na výnosech správce povodí mezi 60 a 70 %, s mírně klesající tendencí v čase. Zbývající rozdíl je pokrýván tržbami z provozu vodních elektráren a „ostatními“ výnosy (podle výše uvedeného vymezení).

Podíl plateb za odběry povrchové vody na pokrytí nákladů správce povodí se rovněž pohybuje mezi 60 a 70 % s tím, že mírně vzrůstá. Zbytek pokrývají rostoucí tržby z vodní energie a klesající „ostatní služby“, které si svou roli (obdobně jako u vlivu ve výnosech) „prohodily“ cca koncem 90. let (obr. 4). Z trendu lze usuzovat, že (pokud nebude realizována žádná akce v rozvoji vlastních vodních elektráren), role plateb za povrchovou vodu v pokrytí a návratnosti nákladů služby správy povodí poroste.

Podíl tržeb za elektrickou energii z vodních elektráren tvoří významnou položku jak z pohledu celkových výnosů, tak i v pokrytí nákladů.

Z dostupných dat lze odvodit ukazatel, který je označen jako „cena povrchové vody bez dotací z elektrické energie“. Propočítá se, že návratnost nákladů za službu správy povodí bez této „dotace“ by vyžadovala trvale vyšší cenu, přibližně o 0,50 Kč/s (na začátku období), resp. cca 1,40 Kč v aktuální situaci.

Podíl výnosů z vodní elektřiny na dotaci ceny povrchové vody se u správce povodí – podniku Povodí Ohře, s.p. – pohybuje mezi cca 17–32 %, aktuálně kolem 1/3. Tato skutečnost je významná i pro eventuální koncepty regulace cen povrchové vody, protože podléhá jinému regulačnímu mechanismu („zelený bonus“ v podpoře obnovitelných zdrojů energie).

Závěr

Poptávka

Poptávka po povrchové vodě (v zájmovém území) stagnuje. Její případné „oživení“, tedy vývoj odběrů, bude patrně sledovat trend stagnace nebo velmi malého kolísání (spíše v rámci meziročních výkyvů) za předpokladu, že nebudou strukturální

změny typu nových podniků v odvětví nebo inovace typu technologického zvratu, která by změnila/nahradila vodu v technologii, čili za předpokladu, že hlavní tendencí je pohyb po křivce, nikoli posun („shift“) křivky. Z toho plyne, že je nutné a efektivní zachovávat v provozu zařízení a opatření, která udrží bilanční zálohu rovnou cca rozdílu mezi spotřebou let 1990 a 2009 jako „rezervu“ pro tlumení výkyvů působených změnami klimatu.

V dalším je možné analyzovat, zda se situace nevyvíjí (a u průmyslu již nevyvíjela) formou, kdy dochází k posunu („shift“) poptávky. Lze však předběžně předpokládat, že sklon (elasticitu) posunutého poptávky se nebude vracet zpět k méně elastické poptávce, jako tomu bylo na počátku sledovaného období.

Cena

Cena povrchové vody patrně neklesne (za předpokladu, že bude jednou z jejích nejvýraznějších funkcí zajistit návratnost nákladů vodohospodářské služby, zahrnované pod pojem „správa povodí“). **Lze tedy odvodit, že stávající vyrovnaní mezi objemem a cenou, které fungovalo v podmínkách dostatku vody a „nákladové únosnosti“, se u uživatele posune směrem k optimalizaci „nákladů za vodu“ v nákladech a jejich dopadu na cenu produkce a služeb.** Problém se (při nezbytném nutném technologickém objemu odběrů) posune od problému ceny k problému nákladů na jednotku produktu uživatele. (Předpoklad, že se jednotlivá uživatelská odvětví přiblížila k technologickému minimu – s menším množstvím vody produkovat nelze, ale nastává problém, jak nákladový agregát, tj. cenu x množství uplatnit v nákladech a ceně produkce.) Náklady na vodu mohou působit substituční efekt v nákladech výrobců (a ovlivňovat jejich konkurenceschopnost, pokud jsou exportéry) i spotřebitelů. Sazbová, nestrukturovaná nákladová cena správce povodí začíná působit spíše jako „ad hoc“ cenový parametr, tj. „úřední cena“. V této situaci může fungovat i jako „cenový strop“, před kterým není úniku. Pokud stávající cenový mechanismus neumožňuje zahrnout vliv mezních nákladů jednotlivých typů užití, pak se možnosti ekonomického chování uživatele ve vztahu k odběru vody zužují na nutný odběr za stanovenou cenu z celkových zdrojů, které jsou ovlivněny i kolísáním klimatu.

V dalším je možné analyzovat strukturovanou cenu povrchové vody. Jednou z možností je pevná složka sazby za zajištěný požadovaný odběr (zjednodušené koncept zpoplatnění limitu povolení k odběru).

Vývoj v užití vody

Mezi strukturou uživatelské skupiny v jednotlivém typu užití a cenou povrchové vody, jež zaručuje návratnost nákladů služby správy povodí, je vazba, která se v čase mění. Je charakterizována „diverzitou“ odběratelů daného typu užití (vztah mezi objemem a počtem odběrů). **Diverzita odběratelů obecně souvisí s rizikem rozkolísání ceny, resp. dopadem hospodářské pozice jednoho nebo více velkých odběratelů na celkový výnos plateb za odběr povrchové vody a jejich podílu na úhradě nákladů podniku Povodí.** Vliv má několik forem. Dramaticky působí, jestliže dochází k přesunu do jiných aktivit v rámci téhož odvětví, jejich kapitálu do jiné formy podnikání nebo k úplnému zániku podnikání. Relativně stabilnější (i když nikoli statické) je chování odběratelů, jejichž aktivity jsou vázány v regionu obtížně přesunutelným kapitálem nebo trhem. To platí především pro obor VaK a zemědělské závlahy. U druhých z nich však trend zahrnuje také zánik odběrů.

Ostatní faktory

Velmi významným faktorem působícím na cenu jsou výnosy z využití státního majetku, se kterým hospodaří správci povodí, a jejich vliv na „dotaci“ ceny povrchové vody. Cena povrchové vody a její výše vyplývá z toho, že správce povodí plní veřejnou vodohospodářskou službu, určenou zákonem (hlavní činnost). Stanovením ceny zajišťuje návratnost nákladů na tuto službu.

BŘEHOVÝ STABILIZAČNÍ ARMOVANÝ KOBEREK

Miloslav Šlezinger

Klíčová slova

břeh – stabilizace – geosyntetikum – vegetační doprovod – řeka

Souhrn

Článek se věnuje problematice založení stabilizačního armovaného koberce jako možné stabilizace břehu. Využití geosyntetických sítí (geosítí) v rámci stabilizace břehů vodních toků a nádrží není v České republice, ale ani ve světě běžně používanou metodou.

Využití geosyntetické sítě, popř. rohože jako vyztužujícího prvku je možné přímo na břehu toku či nádrže. Základ stabilizace je však v řádném prokořenění geosítě vhodnou travní směsí, popř. kořenovým systémem vhodných dřevin – většinou keřových vrb.

V textu popisujeme situaci, kdy mimo břehové území předpěstujeme vhodný stabilizační armovaný koberec konkrétních vlastností. Je možno použít různé typy geosítí (podle konkrétních požadavků a podmínek) i různé druhy travních směsí (např. podle nadmořské výšky, způsobu namáhání svahu tvořícího břeh apod.). V našem případě se zabýváme popisem a vyhodnocením založení stabilizačního armovaného koberce

Jako svého typu veřejnoprávní podnikatelský subjekt vedle této základní funkce hospodárně a efektivně (s cílem získat výnos a zisk z vynaložených nákladů) hospodaří se svěřeným majetkem státu. Výnos z tohoto hospodaření průběžně (meziročně) slouží k stabilizaci ceny povrchové vody. Důležitý příspěvek k zájmovému povodí představují výnosy z provozu vodních elektráren. Tvoří až 25 % výnosů a téměř třetinou dotují cenu povrchové vody.

Významné pro další analýzu je, že tento vliv na cenu je regulován zcela odlišným mechanismem (zelený bonus v rámci podpory obnovitelných zdrojů energie).

Literatura

- Frank, R.H. (1995) Mikroekonomie a chování. Praha : Svoboda. ISBN 80-205-0438-9.
Nařízení vlády č. 35/1979 Sb., o úplatcích ve vodním hospodářství.
Petružela, L. (2009) Hydrosociální bilance – nástroj udržitelného užívání vody. SE KLIMA QH 91257, on line: www.ieep.cz
Samuelson, P.A. and Nordhaus, W.D. (1991) Ekonomie. Praha : Svoboda.
Směrnice 2000/60/ES Evropského parlamentu a Rady z 23. října 2000, ustavující rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky (Rámcová směrnice). OOV MŽP, 2001.
Vyhledávkový zákon č. 431/2001 Sb., o obsahu vodní bilance, způsobu jejího sestavení a o údajích pro vodní bilanci.
Zákon č. 526/1990 Sb., o cenách.
Zákon č. 305/2000 Sb., o povodích.
Zákon č. 138/1973 Sb., o vodách (vodní zákon).
Zákon č. 254/2001 Sb., o vodách (vodní zákon), ve znění zákona č. 150/2010 Sb.
Zákon č. 180/2005 Sb., o podpoře výroby elektřiny z obnovitelných zdrojů energie.

Ing. Lubomír Petružela, CSc., Ing. Jiří Dlabal
VÚV TGM, v.v.i., Praha
Lubomir_Petruzela@vuv.cz
Příspěvek prošel lektorským řízením.

Analysis of the factors and relationships influencing the present state and future prospects of water resources use and water needs in a pilot catchment (Ohře) (Petružela, L.; Dlabal, J.)

Key words

surface water – water abstraction – price of the water – river basin administration costs

The article emerges from the project „Socio-economic analysis of the impacts of climate change in relation to water management“ NAAR – The National Agency for Agriculture Research – in 2010. The paper is aimed to identify changes in surface water abstraction due to the price and type of water use and offer an economic interpretation. The reverse impact of the changes in surface water abstractions (decline) on the river basin administrator's income and his ability to guarantee the costs recovery was examined. It is based on general method of empirical determination of the demand curve from data on consumption and price of the water. Price is derived from the regulated abstraction price in CR based on river basin management costs. In the conclusions the present price elasticity of surface water in the Ohre catchment, changes in both type and diversity of the users, and a part of supporting revenues from water power stations is analyzed from the view of the cost recovery of the river basin administrator – Povodí Ohre state enterprise.

pro konkrétní účel a lokalitu, stabilizaci nevelké části břehu poškozené například po rekonstrukci břehových objektů, při sanaci erozní rýhy apod. V případě potřeby sanace rozsáhlých poškození, popř. návrhu úprav nově realizované stavby na toku je možno využít nabídky firmy Geosyntetika, s.r.o., a produktu ENKAZON.

Úvod

V rámci řešení stabilizace svahů tvořících břeh vodního toku či nádrže jsme se zaměřili na návrh stabilizačního zemního koberce vnitřně vyztuženého vhodným geosyntetikem. Obdobné stabilizační konstrukce se již užívají, ale není vypracována jednotná metodika výběru vhodného geosyntetika ani vhodné travní směsi. Výrazně častěji se pro zamezení vzniku erozních rýh používají povrchové umístované sítě z přírodních vláken (např. kokosové provazce spletené v síť, jutové sítě aj.).

Výhodou geosyntetika jakožto vnitřní vyztuže svahu by měla být větší trvanlivost i lepší hodnota pevnosti v tahu podpořená spolupůsobením kořenových systémů travních směsí či vhodných dřevin.

Obdobnou problematikou jsme se již zabývali při řešení grantového projektu GAČR 103/04/0731, jehož výsledky byly shrnuty v publikaci Břehová abraze (Šlezinger, 2005) a následně v publikaci Stabilizace břehů (Úradníček, Šlezinger, Miča aj., 2007). Při řešení problémů stabilizace břehů jsme vycházeli z dlouhodobého sledování chování břehového území vybraných údolních nádrží, jejichž břehy vykazují vysoký stupeň abrazního poškození, i z podkladů získaných studiem odborné literatury.

Výrazným přínosem je dílo prof. Lukáče (STU Bratislava), především práce Vlnenie na nádržiach, jeho účinky a protibrázně opatrenia (Bratislava, 1980). Dané problematice

se však dlouhodobě věnovala a věnuje také například Akademie věd ČR (Spanilá) a řada ústavů technických univerzit.

K dané problematice přispěli ze zahraničních autorů především Wu (1995), Rankilor (1997), Budhu (2000), Lamlo-Savidge (2003) a další.

Cílem popisovaného experimentu bylo ověření možnosti předpěstování armovaného stabilizačního koberce pro konkrétní lokalitu, tedy s předem vybranou geosítí a předem vybranou travní směsí, a to právě s ohledem na danou lokalitu (například za požadavku využít právě určitou travní směs, která byla aplikována a osvědčila se na ostatních částech, jež nebyly v dané lokalitě rekonstruovány či jinak dotčeny).

Metody řešení

Filozofie návrhu

Základem je myšlenka navrhnout biotechnickou stabilizaci, která bude pohledově na svahu vypadat jako vitální plně vzrostlý travní kryt a bude okamžitě plnit stabilizační funkci. Jde o ochranu břehu proti vodě stékající po svahu (zamezení tvorby erozních rýh), proti proudící vodě při vyšších vodních stavech (základem stabilizace břehu je opevnění paty do úrovně cca Q_{150}), popř. do úrovně dané výpočtem stability koryta, teprve výše po svahu přebere (doplní) ochrannou funkci stabilizační koberce.

Další předpokládaná funkce je stabilizace svahu proti poškození chůzí, a to především v turisticky využívaných oblastech, kde se dá předpokládat chůze po svahu. Armovaný koberec by měl velmi dobře přenášet a eliminovat možná poškození způsobená vytržením drnu, popř. stržením drnu a okolní zeminy.

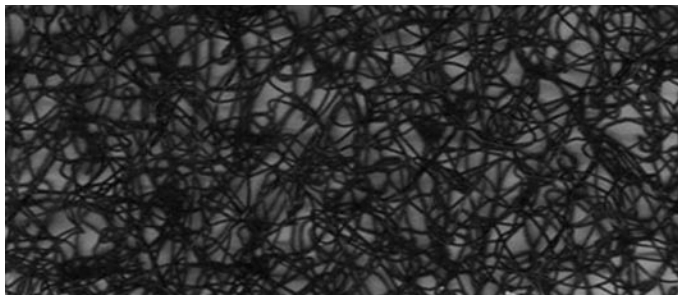
Stabilizační koberec vyztužený geosyntetickou armaturou dále působí proti hlodavcům (myši, hraboši, krtci), jimž významně znepříjemňuje norování a tvorbu výleží na povrch nory.

Výběr geosyntetické prostorové sítě

Základem návrhu břehového stabilizačního armovaného koberce je výběr vhodné geosyntetické sítě jako vnitřní břehové armatury.

Před vypracováním vlastního návrhu stabilizace byly osloveny firmy dodávající tento typ výrobku na trh (Kordárna Plus, a.s., Geosyntetika, s.r.o., aj.) a byly jim sděleny základní požadavky na geosyntetikum: Geosít by měla být tvořena jako „chaotická“ prostorová změť vláken, o tloušťce minimálně 10, lépe 15 mm, tahová pevnost alespoň 1,5 kN/m, hmotnost pod 400 g/m². Musí splňovat hygienické standardy (mít příslušný atest) a být cenově dostupná na našem trhu v dostatečném množství.

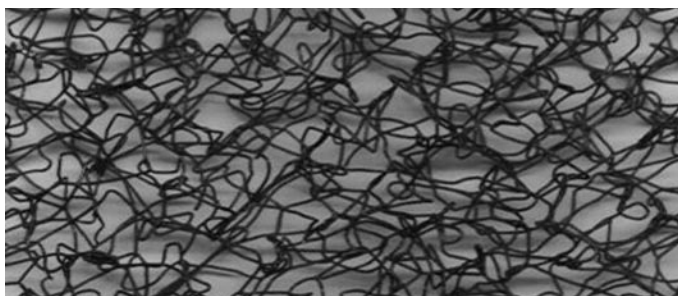
Z nabídnutých typů byly následně vybrány ty, jejichž stabilizační působení bude součástí ověřování na připravovaných experimentálních plochách. Vzhledem k omezeným časovým i prostorovým možnostem (výzkum je v první fázi omezen na jeden rok, prostorově je omezena i experimentální plocha v areálu VUT FAST v Brně) byly vybrány dva typy geosítí dodané Geosyntetikou, s.r.o. Jedná se o typy 3 D Mat a ENKAMAT 7010 (obr. 1 a 2).



Obr. 1. Geosyntetická síť (geosít) 3 D Mat

Vybrané charakteristiky:

Obchodní název:	Protierozní matrace 3 D Mat
Tahová pevnost:	do 1,9 kN/m
Tloušťka v mm:	18 mm
Hmotnost:	400 g/m ²
Teplotní odolnost:	-30 až 100 °C



Obr. 2. Geosyntetická síť (geosít) ENKAMAT 7010

Vybrané charakteristiky:

Obchodní název:	Protierozní matrace ENKAMAT 7010
Tahová pevnost:	do 1,5 kN/m
Tloušťka v mm:	10 mm
Hmotnost:	260 g/m ²
Teplotní odolnost:	-30 až 100 °C

Výběr vhodné travní směsi

Dalším postupným krokem byl výběr vhodné travní směsi. Měla by být tvořena travinami s bohatým, hustým kořenovým systémem, jejichž nadzemní hmota je poměrně malá. Travní směs musí být odolná proti sešlapání i několikanásobnému zatopení. Zároveň musí být tvořena obecně dostupnými a v našich podmínkách prosperujícími druhy travin, jejichž semena je možno zajistit i ve větších objemech pro plošné a opakované výsevy.

Pro založení experimentálních ploch byly vybrány v první fázi dva druhy travních směsí. Jedná se o:

směs č. 1 „standard“ ve složení:

- jílke mnohokvětý „LOLITA“	20 %
- jílke vytrvalý „PIMPERNEL“	40 %
- jílke vytrvalý „BELIDA“	20 %
- kostřava červená „MAXIMA“	20 %

kteřá bude využita v oblasti namáhané chůzí, na březích ohrožených stékající, popř. proudící vodou (možnost tvorby erozních rýh) apod.;

směs č. 2 „luční“ ve složení:

- bojínke luční „PHLEWIGLA“	23 %
- jílke mnohokvětý „ROŽNOVSKÝ“	10 %
- jílke mnohokvětý „LOLITA“	15 %
- jílke vytrvalý „TOVE“	25 %
- jetel luční „VLTAVÍN“	7 %
- kostřava luční „LEVOČSKÁ“	20 %

zde předpokládáme využití v oblastech mimo intravilán, při přechodu břehu v okolní luční porosty.

Postup založení stabilizačního armovaného koberce

Pro založení stabilizačního armovaného koberce byla vybrána experimentální plocha na ulici Žižkova v areálu VUT FAST v Brně. Další experimentální plochy byly založeny na březích brněnské údolní nádrže Brno v oblasti Rakovec a Osada a na stabilizovaném svahu v blízkosti mokřadů u Hartmanického potoka na Českomoravské vysočině. V našem popisu se zaměříme na experimentální plochu Žižkova.

Postup založení stabilizačního armovaného koberce na experimentální ploše byl následující:

1. Výběr plochy – musí se nacházet na rovině, důležité je situování do polostínu, popř. částečné zastínění. Důležité je také vhodný přístup ze všech čtyř stran (pohodlná zálivka, odplevelování, drobné úpravy).
2. Urovnání plochy, odstranění větví, kamenů.
3. Položení PVC fólie pro zjednodušení následného přenesení koberce na místo určení. V našem případě se jednalo o dvě PVC fólie o rozměrech 1,8 x 5 m položené vedle sebe.
4. Na rozprostřené fólie byla rozhrnuta 3 cm silná vrstva zeminy, včetně zapracovaného startovacího hnojiva.
5. Na zeminu jsme položili geosít 3 D Mat na jednu plochu a ENKAMAT 7010 na druhou plochu.
6. Rozprostřené geosítě byly opět zasypany vrstvou zeminy, tentokrát silnou 2 cm, se zapracovaným startovacím hnojivem.
7. Každá z takto vzniklých ploch byla rozdělena na dvě poloviny a oseta travní směsí č. 1 a 2. Následně jsme opět přesypali semena vrstvičkou zeminy promíchanou s pískem silnou cca 1 cm a mírně uhtunili (za použití desek).
8. Následovala zálivka a konečné dorovnání ploch.

Tloušťky jednotlivých vrstev zeminy byly voleny po konzultacích v Ústavu tvorby a ochrany krajiny Mendelovy univerzity s ohledem na následnou konsolidaci a sedání, dále s ohledem na následnou možnost a nutnost transportu stabilizačního koberce. Vybrány byly tedy minimální doporučené tloušťky jednotlivých vrstev.

Založeny byly dva zemní stabilizační armované koberce, každý do poloviny oset jinou travní směsí. Výsledkem je založení čtyř kombinací:

- 3 D Mat a travní směs označená jako č. 1,
- 3 D Mat a travní směs označená jako č. 2,
- ENKAMAT 7010 a travní směs označená jako č. 1,
- ENKAMAT 7010 a travní směs označená jako č. 2.

Tyto experimentální plochy byly založeny v květnu 2010. V následujících týdnech byla prováděna pravidelná zálivka, následně i odplevelování. Bohužel v letních měsících došlo vlivem sucha a tepla a také opomenutí zálivky k místnímu proschnutí trávníku a úhynu cca 20 % travní hmoty.

Počátkem srpna byly tedy experimentální plochy upraveny – dosety, odpleveleny, odstraněna byla železná armovací výztuž coby zátěž (měla za úkol zamezit odplavení či odvátí zeminy v první fázi při malém prokořenění).

Na podzim (10/2010) byly plochy ve velmi dobrém stavu a předpěstované stabilizační koberce byly připraveny k umístění na vytípanou lokalitu (obr. 3 a 4).

Závěr

Stav experimentálních ploch byl v říjnu 2010 (5 měsíců od založení a 6 týdnů po následné úpravě) hodnocen jako velmi dobrý – stabilizační koberce vykazovaly souvislý vzrůst travních směsí, velmi dobře prokořeněnou zeminu včetně vložené armatury – geosyntetické sítě. Podle předběžných pokusů bylo možno s předpěstovanými stabilizačními koberci bez problémů manipulovat (nadzvednout je a rolovat).

Následovalo sesekání travního koberce na výšku cca 2 cm a rádná zálivka, pak alespoň po dvou bezdeštných dnech stočení koberců a převoz na vybranou lokalitu (toto by mělo proběhnout maximálně do týdne po sesekání). Převoz se uskutečnil v průběhu měsíce listopadu 2010, a to na vytípanou část břehů brněnské údolní nádrže, oblast Rokle).



Obr. 3. Stav experimentálních ploch Žižkova po úpravě – říjen 2010

Zvolený postup založení stabilizačního armovaného koberce je možno – vzhledem k současnému stavu – jednoznačně hodnotit jako správný, včetně výběru plochy, volby druhu geosít, výběru travních směsí i zvolené tloušťky vrstev. Ta byla při zakládání ploch (5/2010) 6 cm. Po konsolidaci a přirozeném ulehnutí byla tloušťka zeminy v 10/2010 přibližně 3 cm. Zemina včetně armatury a kořenového systému travin je kompaktní, je možno s ní manipulovat. Kromě toho při problémech s manipulací je možné prostřížení armovaného travního koberce a jeho rozdělení na menší části (bylo odzkoušeno při konečném urovnávání koberce na experimentálních plochách).

První, přípravnou, ale pro následné pokračování experimentu podstatnou a velice důležitou fází můžeme tedy hodnotit úspěšně. Konečné hodnocení lze provést až po uložení stabilizačních koberců na vybranou lokalitu a jejich adaptaci v přírodních podmínkách.

Následovat tedy bude druhá část experimentu, a sice vlastní využití ke stabilizaci. Jedná se o osazení koberce do břehu, jeho zabudování jako součásti navržené biotechnické stabilizace. V dalších měsících budeme sledovat chování stabilizačního armovaného koberce v reálném prostředí. Vyhodnocení druhé části bude možné nejdříve na podzim roku 2011.

Literatura

- Budhu, M. (2000) Soil Mechanics and Foundations. New York : John Wiley, 560 p.
- Lamlom, SF. and Savidge, RA. (2003) A reassessment of carbon content in wood: Variation within and between 41 North American species. *Biomass Bioenerg.*, 25, p. 381–388.
- Lukáč, M. a Abaffy, D. Vlnenie na nádrzkách, jeho účinky a protiabrázne opatrenia. Bratislava, 1980.
- Miča, L. a Vaníček, J. (2004) Použití geosyntetických materiálů ve vodním stavitelství. 4. Vodohospodářská konference 2004. Akademické nakladatelství CERM, s. 300–305.
- Rankilor, PR. (1997) Geosynthetics manual. Bonar Technical Fabrics, Belgium.
- Spanil, T. Vliv hydrologického faktoru kolísání hladiny vody na abrazní a sesuvné přetváření břehů na vodních dílech. Výzkumná zpráva ČSAV, 1989.
- Šlezinger, M. (2004) Břehová abraze – příspěvek k problematice zajištění stability břehů. Akademické nakladatelství CERM Brno, 2. vydání.
- Šlezinger, M. (2005) Stabilizace říčních ekosystémů. Akademické nakladatelství CERM Brno.
- Úradníček, L. (2002) Růst *Salix fluviatilis* Nutt. na Brněnské přehradě. In Šlezinger, M. (ed.) Projekt posouzení vlivu vegetačního doprovodu na zvýšení stability břehů údolních nádrží se zaměřením na prevenci vzniku a rozvoje břehové abraze. Sborník referátů. Brno : FAST VUT, p. 12–17.
- Úradníček, L. (2004) *Salix fluviatilis* – významný introdukovaný druh Věstonické nádrže. In Buček, A., Maděra, P. a Packová, P. Hodnocení a predikce vývoje geobiocenóz v PR Věstonická nádrž. Geobiocenologické spisy, sv. 8, MZLU v Brně, 2004, p. 98–101. ISBN 80-7157-781-2.
- Wilde, SA. (1958) Forest Soils: Their protection and Relation to Silviculture. New York : Donald Press.



Obr. 4. Ukázka prokořenění „sendvičové“ konstrukce – říjen 2010

Wu, TH. (1995) Slope stabilization. In Morgan, RPC. and Rickson, RJ. (eds) Slope stabilization and erosion control: a bioengineering approach. London : E & FN Spon.

Záruba, Q. a Mencl, V. (1987) Sesuvy a zabezpečování svahů. Praha : Academia.

Šoltézs, A. Hydrological review of internal water drainage in the lowland regions of Slovakia. In 7th International symposium on water management and hydraulic engineering 2001, p. 123–130.

Šoltézs, A., Kvetoň, R., Baroková, D., and Vércseová, E. Hydrologic-hydraulic Assessment of Internal Water Drainage in Lowland Regions of Slovakia. In Water Management and Hydraulic Engineering: Proceedings of 9th International Symposium, Ottenstein, Austria, 4.–7. 9. 2005, p. 427–434. ISBN 3-200-00446-0.

Úradníček, L., Šlezinger, M. aj. (2007) Stabilizace břehů. FAST VUT Brno, 210 s. ISBN 978-80-7204-550-1.

Materiály firmy Geosyntetika, s.r.o.

Podrobnější informace o geosítech www.kordarna.cz, www.geosyntetika.cz, www.naue.com, www.geomat.cz.

doc. Dr. Ing. Miloslav Šlezinger

ÚTOK, Mendelova univerzita v Brně a Fakulta stavební VUT v Brně

slezinger@node.mendelu.cz

Příspěvek prošel lektorským řízením.

Shoreline stabilization reinforced carpet (Šlezinger, M.)

Key words

bank – stabilization – geosynthetics – vegetation of a bank-river

To prevent the problems with the consolidation of the slope stabilization, we can propose and pre-grow an internally stabilized grass carpet in favourable conditions and then use this for the slope stabilization.

The basis is the selection of a suitable geotextile and grass mixture. The geotextile was chosen with respect to the previous long experience with similar stabilization at water structure Brno Bílovec and experimental plots in the Mendel University Arboretum. Representatives of Geosyntetika Praha also joined in the proposal of the suitable geonet and they significantly contributed to the final selection. Moreover, they provided the material for the stabilization carpet. The selected geotextile is 3 D Mat and ENKAMAT 7010.

Another task was to choose the appropriate grass mixture. It was important to find a mixture which consists of available grass species meeting the basic criteria and which is available in a sufficient amount.

The grass mixture has to be resistant to trampling, needs to have a thick root system and small overground mass, should not be difficult to maintain and also it should endure occasional flooding. Therefore, we chose two possible grass mixtures out of the available range.

**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

**ISSN 0322 - 8916
MK ČR 6365**

**VUV
TGM**

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