

VODOHOSPODÁŘSKÉ TECHNICKO-EKONOMICKÉ INFORMACE

Identifikace antropogenních tlaků na kvalitativní stav vod a vodních ekosystémů v oblastech povodí Moravy a Dyje

Toto číslo VTEI je věnováno projektu Identifikace antropogenních tlaků na kvalitativní stav vod a vodních ekosystémů v oblastech povodí Moravy a Dyje, jehož základním cílem bylo poznání antropogenních vlivů na stav půd, kvalitu vodních zdrojů a na změnu habitatu vodních ekosystémů s možností predikce či průkazu konkrétních dopadů na biologické komponenty dotčeného vodního ekosystému. Řešení projektu koordinoval Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v.v.i., (příjemce dotace) ve spolupráci s Vysokým učeníem technickým v Brně a Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích.

Projekt řeší následující základní cíle resortního programu v působnosti MŽP uvedené v zadávací dokumentaci veřejné soutěže:

- snížit zátěž prostředí a populace toxickými kovy a organickými polutanty,
- zastavit pokles biologické rozmanitosti,
- navrhnout opatření pro podporu udržitelného užívání zdrojů,
- zajistit kvalitu a množství informací z oblasti ochrany životního prostředí,
- podpořit plnění strategie udržitelného rozvoje.

Přínosem projektu je podpora plnění politiky ČR v oblasti životního prostředí. Projekt se zaměřuje zejména na následující cíle:

- stanovení efektivity a účelnosti protipovodňových přírodních blízkých opatření,
 - analýza podílu plošných a difúzních zdrojů na celkovém znečištění vod včetně účinnosti vybraných opatření,
 - sledování a hodnocení vlivu intenzifikace chovu ryb (rybářské hospodaření) z pohledu jakosti vod (ovlivnění jakosti vody v rybníce, v recipientu vlivem intenzifikace chovu ryb) v součinnosti s protipovodňovými opatřeními,
 - osvětlení působení závadných látek vnesených do povrchových vod, které jsou využívány k eliminaci dopadů vlivem eutrofizace vod,
 - zjištění parametrů ovlivňujících profily vod ke koupání (směrnice Evropského parlamentu a Rady 2006/7/ES) z hlediska životního prostředí,
 - definování antropogenních tlaků v oblastech povodí Dyje a Moravy,
 - podklady pro práci pracovníků MŽP v mezinárodních komisích na ochranu Dunaje.
- Z priorit resortu životního prostředí, na které se resortní program MŽP zaměřuje, pokrývá projekt tyto oblasti:
- ochrana vodních zdrojů a ochrana jakosti povrchových a podzemních vod,

- ochrana přírody a krajiny,
- ochrana hominového prostředí se zaměřením na ochranu podzemních vod,
- posuzování vlivů činností a jejich důsledků na životní prostředí,
- změny faktorů životního prostředí s ohledem na jejich vliv na interakci organismů včetně člověka,
- racionální využívání přírodních zdrojů.

Základní přístup pro realizaci prací k zabezpečení stanovených cílů a přínosů spočíval především ve využití nových netradičních metod pasivního vzorkování k podchycení aktuálního stavu a vývoje zátěže odpadních vod a recipientů nebezpečnými látkami, praktické aplikaci nově vyvíjených metod hodnocení stavu ekosystémů povrchových vod a vyhodnocování dlouhodobého vývoje a odezvy cílených opatření včetně uplatnění nejlepších dostupných technik na ochranu povrchových a podzemních vod i jejich ekosystémů v oblasti povodí Moravy a Dyje.

Předpokladem úspěšného řešení navrhovaného projektu bylo zajištění dosavadního systémového přístupu k rozsáhlému komplexu řešených problematik, využívání rozsáhlé databáze údajů o kvalitativním stavu vodního prostředí získaných v průběhu jednotlivých etap řešení a zabezpečení návaznosti na vývoj nejnovějších metod a postupů a jejich aplikaci ve vodohospodářské praxi při hodnocení vod a vodních ekosystémů.

Význam projektu spočívá především v podpoře státní správy i v podpoře začlenění VÚV TGM, v.v.i., do mezinárodních aktivit (zejména na úseku Mezinárodní komise pro ochranu Dunaje), komisí hraničních vod a programů EU na území oblastí povodí Moravy a Dyje v kontextu oblasti povodí Dunaje jako druhého největšího povodí Evropy.

Projekt je členěn na devět dílčích úkolů včetně koordinace projektu: Stanovení efektivity a účelnosti protipovodňových přírodních blízkých opatření; Podíl plošných a difúzních zdrojů na celkovém znečištění vod; Antropogenní tlaky na vodní ekosystémy, vliv intenzifikace chovu ryb na jakost vod, eutrofizace vod;

Identifikace antropogenních tlaků a zjištění parametrů ovlivňujících profily vod ke koupání podle směrnice 2006/7/ES v oblasti povodí Moravy a oblasti povodí Dyje; Identifikace antropogenních tlaků ze sídelních útvarů; Identifikace významných antropogenních vlivů z oblasti průmyslové činnosti; Identifikace dopadů antropogenních tlaků na povrchové vody a vodní ekosystémy; Identifikace antropogenních tlaků na kvalitu vodních zdrojů.

Dosavadní výsledky některých z nich jsou představeny v následujících příspěvcích. Podrobné výsledky dosažené při řešení jednotlivých dílčích úkolů jsou obsahem průběžných zpráv jednotlivých dílčích úkolů a závěrečných syntetických zpráv o řešení dílčích úkolů za období 2008–2010.

Zdeněk Šunka

IDENTIFIKACE ANTROPOGENNÍCH TLAKŮ NA KVALITU VODNÍCH ZDROJŮ

Zdeněk Šunka, Marta Štamberová, Jana Ošlejšková,
Miriam Dzuráková, Jiří Novák, Dana Mikulková,
Petra Opeletová, Pavlína Hlavinková

Klíčová slova

vodní zdroje – staré ekologické zátěže – potenciální ohrožení vodních zdrojů – prostorová lokalizace vodních zdrojů – záplavová území – sanační práce – porovnání stavu se zahraničím

Souhrn

Příspěvek shrnuje výsledky prací zaměřených na identifikování antropogenních tlaků na kvalitu vodních zdrojů povrchových a podzemních vod a na sledování průběhu nápravných opatření vedoucích ke snížení těchto tlaků prostřednictvím probíhajících či připravovaných sanačních prací a obecných opatření v jednotlivých oblastech povodí.

Úvod

Práce prováděné v rámci tohoto úkolu byly zaměřeny na identifikování antropogenních tlaků na kvalitu vodních zdrojů povrchových a podzemních

vod a na sledování průběhu prováděných nápravných opatření vedoucích ke snížení těchto tlaků. Za vodní zdroje jsou v souladu se zákonem č. 254/2001 Sb. ve znění pozdějších předpisů považovány takové povrchové a podzemní vody, které mohou být využívány pro uspokojení potřeb člověka, zejména pro pitné účely. Podle směrnice 2000/60/ES z r. 2000 má být např. u podzemních vod dosaženo dobrého stavu a také identifikován a zvrácen jakýkoliv významný a trvalý vzestupný trend koncentrace kterékoliv znečišťující látky, což představuje včasné zásahy a trvalé dlouhodobé plánování ochranných opatření s ohledem na přirozené zpoždění při jejich vytváření a obnově. Vzájemná spolupráce správců povodí a uživatelů vod (např. provozovatelů vodovodů a kanalizací, průmyslových podniků, zemědělských subjektů atd.) by měla obecně vést k udržení a zlepšení stavu povrchových a podzemních vod – docílení tzv. **dobrého stavu vod**, který definuje Rámcová směrnice takto:

„Dobrý stav povrchové vody“ je takový stav útvaru povrchové vody, kdy jak jeho ekologický, tak chemický stav je přinejmenším „dobrý“.

„Dobrý stav podzemní vody“ je takový stav útvaru podzemní vody, kdy jak jeho kvantitativní, tak i chemický stav je přinejmenším „dobrý“.

Práce byly zaměřeny na oblast povodí Dyje a Moravy.

Hlavním cílem řešení této úlohy bylo identifikovat antropogenní tlaky na kvalitu vodních zdrojů povrchových a podzemních vod, vymezit území anomálního výskytu látek nebezpečných vodám, ohrožujících vodní zdroje a na sledování průběhu a odezvy realizovaných nápravných opatření ke snížení tohoto ohrožení. Práce byly zaměřeny na následující oblasti:

- lokality starých ekologických zátěží,
- lokality nových havárií,
- lokality starých i provozovaných skládek odpadů,
- areály a blízké okolí průmyslových zón, míst nakládání s nebezpečnými látkami,
- lokality komunálních a průmyslových čistíren odpadních vod (zvláště těch, které jsou označeny jako problémové),
- úložiště čistírenských kalů,
- liniové zdroje ohrožení (ohrožení představované provozem na pozemních komunikacích),
- trasy produktovodů,
- areály čerpacích stanic pohonných hmot, stáčiště a překladiště pohonných hmot,
- depa Českých drah, hromadná stanoviště dopravních prostředků,
- oblasti intenzivního zemědělského hospodaření, zranitelné oblasti,
- areály zemědělských družstev a farem, zejména sklady umělých hnojiv, přípravků na ochranu rostlin, mycí rampy zemědělské techniky a polní hnojiště a popř. na další lokality zjištěné průzkumem.

Pro identifikaci jednotlivých lokalit a pro zpracování vlivu antropogenních tlaků na vodní zdroje bylo využito údajů o kvalitě podzemních vod pořizovaných ČHMÚ, z databází MŽP, České inspekce životního prostředí (ČIŽP), podniku Povodí Moravy, krajských úřadů, úřadů obcí s rozšířenou působností, registru průmyslových zdrojů znečištění, informací z monitoringu probíhajících sanačních prací v lokalitách starých ekologických zátěží a údajů organizací vlastních či provozujících jímací objekty na vodních zdrojích podzemních vod nebo monitorovací vrtů v jejich předpolích. Při identifikaci jednotlivých lokalit bylo sledováno i to, zda leží ve vyhlášených záplavových oblastech. Bylo využito výsledků a informací z předchozích i probíhajících prací Výzkumného ústavu vodohospodářského. Uvedené informace byly doplněny terénním průzkumem a laboratorními měřeními. Vzhledem k složitosti ochrany vodních zdrojů a častým změnám byly provedeny práce zaměřené na zjištění aktuálního stavu vodoprávní legislativy v oblasti ochrany vod. V souvislosti s řešením projektu „Identifikace antropogenních tlaků na kvalitativní stav vod a vodních ekosystémů v oblastech povodí Moravy a Dyje“ byla zpracována rešeršní práce obdobných situací ve vybraných státech Evropy.

Výsledky provedených prací

Aktuální stav vodoprávní legislativy v oblasti ochrany vod

Pro řešení úkolu byly provedeny práce zaměřené na aktuální stav vodoprávní legislativy v oblasti ochrany vod. Zákon č. 254/2001 Sb., o vodách a o změně některých zákonů, v platném znění, je účinný od 1. 1. 2002. Nahradil tak předchozí právní úpravu – zákon č. 138/1973 Sb., který byl účinný od 1. 4. 1975, a za toto období byl novelizován několika zákony. Zákon č. 254/2001 Sb. (dále jen vodní zákon) prošel za dobu své účinnosti celkem 16 novelami, z nichž jen některé byly novelami přímými, převážně šlo o novely nepřímé, tedy vyvolané jinými souvisejícími zákony. Mezi hlavní přímé novely lze zařadit zákon č. 20/2004 Sb. nazývaný také Euronovela a poslední, tzv. velkou novelu vodního zákona, kterou je zákon č. 150/2010 Sb., účinný od 1. 8. 2010. Složitá situace, zejména počet novel a jejich obsahy, vedla k tomu, že se ve velké novele objevilo zmocnění pro předsedu vlády, aby ve Sbírce zákonů vyhlásil úplné znění vodního zákona, jak vyplývá z pozdějších změn. Tímto úplným zněním vodního zákona je zákon č. 273/2010 Sb., který vyšel ve Sbírce zákonů v částce 101 ze dne 22. 9. 2010. Podrobný popis změn je uveden v „Závěrečné syntetické zprávě o řešení dílčího úkolu za období 2008–2010“.

Identifikace antropogenních tlaků na povrchové a podzemní vody v oblastech povodí Moravy a Dyje

V souladu se schválenou metodikou byly provedené práce směřovány na následující problémové okruhy: v okruhu prací zaměřených na lokalizaci míst, kde došlo ke kontaminaci podzemních vod a horninového prostředí a na sledování průběhu a odezvy realizovaných nápravných opatření, byla pozornost věnována lokalitám na území krajů Jihočeského, Jihomo-

Tabulka 1. Seznam lokalit v oblastech povodí Moravy a Dyje, kde dochází k ohrožení vodních zdrojů

Poř.č.	Lokalita zátěže	Ohrožený vodní zdroj	Realizace sanace
Kraj Jihomoravský			
Okres Blansko			
1.	Blansko – Adast	tok Svitava	probíhá
2.	Němčice – Lidokov	studna v areálu podniku	probíhá
Okres Brno-město			
3.	Brno-ul. Křídlovická – Prádelny a čistírny	místní domovní studny	neprobíhá
4.	Brno-ul. Opuštěná – Benzina ČS PHM	místní domovní studny	probíhá pouze monitoring
5.	Brno-ul. Vídeňská – ABB-EJF, a.s.	místní domovní studny	probíhá
6.	Brno-Zidenice – Elslav	místní domovní studny	probíhá
7.	Brno-ul. Hudcova	studna v areálu podniku	probíhá
Okres Brno-venkov			
8.	Střelice – Čepro	místní domovní studny	probíhá
9.	Šlapanice – Dehtochema	místní domovní studny, tok Řička	probíhá
Okres Břeclav			
10.	Břeclav – Benzina ČS PHM	místní domovní studny, CHOPAV Kvarter řeky Moravy	probíhá
11.	Charvatská Nová Ves – skládka	Kančí obora	ukončeny
Okres Hodonín			
12.	Bzenec – Kovo	Bzenec I-III	sanace ukončena, probíhá postsanační monitoring
13.	Podluží – dobývací pole ropy	Podluží	probíhá
Okres Vyškov			
14.	Holubice – Hlubna	místní domovní studny	probíhá monitoring
15.	Slavkov – EMP, s.r.o.	podniková studna	přípravné práce
Kraj Olomoucký			
Okres Olomouc			
16.	Lučín – Sigma Lučín	Dubany, Hrdibořice, Olšany	neprobíhá
17.	Olomouc – Farnak	Černovír	probíhá
18.	Uničov – Unex, a.s.	Brničko, místní domovní studny	probíhá
Okres Přerov			
19.	Lipník nad Bečvou – Severomorav. plynárenská	místní domovní studny	neprobíhá
20.	Přerov – Precheza, a.s.	Troubky	probíhá
Okres Šumperk			
21.	Mohelnice – MEZ – Siemens Elektromotory	Moravičany	probíhá
22.	Postřelmov – MEP (MEZ)	Lesnice, místní domovní studny	probíhá
23.	Šumperk – CEMBRIT cz, a.s.	CHOPAV Kvarter řeky Moravy	probíhá monitoring
24.	Šumperk – laguny ČOV	CHOPAV Kvarter řeky Moravy	neprobíhá
25.	Šumperk – OPOS	místní domovní studny	probíhá postsanační monitoring
26.	Šumperk – Pramet Tools (FINTRACO cz, a.s.)	CHOPAV Kvarter řeky Moravy, místní domovní studny	ukončeny
27.	Vikýřovice – Benzina, a.s.	Luže	probíhá
28.	Šumperk – kasárna	CHOPAV Kvarter řeky Moravy	požadován monitoring
29.	Šumperk – FORTEX AGS, a.s.	CHOPAV Kvarter řeky Moravy	probíhá monitoring
Kraj Pardubický			
Okres Chrudim			
30.	Svratouch – Dílo Svratouch	podniková studna, obecní zdroj	probíhá
Okres Svitavy			
31.	Modřec – obalovna drti	Polička V6, Modřec MO1	probíhá
Kraj Vysočina			
Okres Jihlava			
32.	Brtnice – Sběrné suroviny Uhřínovice	místní studny	neprobíhá
33.	Brtnice – skládka Snaha	tok Brtnička	neprobíhá
34.	Jihlava – Benzina, sklad PHM, ČD Jihlava	místní studny	neprobíhá
Okres Pelhřimov			
35.	Nový Rychnov – skládka DÚP	Dolní Cerekev	postsanační monitoring
Okres Žďár nad Sázavou			
36.	Svratka – Mars, a.s.	podniková studna	probíhá
Kraj Zlínský			
Okres Kroměříž			
37.	Holešov – průmyslová zóna	Holešov (u letiště)	neprobíhá
38.	Ludslavice – Kromexim, a.s.	Holešov	neprobíhá
39.	Morkovice – Hanhart	místní domovní studny	probíhá
Okres Uherské Hradiště			
40.	Hluk – skládka v cihelně	místní domovní studny	probíhá
41.	Staré Město u Uherského Hradiště – Colorlak	místní domovní studny	probíhá
42.	Uherský Brod – Prádelny a čistírny	místní domovní studny	probíhá plošný monitoring
Okres Vsetín			
43.	Valašské Meziříčí – Deza, a.s.	Ústí	probíhá

ravského, Vysočina, Pardubického, Olomouckého, Moravskoslezského a Zlínského náležejícím do oblasti povodí Dyje a Moravy. Sledovány byly vybrané významné lokality a potřebné údaje byly získány ve spolupráci a s využitím databází MŽP, oblastních inspektorátů ČIŽP v Českých Budějovicích, Hradci Králové, Havlíčkově Brodu, Olomouci a Brně, příslušných krajských úřadů a obcí s rozšířenou působností. Hlavní práce spočívaly v identifikaci zdrojů ohrožení horninového prostředí, povrchových a podzemních vod, představujících potenciální ohrožení vodních zdrojů. Při provedených pracích bylo využito údajů z databází Ministerstva životního prostředí „Systém evidence kontaminovaných míst“ obsahující „Seznam národních priorit pro odstraňování starých ekologických zátěží pro prozkoumané a neprozkoumané lokality“. Dále bylo využito údajů obsažených v „Databázi starých ekologických zátěží v Jihomoravském kraji“ a zvláště pak informací oblastního inspektorátu ČIŽP v Brně. Vlastní průzkum pak byl zaměřen na doplnění aktuálních informací ze státního podniku Povodí Moravy, úřadů obcí s rozšířenou působností, údajů organizací vlastních či provozujících jímací objekty na vodních zdrojích podzemních vod nebo monitorovací vrtů v jejich předpolích a informací z monitoringu probíhajících sanačních prací v lokalitách starých ekologických zátěží.

Z provedených prací vyplývá, že ve sledované oblasti je 129 lokalit ohrožujících saturovanou i nesaturovanou zónu a povrchové toky. Podrobný popis jednotlivých lokalit s uvedením jejich názvu, původcem kontaminace

či současným majitelem kontaminovaného areálu, druhem kontaminace, potenciálně ohroženým vodním zdrojem povrchové či podzemní vody a informací o sanačních pracích je uveden v „Průběžných zprávách o řešení dílčího úkolu za roky 2008 a 2009“ a v „Závěrečné syntetické zprávě o řešení dílčího úkolu za období 2008–2010“.

V tabulce 1 je pak uveden přehled 43 nejzávažnějších lokalit starých ekologických zátěží, potenciálně ohrožujících využívané vodní zdroje podzemních vod i blízké zvodnělé horizonty, což bývá nejčastěji CHOPAV Kvartér řeky Moravy. Zároveň jsou v tabulce uvedeny informace o tom, zda probíhají (22 lokalit) či neprobíhají (9 lokalit) sanační práce, zda se současný stav monitoruje (8 lokalit) nebo se rozbíhají přípravné práce (2 lokality) pro zahájení sanace nebo jsou již sanační práce (2 lokality) ukončeny.

Z víceletého sledování vyplývá, že probíhajícími sanačními pracemi je potenciální ohrožení v tabulce uvedených využívaných vodních zdrojů podzemních vod výrazně snižováno.

Pro snížení potenciálního ohrožení využívaných vodních zdrojů je třeba sanační práce v níže uvedených lokalitách zahájit nebo v probíhajících pokračovat až do doby dosažení stanovených cílových limitů či pokračovat v monitoringu. Toto se týká především následujících lokalit využívaných pro hromadné zásobování obyvatel pitnou vodou:

Bzenec – Kovo, využívaný vodní zdroj podzemní vody Bzenec I–III, monitoring,
Charvatská Nová Ves – skládka, potenciálně ohrožený využívaný vodní zdroj Kančí obora,
Podluží – dobývací pole ropy, potenciálně ohrožený využívaný vodní zdroj Podluží,
Lutín – Sigma Lutín, potenciálně ohrožený využívaný vodní zdroj Dubany,
Hrdbořice, výhledový zdroj Olšany,
Olomouc – Farmak, potenciálně ohrožený využívaný vodní zdroj Černovír,
Uničov – Unex, a.s., potenciálně ohrožený využívaný vodní zdroj Brničko,
Přerov – Precheza, a.s., potenciálně ohrožený využívaný vodní zdroj Trouby,
Mohelnice – MEZ–Siemens, potenciálně ohrožený využívaný vodní zdroj Moravičany,
Postřelmov – MEP (MEZ), potenciálně ohrožený využívaný vodní zdroj Lesnice,
Vikýřovice – Benzina, a.s., potenciálně ohrožený využívaný vodní zdroj Luže,
Modřec – obalovna drti, potenciálně ohrožený využívaný vodní zdroj Polička V6, Modřec MO1,
Nový Rychnov – skládka DUP, potenciálně ohrožený využívaný vodní zdroj Dolní Cerekev,
Holešov – průmyslová zóna, potenciálně ohrožený využívaný vodní zdroj Holešov,
Ludslavice – Kromexim, potenciálně ohrožený využívaný vodní zdroj Holešov,
Valašské Meziříčí – Deza, a.s., potenciálně ohrožený využívaný vodní zdroj podzemní vody Ústí.

Pokračovat v sanačních pracích je třeba i nadále zejména v lokalitách Blansko – ADAST, Němčice – LIDOKOV, Brno, ul. Vídeňská ABB-EJF, a.s., Brno, Židenice – ELSLAV, Brno, ul. Hudcova – ČS PHM, Střelice – ČEPRO, Šlapanice – DECHTOHEMA, Břeclav – ČS PHM, Charvatská Nová Ves – skládka, Podluží – dobývací pole ropy, Olomouc – FARMAK, Uničov – UNEX, a.s., Přerov – PRECHEZA, a.s., Mohelnice – MEZ, Postřelmov – MEP, Vikýřovice – Benzina, a.s., Svatouch – DÍLO, Modřec – obalovna drti, Svatka – MARS, a.s., Morkovice – Hanhart, Hluk – skládka v cihelně, Staré Město u Uherského Hradiště – COLORLAK, Valašské Meziříčí – DEZA, a.s., jak jsou uvedené v tabulce 1.

K zamezení další kontaminace podzemních vod látkami nebezpečnými vodám a šíření tohoto znečištění je třeba dokončit přípravné práce (analýzy rizika a jejich aktualizace, předběžný hydrogeologický průzkum) v lokalitách Slavkov – EMP, s.r.o., a Šumperk – kasárna a zahájit monitoring v lokalitě (tabulka 1).

Pro snížení potenciálního ohrožení vodních zdrojů podzemních vod ležících ve zranitelných oblastech je nutné při zemědělském hospodaření postupovat podle nařízení vlády ze dne 3. března 2003 o stanovení zranitelných oblastí a o používání a skladování hnojiv a statkových hnojiv, střídání plodin a provádění protierozních opatření v těchto oblastech (nařízení vlády č. 103/2003 Sb.).

Při návrhu nových ochranných pásem je třeba využít skutečnosti, že po přijetí nové koncepce ochranných pásem vodních zdrojů je posílena obecná ochrana vod.

Pro potřeby vyhodnocení provedených prací bylo využito již dříve identifikovaných a podrobně prostudovaných 397 využívaných vodních zdrojů podzemních vod v oblasti povodí Moravy a Dyje, které tvoří výchozí databázi. (Podrobné informace o identifikovaných vodních zdrojích jsou obsahem „průběžných zpráv“ dílčího úkolu Projektu Morava IV z let 2003–2006 a dále pak prací z předchozích let předkládaného projektu.) Další práce byly zaměřeny na prostorovou lokalizaci sledovaných vodních zdrojů v oblastech povodí Moravy a Dyje. Při zpracování bylo využíváno různých dostupných

zdrojů. V první řadě bylo čerpáno z „Evidence odběrů povrchových a podzemních vod, vypouštění odpadních a důlních vod a akumulace povrchových vod ve vodních nádržích“, která je k dispozici na Vodo hospodářském informačním portálu VODA. Jedná se o údaje od odběratelů povrchové nebo podzemní vody, těch, kteří využívají přírodní léčivé zdroje nebo zdroje přírodních minerálních vod a vody, které jsou vyhrazenými nerosty. Dále od odběratelů, kteří vypouštějí do vod povrchových nebo podzemních vody odpadní nebo důlní, a to vše v množství přesahujícím 6 000 m³ v kalendářním roce nebo 500 m³ v kalendářním měsíci, nebo od těch, jejichž povolený objem povrchové vody vzduté vodním dílem ve vodním toku nebo povrchové vody vodním dílem akumulované přesahuje 1 mil. m³. Celá tato aplikace odběrů, vypouštění a akumulace vod vychází z údajů jednotlivých správců povodí, kterým jsou tato data jednou ročně ohlašována. Tato databáze byla v červenci 2010 aktualizována přímo s. p. Povodí Moravy, které rovněž poskytl databázi jímacích objektů. Tato databáze je sice v současné době ve fázi naplňování, a tedy nezahrnuje všechny stávající objekty z oblasti povodí Moravy a Dyje, avšak již vložené informace lze plně využít. Vzhledem k tomu, že databáze vodních zdrojů sledovaných v rámci tohoto projektu nebyla provázána s těmito výše uvedenými databázemi žádným společným identifikátorem, bylo nutné je vzájemně propojit. Dalším zdrojem informací o přesném umístění vodních zdrojů byl aktualizovaný přehled vodních zdrojů spravovaných VHOS Moravská Třebová.

Vodní zdroje, které nebyly obsaženy ve výše zmíněných databázích, byly zaměřeny přímo v terénu, popř. na podkladě ortofotomap. Dále došlo k rozšíření databáze o dostupné informace o vyhlášení ochranných pásem zdrojů, potenciálním ohrožení jednotlivých zdrojů i eventuální sanační ochraně v infiltrační oblasti. Databáze je stále otevřená pro přijímání nových kompletních informací o zdrojích, jako jsou např. podle velké novely vodního zákona minimální hladiny podzemních vod apod. Dále byly vytvořeny v rámci zpracování dílčího úkolu přílohy, které mapkovou formou zobrazují provedené práce. V příloze „Využívané vodní zdroje sledované v letech 2008–2010“ (všechny citované přílohy jsou součástí Závěrečné syntetické zprávy o řešení dílčího úkolu za období 2008–2010 a Závěrečné souhrnné zprávy o řešení projektu za období 2008–2010) jsou zobrazeny všechny sledované zdroje v letech 2008–2010, včetně toků ohrožených záplavou Q₁₀₀. Příloha „Staré ekologické zátěže ohrožující nebo potenciálně ohrožující podzemní vody a zvodnělé horizonty“ zobrazuje situování starých ekologických zátěží sledovaných v období let 2008–2010, ohrožujících nebo potenciálně ohrožujících podzemní vody a zvodnělé horizonty. Při zaplavení starých ekologických zátěží může dojít i k uvolnění jedovatých látek a těžkých kovů a kontaminaci širšího okolí původu znečištění, proto je důležité při návrhu sanace pamatovat i na nebezpečí záplav a ochranu před nimi. Příloha „Vodní zdroje využívané pro zásobování pitnou vodou ohrožované starými ekologickými zátěžemi“ je syntézou lokalizace vodních zdrojů pro zásobování pitnou vodou a starých ekologických zátěží. Z údajů o jednotlivých lokalitách vyplývá, že antropogenní tlaky se projevují znečištěním saturované i nesaturované zóny a povrchových vod převážně nepolárními extrahovatelnými látkami, chlorovanými alifatickými uhlovodíky, polychlorovanými bifenylly, benzenem, toluenem, xylenem, těžkými kovy, amoniakem, dusičnany, herbicidy a pesticidy a popř. dalšími látkami.

Z provedených prací vyplývá, že ve sledované oblasti se nachází 129 významných lokalit ohrožujících saturovanou i nesaturovanou zónu a povrchové vody. Celkem se prozatím jedná o 43 povrchových a podzemních vodních zdrojů ohrožených antropogenními tlaky. Nejde jen o ohrožení místních domovních a podnikových studní, ale i významných vodních zdrojů, jako jsou např. Podluží, Kančí obora, Ostrožská Nová Ves, jímací území Bzenec I–III, Vojkovice, Dubany, výhledový zdroj Olšany, zdroje pro město Svitavy, zdroje Moravičany, Lesnice atd. V této souvislosti jsou ohrožovány také úseky vodních toků a chráněná území vodních zdrojů, jako např. tok řeky Svatky, Bečvy a Bystřice a části CHOPAV Kvartér řeky Moravy i CHOPAV Východočeská křída.

Zhodnocení vlivu ekologických zátěží na kvalitu vodních zdrojů ve vybraných evropských zemích (Rakousko, Řecko, Srbsko, Bosna a Hercegovina)

V souvislosti s řešením projektu byla zpracována rešeršní práce obdobných situací v ostatních státech Evropy. Byly vybrány čtyři evropské země: Rakousko a Řecko jako státy EU, kde jsou nebo by měly být implementovány zákony a nařízení Evropské komise a Evropského parlamentu, vztahující se na ochranu a kvalitu vod a životního prostředí všeobecně na straně jedné a na straně druhé Srbsko a Bosna a Hercegovina jako státy, kde se environmentální politika teprve vytváří a zavádí do praxe.

Ve většině sledovaných evropských zemí je hodnocení vlivu ekologických zátěží na kvalitu vodních zdrojů aktuálním problémem. Ve většině případů je to dáno mentalitou místní společnosti, která si zatím moc neuvědomuje, že divoké či nezabezpečené skládkování může představovat pro okolí větší či menší zátěž v závislosti na určujících rizikových faktorech, která se ve většině případů neprojeví hned, ale až s odstupem doby. Je tedy jen otázkou času, kdy dojde k negativnímu ovlivnění vodních zdrojů, zejména zdrojů pitné vody, a jak velký dopad to bude mít na společnost.

Jedinou srovnávanou zemí, kde si jsou tohoto rizika vědomi a kde se snaží možným dopadem předcházet, je v současnosti Rakousko. V ostatních zemích bude zapotřebí ještě hodně úsilí a finančních prostředků k zavedení všeobecného povědomí o možném nebezpečí starých ekologických zátěží a jejich možném škodlivém vlivu na vodní zdroje a ŽP jako takové, stejně jako i k jejich odstranění. Podrobné hodnocení a závěry jsou součástí „Závěrečné syntetické zprávy o řešení dílčího úkolu za období 2008–2010“.

Z provedení porovnání stavu v ochraně vodních zdrojů vyplývá, že ochrana vodních zdrojů v České republice je ve většině případů na úrovni vyspělých zemí Evropské unie. Jsou prováděna preventivní opatření (např. stanovování ochranných pásem), v případech kontaminování saturované i nesaturované zóny jsou podle možností prováděny sanační práce.

Závěr

Zpráva vypracovaná v rámci tohoto dílčího úkolu obsahuje výsledky prací zaměřených na identifikování antropogenních tlaků na kvalitu vodních zdrojů povrchových a podzemních vod a na sledování průběhu nápravných opatření vedoucích ke snížení těchto tlaků prostřednictvím probíhajících či připravovaných sanačních prací a obecných opatření v jednotlivých oblastech povodí. Vzhledem ke složitosti v ochraně vodních zdrojů a častým změnám byly provedeny práce zaměřené na zjištění aktuálního stavu vodoprávní legislativy v oblasti ochrany vod. Hlavní práce spočívaly v identifikaci zdrojů antropogenních tlaků ohrožujících horninové prostředí, povrchové a podzemní vody, představujících potenciální ohrožení vodních zdrojů.

Z údajů o jednotlivých lokalitách vyplývá, že antropogenní tlaky se projevují znečištěním saturované i nesaturované zóny a povrchových vod převážně nepolárními extrahovatelnými látkami, chlorovanými alifatickými uhlovodíky, polychlorovanými bifenoly, benzenem, toluenem, xylenem, těžkými kovy, amoniakem, dusičnany, herbicidy a pesticidy a popř. dalšími látkami. Z provedených prací vyplývá, že ve sledované oblasti je 129 významných lokalit ohrožujících saturovanou i nesaturovanou zónu a povrchové toky. Celkem je prozatím ohroženo antropogenními vlivy 43 povrchových a podzemních vodních zdrojů. Ohroženy jsou nejen místní domovní a podnikové studny, ale i významné vodní zdroje jako např. Podluží, Kančí obora, Ostrožská Nová Ves, jámácí území Bzenec I–III, Vojkovice, Dubany, výhledový zdroj Olšany, zdroje pro město Svitavy, zdroje Moravičany, Lesnice atd. V této souvislosti jsou ohrožovány také úseky vodních toků a chráněná území vodních zdrojů jako např. tok řeky Svratky, Bečvy a Bystřice a části CHOPAV Kvarteru řeky Moravy i CHOPAV Východočeská křída. V souladu s metodikou úkolu byla zpracována rešeršní práce obdobných situací ve vybraných státech Evropy (Rakousko, Řecko, Srbsko a Bosna a Hercegovina). Jen v Rakousku se snaží možným negativním dopadům účinně předcházet. Z provedení porovnání vyplývá, že ochrana vodních zdrojů v České republice je ve většině případů na úrovni vyspělých zemí Evropské unie. Jsou zaváděna preventivní opatření (např. stanovování ochranných pásem), v případech kontaminování saturované i nesaturované zóny jsou podle možností prováděny sanační práce.

Literatura

- Bistranin, J. Právní komise SOVAK. Zápis ochranných pásem do katastru nemovitostí. Český úřad zeměměřičký a katastrální. Zápis ochranných pásem do katastru nemovitostí, vyjádření zn. ČÚZK 6857/2010-22 ze dne 9. 6. 2010.
- Důvodová zpráva k předložené Velké novele vodního zákona z ledna 2009.
- Nováková, P. Zhodnocení vlivů vnějších činitelů povodí na jakost vody (disertační práce). Brno : MZLU Brno, 2004. 155 s.
- Oppeltová, P. Ochrana vod z pohledu Velké novely vodního zákona.
- Hlavinková, P. Zhodnocení vlivu ekologických zátěží na kvalitu vodních zdrojů ve vybraných

- evropských zemích – Rakousko, Řecko, Srbsko, Bosna a Hercegovina.
- Plán oblasti povodí Dyje – konečný návrh [online]. [Cit. 20. 10. 2009]. Dostupný na http://www.povyry.cz/popdyje/srpen2009/Strucny_souhrn/souhrn_Dyje_tisk.pdf
- Projekt Morava IV. DÚ 05 – Stav a ochrana využívaných vodních zdrojů podzemních vod. Závěrečná syntetická zpráva. Brno : VÚV T.G.M., 2006.
- Projekt Morava IV. Závěrečná souhrnná zpráva o realizaci Projektu Morava IV v letech 2003–2006. Brno : VÚV T.G.M., 2006.
- Směrnice 2000/60/ES Evropského parlamentu a Rady z 31. října 2000 ustávající rámeček pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky.
- SOVAK. Podklady pro připomínkování novely vodního zákona, rozeslané významným členům sdružení (větší provozní společnosti, pravidelně spolupracující na legislativních otázkách v rámci SOVAK), srpen 2009.
- Šunka, Z. aj. Identifikace antropogenních tlaků na kvalitativní stav vod a vodních ekosystémů v oblasti povodí Moravy a Dyje. DÚ 8 – Identifikace antropogenních tlaků na kvalitu vodních zdrojů. Brno : VÚV T.G.M., v.v.i., 2008.
- Šunka, Z. aj. Identifikace antropogenních tlaků na kvalitativní stav vod a vodních ekosystémů v oblasti povodí Moravy a Dyje. DÚ 8 – Identifikace antropogenních tlaků na kvalitu vodních zdrojů. Brno : VÚV T.G.M., v.v.i., 2009.
- Šunka, Z. aj. Identifikace antropogenních tlaků na kvalitativní stav vod a vodních ekosystémů v oblasti povodí Moravy a Dyje. DÚ 8 – Identifikace antropogenních tlaků na kvalitu vodních zdrojů. Brno : VÚV T.G.M., v.v.i., 2010.
- Šunka, Z. aj. Projekt Morava IV 2003–2006. Brno : VÚV T.G.M., v.v.i., 2008. ISBN 978-80-85900-80-4.
- Vodárenská akciová společnost, a.s. Provozní materiály, HG archiv, archiv fotodokumentace. Vodárenská akciová společnost, a.s. Riziková analýza technické infrastruktury, 2008.
- Vodárenská akciová společnost, a.s. Výroční zpráva společnosti 2008.
- Vyhláška MZdr ČR č. 252/2004 Sb., kterou se stanoví hygienické požadavky na pitnou a teplou vodu a četnost a rozsah kontroly pitné vody, v platném znění.
- Vyhláška MZe č. 428/2001 Sb., kterou se provádí zákon č. 274/2001 Sb., o vodovodech a kanalizacích pro veřejnou potřebu, v platném znění.
- Vyhláška MŽP ČR č. 137/1999 Sb., kterou se stanoví seznam vodárenských nádrží a zásady pro stanovení a změny OP vodních zdrojů.
- Zákon č. 274/2001 Sb., o vodovodech a kanalizacích pro veřejnou potřebu.
- Zákon č. 500/2004 Sb., správní řád.
- Zákon č. 254/2001 Sb., o vodách a o změně některých zákonů, v platném znění (vodní zákon).
- Zranitelné oblasti [online]. [Cit. 23.10.2008]. Dostupný na [www: http://www.heis.vuv.cz](http://www.heis.vuv.cz).

Ing. Zdeněk Šunka
VÚV TGM, v.v.i., Brno
tel. 541 126 340, zdenek_sunka@vuv.cz
Příspěvek prošel lektorským řízením.

Identification of anthropogenic impact on the water sources quality (Šunka, Z.; Štamberová, M.; Ošlejšková, J.; Dzuráková, M.; Novák, J.; Mikulková, D.; Oppeltová, P.; Hlavinková, P.)

Key words

water sources – old ecological load – potential risk of the water sources – water sources localization – flooded area – decontamination – comparison to states abroad

The article presents results dealing with identification of anthropogenic impact on the quality of surface and ground waters. Measures are described which lead to the minimalization of this impact by sanitation and by other general actions in individual river basins.

IDENTIFIKACE VÝZNAMNÝCH ANтропоГЕННÝХ ВЛИВŮ Z OBLASTÍ PRŮMYSLOVÉ ČINNOSTI

Magdalena Karberová, Přemysl Soldán

Klíčová slova

průmyslové odpadní vody – ukazatele znečištění povrchových a odpadních vod – nebezpečné a zvláště nebezpečné látky – prioritní látky – ekotoxicita

Souhrn

Dílčí úkol Identifikace významných antropogenních vlivů z oblastí průmyslové činnosti byl zaměřen na sledování znečištění vypouštěného do vodních toků v oblastech povodí Moravy a Dyje z významných průmyslových zdrojů znečištění a hodnocení vlivu vypouštěného znečištění na kvalitu a ekosystémy povrchových vod. Záměrem bylo získat maximální množství informací o vypouštěném znečištění, zájmové okruhy byly tedy zvoleny tak, aby zahrnovaly všechny dostupné možnosti získání skutečných údajů o znečištění vypouštěném do vodních toků a o stavu povrchových vod v příslušných recipientech. Nejméně dostupné jsou úda-

je o znečištění odpadních vod, vypouštěných do vodních toků z průmyslových závodů, nebezpečnými a zvláště nebezpečnými látkami. Z tohoto důvodu byl prioritní oblastí řešení dílčího úkolu zvolen vlastní monitoring vybraných nebezpečných látek ve vypouštěných průmyslových odpadních vodách a v povrchových vodách nad a pod vyústěním odpadních vod ze sledované průmyslové lokality, doplněný ekotoxikologickým šetřením vlivu vypouštěného znečištění na jakost povrchových vod v oblastech povodí Moravy a Dyje. Článek shrnuje výsledky řešení této prioritní oblasti dílčího úkolu, která byla zaměřena především na sledování nebezpečných látek, pro které jsou stanoveny normy environmentální kvality.

Úvod

V základních složkách životního prostředí, tj. v ovzduší, ve vodě a v půdě, se vyskytuje množství kontaminantů, které se zčásti dostávají i do potravního řetězce a pracovního prostředí člověka. Chemické znečištění povrchových vod představuje ohrožení vodního prostředí a dlouhodobá rizika pro vodní organismy, akumulaci v ekosystému a úbytek biologické rozmanitosti, jakož i ohrožení lidského zdraví. Přednostně je zapotřebí zjistit příčiny znečištění povrchových vod a řešit problematiku emisí přímo u zdroje. Mezi závažné příčiny kontaminace vodního ekosystému patří i vypouštění průmyslových odpadních vod znečištěných nebezpečnými látkami do vodního prostředí. Vypouštění nebezpečných látek v průmyslových odpadních vodách se tak

řadí k významným environmentálním aspektům průmyslové činnosti.

Legislativní rámec pro nebezpečné látky

Pro orientaci nejdříve uvádíme legislativní rámec pro nebezpečné látky v legislativě Evropské unie i České republiky.

Směrnice 2000/60/ES Evropského parlamentu a Rady, ustavující rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky (Rámcová směrnice), definuje nebezpečné látky jako látky nebo skupiny látek, které jsou toxické, perzistentní a náchylné k bioakumulaci.

Směrnice Rady 76/464/EHS, respektive směrnice Evropského parlamentu a Rady 2006/11/ES ve své příloze I specifikuje dva seznamy nebezpečných látek:

- Seznam I uvádí látky nebo jejich skupiny, které jsou pro vodní prostředí zvláště nebezpečné,
- Seznam II vyjmenovává další látky nebo jejich skupiny, které jsou pro vodní prostředí škodlivé.

Oba seznamy byly implementovány do legislativy České republiky vodním zákonem – zákonem č. 254/2001 Sb. ve znění pozdějších předpisů. Celkem 17 látek ze Seznamu I je v ČR nazýváno zvláště nebezpečnými látkami a jsou pro ně stanoveny nařízením vlády č. 61/2003 Sb. (ve znění nařízení vlády č. 229/2007 Sb.) emisní standardy, ostatní látky ze Seznamu I a ze Seznamu II jsou nazývány nebezpečné látky.

Rámcová směrnice uvádí v příloze X seznam prioritních látek a prioritních nebezpečných látek pro vodní prostředí (celkem 33 látek), směrnice Evropského parlamentu a Rady 2008/105/ES zavádí normy environmentální kvality (NEK) pro těchto 33 prioritních látek a pro dalších osm znečišťujících látek, které náleží do skupiny zvláště nebezpečných látek podle Seznamu I.

V nařízení vlády č. 61/2003 Sb. v platném znění se v příloze č. 3, která stanovuje imisní standardy ukazatelů přípustného znečištění povrchových vod, název nebezpečné látky nevyskytuje vůbec – nebezpečné látky jsou zahrnuty ve skupinách ukazatelů organické sloučeniny a jednotlivé prvky. V návrhu novely nařízení č. 61/2003 Sb., který plně implementuje NEK do právních předpisů ČR, je v příloze č. 3 všech 41 látek zařazeno do skupiny prioritní látky.

Nebezpečné látky sledované v rámci řešení dílčího úkolu jsou dále označeny názvem vybrané nebezpečné látky a zahrnují především nebezpečné látky, pro které jsou stanoveny normy environmentální kvality.

Cíle a metodika

Cíl dílčího úkolu je dán přímo názvem úkolu a pro jeho dosažení byly navrženy dva nejvýznamnější problémové okruhy, řešené v rámci identifikace významných antropogenních vlivů z oblastí průmyslové činnosti v oblastech povodí Moravy a Dyje v etapách 2008–2010:

- Monitoring vybraných nebezpečných látek, který zahrnuje monitoring těchto látek ve vypouštěných průmyslových odpadních vodách a v říčních profilech nad a pod vypouštěním odpadních vod do recipientu: byl navržen monitoring vzorkováním – odběry vzorků odpadních a povrchových vod a monitoring kontinuální – aplikací semipermeabilních membrán do odpadních a povrchových vod. Pro hodnocení výsledků analýz bylo zvoleno porovnání příčinků znečištění s odpovídajícími celoročními průměry stanovenými pro sledované nebezpečné látky platnými právními předpisy ČR.
- Ekotoxikologický monitoring sestávající z testů akutní toxicity vypouštěných průmyslových odpadních vod na zástupce bezobratlých – perloočku *Daphnia magna* a ze stanovení vlivu znečištění vypouštěných odpadních vod z problémových průmyslových lokalit na úroveň chronické toxicity a genotoxicity znečištění povrchových vod.

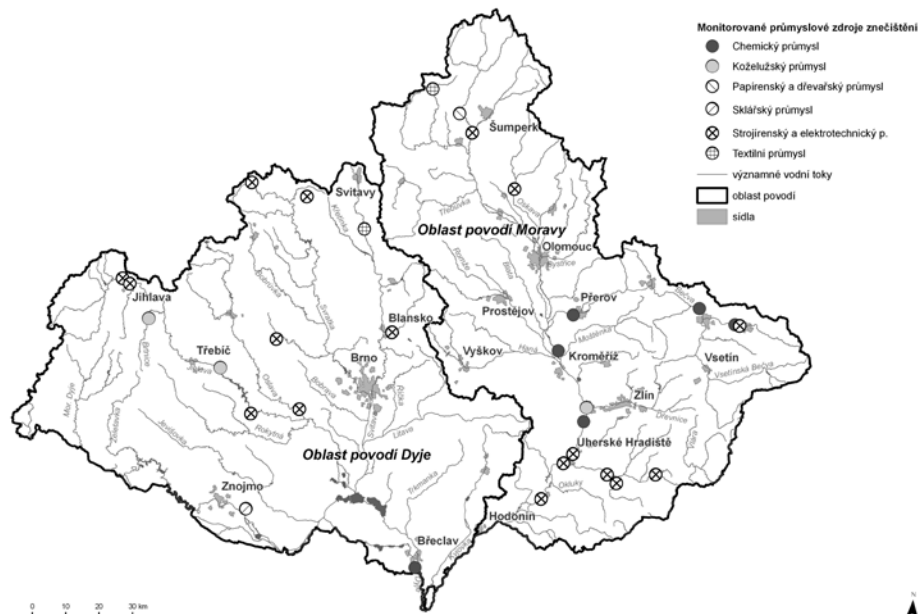
Výsledky řešení

Monitoring vybraných nebezpečných látek

Metody řešení

Základním přístupem k řešení této části dílčího úkolu bylo vymezení rozsahu sledovaných ukazatelů znečištění odpadních a povrchových vod stanovených národní legislativou na ochranu vod i legislativou EU, dále výběr významných průmyslových lokalit, které mohou být potenciálním zdrojem znečištění povrchových vod těmito vybranými látkami, a stanovení způsobů monitorování těchto látek a způsobu hodnocení dopadu vypouštění sledovaných látek na kvalitu a ekosystémy povrchových tekoucích vod.

Soubor vybraných nebezpečných látek zahrnuje především vybrané prioritní látky (sledováno bylo 24 z 33 prioritních látek, nebyly sledovány: bromovaný difenylether, chlorované alkyany C₁₀₋₁₃, chlorfenviphos, diuron,



Obr. 1. Lokalizace monitorovaných průmyslových zdrojů znečištění

isoproturon, nonylfenol a oktylfenol, pentachlorfenol a sloučeniny tributylcínu) a dalších osm znečišťujících látek, pro které jsou stanoveny NEK. Kromě těchto 32 nebezpečných látek byly sledovány vybrané kovy (měď, zinek, arzen, chrom a cín), vybrané organické látky (polychlorované bifenylly, xyleny, dichlorbenzeny, ethylbenzeny, chlorbenzen, toluen, fenantren) a další znečišťující látky (fluoridy a AOX).

Výběr průmyslových lokalit pro monitorování byl proveden v návaznosti na výsledky Projektu Morava IV, řešeného v pobočce Brno VÚV TGM, v.v.i., v letech 2003 až 2006 a s přihlédnutím k výsledkům výzkumných úkolů zabývajících se obdobnou problematikou a řešených ve VÚV TGM, v.v.i. – jde především o Registr průmyslových zdrojů znečištění (RPZZ) – část nebezpečné látky. V etapách 2008 až 2010 bylo monitorováno celkem 30 významných průmyslových zdrojů znečištění, většinou průmyslových lokalit, které s nebezpečnými látkami nakládají ve výrobě nebo v provozu, z odvětví průmyslu papírenského (1), chemického (6), koželužského (3), textilního (2), sklářského (1), strojírenského a elektrotechnického (16) a elektrárenského (1). Na obr. 1 jsou znázorněny lokalizace monitorovaných průmyslových zdrojů znečištění v období 2008–2010.

Monitoring vybraných nebezpečných látek byl zajištěn jednak odběry směšných vzorků (typu B) a prostých vzorků odpadních vod vypouštěných z vybraných průmyslových závodů a prostých vzorků povrchových vod nad a pod výstředí odpadních vod z dané lokality do recipientu, jednak aplikací nízkonákladových pasivních vzorkovačů – semipermeabilních membrán (SPM), vyvíjených ve VÚV TGM, v.v.i., pobočce Brno, do odtoků odpadních vod ze sledovaných průmyslových zdrojů znečištění a do recipientu nad a pod výstředí ze sledované průmyslové lokality s dobou expozice 28 dnů. V roce 2010 bylo vzorkování zkušební doplněno o odběrové membrány dodávané firmou Labicom, s.r.o., Olomouc a vyráběné britskou firmou DGT (dále jen membrány DGT), které jsou schopny vázat jednotlivé prvky – kovy po dobu expozice (28 dnů). Analýzou membrány je stanovena průměrná hodnota příslušného ukazatele znečištění za dobu expozice.

Informativní posouzení vlivu znečištění vypouštěného v průmyslových odpadních vodách na kvalitu povrchových vod v recipientu bylo prováděno na základě orientačních příčinků znečištění – vypočítané koncentrace znečištění v daném ukazateli v recipientu pod místem vypouštění průmyslových odpadních vod z posuzovaného podniku s předpokladem, že koncentrace znečištění v tomto ukazateli je nad místem vypouštění při Q₃₅₅ nulová. Pro výpočet příčinků bylo zvoleno průměrné množství vypouštěných odpadních vod v l/s v roce 2009.

Takto stanovené příčinky znečištění byly hodnoceny vzhledem k obecným požadavkům na imisní standardy ukazatelů přípustného znečištění povrchových vod vyjádřené jako odpovídající celoroční průměry, stanovené v Metodickém pokynu odboru ochrany vod MŽP k nařízení vlády č. 229/2007 Sb., tabulka 4 (dále jen stanovený celoroční průměr). Při výpočtu průměrných hodnot fyzikálně-chemických nebo chemických ukazatelů byla u odpadních i povrchových vod použita metoda podle směrnice EU 2009/90/ES, kdy se pro výpočet průměrné hodnoty naměřená hodnota pod mezí stanovitelnosti (pod mezní hodnotou kvantifikace) započítá jako polovina mezní hodnoty. V případě, že jsou výše uvedené ukazatele celkovým součtem dané skupiny látek, včetně jejich příslušných metabolitů, započítává se u výsledků měření, které se nacházejí pod mezní hodnotou kvantifikace, nulová hodnota.



Obr. 2. Semipermeabilní membrána před aplikací

Na obr. 2 je zobrazena semipermeabilní membrána před aplikací do odtoku odpadních vod z průmyslové ČOV.

Výsledky analýz prioritních látek a dalších látek, pro které jsou stanoveny NEK

Pesticidy *alachlor*, *atrazin*, *chlorpyrifos* a *simazin* byly sledovány pouze v roce 2010 v odpadních vodách (dále jen OV) vypouštěných z 19 průmyslových lokalit. Většina hodnot naměřených ve vzorcích vypouštěných OV byla pod mezí stanovitelnosti, příčinky pro nejvyšší naměřenou hodnotu atrazinu 0,03 µg/l a chlorpyrifosu 0,012 µg/l nejsou významné pro recipient.

Di(2-ethylhexyl)ftalát – byl stanoven v etapě 2010 pouze u chemických závodů, které ho používají ve výrobě. Naměřené koncentrace se pohybovaly v řádu desetin µg/l a neovlivní kvalitu vody v recipientech.

Trichlorbenzeny, *dichlormethan*, *hexachlorbutadien* – ve všech etapách byly hodnoty naměřené ve vzorcích OV pod mezí stanovitelnosti, trichlorbenzeny nebyly stanoveny v roce 2008.

Benzen, *1,2-dichlorethan*, *tetrachlormethan* – ve většině vzorků OV byly naměřeny hodnoty pod mezí stanovitelnosti, hodnoty nad mezí stanovitelnosti nepřesáhly 1 µg/l kromě jediné hodnoty pro tetrachlormethan 1,19 µg/l.

Chloroform – zvýšené koncentrace chloroformu byly stanoveny ve vzorcích OV vypouštěných z neutralizačních stanic dvou firem elektrotechnického průmyslu, kde příčinek pro naměřené koncentrace 605 µg/l a 394 µg/l překročil stanovený celoroční průměr pro chloroform (0,5 µg/l). Vzorky odebrané nad a pod výstří z těchto firem do recipientu nepotvrdily překročení stanoveného celoročního průměru pro chloroform, pod jednou z výstří se koncentrace zvýšila z 0,1 na 0,3 µg/l.

Tetrachlorethen (PCE) – nejvyšší koncentrace byly stanoveny ve vzorcích OV vypouštěných ze stripovacího zařízení elektrotechnické firmy, příčinek pro maximální hodnotu 158,62 µg/l i průměrnou hodnotu 109,74 µg/l nepřekročil stanovený celoroční průměr pro PCE (0,5 µg/l), v recipientu nad i pod výstří byly stanoveny hodnoty pod mezí stanovitelnosti.

Trichlorethen (TCE) – nejvyšší stanovené hodnoty 4,96 µg/l a 13,4 µg/l neovlivní kvalitu vody v recipientu.

Antracen – byl stanoven ve vzorcích OV i v SPM, nejvyšší koncentrace 0,336 µg/l neovlivní jakost vody v recipientu.

Benzo(a)pyren, *benzo(b)fluoranthen*, *benzo(k)fluoranthen*, *benzo(g,h,i)perylene* a *indeno(1,2,3-cd)pyren* – zvýšené koncentrace byly stanoveny pouze analýzami SPM osazených do odtoku OV vypouštěných z chemického závodu na zpracování surového dehtu, kde příčinky stanovené pro nejvyšší naměřené koncentrace benzo(b)fluoranthenu a benzo(g,h,i)perylene přesáhly polovinu hodnoty celoročního průměru stanoveného pro tyto látky.

Fluoranthen – nejvyšší koncentrace byla zjištěna analýzou SPM u papírenského podniku (hodnota 0,760 µg/l s příčinkem 0,035 µg/l, stanovený celoroční průměr 0,09 µg/l),

Naftalen – nebyl stanoven v etapě 2008, nejvyšší zjištěná koncentrace 19,3 µg/l neovlivní kvalitu vody v recipientu.

Driny: *aldrin*, *endrin*, *isodrin* a *dieldrin* – v SPM byly ve všech etapách naměřeny hodnoty pod mezí stanovitelnosti, ve vzorcích OV byla nejvyšší hodnota stanovena u aldrinu – 0,051 µg/l s nevýznamným příčinkem znečištění pro recipient.

Endosulfan α + β – v etapách 2008 a 2009 byly ve všech vzorcích OV naměřeny hodnoty pod mezí stanovitelnosti, v etapě 2010 byla stanovena nejvyšší koncentrace 0,024 µg/l.

Hexachlorbenzen, *pentachlorbenzen*, *trifluralin* – nad mezí stanovitelnosti byly nevýznamné koncentrace stanovené ve vzorcích OV vypouštěných pouze z jediného průmyslového zdroje znečištění, analýzami SPM byla zjištěna nejvyšší hodnota trifluralinu 0,291 µg/l s příčinkem znečištění, jehož hodnota nedosahuje ani poloviny stanoveného celoročního průměru pro trifluralin (0,03 µg/l).

Hexachlorcyklohexany (HCH) – analýzami SPM byla stanovena nejvyšší koncentrace HCH 0,027 µg/l s příčinkem 0,002 µg/l u textilního závodu, stanovený celoroční průměr pro HCH je 0,02 µg/l.

Suma DDT – nejvyšší koncentrace byla stanovena analýzami vzorků vypouštěných průmyslových OV v hodnotě 0,048 µg/l se zanedbatelným příčinkem znečištění.

Kovy – byly stanoveny analýzami vzorků vypouštěných OV a membrán firmy DGT:

Kadmium – nejvyšší koncentrace byla stanovena analýzou vzorků OV – 9,67 µg/l s nevýznamným příčinkem 0,012 µg/l (stanovený celoroční průměr 0,3 µg/l).

Olovo – nejvyšší zjištěná koncentrace ve vzorcích OV 11,3 µg/l způsobí příčinek znečištění 1,02 µg/l (stanovený celoroční průměr 7,2 µg/l).

Rtuť – nejvyšší koncentrace byly stanoveny ve vzorcích OV vypouštěných ze sklářského závodu (hodnota 0,63 µg/l s nevýznamným příčinkem 0,002 µg/l) a na výstří z ČOV, která společně s OV z chemického závodu čistí městské OV (koncentrace 0,50 µg/l s příčinkem 0,078 µg/l, který překročí celoroční průměr stanovený pro rtuť 0,05 µg/l). V málo vodném recipientu nad a pod výstří z ČOV se kvalita vody podle výsledků analýz vzorků povrchových vod nezměnila.

Nikl – nejvyšší koncentrace byla stanovena ve vzorku odpadních vod vypouštěných z neutralizační stanice galvanovny elektrotechnické firmy – 1 290 µg/l. Tato koncentrace překračuje emisní standard pro povrchové úpravy kovů a způsobí příčinek znečištění 1,6 µg/l (stanovený celoroční průměr pro nikl 20 µg/l). Zvýšená koncentrace byla zjištěna i analýzou membrány DGT, osazené na odtoku odpadních vod z neutralizační stanice další elektrotechnické firmy – hodnota 652 µg/l s příčinkem 3,86 µg/l. V recipientu se zhoršení kvality povrchových vod pod výstřími z neutralizačních stanic nepotvrdilo.

Výsledky analýz dalších vybraných látek

K dalším nebezpečným látkám, které byly ve vypouštěných průmyslových vodách sledovány a hodnoceny pomocí příčinků znečištění porovnáním se stanovenými odpovídajícími celoročními průměry, náležely: polychlorované bifenyly (PCB), fluoridy, kovy – měď, chrom, zinek, cín a polokov arzen. Z dalších znečišťujících látek byly dále sledovány adsorbovatelné organicky vázané halogeny (AOX).

PCB (vyjádřené jako suma 6 kongenerů PCB) – nejvyšší naměřené koncentrace se pohybovaly v řádu několika setin µg/l se zanedbatelným příčinkem znečištění pro recipienty.

Fluoridy – zvýšené koncentrace byly zjištěny především ve vzorcích odpadních vod vypouštěných z podniků průmyslu elektrotechnického, strojírenského a chemického. Pouze v jednom případě překročil příčinek pro naměřenou koncentraci (20,2 mg/l s příčinkem 1,01 mg/l) celoroční průměr stanovený pro fluoridy (0,8 mg/l).

Arzen – je vypouštěn ve zvýšených koncentracích pouze z jediného závodu chemického průmyslu (maximální zjištěná koncentrace 230 µg/l) s nevýznamným příčinkem znečištění pro recipient – stanovený celoroční průměr pro arzen je 10 µg/l.

Měď – nejvyšší koncentrace, stanovené ve vzorcích OV vypouštěných z neutralizačních stanic dvou elektrotechnických firem, i v membránách firmy DGT osazených to odtoků odpadních vod, překročily emisní standard stanovený pro měď nařízením vlády č. 61/2003 Sb., v platném znění, pro povrchové úpravy kovů, ovlivnění kvality vody v recipientu se ale neprokázalo.

Zinek – nejvyšší koncentrace stanovené ve vzorcích vypouštěných OV i v membránách firmy DGT byly zjištěny u tří podniků textilního a koželužského průmyslu. Ve dvou případech příčinky znečištění pro naměřené koncentrace zinku překročily stanovený celoroční průměr pro zinek (80 µg/l), v recipientu se však vliv vypouštěného zinku na kvalitu povrchových vod nepotvrdil. U třetího průmyslového zdroje znečištění, kde příčinek znečištění stanovený roční průměr pro zinek nepřekročil, byla zaznamenána i odezva v recipientu, kde se koncentrace zinku v toku pod výstří z průmyslové ČOV zvýšila o 33 µg/l oproti koncentraci nad výstří.

AOX – zvýšené koncentrace v řádu několika set µg/l byly stanoveny ve vzorcích odpadních vod vypouštěných především z neutralizačních stanic elektrotechnického průmyslu a z odtoků ČOV podniků papírenského, chemického a sklářského průmyslu. Nejvyšší příčinek znečištění byl stanoven pro koncentraci AOX, zjištěnou ve vzorku OV vypouštěných z ČOV papírenského podniku (naměřená hodnota 205 µg/l s příčinkem 9,2 µg/l – stanovený celoroční průměr pro AOX 25 µg/l), v recipientu se znečištění v ukazateli AOX zvýšilo pod výstří o 5,4 µg/l.

Výsledky analýz SPM a membrán DGT jsou pouze informativní, metody analýz nejsou dosud akreditovány.

Ekotoxicita

Úvod

Vypouštění průmyslových odpadních vod je jedním z významných zdrojů látek, které jsou příčinou zvýšeného stupně znečištění zasaženého recipientu. Součástí tohoto znečištění mohou být rovněž látky vykazující ekotoxické účinky. Tím je negativně ovlivněna biologická jakost vod. Z důvodu získání podrobnějších podkladů pro účinnější ochranu vodních ekosystémů se tento dílčí úkol věnoval ekotoxikologickému šetření vlivu významných průmyslových zdrojů znečištění na jakost povrchových vod v oblastech povodí Moravy a Dyje.

Metody řešení

V průběhu řešení dílčího úkolu byly opakovaně ekotoxikologicky hodnoceny odpadní vody z celkem 27 zdrojů znečištění. Možné vlivy vybraných zdrojů znečištění na recipient byly šetřeny na sedmi lokalitách, vždy nad a pod zaústěním odpadních vod do toku.

Pro posouzení odpadních vod byla použita zkouška akutní toxicity na perloočkách podle ČSN EN ISO 6341. Odpadní vody, které vykazovaly vyšší toxicitu, tedy ty, u nichž bylo možné experimentálně stanovit hodnoty koncentrací způsobujících při době expozice 48 hodin 50% inhibici pohyblivosti perlooček (48h-EC50), byly podrobeny šetření podle TNV 75 7768.

Pro detekci vlivu významného zdroje znečištění na úroveň ekotoxicity znečištění povrchových vod bylo prováděno stanovení ekotoxicity screeningem a od roku 2009 rovněž dlouhodobým vzorkováním. Sledování bylo provedeno pro sedm vybraných zdrojů znečištění v říčních profilech nad a pod vyústěním odpadních vod do recipientu. Pro screening sloužily jednorázové odběry větších objemů povrchových vod. Tyto vzorky byly zpracovány a analyzovány podle TNV 75 7769. Pro dlouhodobé vzorkování byl použit nově vyvíjený postup, kdy se do vodního toku ve sledovaném profilu umístila průtočná nádoba, v níž byly absorbenty (polystyrenové pryskyřice – resiny), na které se po dobu expozice (28 dní) zachytávalo organické znečištění. U získaných vzorků bylo stanoveno toxické riziko a genotoxicita znečištění. Oba tyto ukazatele detekují možný negativní chronický účinek (chronickou toxicitu a genotoxicitu znečištění). Na obr. 3 je zobrazeno vyjmutí absorbentů ze sledovaného profilu po uplynutí doby expozice.



Obr. 3. Vyjmutí absorbentů ze sledovaného profilu po uplynutí doby expozice

Při stanovení rizika chronické toxicity celkového znečištění povrchových vod se odděleně stanoví riziko toxicity anorganické a organické části znečištění. Pro stanovení stupně rizika toxicity anorganického znečištění se v jedné části vzorku povrchové vody provede stanovení obsahu kovů. Podle výsledků analýz jsou přiřazeny stupně rizika pro jednotlivé kovy a následně riziko toxicity anorganického znečištění. V druhé části vzorku je provedeno zahuštění organických látek ze vzorku povrchové vody. Zahuštěná směs je podrobena zkoušce na stanovení akutní toxicity. Podle výsledku zkoušky se přiřadí stupeň rizika toxicity organického znečištění. Výsledný stupeň rizika chronické toxicity pro daný vzorek povrchové vody je určen jako nejnepríznivější hodnota ze zjištěného stupně rizika toxicity jak anorganického, tak organického znečištění. Stupně rizika a jim odpovídající priority opatření uvádí tabulka 1.

Tabulka 1. Priority opatření v závislosti na stupni rizika toxicity či genotoxicity znečištění povrchových vod

Stupeň toxického rizika	Priorita opatření
I. zanedbatelné riziko	není potřeba stanovit opatření
II. mírné riziko	zvýšená opatrnost vzhledem k dalšímu nárůstu znečištění
III. maximálně přípustné riziko	zvýšená opatrnost vzhledem k dalšímu nárůstu znečištění
IV. zvýšené riziko	znečištění má chronické účinky, nutný plán dlouhodobých opatření ke snížení úrovně znečišťování
V. vážné riziko	znečištění má akutní účinky, potřeba okamžité akce

Pro stanovení genotoxicity znečištění vod se používá koncentrát organického znečištění, připravený postupem podle TNV 75 7231. U tohoto koncentrátu se stanoví genotoxicita Amesovým fluktučním testem. Pro detekci sloučenin s promutagenní aktivitou je test doplněn metabolickou aktivací *in vitro*, která je založená na využití systému mikrosomálních monooxygenáz, které hrají hlavní roli při metabolické přeměně xenobiotik v organismu. Pro potřeby testování je připravován extrakt postmitochondriální frakce (homogenát z jater s vysokým obsahem monooxygenáz) označující se S9 frakce. Tato frakce se přidává k části zkoumaného vzorku, u kterého vyvolává chemickou přeměnu znečišťujících látek, která je analogická s metabolickým procesem v živém organismu. Vzniklé metabolity jsou poté testovány zkouškou genotoxicity. Výsledek stanovení se pak využije k určení stupně rizika genotoxického působení znečištění povrchových vod a priorit opatření (tabulka 1).

Výsledky

Rozsáhlé šetření ekotoxikologických vlastností sledovaných zdrojů znečištění ukázalo, že naprostá většina odebraných vzorků odpadních vod je netoxická až slabě toxická. Odpadní vody s vyšší toxicitou byly zachyceny jen u čtyř průmyslových lokalit z celkového počtu 27 testovaných průmyslových zdrojů znečištění. I v těchto případech se však nejednalo o trvalý stav, protože vzorky vod odebrané z těchto zdrojů v jiných letech byly netoxické.

Vypouštění odpadních vod se rovněž neprojevovalo negativně na vlastnostech povrchových vod u sedmi zkoumaných problémových lokalit. U šesti lokalit byl stupeň rizika chronické toxicity i genotoxicity znečištění povrchových vod, stanovený screeningem i dlouhodobým monitoringem, stejný v říčních profilech nad i pod vyústí odpadních vod ze sledovaného zdroje znečištění do recipientu. Jedinou výjimkou bylo zvýšení ekotoxikologických ukazatelů, které bylo zaznamenáno pod chemickým závodem na řece Dyji, a to jak v roce 2009, tak v opakovaném sledování v roce 2010. Stupeň rizika genotoxicity znečištění povrchových vod se v roce 2009 i v roce 2010 zvýšil v říčním profilu pod vyústí odpadních vod z chemického závodu o dva stupně v porovnání s výsledky v říčním profilu nad vyústí.

Závěry

Z výsledků analýz vzorků vypouštěných průmyslových odpadních vod i semipermeabilních membrán a membrán firmy DGT je zřejmé, že u většiny prioritních látek, zejména u pesticidů, se koncentrace nad mezí stanovitelnosti vyskytují v odpadních vodách vypouštěných z průmyslových zdrojů znečištění pouze sporadicky. Výjimkou jsou prioritní látky nikl a chloroform, které byly zjištěny především v odpadních vodách vypouštěných z neutralizačních stanic podniků elektrotechnického průmyslu, a prioritní látky ze skupiny PAU, zjištěné zejména v odpadních vodách vypouštěných ze závodů chemického průmyslu.

Mezi další polutanty, které se ve vypouštěných průmyslových odpadních vodách vyskytují ve zvýšených koncentracích nejčastěji a mohou mít významný dopad na kvalitu povrchových vod, náleží především kovy – zinek a měď, z dalších znečišťujících látek fluoridy a AOX.

Pro sledování nebezpečných látek ze skupin PAU, PCB a organochlorovaných pesticidů (OCP) ve vypouštěných průmyslových odpadních vodách se osvědčil jako nejvhodnější kontinuální monitoring s využitím nízkonákladových semipermeabilních membrán českého původu, vyvíjených ve VÚV TGM, v.v.i., pobožce Brno, i když metody analýz těchto membrán nejsou dosud akreditovány. Přesvědčivé byly i zkušební výsledky analýz membrán britské firmy DGT, které jsou po dobu expozice schopny vázat těžké kovy.

Z celkového počtu 30 průmyslových zdrojů znečištění, sledovaných v oblastech povodí Moravy a Dyje, celkem u šesti průmyslových lokalit již samotný orientační příčinek znečištění, stanovený na základě výsledků analýz vzorků vypouštěných OV nebo SPM umístěných do odtoků OV ze závodů, překročil odpovídající celoroční průměr stanovený pro ukazatele přípustného znečištění povrchových vod v Metodickém pokynu odboru ochrany vod MŽP k nařízení vlády č. 229/2007 Sb. Jedná se o ukazatele znečištění chloroform, zinek, fluoridy a rtuť.

Rozsáhlé šetření ekotoxikologických vlastností bodových zdrojů znečištění ukázalo, že naprostá většina odebraných vzorků odpadních vod je netoxická až slabě toxická. Obecně lze tedy říci, že zkoumané zdroje znečištění nepředstavují riziko ekotoxikologického ohrožení jakosti povrchových vod v oblastech povodí Moravy a Dyje. Tento závěr plně potvrzují výsledky průzkumu vlivu vybraných zdrojů znečištění na recipienty, kdy nebylo zaznamenáno negativní ovlivnění vlastností povrchových vod vypouštěním odpadních vod s výjimkou zvýšení ekotoxikologických ukazatelů pod chemickým závodem na řece Dyji.

Na základě výsledků analýz vzorků vypouštěných průmyslových odpadních vod, výsledků analýz SPM a membrán firmy DGT a výsledků ekotoxikologického sledování bylo vybráno devět prioritních průmyslových zdrojů znečištění s potenciálním vlivem na kvalitu povrchových vod v recipientu.

Široké spektrum výsledků získaných v období 2008 až 2010, týkajících se znečištění vypouštěných průmyslových odpadních vod vybranými nebezpečnými látkami, akutní toxicity vypouštěných odpadních vod, kvality povrchových vod nad a pod výústěmi ze sledovaných průmyslových lokalit a chronické toxicity a genotoxicity znečištění povrchových vod v problémových lokalitách, podává souhrnnou informativní zprávu o sledovaných prioritních látkách a dalších vybraných nebezpečných látkách vypouštěných z průmyslových společností do vodních toků a možných dopadech těchto vypouštěných na kvalitu a ekosystémy povrchových vod v oblastech povodí Moravy a Dyje.

Poděkování

Práce byla řešena za podpory projektu VaV SP/2e7/73/08 – Identifikace antropogenních tlaků na kvalitativní stav vod a vodních ekosystémů v oblastech povodí Moravy a Dyje.

Literatura

- Zákon č. 254/2001 Sb., o vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon), úplné znění č. 273/2010 Sb.
- Nařízení vlády ČR 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.
- Nařízení vlády ČR č. 229/2007 Sb., kterým se mění nařízení vlády ČR č. 61/2003 Sb. Metodický pokyn odboru ochrany vod MŽP k nařízení vlády č. 229/2007 Sb., kterým se mění nařízení vlády č. 61/2003 Sb.
- Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2000/60/ES ustávající rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky.
- Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2006/11/ES o znečišťování některými nebezpečnými látkami vypouštěnými do vodního prostředí Společenství.
- Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2008/105/ES o normách environmentální kvality v oblasti vodní politiky, změně a následném zrušení směrnic Rady 82/176/EHS, 83/513/EHS, 84/156/EHS a 86/280/EHS a změně směrnice Evropského parlamentu a Rady 2000/60/ES.
- Směrnice Komise 2009/90/ES ze dne 31. července 2009, kterou se podle směrnice Evropského parlamentu a Rady 2000/60/ES stanoví technické specifikace chemické analýzy a monitorování stavu vod.
- ČSN EN ISO 6341 (75 7751) Jakost vod – Zkouška inhibice pohyblivosti *Daphnia magna* Straus (Cladocera, Crustacea) – Zkouška akutní toxicity.
- TNV 75 7768 Jakost vod – Hodnocení účinnosti čištění průmyslových odpadních vod pomocí toxikologických stanovení.

SLEDOVÁNÍ ZÁTĚŽE VÝZNAMNÝCH VODNÍCH TOKŮ V POVODÍ ŘEK MORAVY A DYJE NEBEZPEČNÝMI LÁTKAMI

Hana Hudcová, Ilja Bernardová, Jana Svobodová

Klíčová slova

prioritní látky – povodí řek Moravy a Dyje – semipermeabilní membrány – pasivní DGT vzorkovač – sediment – biota

Souhrn

Příspěvek shrnuje hodnocení jakosti vod, sedimentů a bioty pod významnými zdroji znečištění v oblastech povodí řek Moravy a Dyje v letech 2008–2010. Podklady pro hodnocení byly získány v rámci řešení dílčího úkolu 7 „Identifikace dopadů antropogenních tlaků na povrchové vody a vodní ekosystémy“, který byl částí projektu VaV SP/2e7/73/08. Během monitoringu byly využity metody pasivního vzorkování, semipermeabilní membrány pro zachyt specifických organických látek a pasivní DGT vzorkovače pro kovy. Sedimenty a ichtyofauna se ukázaly jako vhodné indikátory stavu zátěže vodního prostředí sledovanými polutanty (kovy, OCP, PCB a PAU) vzhledem k jejich kumulaci v těchto maticích.

Úvod

Ochrana povrchových vod se v kontextu směrnice Evropského parlamentu a Rady 2000/60/ES [1], vymezující požadavky na oblast vodní politiky, přesunuje stále více do polohy komplexní ochrany vod a vodních ekosystémů. V rámci této stěžejní linie bylo koncipováno zaměření dílčího úkolu 7, které bylo orientováno na hodnocení aktuálního stavu vod a vodních ekosystémů včetně jejich vývoje z hlediska zatížení nebezpečnými a zvláště nebezpečnými látkami.

Řešení dané problematiky v letech 2008–2010 sledovalo záměr podchytit aktuální stav zátěže vybraných úseků vodních toků prioritními látkami s preferencí látek uvedených v příloze I návrhu směrnice Evropského

TNV 75 7769 Jakost vod – Metoda stanovení chronických účinků znečištění povrchových vod.

Karberová, M. (2003, 2004, 2005, 2006) Průmyslové bodové zdroje znečištění. Projekt Morava IV. DÚ 02. Průběžná zpráva. Brno : VÚV TGM.

Karberová, M. a Soldán, P. (2008, 2009, 2010). Identifikace významných antropogenních vlivů z oblastí průmyslové činnosti. Identifikace antropogenních tlaků na kvalitativní stav vod a vodních ekosystémů v oblastech povodí Moravy a Dyje. DÚ 6. Průběžná zpráva. Brno : VÚV TGM.

Ing. Magdalena Karberová, RNDr. Přemysl Soldán, Ph.D.
VÚV TGM, v.v.i., Brno, Ostrava

Magdalena_Karberova@vuv.cz, Premysl.Soldan@vuv.cz
Příspěvek prošel lektorským řízením.

Identification of significant anthropogenic impacts from industrial activities (Karberová, M.; Soldán, P.)

Key words

industrial waste water – water quality parameters – waste water quality parameters – hazardous substances – priority substances – ecotoxicity

The sub-task Identification of significant anthropogenic impacts from industrial activities was focused on monitoring of pollution discharged into the watercourses within the Morava and Dyje River basins from significant pollution sources together with assessment of the discharged pollution impact on the quality of surface waters and their ecosystems. The idea was to get the maximum amount of information on the discharged pollution. Areas of interest were therefore chosen to include all available options as to obtain real data on pollution discharged into watercourses including inputs on the state of receiving waters. As the data on hazardous pollution discharged into rivers from industrial pollution sources are the least accessible, individual monitoring of selected hazardous substances in the discharged industrial waters supplemented by investigation of ecotoxicological effects of pollution in discharged and influenced water in the Morava and Dyje River basins was the priority area. The article summarizes the results of the priority area solution with a special view to monitoring of hazardous substances with defined environmental quality standards.

parlamentu a Rady 2008/105/ES [2], uvádějící normy environmentální kvality (NEK) pro prioritní látky a některé další znečišťující látky. Úseky toků byly voleny s ohledem na významné zdroje znečištění povrchových vod v oblastech povodí řek Moravy a Dyje. Zahrnuty jsou také lokality monitorované v rámci aktivit Mezinárodní komise pro ochranu Dunaje [3–6]. Kromě analýz širokého rozsahu prioritních látek, vycházejícího z požadavku směrnice Evropského parlamentu a Rady 2000/60/ES [1], byly do monitoringu zahrnuty další chemické mikropolutanty, jejichž sledování sice není uvedenou směrnicí taxativně vymezeno, ale jejichž účinky představují potenciální nebezpečí pro ekosystémy vodních toků. Proto bylo nutné získat maximum poznatků o jejich výskytu v daném povodí. Nedílnou součástí řešení bylo sledování obsahu prioritních a dalších nebezpečných látek v sedimentech a biotě.

Metodika sledování

Hodnocení jakostního stavu vod bylo v rámci řešení dané problematiky orientováno na komplexní vícesložkové sledování zátěže vodních ekosystémů nebezpečnými látkami. Jakost vody byla sledována pomocí pasivních vzorkovačů – semipermeabilních membrán (SPMD). Vzhledem k tomu, že je v posledních letech na úrovni Evropské unie [1] kláden důraz na sledování obsahu prioritních látek v pevných maticích – sedimentech a biotě, byla stěžejní část řešení orientována na podchycení těchto látek v sedimentech pod významnými zdroji znečištění a ve svalovině markerového druhu ryb. Kontrolní profily jakosti povrchových vod, sedimentů a bioty v dané oblasti povodí jsou uvedeny na obr. 1.

Semipermeabilní membrány

Semipermeabilní membrány jsou pasivní vzorkovače určené k monitorování obsahu organických mikropolutantů v povrchových vodách. Ve světě jsou vyvíjeny od poloviny devadesátých let, vycházejí z principu akumulace širokého spektra organických látek o nízkých koncentracích v náplni membrán, kterou je triolein. Vývoj a testování těchto vzorkovačů pro stanovení organických polutantů ve vodách byl na brněnském pracovišti VÚV TGM, v.v.i., zahájen v roce 1999, kdy byl učiněn první pokus nahradit drahou SPMD dováženou ze Spojených států [7], jejíž cena omezuje její širší uplatnění, levnější membránou české výroby [8].

Výhodou těchto vzorkovačů je především možnost podchycení spektra organických látek s nízkou koncentrací blížící se mezi stanovitelnosti. Při časově jednoznačně vymezené expozici vzorkovačů v tocích (zpravidla

4 týdny lze poměrně přesně stanovit průměrnou koncentraci (ng/l) jednotlivých sledovaných látek ve vodě v daném časovém intervalu expozice a to tak, že se absolutní množství polutantu zachyceného membránou přepočítá na koncentraci látky ve vodě použitím koeficientu pro danou sloučeninu. Hodnota koeficientu se získá podílem obsahu polutantu analyzovaného v membráně a aktuální vypočtené koncentrace polutantu pro konkrétní dobu expozice [8].

Z hlediska sledovaných parametrů se řešení soustředilo především na ukazatele ze skupin polychlorovaných bifenylů (PCB), organochlorovaných pesticidů (OCP) a polyaromatických uhlovodíků (PAU).

V rámci vlastního procesu sledování stavu vod byly použity upevňující bloky, které umožňují uchycení dvou membrán umístěných v ochranném plášti (perforovaná širokohrdlá láhev z vysokomolekulárního polypropylenu o objemu 1,25 l). Tímto opatřením dochází ke zvýšení objektivitu výsledků sledování na každé lokalitě i snazší manipulaci při instalaci membrán do méně přístupných lokalit. V případě silného kolísání průtoků, resp. vodní hladiny zde však existuje určité nebezpečí, že se může membrána v době nízkých průtoků (a tedy i vodních hladin) nacházet po určitou dobu mimo vodní sloupec.

V průběhu tří let řešení projektu bylo plánováno každoročně osadit vzorkovače ve dvou časových etapách do všech čtrnácti sledovaných úseků toků. Vzhledem k tomu, že se z hlediska přípravy pasivních vzorkovačů jedná o pracovně i kapacitně náročnou etapu řešení, bylo v roce 2008 z důvodu pozdního zadání úkolu možné osadit dané vzorkovače do toků pouze jednou. V roce 2009 byla první etapa vzorkování zahájena koncem měsíce dubna, kdy aktuální průtoky na tocích umožnily jejich instalaci, a bylo možné předpokládat, že nedojde k jejich odpavení v důsledku značně velkých jarních průtoků. Po čtyřtýdenní expozici byly membrány z toku vyjmuty a na stejnou dobu nainstalovány nové membrány z druhé etapy. Přes veškerá možná opatření došlo na čtyřech lokalitách k utržení semipermeabilních membrán – stav těchto lokalit byl v podzemním termínu prověřen jejich novým osazením. V roce 2010 byly sledované recipienty osazeny na začátku měsíce května. Vzhledem k nepříznivým hydrologickým poměrům a povodňovým stavům v povodí Moravy a Dyje byla nalezena jen asi jedna třetina membrán. Většinu instalovaných membrán bylo možné na odběrových profilech vyzvednout až po dvouměsíční expozici, kdy došlo ke snížení průtoků na přijatelnou úroveň. Vzhledem k tomu, že na většině sledovaných toků se situace upravila až v průběhu srpna, nemohlo být osazení toků membránami vzhledem k náročnosti jejich zpracování a potřebných analýz z časových důvodů zopakováno.

Po vyjmutí z toku byly membrány převezeny do laboratoří VÚV TGM, v.v.i., pobočka Brno, kde byla provedena extrakce směsí cyklohexanu a ethylacetátu přelitím membrány ve vialce po dobu 24 hodin. Tento postup byl opakován celkem třikrát. Získané extrakty byly sloučeny a zakoncentrovány odpařením pomocí proudu dusíku v zařízení TurboVap II. Následovalo přečištění pomocí gelové permeační chromatografie na přístroji Shimadzu LC20 a poté opětovné zakoncentrování v TurboVapu II. Takto přečištěný a zakoncentrovaný extrakt sedimentu byl dále analyzován na obsah PCB, OCP a PAU. Ukazatele ze skupiny polychlorovaných bifenylů a organochlorovaných pesticidů byly analyzovány plynovou chromatografií s hmotnostně selektivní detekcí (Agilent 7890A s detektorem MSD 5975C). Alternativou byl starší plynový chromatograf HP 5890 II s detektorem elektronového záchytu (ECD detektor). Polyaromatické uhlovodíky byly analyzovány pomocí kapalinové chromatografie na přístroji Agilent HP 1100 s fluorescenčním detektorem.

Z naměřených hodnot byly vypočítány průměrné a maximální hodnoty prioritních a dalších látek, s preferencí látek uvedených v příloze X směrnice 2000/60/ES [1], ve sledovaných úsecích pod tzv. prioritními zdroji znečištění daných oblastí povodí. Tyto hodnoty byly následně porovnány s celoročními průměrnými koncentracemi a nejvyššími přípustnými koncentracemi norem environmentální kvality, které vymezuje příloha I směrnice Evropského parlamentu a Rady 2008/105/ES [2]. Jako další doplňující podklad pro hodnocení zátěže vod nebezpečnými látkami byly použity obecné požadavky na imisní standardy ukazatelů přípustného znečištění povrchových vod, vyjádřené jako celoroční průměrné koncentrace a nejvyšší přípustné koncentrace, které jsou uvedeny v tabulce 4 Metodického pokynu OOV MŽP k nařízení vlády č. 61/2003 Sb. [9] v platném znění. Současně byly použity také celoroční průměrné koncentrace a nejvyšší přípustné koncentrace normy environmentální kvality uvedené v návrhu novelizace nařízení vlády č. 61/2003 Sb. [10] v platném znění, který vychází z norem environmentální kvality vymezených přílohou I směrnice Evropského parlamentu a Rady 2008/105/ES [2].

Kontrolní profily jakosti vod, sedimentů a bioty



Obr. 1. Kontrolní profily jakosti povrchových vod, sedimentů a bioty

Pasivní DGT vzorkovače

Pasivní DGT vzorkovače jinak nazývané v literatuře „technika difuzního gradientu v tenkém filmu“ umožňují měření koncentrace látek in-situ v povrchových vodách a měření hmotnostních toků látek v sedimentech a půdách. Stejně jako SPMD jsou založeny na principu difuze analytu semipermeabilní membránou do vzorkovacího média. Tato technika využívá dva typy polyakrylamidových gelů – difuzní a sorpční. Oba typy gelů jsou společně s membránovým filtrem utěsněny v malé plastové vzorkovací jednotce ve tvaru pístu.

Tyto vzorkovače jsou využívány pro měření stopových kovů, fosforečnanů, síranů a radionuklidů. Jejich výhodou je, že měří průměrné koncentrace jednotlivých látek ve vodách v závislosti na době jejich expozice v toku bez ohledu na aktuální průtoky. Současně jsou DGT vzorkovače schopny měřit široké rozmezí koncentrací polutantů ve vodě [11].

V roce 2010 bylo pasivními vzorkovači DGT osazeno všech 14 sledovaných lokalit. Vzhledem k nepříznivým hydrologickým podmínkám bylo po čtyřtýdenní expozici z toku vyzvednuto pouze osm vzorkovačů, z nichž tři byly nalezeny v sedimentu, a to v profilech Morava-Šumperk pod, Morava-Otrokvice pod a Svatka-Brno pod. Následně byly DGT vzorkovače převezeny do laboratoře, kde byl nejprve připraven výluh kyselinou dusičnou a poté byly kovy – kadmium, olovo a nikl stanoveny metodou atomové absorpční spektrometrie (AAS-ETA) na přístroji ANALYST 600 firmy PERKIN ELMER a rtuť na přístroji AMA-254.

Sedimenty

Protože se určitá část mikropolutantů váže na unášené pevné částice, které postupně sedimentují v klidových úsecích recipientů, představuje hodnocení kvalitativního stavu sedimentů významnou součástí celkového obrazu zátěže vodních útvarů nebezpečnými látkami. Pomocí sledování kvalitativního stavu sedimentů lze podchytit látky vyskytující se v nízkých koncentracích ve vodě nepodchytitelných, protože v sedimentech dochází k akumulaci řady periodicky i neperiodicky vypouštěných znečišťujících látek.

Vzorky sedimentů byly odebírány ze dna tzv. brodicí metodou pomocí ručního vzorkovače na tyči. Po odebrání potřebného množství sedimentu byl vzorek z odběrové nádoby vzorkovače umístěn do připravené a označené polyetylenové vzorkovnice.

Po celou dobu řešení byla snaha provádět odběr sedimentů při upevňování membrán do toku či s jejich vyzvedáváním. V roce 2008 a 2009 byly vzorky sedimentů odebrány ve dvou etapách, zatímco v roce 2010 pouze v jedné etapě – před jarními povodňovými na řece Moravě. Výjimkou byly čtyři sledované lokality Morava-Otrokvice pod, Svitava-Svitavy pod, Jihlava-Jihlava pod a Dyje-Znojmo pod, kde byly vzorky odebrány dvakrát.

Odebrané vzorky byly v chladicích boxech převezeny do laboratoře, kde byly přesítovány za mokra na zrnitostní frakci < 63 μm a po dekantaci lyofilizovány (lyofilizátor Crist Sloha 4). Část předupraveného vzorku byla určena ke stanovení těžkých kovů. Pro stanovení kadmia, olova a niklu se do teflonových nádobek přístroje „mils 1200“ firmy Milestone navázilo cca 0,1 g lyofilizovaného sedimentu. Pro mineralizaci v mikrovlákném systému se použila směs ultračisté HCl (3 ml) a HNO₃ (1 ml). Mineralizát byl po rozkladu kvantitativně převeden do 100ml odměrných baněk. Ke každé sérii vzorků byl připraven současně slepý vzorek. Stanovení bylo provedeno pomocí atomové absorpční spektrometrie (AAS-ETA) na přístroji

ANALYST 600 firmy PERKIN ELMER. Pro stanovení obsahu kadmia, olova a niklu byla použita metoda kalibrační křivky. Správnost zjištěných koncentrací byla kontrolována pomocí souběžné analýzy ověřeného referenčního materiálu (Aslab or-ch-4/10).

Stanovení rtuti bylo provedeno na přístroji AMA-254, který byl nakalibrován podle manuálu výrobce. Pro měření byla volena navážka obvykle kolem 100 mg lyofilizovaného sedimentu. Zjištěný obsah rtuti odpovídal vždy průměru dvou až tří paralelně prováděných stanovení. Parametry nastavení na přístroji AMA-254 byly pro sušení 60 s, rozklad 150 s, čekání 45 s. Správnost zjištěných koncentrací byla kontrolována pomocí souběžné analýzy ověřeného referenčního materiálu (Aslab or-ch-4/10).

Druhá část lyofilizovaného vzorku byla použita ke stanovení organických látek. Vzorek byl nejprve extrahován směsí cyklohexanu a ethylacetátu (1 : 1) v extraktoru IKA. Extrakt byl dále zakoncentrován odpařením pomocí proudu dusíku v zařízení TurboVap II. Následovalo přečištění pomocí gelové permeační chromatografie na přístroji Shimadzu LC20 a opětovné zakoncentrování v TurboVapu II. Takto přečištěný a zakoncentrovaný extrakt sedimentu byl dále analyzován na obsah PCB, OCP a PAU. Polychlorované bifenyls a organochlorované pesticidy byly stanoveny plynovou chromatografií s hmotnostně-selektivní detekcí (Agilent 7890A s detektorem MSD 5975C). Alternativou je starší plynový chromatograf HP 5890 II s detektorem elektronového záchytu (ECD detektor). Polyaromatické uhlovodíky byly stanoveny pomocí kapalinové chromatografie na přístroji Agilent HP 1100 s fluorescenčním detektorem.

K hodnocení obsahu prioritních látek v daných sedimentech bylo použito nového návrhu hodnot NEK pro sedimenty a biotu, který byl připraven jako součást novelizace nařízení vlády č. 61/2003 Sb. v platném znění [10]. I když se prozatím jedná pouze o návrh, lze na základě výsledků ze čtrnácti potenciálně nejvíce znečištěných lokalit usuzovat, nakolik jsou navržené hodnoty limitující pro současnou zátěž sedimentů daného prostoru nebezpečnými látkami. Uvedený návrh doporučuje stanovit ukazatele ze skupiny těžké kovy na řádově jiné frakci (< 20 µm) než ukazatele charakterizující zátěž organickými mikropolutanty (< 2 mm). Dalším v dané úloze použitým nástrojem hodnocení byl Metodický pokyn OEŠ MŽP pro hodnocení zemin a podzemních vod [12]. Přestože má toto hodnocení v současné době spíše orientační význam, signalizuje rozsah lokalit, kde je zátěž uvedenými nebezpečnými látkami mírně zvýšená na indikační úrovni (kategorie B) nebo i silně zvýšená – přesahující hodnoty limitující uvedené kategorii.

Biota

V rámci dané úlohy byly k hodnocení stavu zátěže biocenóz vodních toků použity ryby, které představují finální článek potravního řetězce a kumulují tedy ve svých tělech veškerou zátěž nižších potravních článků. Pro rybí svalovinu jsou jako pro ostatní potravní složky uváděny hodnoty limitů některých nebezpečných látek, lze je tedy hodnotit i po stránce přípustných hodnot konzumace potravin.

V daném projektu byl jako modelový druh zvolen zástupce ryb jelec tloušť (*Leuciscus cephalus*), který je v našich vodách relativně početně zastoupený a současně široce rozšířený ve vodách střední a východní Evropy od Severního moře až po Ural. V každé ze sledovaných lokalit bylo pracovníky Ústavu biologie obratlovců AV ČR odloveno 8–12 kusů daného druhu ryb, minimálně ve věku 3–5 let. Na každé lokalitě byl odloven také jeden kus výrazně vyššího stáří, který umožní srovnání obsahu jednotlivých polutantů s ostatními odlovenými jeli. U získaných kusů byla zjištěna jejich hmotnost, délka a pomoc šupin i věk. Z každého kusu pak byly odebrány dva vzorky čisté hřbetní svaloviny bez kůže, které byly ve zmrazeném stavu dodány do laboratoře VUV TGM, v.v.i.

Pro stanovení těžkých kovů byla zvolena navážka cca 2 g svaloviny. Vzorky byly nejdříve lyofilizovány a poté mineralizovány v přístroji „mils 1200“ firmy MILESTONE. Pro mineralizaci v mikrovlnném systému se použila směs ultračistého HNO₃ (6 ml) a H₂O₂ (1 ml). Objem vzorku byl po rozkladu kvantitativně převeden do 50ml odměrné baňky. Stanovení bylo provedeno pomocí atomové absorpční spektrometrie (AAS-ETA) na přístroji ANALYST 600 firmy PERKIN ELMER. Pro stanovení obsahu kadmia, olova a niklu byla použita metoda kalibrační křivky nebo metoda standardních přídávků. Správnost zjištěných koncentrací byla ověřována pomocí souběžné analýzy interního a certifikovaného referenčního materiálu (DORM-3, FISH PROTEIN CANADA). Stanovení rtuti bylo provedeno na přístroji AMA-254, který byl nakalibrován podle manuálu výrobce. Z převzatých zmrazených vzorků ryb byla volena navážka obvykle kolem 100 mg zmrazené svaloviny ryby. Zjištěný obsah rtuti odpovídal vždy průměru dvou až tří paralelně prováděných stanovení. Parametry nastavení na přístroji AMA-254 byly pro sušení 60 s, rozklad 150 s, čekání 45 s. Správnost zjištěných koncentrací byla ověřována pomocí souběžné analýzy interního a certifikovaného referenčního materiálu (DORM-3, FISH PROTEIN CANADA).

Vzorek rybí svaloviny ke stanovení organických látek byl nejprve lyofilizován (lyofilizátor Crist Alpha4) a poté extrahován směsí cyklohexanu a ethylacetátu (1 : 1) v extraktoru IKA. Poté byly v připraveném extraktu stanoveny koncentrace ukazatelů ze skupin PCB, OCP a PAU stejným postupem jako v případě membrán a sedimentů.

Zhodnocení výsledků analýz vycházelo z porovnání naměřených hodnot s požadavky nového návrhu hodnot NEK pro sedimenty a biotu, který byl připraven jako součást novelizace nařízení vlády č. 61/2003 Sb. v platném znění [10]. Přestože část tohoto dokumentu určující požadavky pro ichtyofaunu je co do rozsahu poměrně omezená, ukazuje se, že např. pro těžké kovy vykazuje výrazně volnější limitní hodnoty než požadavky EU. Druhým hodnotícím kritériem bylo nařízení komise ES č. 1881/2006, kterým se stanoví maximální limity některých kontaminujících látek v potravinách [13].

Výsledky a diskuse

Hodnocení stavu vod použitím semipermeabilních membrán

Hodnocení obsahu prioritních látek ve vodě vychází z požadavků přílohy I směrnice Evropského parlamentu a Rady 2008/105/ES [2], uvádějící normy environmentální kvality (celoroční průměrné koncentrace a nejvyšší přípustné koncentrace) pro prioritní látky a některé další znečišťující látky. Výsledky hodnocení stavu v daných oblastech povodí Moravy a Dyje ukazují, že téměř v celém podélném profilu řeky Moravy (Šumperk, Kroměříž, Otrokovice, Uherské Hradiště) a také v Dyji pod Břeclaví a ve Svatce pod Brnem bylo zjištěno překročení limitních hodnot v ukazateli p,p'-DDT. V řece Moravě došlo také k překročení limitních hodnot u hexachlorbenzenu pod Olomoucí a u sumy endosulfanů pod Šumperkem. Přitom z hlediska průměrných koncentrací Norem environmentální kvality (NEK) [2] došlo ve většině ze šesti sledovaných profilů řeky Moravy (Šumperk, Kroměříž, Otrokovice, Uherské Hradiště), v Bečvě pod Valašským Meziříčím, ve Svitavě pod Svitavami a ve Svatce pod Brnem k překročení v ukazateli suma HCH. V Bečvě pod Přerovem odpovídala průměrná koncentrace Σ HCH hodnotě limitní. Maximální koncentrace NEK [2] v tomto ukazateli Σ HCH byla překročena ve všech sledovaných profilech s výjimkou Dyje pod Znojmem, kde hodnota odpovídala hodnotě limitní. U prioritních a dalších nebezpečných látek ze skupiny polyaromatických uhlovodíků bylo zjištěno překročení limitních hodnot pouze v řece Moravě pod Olomoucí v ukazatelích fluoranthen, suma benzo(b)fluoranthen a benzo(k)fluoranthen a suma benzo(g,h,i)perylen a indeno(1,2,3-cd)pyren. U druhého ukazatele bylo potvrzeno překročení limitu také ve Svatce pod Brnem a v Dyji pod Znojmem.

Součástí hodnocení bylo také informativní porovnání aktuálně zjištěných průměrných hodnot s průměrnými hodnotami uvedenými v tabulce 4 Metodického pokynu odboru ochrany vod MŽP k nařízení vlády č. 61/2003 Sb. v platném znění [9]. K překročení průměrných hodnot u ukazatelů p,p'-DDT, hexachlorbenzen, Σ HCH a fluoranthen došlo ve stejných profilech jako při hodnocení podle přílohy I směrnice Evropského parlamentu a Rady 2008/105/ES [2]. Limitní hodnoty v ukazateli Σ PCB, který není hodnocen podle směrnice EU, byly překročeny v následujících profilech: Morava-Olomouc pod, Svatka-Brno pod a Dyje-Znojmo pod. Ze skupiny polyaromatických uhlovodíků došlo k překročení limitních hodnot u fluoranthenu v Moravě pod Olomoucí a Σ PAU v témže profilu a rovněž ve Svatce pod Brnem.

Vzhledem k tomu, že v současnosti probíhá přípravný proces novelizace nařízení vlády č. 61/2003 Sb. v platném znění [10], bylo do hodnocení zařazeno také porovnání průměrných a maximálních hodnot s limitními hodnotami v uvedeném návrhu. Limitní hodnoty byly překročeny ve stejném rozsahu jako při hodnocení na základě přílohy I směrnice Evropského parlamentu a Rady 2008/105/ES [2]. Průměrné koncentrace NEK [10] pro Σ PCB byly překročeny ve stejných profilech jako u hodnocení podle tabulky 4 Metodického pokynu odboru ochrany vod MŽP k nařízení vlády č. 61/2003 Sb. [9] v platném znění. K překročení průměrné koncentrace NEK [10] došlo u většiny ukazatelů ze skupiny polyaromatických uhlovodíků (fluoranthen, benzo(a)anthracen, fluoranthen, Σ PAU, Σ benzo(b)fluoranthen a benzo(k)fluoranthen a Σ benzo(g,h,i)perylen a indeno(1,2,3-cd)pyren) v řece Moravě pod Olomoucí. U ukazatele Σ PAU bylo zjištěno překročení průměrné koncentrace NEK [10] také ve Svatce pod Brnem a u Σ benzo(g,h,i)perylen a indeno(1,2,3-cd)pyren rovněž ve Svatce pod Brnem a v Dyji pod Znojmem.

Hodnocení stavu vod experimentálním použitím pasivních DGT vzorkovačů

Tento způsob vzorkování založený na expozici pasivního DGT vzorkovače ve vodním prostředí povrchových toků byl proveden v roce 2010 v rámci tohoto dílčího úkolu poprvé. Jelikož se jedná o experiment, jsou níže uvedené porovnání pouze orientační.

K překročení celoroční průměrné hodnoty podle Metodického pokynu odboru ochrany vod k nařízení vlády č. 61/2003 Sb. v platném znění [9] došlo u olova a rtuti v řece Moravě pod Hodonínem. Současně byly překročeny průměrné koncentrace NEK uvedené v návrhu novely nařízení vlády č. 61/2003 Sb. v platném znění [10] a ve směrnici Evropského parlamentu a Rady 2008/105/ES [2]. Překročení limitu v profilech Morava-Šumperk pod, Morava-Otrokovice pod a Svatka-Brno pod mohlo souviset s jejich nalezením v plaveninách. Vzhledem k tomu, že v rámci screeningu nebyly sledovány ukazatele vápník a hořčík, nebylo možné hodnotit obsah kadmia v závislosti na třídách tvrdosti vody v jednotlivých profilech podle NEK uvedených ve směrnici Evropského parlamentu a Rady 2008/105/ES [2].

Hodnocení stavu sedimentů

Hodnocení kvalitativního stavu sedimentů je jednou z aktuálně sledovaných oblastí, která je v současnosti v centru pozornosti ze strany příslušných orgánů EU. Přestože jsou jemnozrnné sedimenty schopny akumulovat široké spektrum polutantů, nejsou pro sedimenty dosud v rámci Evropské unie stanoveny normy environmentální kvality. Tento proces je velice komplikovaný také s ohledem na nutnost zohlednění pozaďových hodnot odpovídajících daným geologickým podmínkám v jednotlivých zemích. Za prozatím orientační hodnocení stavu sedimentů v České republice lze označit posouzení jejich kvalitativního stavu na základě hodnot uvedených v návrhu norem environmentální kvality pro sediment, který by se měl stát pro schválení součástí novelizovaného nařízení vlády č. 61/2003 Sb. v platném znění [10]. Určitou novinkou je skutečnost, že by NEK pro sedimenty v případě organických látek měly být stanovovány na zrnitostní frakci až o dva řády vyšší, než je frakce navržená pro stanovení kovů. V rámci projektu se tyto látky v sedimentech stanovují na stejné zrnitostní frakci, která je harmonizována s požadavky akceptovanými před více než 15 lety v prostoru povodí Dunaje, tj. frakce 63 µm.

Vlastní výsledky hodnocení znečištěných sedimentů signalizují, že podle pracovní verze NEK pro sedimenty [10] se v období 2008–2010 jeví jako největší problém nadlimitní obsah olova a rtuti v sedimentech toků oblastí povodí Dyje. V celkem pěti lokalitách ze šesti sledovaných v této oblasti přesáhla zjištěná maxima daný požadavek. Nejméně příznivý stav byl zjištěn v řece Jihlavě pod Jihlavou, kde byla limitní hodnota olova překročena více než trojnásobně. Výsledky získané v rámci řešení DÚ 5 a DÚ 6, kdy byly sledovány těžké kovy v odpadních vodách z komunální čistírny odpadních vod a dvou průmyslových podniků v Jihlavě, nepotvrdily zvýšené koncentrace olova, které by mohly pocházet z těchto zdrojů. Předpokládá se tedy, že tato kontaminace má svůj původ v horním povodí Jihlavy, které by mělo být v tomto směru podrobeno podrobnějšímu sledování. Překročení limitních koncentrací pro olovo a rtuť bylo zjištěno také v povodí Dyje ve Svitavě pod Svitavami, ve Svatce pod Brnem, Jihlavě pod Třebíčí a Dyji pod Znojmem. U rtuti došlo k překročení navrženého limitu v řece Moravě pod Šumperkem. Kadmium překračuje požadavek uvedeného návrhu pouze v řece Jihlavě pod městem Jihlava. Ve srovnání s prvním návrhem NEK pro sedimenty, který byl součástí hodnocení naměřených hodnot v roce 2009, došlo v aktualizovaném návrhu k úpravě limitu rtuti, kde byl původní limit natolik mírný, že většina hodnot vykazovala o zhruba jeden řád nižší hodnoty. Pro nikl se požadavek v původním návrhu neuváděl, v současné verzi je průměrná hodnota NEK velice přísná a ve srovnání s ostatními, v jiných zemích používanými normami o řád nižší. Z tohoto důvodu bylo zaznamenáno překročení limitů ve všech sledovaných profilech.

Hodnocení zátěže sedimentů polutanty ze skupiny OCP a PCB signalizuje překročení navržených NEK [10] u ukazatelů hexachlorbenzen v lokalitách Bečva pod Valašským Meziříčím a Dyje pod Znojmem. U lindanu došlo k překročení pouze na jednom ze sledovaných profilů, a to v Dyji pod Znojmem. U ukazatelů ze skupiny PAU byly překročeny navrhované limity u fluoranthenu ve všech sledovaných profilech, stejně tak u sumy PAU s výjimkou profilu Dyje-Břeclav pod.

V České republice je stále používáno hodnocení stavu sedimentů na základě normativů znečištění zemin, uvedených v Metodickém pokynu OEŠ MŽP ČR z roku 1996 [9]. Toto hodnocení je však spíše orientační a právně nezávazné a je využíváno zejména pro posouzení kontaminace zemin v lokalitách s ekologickou zátěží. Uvedený problém by měl být dořešen v rámci již zmíněné právě probíhající novelizace nařízení vlády č. 61/2003 Sb. v platném znění [10], kdy byly pracovní skupině pro novelizaci nařízení vlády předloženy návrhy norem environmentální kvality pro hodnocení chemického stavu útvarů povrchových vod – pevné matrice (sediment a biota).

Hodnocení podle Metodického pokynu OEŠ MŽP ČR [12] řadí na základě zjištěných hodnot kadmia všechny sledované profily, v případě hodnot rtuti a niklu většinu profilů a u olova téměř polovinu hodnot do kategorie B. V roce 2008 byla v řece Dyji pod Znojmem naměřena o řád vyšší hodnota u rtuti, která náleží do kategorie znečištění s rizikem ohrožení zdraví člověka a složek životního prostředí.

Vysoká hodnota p,p'-DDT ve Svatce pod Brnem řadí tento profil podle Metodického pokynu OEŠ MŽP ČR [12] do kategorie C. Jejím překročení může znamenat riziko ohrožení zdraví člověka a složek životního prostředí. Orientační hodnocení podle tohoto metodického pokynu signalizuje rovněž mírně zvýšenou zátěž sedimentů odpovídající zařazení do kategorie B, v několika dalších ukazatelích ze skupin PCB, OCP a PAU.

Hodnocení stavu bioty

Hodnocení zátěže ichtyofauny nebezpečnými látkami vycházelo jednak z porovnání výsledných hodnot sledovaných prioritních a dalších látek s návrhy norem environmentální kvality pro biotu v novele nařízení vlády č. 61/2003 Sb. v platném znění v připomínkovém řízení [10] a s limity uvedenými v nařízení Komise ES č. 1881/2006 [13], které stanovuje maximální limity některých látek v potravinách.

Výsledky hodnocení obsahu kadmia a olova ve svalovině ryb vyznívají při porovnání s požadavky pracovní verze nových norem velmi příznivě, neboť se zjištěné hodnoty vesměs pohybují na hranici meze stanovitelnosti, což

představuje zpravidla hodnoty o jeden až dva řády nižší než pro ČR navržené hodnoty NEK. Pro rtuť a nikl nejsou normy environmentální kvality pro biotu prozatím navrženy. U hexachlorbenzenu, pentachlorbenzenu, lindanu a Σ HCH, ukazatelů skupiny OCP a PCB hodnocených podle pracovní verze NEK pro biotu nebylo zjištěno překročení daných normativních hodnot. V návrhu NEK pro biotu je uveden poměrně mírný požadavek na limitní hodnotu u fluoranthenu, ukazatele ze skupiny PAU, která je ve všech lokalitách sledovaných v daném povodí přibližně o tři řády vyšší než aktuální hodnoty tohoto parametru ve svalovině jelce tlouště.

Obdobně příznivé bylo hodnocení podle nařízení Komise ES č. 1881/2006 [13], limitujícího obsah kontaminujících látek v potravinách s výjimkou jediné ukazatele ze skupiny PAU – benzo(a)pyrenu, který vykazuje v osmi ze čtrnácti sledovaných lokalit nadlimitní hodnoty.

V rámci hodnocení obsahu těžkých kovů ve vzorcích svaloviny starších jedinců nebyly zjištěny nadlimitní hodnoty kadmia či olova u žádného jedince odloveného ve 14 sledovaných lokalitách. Hodnoty rtuti ve dvou profilech, v řece Moravě pod Kroměříží a v řece Jihlavě pod Třebíčí, přesáhly maximální limit podle nařízení Komise ES č. 1881/2006 [13]. Z ukazatelů skupiny OCP a PCB hodnocených podle pracovní verze NEK pro biotu [10], hexachlorbenzenu, pentachlorbenzenu, lindanu a Σ HCH došlo k překročení normativní hodnoty pouze u ukazatelů Σ HCH, a to v Moravě pod Šumperkem. Z polyaromatických uhlovlodíků jsou udány průměrné hodnoty NEK v návrhu novelizace vlády č. 61/2003 Sb. v platném znění [10] pouze pro ukazatele anthracen a benzo(a)pyren. K překročení průměrných hodnot došlo u benzo(a)pyrenu v osmi ze čtrnácti sledovaných profilů. U fluoranthenu, hodnoceného podle tohoto návrhu, je situace obdobná jako v případě jedinců ve stáří 3–5 let, průměrná koncentrace NEK je přibližně na trojnásobně vyšší úrovni než naměřené hodnoty.

Ze srovnání výsledků analýz jedinců ve věku 3–5 let s jedinci ve věku 7–10 let nebyly potvrzeny výraznější rozdíly v zátěži svaloviny ryb cizorodými látkami. Podchycení vyšších koncentračních hodnot nebezpečných látek bylo u starších jedinců zaznamenáno pouze u ukazatelů rtuti, a to v lokalitách na řece Moravě pod Kroměříží a na řece Jihlavě pod Třebíčí. Mírně zvýšená hodnota obsahu Σ HCH v rybí svalovině starších jedinců byla stanovena pouze v řece Moravě pod Šumperkem. Vzhledem k jednomu odlovenému jedinci ve věku 7–10 let v každé ze sledovaných lokalit lze však toto hodnocení považovat pouze za orientační.

Závěr

V článku jsou prezentovány závěry z hodnocení aktuálního stavu povrchových vod a vodních ekosystémů v oblastech povodí Moravy a Dyje za tříleté období 2008–2010. Výsledky získané při řešení dané úlohy představují jedinečný přínos, a to jak z hlediska zajištění podkladů k dokumentaci stavu problémových vodních útvarů v tocích v oblasti povodí řek Moravy a Dyje, tak z hlediska zajištění podkladů pro dokumentaci vývoje zátěže sedimentů a ichtyofauny v posledních dvou dekádách. Získané soubory dat, které doplňují datové soubory získané při řešení výzkumných projektů Projekt Morava I–IV [14–17] v období 1992–2006, tak představují významný podkladový materiál při ověřování návrhu hodnot norem environmentální kvality pro sedimenty a biotu pro Českou republiku.

Poděkování

Príspevek byl zpracován v rámci projektu VaV SP/2e7/73/08 „Identifikace antropogenních tlaků na kvalitativní stav vod a vodních ekosystémů v oblastech povodí Moravy a Dyje“.

Literatura

- [1] Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2000/60/ES z 23. října 2000, kterou se stanoví rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky.
- [2] Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2008/105/ES o normách environmentální kvality v oblasti vodní politiky a o změně směrnice EP a Rady 2000/60/ES.
- [3] http://danubis.icpdr.org/pls/danubis/DANUBIS_DB.REPORT_MONPOINT_TNMN.show
- [4] http://danubis.icpdr.org/pls/danubis/docs/FOLDER/HOME/EXPERT_GROUPS/MA_EG_IWA/MA_DBS/TNMN_DB/DBM.JPG
- [5] Joint Danube Survey 1. Technical Report of the International Commission for the Protection of the Danube River (ICPDR). Vienna, 2002.
- [6] Joint Danube Survey 2. Final Scientific Report. International Commission for the Protection of the Danube River (ICPDR). Vienna, 2008.
- [7] http://www.aux.cerc.cr.usgs.gov/SPMD/spmd_overview.htm
- [8] Kupec, J. Nízkonákladové semipermeabilní membrány, možnosti laboratorní kalibrace. *Vodní hospodářství*, 2007, 57(2): 8–12.
- [9] Metodický pokyn odboru ochrany vod MŽP k nařízení vlády č. 229/2007 Sb., kterým se mění nařízení vlády č. 61/2003 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostí povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech.
- [10] Návrh novelizace nařízení vlády č. 61/2003 Sb. v platném znění v připomínkovém řízení.
- [11] <http://www.dgtresearch.com/TechnicalInfo.aspx>
- [12] Metodický pokyn odboru pro ekologické škody Ministerstva životního prostředí České republiky (OEŠ MŽP ČR) – kritéria znečištění zemin a podzemní vody. Metodické návody a pokyny. Praha: MŽP, 1996.

- [13] Nařízení Komise ES č. 1881/2006 ze dne 19. prosince 2006, kterým se stanoví maximální limity některých kontaminujících látek v potravinách, 2006. Úřední věstník EU.
- [14] Zdařil, J. aj. Projekt Morava. Závěrečná zpráva. Brno : VÚV TGM, 1996, 67 s. + příl.
- [15] Bernardová, I. Projekt Morava II. DÚ 03. Hodnocení jakosti vody. Průběžná zpráva. Brno : VÚV TGM, 1996, 1997, 1998, 1999.
- [16] Bernardová, I. Projekt Morava III. DÚ 04. Hodnocení jakosti vody. Průběžná zpráva. Brno : VÚV TGM, 2000, 2001, 2002.
- [17] Bernardová, I. Projekt Morava IV. DÚ 04. Hodnocení jakosti vody. Průběžná zpráva. Brno : VÚV TGM, 2003, 2004, 2005, 2006.

Ing. Hana Hudcová, Ing. Ilja Bernardová, Jana Svobodová
VÚV TGM, v.v.i., Brno
Hana_Hudcova@vuv.cz

Příspěvek prošel lektorským řízením.

Monitoring of hazardous substances loading of important water-courses within the Morava and Dyje River basins (Hudcová, H.; Bernardová, I.; Svobodová, J.)

PROBLEMATIKA PŘÍSRUNU ŽIVIN DO REKREAČNĚ VYUŽÍVANÝCH POVRCHOVÝCH VOD

Milena Forejtníková, Danuše Beránková,
Helena Brtníková

Klíčová slova

koupací vody – jakost povrchové vody – zdroje znečištění – živiny – zemědělství – sinice

Souhrn

Tento článek je společným výstupem dvou dílčích úkolů projektu VaV SP/2e7/73/08, které byly zaměřeny na problematiku koupacích vod a zemědělského znečištění. Zemědělské hospodaření v oblasti je jedním z dlouhodobých antropogenních vlivů, které se podílejí na stavu trofie povrchových vod využívaných ke koupání. Pro jednotlivé skupiny koupacích vod v přírodě (velké a malé vodní nádrže, šterkoviště, mrtvá ramena) byly definovány ovlivňující faktory (plošné a bodové zdroje znečištění, využití území, rekreační objekty, nadmořská výška, plocha povodí aj. Udržitelnost kvality povrchových vod ke koupání je závislá na zemědělském obhospodařování pozemků v povodí, pastevectví nebo hospodaření na orné půdě, množství použitých hnojiv i volbě plodin.

Úvod

Eutrofizace vod způsobená nadměrným přírůstem fosforu a dusíku do vodního prostředí a jejich přetrvávání v systému je stále jedním z hlavních problémů vodního hospodářství v České republice. Toto téma je považováno za stěžejní i v celém mezinárodním povodí Dunaje, také v plánech oblastí povodí je tomuto druhu znečištění věnována pozornost na všech zpracovaných úrovních. Legislativa Evropské unie se věnuje omezování úniku dusíku a fosforu v příslušných směrniciích, které jsou dále přejaty i do českých zákonů a vyhlášek. Dílčí úkol „Podíl plošných a difúzních zdrojů na celkovém znečištění vod“ je zaměřen na celou šíři plošných vlivů na stav vod, včetně používání nebezpečných látek. Tento článek se však zabývá pouze problematikou nutrientů, která tento dílčí úkol tematicky propojuje s dalším dílčím úkolem zaměřeným na zjištění parametrů ovlivňujících profily vod ke koupání podle směrnice 2006/7/ES v oblasti povodí Moravy a oblasti povodí Dyje. Oba tyto dílčí úkoly jsou součástí projektu „Identifikace antropogenních tlaků na kvalitativní stav vod a vodních ekosystémů v oblastech povodí Moravy a Dyje.“

Výsledky řešení

Tematický okruh vlivů ze zemědělství byl v projektu zpracováván nejprve na teoretické úrovni, kdy byly využívány literární údaje, statistická hodnocení a byly zpracovávány dostupné poznatky z dřívějšího monitoringu.

Ke znečišťování vod nutrienty přispívá jak rostlinná, tak živočišná výroba. V případě rostlinné

Keywords

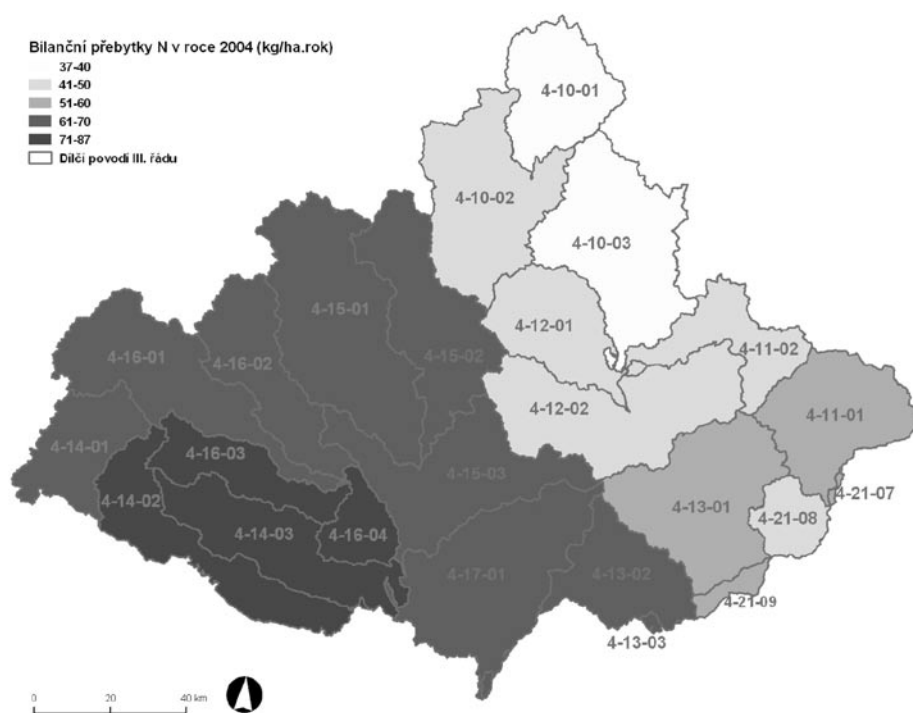
priority substances – Morava and Dyje River basin – semipermeable membrane – DGT sampler – sediment – biota

The article summarizes an assessment of water quality, sediments and biota downstream important sources of pollution within the Morava and Dyje River basins. Data for the assessment were obtained in the years 2008–2010 as a part of the research project VaV SP/2e7/73/08 (part No. 7 “Identification of impacts caused by anthropogenic pressures on surface water and water ecosystems”). Except passive sampling methods used as a part of the monitoring, SMPD were chosen to capture specific organic compounds and DGT samplers heavy metals. Sediments and ichthyofauna proved to be appropriate indicators of water environment pollution status with regard to the monitored pollutants (heavy metals, OCP, PAH and PCB) loading and their accumulation in the matrices.

výroby jde o množství dodaných hnojiv a podíl jejich využití rostlinami. U chovu hospodářských zvířat je třeba sledovat nakládání se stájovými hnojivy, způsob jejich zpracování, skladování i období aplikace na pozemky. Při snaze o kvantifikaci a porovnání vlivů z různých zdrojů se využívají postupy založené většinou na některém typu látkové bilance. V předchozích letech byl ve VÚV použit bilanční výpočet nutrientů na zemědělské půdě, který v sobě zahrnuje i chov hospodářských zvířat v bilancovaném území. V povodí Moravy byl tento výpočet proveden naposledy pro stav roku 2004 (obr. 1).

V posledních dvaceti letech procházejí obě odvětví zemědělství významnými změnami. Nejprve po roce 1990 došlo ke skokovým změnám při přechodu z intenzivního družstevního zemědělství na soukromé hospodaření na vrácených pozemcích. Celé další období je charakterizováno postupným přizpůsobováním se ekonomickým tlakům a podmínkám v EU. Z údajů převzatých z Českého statistického úřadu (ČSU) jasně vyplývá postupný, stále se zrychlující úbytek osevních ploch na celém území ČR. Je také vidět výrazný pokles pěstování brambor a cukrovky v posledních dvaceti letech a naopak nárůst ploch využívaných k pěstování řepky. V živočišné výrobě je patrný přechodný výrazný nárůst chovů prasat v 70. a 80. letech, zatímco nyní jsme na stavu první poloviny minulého století. U skotu je patrný výrazný pokles až v posledních asi 15 letech, v současné době je chováno jen 44 % skotu oproti roku 1921.

Jak se tyto náhlé i postupné změny projevují na kvalitě vod, může být posouzeno pouze dlouhodobým sledováním. Státní monitoring jakosti povrchových vod probíhá na některých lokalitách nepřetržitě od 70. let 20. století, informace o tomto monitoringu i naměřené údaje jsou zveřejněny na stránkách ČHMÚ. Pro výhodnocení byla v projektu vybrána vždy nejvýše položená monitorovaná místa na toku, aby bylo povodí nad odběrnou lokalitou pokud možno zatíženo spíše plošnými zdroji. Hodnocení se týkalo toků Branná, Desná, Moravská Sázava, Rokytná a Jihlava.



Obr. 1. Bilanční přebytek dusíku na zemědělské půdě v povodí Moravy a Dyje v roce 2004

Z pěti hodnocených lokalit je podle hodnot C90 ve čtyřech případech jasný klesající trend koncentrací u dusičnanů (data z období 1980–2008). Stejně tak klesají hodnoty koncentrací (vyjádřené jako C90) celkového fosforu, i když srovnávací období, za které byly pro fosfor data k dispozici, bylo jen od roku 1990 do 2008.

Zajímavé je také porovnání grafů (obr. 2a, obr. 2b) všech naměřených hodnot – obvykle 12 hodnot ročně. Lokality v horských oblastech Jeseníků, Branná, Desná i Moravská Sázava mají od poloviny 90. let koncentrace dusičnanů v průběhu roku vyrovnanější, nevyskytují se výrazně extrémní hodnoty v jarním období. Lze to dávat do souvislosti se zmenšením rozlohy orné půdy, a tím snížením vyplavování dusíku v mimovegetačním období. Na řece Jihlavě v Batelově a na Rokytně v Jaroměři však výrazné sezonní výkyvy s maximem v jarních měsících zůstávají. Je to typické právě pro povodí s vyšším zastoupením orné půdy. Při porovnání grafů měřených hodnot celkového fosforu není možno vypořádat žádnou sezonní pravidelnost.

Dále byly poznatky o současném stavu ovlivňování vod zemědělstvím doplněny vlastními terénními a laboratorními pracemi. Ke sledování v tomto projektu byly vybrány potoky v různých podmínkách povodí Moravy a Dyje, v intenzivně zemědělsky využívané krajinně jižní Moravy, na Vysočině i v pastevních oblastech Jeseníků. Ve vzorcích vod odebíraných v různých obdobích roku byly stanovovány některé základní parametry, různé podoby dusíku, fosforečnanů i celkový fosfor. Současně probíhající průzkum nejbližšího okolí toku i celých dílčích povodí byl zaměřen na morfologii a na zdokumentování charakteristických negativních jevů.

V tabulce 1 jsou uvedeny průměrné hodnoty některých základních ukazatelů v lokalitách sledovaných v projektu v roce 2009–10. Lokality Seninka, Stříbrnice a Brusný potok jsou sledovány vždy ve dvou místech tak, aby se zachytil případný vliv prováděných činností, v těchto případech pastevečnických a obhospodařování luk. Potok Olešná na Vysočině dokladuje kombinované vlivy hospodaření na orné půdě odvodněné meliorací i vliv objektů živočišné výroby v Zubří. Vratislávka-skruš představuje samotný vliv meliorací, jedná se o poslední sběrnou šachtu odvodnění orné půdy. Mezi lokalitami Hruškovice-Skoronice a Kyjovka pod Jarohněvickým rybníkem dochází k závlahám tekutými upravenými odpady z velkochovu vepřů, projevuje se i vliv rybníka. Odběry z potoka Kašnice jsou povrchovými splachy z malého, výhradně zemědělsky obdělávaného povodí.

Fosfor jako limitující prvek rozvoje vodních květů se na těchto sledovaných lokalitách vyskytoval ve velmi rozdílných koncentracích. Při zvýraznění maximálních zjištěných hodnot na každé lokalitě byla napadná shoda nejhorší koncentrace celkového fosforu s největším zjištěným zákalem. V grafu na obr. 3 je hledána závislost celkového fosforu na zákalu vody, v grafu jsou využity všechny naměřené hodnoty ze všech výše popsaných lokalit. Byly použity nástroje, které jsou součástí softwaru Excel, a pro vybranou logaritmickou funkci je koeficient spolehlivosti $R^2 = 0,7$. Potvrzuje se tak, že zdrojem fosforu v nerozpuštěné formě jsou i v souladu s našimi dřívějšími poznatky erozní splachy z hnojených ploch.

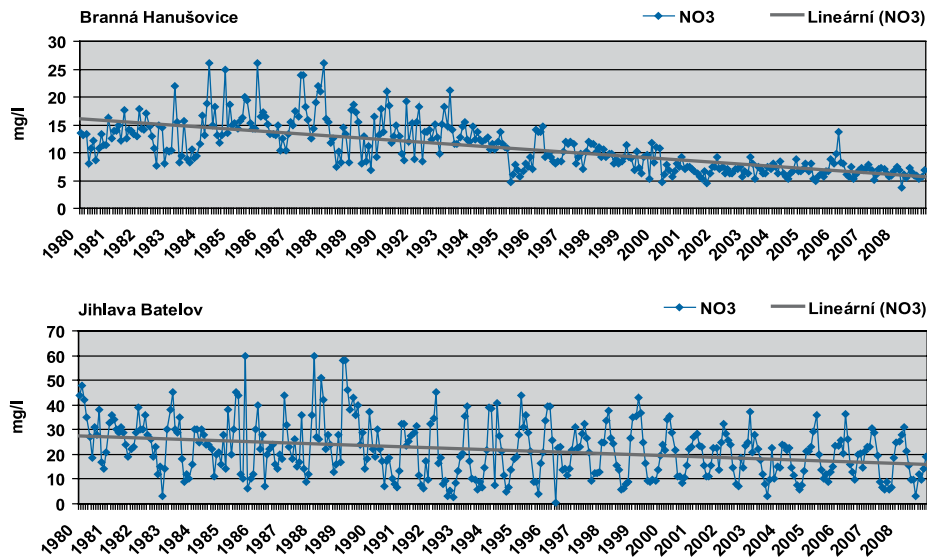
Rozpuštěné fosforečnanů neprokázaly vazbu na zákal, ale ani na celkový fosfor. Nejsou tedy splavovány s ornici, v případě zemědělství jde zejména o úniky ze živočišné výroby, které nejsou evidovány jako vypouštění odpadních vod.

Cílem úkolu „Identifikace antropogenních tlaků a zjištění parametrů ovlivňujících profily vod ke koupání podle směrnice 2006/7/ES v oblasti povodí Moravy a oblasti povodí Dyje“ bylo identifikovat vlivy související s lidskou činností na souboru vyhlášených koupacích lokalit.

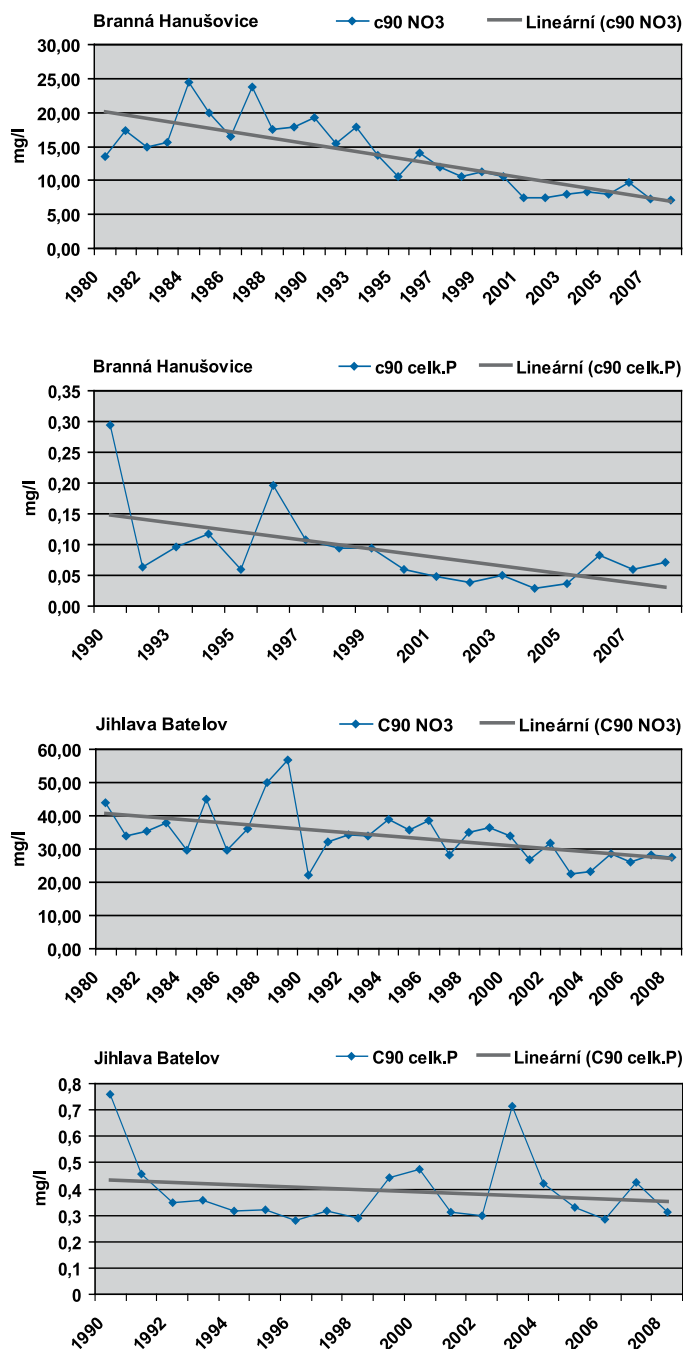
V průběhu let 2008–2010 bylo pro 41 koupacích míst situovaných v oblasti povodí Moravy a oblasti povodí Dyje shromážděno velké množství písemných a mapových podkladů, které zahrnovaly řadu tematických oblastí a vědních oborů (geografie, hydrologie, hydrochemie, hydrobiologie, ichtyologie, GIS aj.)

Pro každou koupací lokalitu byly zpracovány paspory obsahující v tabulkovém přehledu popis fyzikálních, geografických a hydrologických charakteristik a jiných vodohospodářských informací, hodnocení jakosti vody za období 2004–2009, resp. 2010 z údajů monitoringu hygienické služby a další poznatky z okolí lokalit a fotodokumentaci. Pro každé povodí koupací lokality byla s využitím dostupných digitálních vrstev v HEIS zhotovena mapka, která znázorňuje místo pláže, využití území v povodí podle Corine Land Cover, lokalizaci sídel a síť vodních toků (obr. 4).

Všechny podklady získané pro koupací lokality posloužily při analýze a posouzení možných příčin zhoršování jakosti těchto vod a pro jejich multikriteriální hodnocení. Hodnocené lokality jsou z vodohospodářského hlediska velice různorodé a v zásadě je tvoří pět typů (velké vodní nádrže,



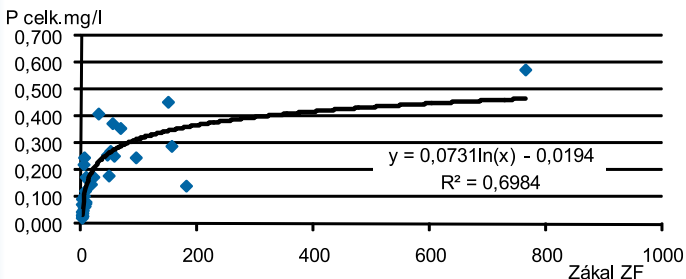
Obr. 2a. Grafy vývoje dusičnanového dusíku v profilu Branná-Hanušovice a Jihlava-Batelov



Obr. 2b. Grafy vývoje dusičnanového dusíku a celkového fosforu v profilu Branná-Hanušovice a Jihlava-Batelov

Tabulka 1. Průměrné hodnoty vybraných ukazatelů na lokalitách sledovaných v roce 2009 a 2010

Označení vzorku	El. kond. ter	Rozp. O ₂	Nasyc. O ₂	pH ter.	Amonné ionty	NO ₃	NO ₂	TOC	DOC	TC	Teplota (vody)	Zákal	P celk.
	mS/m	mg/l	%		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	°C	ZF	mg/l
Seninka, nad pastvinou	5,65	9,93	95,07	6,80	0,02	3,43	< 0,03	2,39	2,32	5,44	9,3	4,23	0,04
Seninka, ústí	7,60	10,19	96,50	7,15	0,04	4,07	< 0,03	2,64	2,43	6,74	9,8	4,66	0,04
Stříbrnice, u pramene	5,63	10,09	95,08	7,06	0,02	2,03	< 0,03	4,02	3,35	6,58	9,5	4,70	0,07
Stříbrnice, pod pastvinou	7,97	10,30	96,23	7,32	0,04	3,81	< 0,03	3,73	3,06	8,60	9,0	18,54	0,08
Brusný potok, horní tok	26,25	10,20	95,83	7,87	0,03	5,84	< 0,03	2,10	1,92	28,48	8,8	14,53	0,05
Brusný potok, u silnice	20,41	10,20	98,26	7,87	0,04	6,08	0,03	2,24	1,74	21,93	10,0	17,72	0,05
Hruškovice - Skoronice	81,61	9,09	93,19	8,05	0,94	12,41	0,34	7,88	5,89	68,40	16,8	84,1	0,37
Kyjovka, pod Jarohněvickým r.	82,37	9,91	99,93	8,10	0,27	10,60	0,22	10,54	7,18	63,53	17,0	46,9	0,23
Kašnice	202,44	9,03	91,19	7,93	0,15	73,51	0,09	9,31	9,05	116,70	14,6	136,2	0,20
Vratislávka, skruží	32,20	9,24	91,51	6,36	0,03	67,26	< 0,03	4,02	4,54	11,32	11,5	2,7	0,04
Olešná, nad Zubří	22,19	8,97	92,47	7,15	0,10	23,40	0,14	6,50	5,48	16,50	12,9	7,0	0,10
Olešná, pod Zubří	23,51	9,65	100,54	7,22	0,34	31,31	0,27	7,06	5,74	16,04	14,2	7,4	0,16



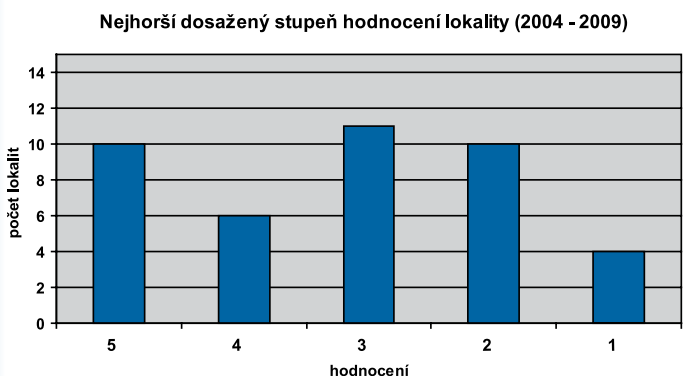
Obr. 3. Vztah mezi hodnotou celkového fosforu a zákalu

malé vodní nádrže a rybníky, štěrkoviště nebo pískovny, koupaliště, mrtvá ramena). Jejich rozdělení podle nadmořské výšky vyčlenilo část nádrží z oblastí s nadmořskou výškou nad 500 m n. m., které mají oproti lokalitám situovaným v nížinách dobrý předpoklad pro udržení jakosti vody ke koupání zejména s ohledem na méně příznivé podmínky pro silný rozvoj fytoplanktonu. Trvale existující antropogenní tlaky jako např. komunální znečištění z měst i obcí, znečištění ze zemědělství, rekreace, blízkost chat i nevhodná skladba rybí obsady však způsobují, že mnohé lokality mají dostatek vnitřních i vnějších zdrojů dusíku a fosforu, a s tím i spojené problémy s výskytem vodního květu sinic.

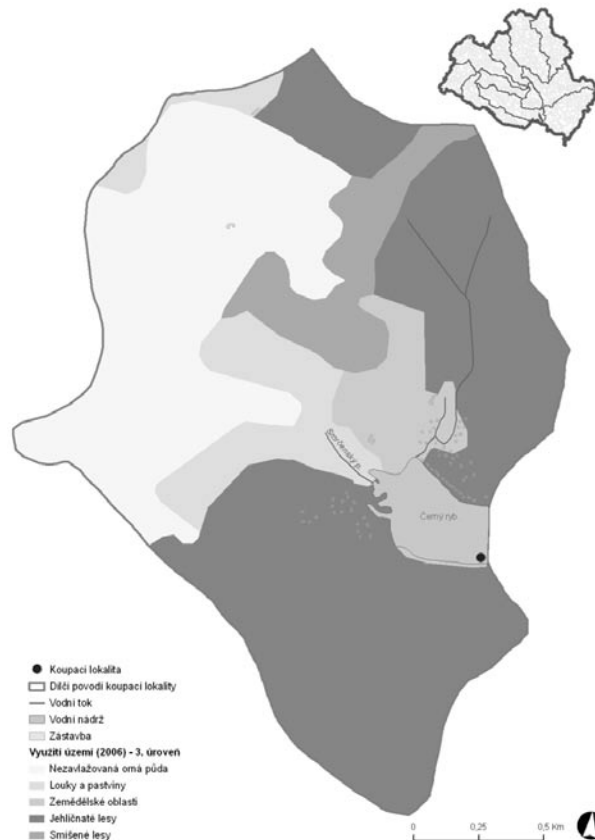
Pro každoroční monitorování kvality vody ke koupání v letním období je určeno pravidelné vzorkování, které provádějí v místě koupání ve 14denním intervalu krajské hygienické stanice. Výsledky jsou uveřejňovány na internetových stránkách. Dosud sledovanými ukazateli jsou: nasycený kyslíkem, pH, teplota vody, průhlednost, chlorofyl-a, mikrobiální ukazatele fekálního znečištění a počty buněk sinic. Lokality jsou hodnoceny podle Metodického pokynu Státního zdravotního ústavu v Praze pětibodovou stupnicí. Celkový přehled nejhoršího dosaženého stupně hodnocení lokalit za období 2004–2009 je na obr. 5.

Z přehledu je zřejmé, že několik koupacích míst je bezproblémových, trvale vykazujících hodnocený stupeň 1, tj. voda vhodná ke koupání (VN Brezina, Velký Pařezitý rybník, koupaliště Luleč, koupaliště Kámen). Naopak deset lokalit – rybník Domanínský, r. Olšovec, pláže na Brněnské přehradě, VN Plumlov – obr. 6, VN Luhačovice, slepé rameno Pahrbek – mělo již v minulosti opakovaně vyhlášen zákaz koupání z důvodu výskytu sinic přesahujících 100 tis. buněk/ml, tj. voda nebezpečná ke koupání – stupeň 5. Z dalších šesti míst, která byla hodnocena stupněm 4, bylo pouze u dvou míst příčinou špatného stavu bakteriální znečištění (obě pláže VN Bystřička).

V porovnání s výskytem sinic není krátkodobé mikrobiální znečištění zásadním problémem hodnocených míst. Prováděný biologický rozbor



Obr. 5. Dosažený stupeň hodnocení lokalit (2004–2009)

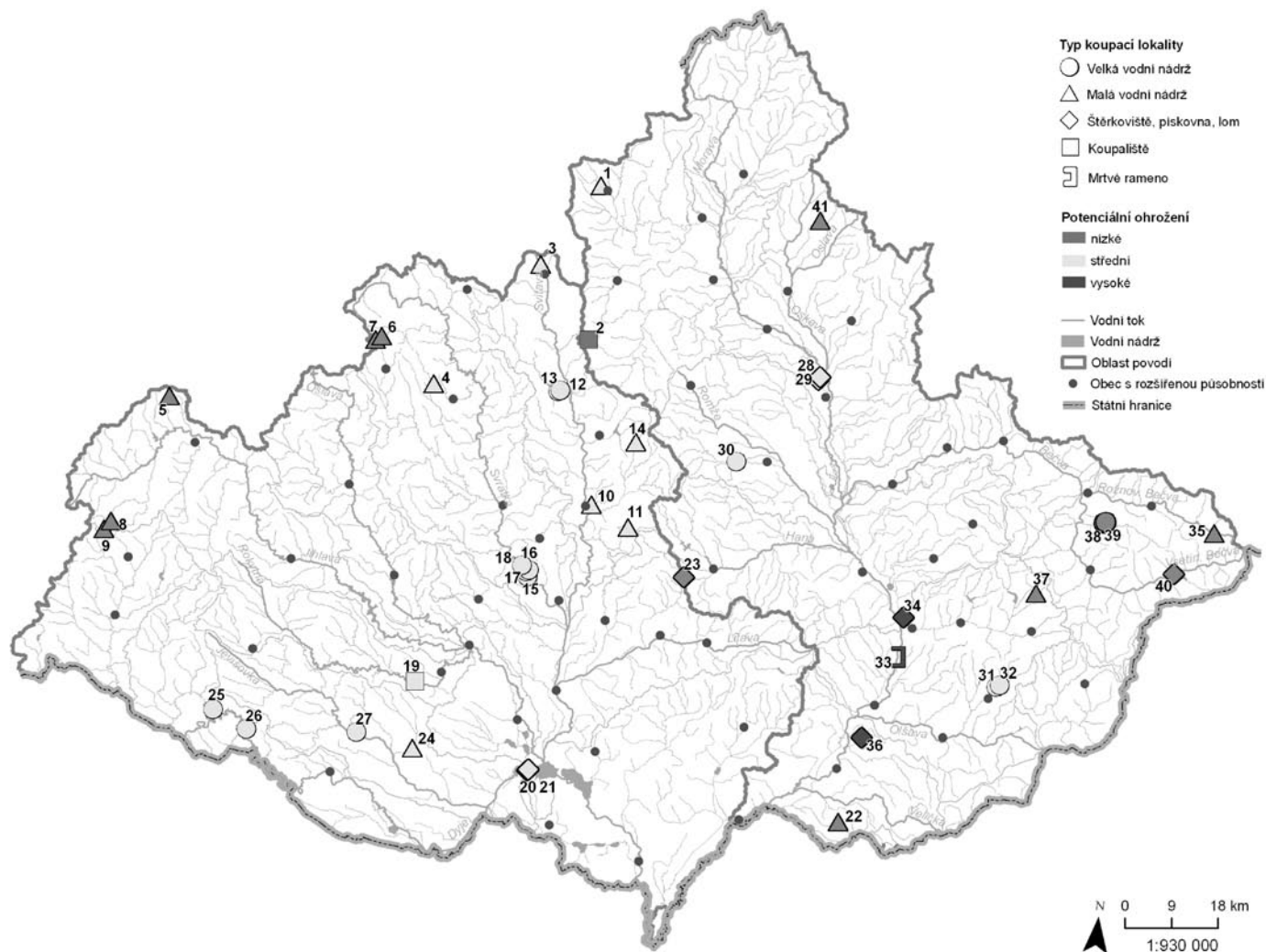


Obr. 4. Schematická mapka povodí rybníka Černý

zaměřený na saprobní index biosestonu sledovaných vod ukázal, že většina z nich má β-mezosaprobní charakter, což představuje prostorově a časově poměrně trvalý systém, který mění svou biologickou rovnováhu s dalším přírůstkem znečištění jen pozvolna. Z vyhodnocených podkladů také vyplynulo, že na většině nádrží existuje převaha kaprovitých ryb, které svými potravními



Obr. 6. Nánosy sedimentů v horní části nádrže Plumlov na přítoku (květen 2010)



Obr. 7. Koupací lokality sledované z hlediska potenciálního ohrožení

aktivitami podporují uvolňování živin ze sedimentů. Nedostatek dravých ryb na lokalitách neumožňuje účinnou biomanipulaci, pro kterou je typický výskyt velkých filtrujících perlooček potlačující fytoplankton (obr. 7).

Pomocí multikriteriálního hodnocení byly lokality zařazeny do třech skupin podle potenciálního ohrožení. K tomu bylo využito geografického informačního systému a softwarových nástrojů Arc View. Byl sestaven bodovací systém pro přírodní i antropogenní parametry vztažené k dané lokalitě a ploše jejího povodí (nadmořská výška, srážky, hloubka nádrže, doba zdržení, plocha povodí, hustota obyvatel, počet evidovaných míst vypouštění, využití území – zastavěná plocha, lesní porost, zemědělské plochy, rekreační využívání, okolí, blízkost obce aj.) Mezi parametry s nejvyšším významem pro vývoj jakosti vody v koupacích lokalitách byly zařazeny nadmořská výška lokality a srážky. Na dalších místech byly řazeny zdroje znečištění, dále využití území a velikost povodí. Výsledný součtový index rozřídil lokality do skupin s nízkým, středním a vysokým potenciálním ohrožením (obr. 6).

Podíl zemědělské půdy převzatý z Corine Land Cover byl rozdělen takto: 1. < 30 %, 2. 30–70 %, 3. > 70 %. Oblasti s menším podílem zemědělské půdy jsou zejména kopcovitá povodí, která jsou často zatravněná a provozuje se zde pastvinářství. Oblasti s vysokým podílem zemědělské půdy a zornění leží v nížinách a jsou typická intenzivní produkcí na orné půdě.

U řady koupacích lokalit jsou pro vývoj jakosti vody zásadní právě živiny, které se uvolňují z usazených sedimentů přinášejících do nádrží dlouhodobě vlivem erozních splachů z okolní zemědělské půdy.

Provedené analýzy ukázaly nízké potenciální ohrožení koupacích lokalit kategorie malé vodní nádrže na Vysochině a v oblasti Beskyd. Střední stupeň ohrožení přísluší lokalitám ve středních polohách. Jako potenciálně nejvíce ohrožené při daném hodnoticím systému byly označeny štěrkovité a slepé rameno Moravy. Tato místa se nacházejí v blízkosti husté zástavby a existuje zde možné nebezpečí průsaků a lokálního znečištění.

Závěr

Zemědělská činnost není v současné době ekonomicky soběstačná bez využívání dotací. V praxi se ukazuje, že se systém dotací stal významným nástrojem pro ovlivňování chování zemědělců. Nejvýznamnější je takto zpracována nitrátová směrnice, kdy každý farmář má možnost pro své pozemky nalézt v systému konkrétní pokyny, jak si počínat v souladu se správnou zemědělskou praxí, včetně evidence míry hnojení. Neobdělávané

opuštěné pozemky zarůstající křovinami a remízky jsou pro ochranu kvality vod většinou kladným jevem.

Využívání pozemků pro pastvu většinou nepřináší nadměrné zvýšení přísunu nutričních do vod ani v případě, kdy jsou dočasně některé plochy rozbahněné. Problémové mohou být pouze přehnojené pastviny nebo trvale rozbahněné plochy využívané spíše jako výběh či venkovní ustájení s dodáváním krmiva.

Zatímco přímé vyplavování dusíku z půdního profilu se daří postupně regulovat, jsou stále velké problémy s erozními splachy a látkovým odtokem nutričních i dalších látek navázaných na erozní částice.

Přednostně by se měla tato situace řešit právě v povodí a bezprostředním okolí rekreačních nádrží, kde na udržení vhodné jakosti vody koupacích ploch a provozování souvisejících rekreačních kapacit ekonomicky závisí další rozvoj obcí a venkovských aglomerací.

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

Literatura

- Beránková, D., Brtníková, H., Forejtníková, M. a Rozkošný, M. (2009) Možnosti řízení a udržení jakosti vod pro rekreační využití ve vztahu ke krajinným antropogenním vlivům. VTEI 2009, r. 51, č. 6, s. 21–24, příloha *Vodního hospodářství* č. 12/2009.
- Beránková, D., Brtníková, H., Adámek, Z. a Sedláček, P. (2010) Projekt VaV SP/2e7/73/08, Dílčí úkol 4 Identifikace antropogenních tlaků a zjištění parametrů ovlivňujících profily vod ke koupání podle směrnice 2006/7/ES v oblasti povodí Moravy a oblasti povodí Dyje. Závěrečná syntetická zpráva dílčího úkolu projektu za období 2008–2010.
- Forejtníková, M. (2010) Projekt VaV SP/2e7/73/08, Dílčí úkol 2 Podíl plošných a difúzních zdrojů na celkovém znečištění vod. Závěrečná syntetická zpráva dílčího úkolu projektu za období 2008–2010.
- Lellák, J. a Kubíček, F. (1992) Hydrobiologie. Praha : Univerzita Karlova.
- Maršálek, B., Puman, P., Marvan, P. aj. (2002) Metodické doporučení ke sjednocení metody kvantifikace fytoplanktonu v koupalištích ve vodné přírodě. Praha : SZÚ.
- Puman, P. (2004) Metodický návod pro sjednocení hodnocení jakosti vod využívaných ke koupání ve volné přírodě. www.szu.cz

Zákon č. 258/2000 Sb., o ochraně veřejného zdraví v platném znění.
Zákon č. 254/2001 Sb., o vodách v platném znění.
Vyhláška č. 152/2008 Sb., kterou se mění vyhláška č. 159/2003, kterou se stanoví povrchové vody využívané ke koupání osob ve znění vyhlášky 168/2006 Sb.
Vyhláška MZ č. 135/2004 Sb., kterou se stanoví hygienické požadavky na koupaliště, sauny a hygienické limity písku v pískovištích.

Ing. Milena Forejtníková, Ing. Danuše Beránková,
Ing. Helena Brtníková
VÚV TGM, v.v.i., Brno
milena_forejtnikova@vuv.cz, danuse_berankova@vuv.cz,
helena_brtnikova@vuv.cz
Příspěvek prošel lektorským řízením.

Problems of the nutrients supply to surface waters used for recreation (Milena Forejtníková; Danuše Beránková; Helena Brtníková)

CHARAKTERIZACE FEKÁLNÍ KONTAMINACE A HYGIENICKÝCH RIZIK SPOJENÝCH S VYPOUŠTĚNÍM ODPADNÍCH VOD Z KOMUNÁLNÍCH ČISTÍREN ODPADNÍCH VOD DO TOKŮ

Hana Mlejnková, Katarína Slezáková, Alžběta Petránová

Klíčová slova

mikrobiální kontaminace – odpadní vody – komunální čistírny odpadních vod – ČOV

Souhrn

Vypouštění odpadních vod z komunálních čistíren odpadních vod (ČOV) je jedním z významných zdrojů mikrobiálního znečištění povrchových vod. I přes zlepšení stavu v posledních letech představuje tento zdroj stále potenciální hygienické riziko, které navíc není, vzhledem k absenci legislativního požadavku, limitováno. Ovlivnění recipientu je v současné době v ČR sledováno pouze na základě vybraných chemických ukazatelů.

Mikrobiální kontaminace odtoků z ČOV a některých recipientů byla zmapována screeningovým šetřením na vybraných ČOV. Ve vzorcích byly stanoveny vybrané indikátory fekálního znečištění. Výsledky byly hodnoceny podle navržených emisních standardů [1]. V hodnoceném souboru byl navrženo emisní limit splněn v 67 %, jakost vody v recipientu byla velmi rozdílné kvality – dosahovala 1. až 5. třídy jakosti podle naší klasifikace jakosti povrchových vod (ČSN 75 7221).

Úvod

Vypouštění odpadních vod z čistíren odpadních vod (ČOV), průmyslových podniků a komunálních zdrojů je nejvýznamnějším antropogenním zdrojem znečištění vodních toků. Míra znečištění je obecně určována souborem chemických, fyzikálních, mikrobiologických a biologických ukazatelů, přičemž mikrobiologické ukazatele mají při užívání vody primární hygienický význam. Pro stanovení mikrobiální kontaminace vod jsou v praxi používány indikátorové skupiny mikroorganismů, které mohou upozornit na možná zdravotní rizika při kontaktu s kontaminovanou vodou. Vypouštění odpadních vod do toků v ČR není z pohledu mikrobiálních ukazatelů v současné době kontrolováno, nejsou stanoveny emisní limity a není vyžadováno zařazení dezinfekčního stupně do čistírenských procesů. Z tohoto stavu vyplývá možné riziko zhoršení jakosti vody v tocích zároveň s možností šíření patogenních mikroorganismů. Kontrola kvality vypouštěných odpadních vod do recipientu je v současné době prováděna na základě šesti základních chemických ukazatelů přípuštěného znečištění (BSK₅, CHSK_{Cr}, nerozpuštěné látky, amoniakální dusík, celkový dusík a celkový fosfor).

Navzdory velkým pokrokům v čistírenských technologiích, které významně snižují znečištění recipientů, zůstávají infekce přenášené vodou stále velkou celosvětovou hrozbou. Jejich původci infikují ročně přes 250 milionů lidí a způsobují 10–20 milionů úmrtí, zejména v rozvojových zemích s nedostatečnými hygienickými a socioekonomickými podmínkami [2]. Vodní prostředí může být patogeny kontaminováno prostřednictvím komunálních odpadů (prosakovací septiky, kanalizační potrubí, rozvodněná kanalizace, odpady vypouštěné z lodí apod.) [3, 4], které ohrožují vodní prostředí hlavně tehdy, když nejsou v recipientu dostatečně naředěny. Následně může dojít k vytvoření příznivých podmínek pro přežívání nebo i pomnožení patogenních bakterií, virů a parazitů. Mezi mikroorganismy, jejichž cestou přenosu může být vodní prostředí, patří původci střevních nálezů (salmonely, shigely, kampilobaktery, yersinie, patogenní sérovary *Escherichia coli*, vibria, helikobaktery, enterokoky, adenoviry, rotaviry, kryptosporidia, giardie aj.), kožních onemocnění (stařfokoky, streptokoky, mikrokoky, sinice), respiračních onemocnění (mykobakterie, legionely, aeromonády, adenoviry aj.), jiných onemocnění (pseudomonády, leptospiry, enteroviry, viry hepatitidy, akantaméby aj.) a další [5, 6, 7, 8]. Cestou

Key words

bathing water – surface water quality – nutrients – agriculture – blue green algae

This paper is based on the final results obtained of two individual tasks of the project "Identification of anthropogenic pressures on qualitative state of water and water ecosystem in Morava and Dyje River basin". There were several groups of bathing localities defined (large and small reservoirs, basin in the place of gravel mine, cutoff arms) and also main positive or negative anthropogenic or natural factors (point sources, villages, recreational buildings, land-use, agriculture, altitude above sea level, total area of catchment, etc.) specified. Agriculture is a very important factor, which contributes to surface bathing waters eutrophication. There are still differences in impact between farming on arable soils and pasture management.

nákazy těchto infekcí je nejčastěji ingesce, inhalace nebo přímý kontakt, kdy se bakterie dostávají do těla přes poraněnou kůži, sliznice a oči [5]. Infekční dávka potřebná ke vzniku onemocnění závisí zejména na citlivosti jedince a virulenci daného kmene a kolísá mezi desítkami (např. shigely, kryptosporidia, enteroviry) a tisíci (např. kampilobaktery, salmonely, yersinie) buněk [7]. V České republice vzniká každoročně přenosem z vodního prostředí nejvíce střevních infekcí, jejich původci jsou salmonely a kampilobaktery (cca 20 000 případů). Ačkoli patogenní mikroorganismy nejsou přirozeně adaptovány k přežití, růstu a množení ve vodním prostředí, dokážou za příznivých podmínek (teplota, salinita, množství kyslíku, nutriční podmínky, UV záření, predace apod.) přetrvávat v infekčním stavu i několik měsíců [9, 10, 7]. Některé mikroorganismy (např. *Escherichia coli*, kampilobaktery, pseudomonády) se rovněž dokáží akumulovat, dlouhodobě přežívat a v některých případech i pomnožovat v sedimentech a biofilmch [5].

Mikrobiální znečištění toků se v civilizovaných zemích vyskytuje především v souvislosti s odtoky z ČOV. Zvýšené hygienické riziko indikované fekální kontaminací povrchových vod lze očekávat v místech s nedostatečným čištěním nebo produkcí velkého objemu odpadních vod [11]. Naše studie byla zaměřena na screening mikrobiálního znečištění odpadních vod v oblasti povodí Moravy a Dyje a byla provedena v návaznosti na projekty zahrnující sledování kvality vypouštěného znečištění z ČOV, které jsou v brněnské pobožce VÚV TGM, v.v.i., dlouhodobě řešeny. V oblasti povodí Moravy a Dyje je v současné době evidováno více než 650 ČOV, z toho na 256 komunálních ČOV je pravidelně monitorován stav vypouštěných odpadních vod do recipientu. ČOV se kategorizují podle počtu připojených ekvivalentních obyvatel (EO), tj. 32 ČOV je menších než 2 000 EO, 175 ČOV je v kategorii 2 001–10 000 EO, 41 ČOV je v kategorii 10 001–100 000 EO a pouze pět ČOV je v kategorii nad 100 000 EO (Brno-Modřice, Olomouc, Prostějov, Přerov a Zlín). Princip čištění odpadních vod je u většiny čistíren mechanicko-biologický, tj. zahrnující stupeň odstraňování dusíkatých látek pomocí nitrifikace/denitrifikace. Stupeň odstraňování fosforu je začleněn u většiny čistíren nad 10 000 EO.

Sledované ČOV byly vybrány s ohledem na velikost a podíl napojených průmyslových odpadních vod, které představovaly minimálně 30 % celkového objemu odpadních vod na přítoku ČOV.

Cílem naší studie bylo zmapování aktuálního stavu mikrobiální kontaminace čistěných odpadních vod vypouštěných z komunálních čistíren odpadních vod, jejich vlivu na jakost recipientů a zhodnocení stavu, popř. návrhy opatření.

Metodika

Stanovení mikrobiologických ukazatelů

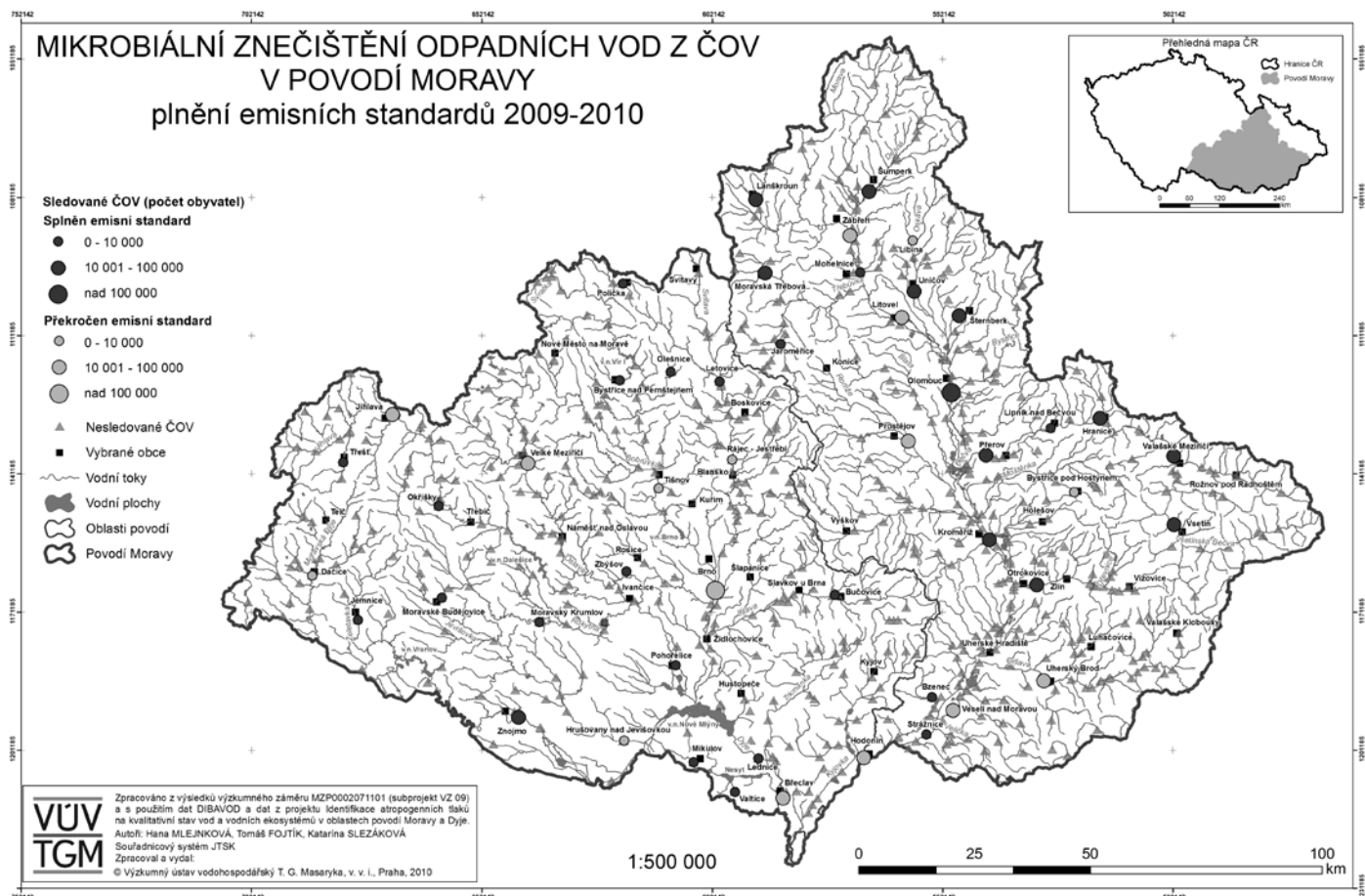
Pro sledování bylo v oblasti povodí Moravy a Dyje vybráno 49 komunálních ČOV ve velikostních kategoriích nad 2 000 EO. Bylo zpracováno 26 ČOV z kategorie 2 000–10 000 EO, 21 ČOV z kategorie 10 000–100 000 EO a dvě ČOV nad 100 000 EO. Vzorky z odtoků ČOV byly odebírány převážně jednorázově (devět ČOV bylo šetřeno opakovaně) v letním období v letech 2008 až 2010. U třinácti vybraných čistíren byl proveden i odběr vody z recipientu cca 100 až 200 m pod výpustí.

Ve vzorcích byly stanoveny indikátory fekálního znečištění: fekální koliformní bakterie, *Escherichia coli* podle ČSN 75 7835 – Jakost vod – Stanovení termotolerantních koliformních bakterií a *Escherichia coli* (2009) a enterokoky podle ČSN EN ISO 7899-2 – Jakost vod – Stanovení intestinálních enterokoků – Část 2: Metoda membránových filtrů (2001). Odběry a analýzy vzorků byly provedeny podle standardních postupů akreditované laboratoře VÚV TGM, v.v.i., Brno.

Mapový výstup byl vytvořen z aktuálních výsledků získaných v této studii a s použitím dat DIBAVOD (T. Fojtík, VÚV TGM, v.v.i., Praha).

Hodnocení výsledků

Nařízení vlády č. 229/2007 Sb., kterým se mění nařízení vlády č. 61/2003 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostí povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech, které udává v ČR přípustné hodnoty pro povrchové a odpadní vody, zahrnuje mikrobiologické imisní standardy pouze pro povrchové vody, pro vypouštění odpadních vod nejsou v této oblasti emisní standardy stanoveny. Pro mikrobiální znečištění povrchových vod jsou přípustné tyto imisní hodnoty (C₉₀): koliformní bakterie 200 KTJ/ml, fekální koliformní bakterie 40 KTJ/ml a enterokoky 20 KTJ/ml. Ani evropské směrnice nepředepisují mikrobiologický monitoring odtoků z ČOV, řešení je ponecháno na jednotlivých členských státech. Podobně je tomu i ve Spojených státech amerických,



Obr. 1. Mikrobiální znečištění odpadních vod z ČOV v povodí Moravy (plnění emisních standardů 2009–2010) (autor T. Fojtík)

kde se přípustné hodnoty pro jednotlivé státy liší (nejčastější požadavek je 200 KTJ na 100 ml fekálních indikátorů) [12, 13]. Pro naše hodnocení míry znečištění odpadních vod vypouštěných z ČOV byly použity emisní standardy mikrobiologických ukazatelů v odtocích z ČOV (*tabulka 1*) navržené Baudišovou v roce 2004 [1].

Výsledky

Počty indikátorových mikroorganismů, stanovených na odtocích z ČOV, byly porovnány s navrženými emisními standardy uvedenými v *tabulce 1*. Splnění nebo překročení emisních standardů pro sledované ČOV je zpracováno do mapového výstupu (*obr. 1*). Výsledky provedeného screeningu mikrobiální kontaminace z komunálních ČOV ukázal u hodnocených ČOV velmi odlišný stav čištěných odpadních vod, tj. od velmi dobré mikrobiální jakosti vody po masivní fekální kontaminaci. Při porovnání s emisními standardy dosáhlo 33 % z celkového počtu hodnocených ČOV na odtoku nadlimitních hodnot fekálního znečištění. U menších ČOV (do 10 000 EO) nesplnilo navržený limit 23 % (*obr. 2*), u větších čistíren s počtem napojených EO nad 10 000 byl navržený limit překročen ve 43 % (*obr. 3*). Masivní mikrobiální kontaminace, zjištěná u některých odpadních vod, přitom může představovat významné hygienické riziko s vysokým potenciálem ohrožení jakosti vody v recipientu. Mikrobiální znečištění recipientu, tj. 3. až 5. třída jakosti podle ČSN 75 7221 – Jakost vod – Klasifikace jakosti povrchových vod (1998) bylo zaznamenáno v 54 % ze 13 hodnocených profilů. Hygienické riziko spojené s vypouštěním odpadních vod z komunálních čistíren do recipientu nebylo závislé na velikosti ČOV, ačkoli u větších ČOV došlo častěji k překročení navrženého limitu.

Závěry

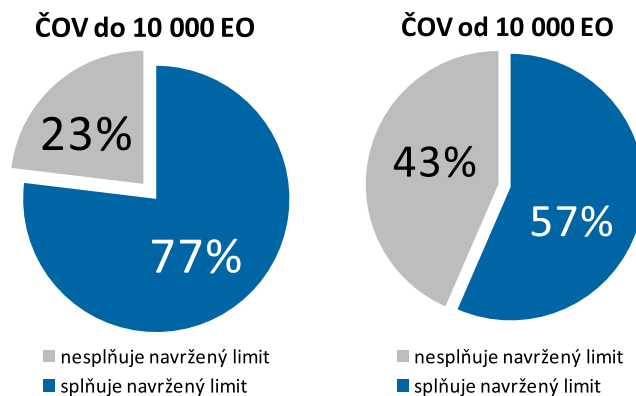
Z výsledků provedeného screeningu mikrobiální kontaminace vypouštěných odpadních vod a charakterizace hygienických rizik spojených s jejich vypouštěním do toků vyplynuly následující závěry a doporučení:

Tabulka 1. Navržené emisní standardy mikrobiálních ukazatelů v odtocích z ČOV [1]

Velikost ČOV (počet obyvatel)	Koliformní bakterie	Fekální koliformní bakterie	Enterokoky
	KTJ/ml		
501–2 000	2 000	400	200
2 001–10 000	1 660	332	166
10 001–100 000	1 332	266	133
více než 100 000	1 000	200	100

- navržené emisní standardy byly **překročeny u třetiny ze sledovaných ČOV** v povodí Moravy a Dyje,
- zjištěné vysoké mikrobiální (fekální) znečištění na odtocích z některých ČOV ukázalo na zvýšení potenciálu zdravotního rizika a možnost zhoršení jakosti vody v recipientu, které by bylo vhodné **pravidelně kontrolovat** sledováním mikrobiální kvality vody na odtocích z ČOV,
- pro možnost objektivního hodnocení by bylo vhodné na základě statisticky významného souboru dat optimalizovat a **validovat navrženou stupnici emisních standardů** pro mikrobiální ukazatele i s ohledem na jakost vody a velikost recipientu,
- u ČOV, jejichž kvalita vody na odtoku představuje díky vysokým bakteriálním počtům hygienické riziko, by vzhledem k prevenci šíření chorob bylo vhodné **zařadit dezinfekční stupeň** čištění odpadních vod (např. chlor, ozon, UV záření, sterilní filtrace, termální dezinfekce vody, písková pomalá filtrace atd. [14]),
- bylo by žádoucí **navržená opatření přijmout do legislativy ČR**.

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 projektem Identifikace antropogenních tlaků na kvalitativní stav vod a vodních ekosystémů v oblastech povodí Moravy a Dyje.



Obr. 2. Mikrobiální znečištění vod na odtoku z ČOV (do 10 000 EO)

Obr. 3. Mikrobiální znečištění vod na odtoku z ČOV (nad 10 000 EO)

Literatura

- [1] Baudišová, D. (2004) Mikrobiální znečištění povrchových vod (etapová zpráva). Praha : VÚV TGM, 34 s.
- [2] Toze, S. (1999) PCR and the detection of microbial pathogens in water and wastewater. *Water Research* 17: 3545–3556.
- [3] Stewart, JR., Gast, RJ., Fujioka, RS., Solo-Gabriele, HM., Meschke, JS., Amaral-Zettler, LA., del Castillo, E., Polz, MF., Collier, TK., Strom, MS., Sinigalliano, CD., Moeller, PDR., and Holland, AF. (2008) The coastal environment and human health: microbial indicators, pathogens, sentinels and reservoirs. *Environmental Health* 7 (2): p. 3.
- [4] Yan, T. and Sadowsky, MJ. (2007) Determining sources of fecal bacteria in waterways. *Environ Monit Assess* 129: 97–106.
- [5] WHO (2008) Guidelines for drinking-water quality: incorporating 1st and 2nd addenda, Vol.1, Recommendations. 3rd ed.
- [6] Hubálek, Z. a Rudolf, I. (2007) Mikrobiální zoonózy a sapronózy. Brno : Masarykova univerzita, 176 s.
- [7] Guillot, E. and Loret, JF. (2010) Waterborne pathogens: Review for the drinking water industry. London : IWA Publishing, 193 p. ISBN 10:1843391791.
- [8] Greenwood, D., Slack, RCB., Peutherer, J. aj. (1999) Lékařská mikrobiologie. Grada-Avicenum.
- [9] Singh, A. and McPeters, GA. (1990) Injury of enteropathogenic bacteria in drinking water. In McPeters, GA. Drinking water microbiology: progress and recent developments. New York : Springer-Verlag, 502 p.
- [10] Haller, L., Amedegnato, E., Poté, J., and Wildi, W. (2009) Influence of Freshwater Sediment Characteristics on Persistence of Fecal Indicator Bacteria. *Water Air Soil Pollut* 203: 217–227.
- [11] Baudišová, D., Kučera, J. a Mlejnská, E. (2003) Stanovení hygienicky významných bakterií v odpadních vodách a jejich eliminace biologickým čištěním. In Biologická problematika provozu a kontroly čistíren odpadních vod, Chrudim, 4. 11. 2004, MŽP, s. 32–35. ISBN 80-86832-05-8.
- [12] Baudišová, D. a Benáková, A. (2009) Eliminace mikrobiálního znečištění na malých čistírnách odpadních vod (do 2000 EO). In 8. mezinárodní konference a výstava Odpadní vody – Wastewater 2009, Plzeň (konferenční sborník), Praha : ICARIS Conference Management. ISBN 978-80-254-4068-1.
- [13] Dreelin, EA. (2008) Bacteriological Monitoring in the Great Lakes: A historical

perspective to inform the Present. In Effective Cross-Border Monitoring Systems for Waterborne Microbial Pathogens: A Plan for Action. (eds Rose, JJ. and Dreelin, EA.) IWA Publishing, p. 39–96.

- [14] Benáková, A. a Baudišová, D. (2009) Dezinfekce odpadních vod. In Prokšová, M. a Seman, M. Mikrobiologie vody 2009. Poprad, 30. 9. 2009. Poprad : Čs. společnost mikrobiologická, Výzkumný ústav vodného hospodářství, s. 64–72. ISBN 978-80-970269-9-8.

RNDr. Hana Mlejnková, Ph.D., Ing. Katarína Slezáková, Ing. Alžběta Petránová
VÚV TGM, v.v.i., pobočka Brno
hana_mlejnkova@vuv.cz
Příspěvek prošel lektorským řízením.

Characterisation of faecal contamination and hygienic risks related to municipal waste water treatment plants (Mlejnková, H.; Slezáková, K.; Petránová, A.)

Key words

microbial contamination – waste water – municipal waste water treatment plant – WWTP

Discharging of waste water from municipal waste water treatment plants is one of the main sources of surface water microbial pollution. Despite the improvement in recent years, it is still a source of potential health risk, which is, due to the absence of corresponding Czech legislation, not limited. Impact on the recipient is currently controlled only on the basis of selected chemical indicators.

Microbial contamination of waste water from WWTPs and some of their recipients was mapped by waste water quality screening of chosen WWTPs. In water samples chosen faecal pollution indicators were determined. Evaluation of obtained results was made on the basis of proposed emission standards [1]. These limits were achieved in 67% of evaluated data sets; the water quality in recipient varied a lot – from 1st to 5th quality class according to the Czech quality classification (CSN 75 7221).

VLIV RYBNÍKŮ NA VODNÍ EKOSYSTÉMY RECIPIENTŮ JIŽNÍ MORAVY

Miloš Rozkošný, Zdeněk Adámek, Jiří Heteša, Lucie Všeticková, Petr Marvan, Pavel Sedláček

Klíčová slova

vodní ekosystém – rybník – chov ryb – jakost vod – umělé substráty

Souhrn

Příspěvek přináší poznatky z hodnocení vzájemného ovlivnění jakosti povrchových tekoucích vod a jakosti vody rybníků na základě terénního šetření na vybraných lokalitách rybníků (s přihlédnutím k jejich hospodářskému využití) v oblasti povodí dolní Dyje. Bylo potvrzeno, že charakter změn kvality vody po průtoku rybníky je zcela zásadně ovlivněn kvalitou přítokové vody. Průtok vody rybníky, na nichž byla kvalita přítokové vody zhoršená v důsledku organického znečištění, se projevil pozitivními změnami v hydrochemických, mikrobiologických i saprobiologických ukazatelích, a to i přesto, že biomasa jejich obsádky byla vysoká. Intenzita a opatření v rámci rybníkářského managementu se na saprobiologických ukazatelích odtékající vody projeví negativně pouze v případě, že kvalita přítékající vody odpovídala betamezosaprobite (popř. vyšší kvalitě).

Úvod

Rybníky jsou významným typem biotopů vybudovaných jako umělé stavby v místech s příznivou konfigurací terénu. Postupem doby se staly organickou součástí krajiny a nahradily tak jezera, která se u nás prakticky nevyskytují. Osídleny byly pestrým společenstvem vodních a bažinných organismů (Příkryl, 1987). Rybníční ekosystémy prošly od vzniku rybníkářství složitým vývojem. Jejich podobu vedle přírodních podmínek vždy významně ovlivňoval i způsob rybářského managementu. Období jejich největších změn od konce 19. století je charakteristické významným rozšířením druhového spektra chovaných ryb, širokým uplatněním krmení, hnojení a vápnění, zavedením řady technologických změn v chovu a dalších intenzifikačních opatření. To pak spolu se zátěží ve formě nedokonale čištěných a/nebo nečištěných odpadních vod a splachů půdy a živin ze zemědělských ploch vedlo k enormnímu nárůstu trofie (úživnosti) rybníků a povrchových vod obecně.

Přes uvedenou složitost změn podmínek hospodaření, umocněnou rozdíly mezi jednotlivými rybníky, se v uplynulém období řádově desítek let celoplošně projevil především tendence rostoucí trofie rybníční vody, hustoty obsádek a intenzity produkce s kulminací v sedmdesátých a osmdesátých letech minu-

lého století. Její úroveň se zdá být dlouhou neměnná v důsledku požadavků na trvalé zvyšování produkce rybníkářství. Dnes však již na části ploch další růst intenzity produkce není možný, popřípadě mnohde je požadován její pokles na úroveň optimální pro jiný způsob využití rybníků (rekreace, přírodní rezervace, krajinnotvorné aspekty apod.).

V blízkém časovém horizontu lze očekávat, že dosažená úroveň produkce a intenzifikačních opatření se bude částečně měnit. Aspekty kvality přírodního prostředí budou mít větší význam, a proto byl cíl výzkumu v tematice rybníčního managementu a kvality vody orientován přednostně na biologické hodnocení (makrozoobentos, fytoplankton, fytozobentos) vývoje kvality vody po průtoku rybníky. Je známo, že kvalita vody se v rybnících často zásadně mění, podle míry znečištění dochází k posunu v kvalitě vody, a to buď pozitivnímu (v případě silného organického zatížení přítoku – např. Gergel a Kalenda, 1983; Adámek aj., 1987; Adámek a Jirásek, 1989; Heteša aj., 2002), nebo negativnímu (v případě neznečištěného přítoku – např. Guziur a Adámek, 1987).

Příspěvek přináší informace z řešení výzkumného projektu SP/2e7/73/08 (Rozkošný aj., 2010), jehož náplní bylo též hodnocení vzájemného ovlivnění jakosti povrchových tekoucích vod a jakosti vody rybníků při zohlednění jejich hospodářského využití na základě terénního šetření aktuální situace na vybraných typických, pokud možno vzorových lokalitách rybníků, a to se zaměřením na oblast povodí řek dolní Moravy a Dyje.

Metodika

Všechny studované rybníky patří do kategorie polointenzivního rybníkářského managementu, tzn., že je na nich s příslušným povolením vodohospodářského orgánu umožněno omezené přikrmování obilovinami.

Hlavní rybníky (chov tržních ryb)

Nesyt (Sedlec u Mikulova) – kvalita vody v hlavních přítocích do rybníka je ovlivněna zaústěním odpadních vod z ČOV Valtice (Valtický potok) a Sedlec u Mikulova, včetně výše položených rybníků (Včelíněk),

Vrkoč (Ivaň, Pohořelice) – přítok do rybníka je tvořen vodou odtékající z výše položeného Novoveského rybníka a náhonem z řeky Jihlavy.

Výtažníky (chov násad)

Šibeník (Mikulov) – charakteristicky vysokou trofii přítoku v důsledku silné živinové zátěže ze zaústění ČOV Mikulov,

Kurdějovský (Kurdějov, Horní Bojanovice) – kvalita vody přítoku je ovlivněna přítomností výše položené obce Kurdějov.

Podrobný popis povodí jednotlivých lokalit rybníků a malých vodních nádrží a širších souvislostí (geografie, klimatologie atd.) je součástí výzkumných zpráv (Rozkošný aj., 2008, 2009). V těchto zprávách jsou také uvedeny detailní tabulky analýzy využití ploch v povodích („land-use“), zpracované podle mapových zdrojů CORINE. V povodí sledovaných rybníků převládá ve využití půdy zemědělská činnost a většina půdy v jejich povodí je půda orná.

V tabulce 1 jsou uvedeny vybrané charakteristické údaje ke sledovaným rybníkům. Obsádka sledovaných rybníků byla tvořena typickými druhy rybníční polykultury odpovídající klimatickým a trofickým poměrům oblasti jižní Moravy s výraznou převahou kapra. Produkce ryb v přepočtu na jeden hektar (716–1112 kg) byla v roce sledování, tj. 2009, vzhledem k příznivým podmínkám jihomoravských rybníků vyšší přibližně o 50–130 %, než je odpovídající průměr pro ČR. Vývoj kvality vody v rybnících s polointenzivním chovem je ovlivněn především chovatelskými zásahy v rozsahu odpovídajícím jejich intenzitě a kvalitě přítokové vody.

Hodnoty průtoků uvedené v tabulce 1 jsou průměrné hodnoty vypočítané z měření prováděných během jednotlivých odběrů v roce 2009 včetně rozptylu hodnot.

Hodnocení změn v míře znečištění vodního prostředí bylo zaměřeno na nutrienty, ukazatele kyslíkového režimu a biologické ukazatele. Odběry vzorků vody byly prováděny v měsíčních intervalech od dubna do října roku 2009. V terénu byly přímo měřeny fyzikálně-chemické parametry vodního prostředí (teplota vody, koncentrace rozpuštěného kyslíku, nasycení vody kyslíkem, pH, elektrická vodivost, zákal a průhlednost vody) a základní klimatické údaje (počasí, teplota vzduchu). V laboratoři byly stanovovány ukazatele jakosti vod reprezentující organické znečištění (CHSK, BSK₅), jednotlivé formy dusíku (amoniakální dusík N-NH₄⁺, dusičnanový dusík N-NO₃⁻, dusitanový dusík N-NO₂⁻; celkový dusík TN), fosforu (fosforečnanový PO₄³⁻ a celkový fosfor TP) a uhlíku (celkový organický uhlík TOC, anorganický uhlík), mikrobiologické ukazatele znečištění vod (enterokoky, termotolerantní kofiformní bakterie, *Escherichia coli*, kultivovatelné organismy při 22 °C), koncentrace chlorofylu-a, trofický potenciál a obsah suspendovaných látek (nerozpuštěné látky sušené NL 105). Vybrané ukazatele byly stanovovány ve filtrovaných a nefiltrovaných vzorcích. Stanovení byla prováděna podle akreditovaných metod laboratoří VÚV TGM, v.v.i., na základě normovaných postupů. Pro každý odběrový profil byly vypočteny charakteristické statistické hodnoty souborů dat. Jako podklad pro hodnocení byly počítány vzájemné korelace ukazatelů jakosti vod se zohledněním lokalizace odběrových profilů.

Společně s tímto monitoringem bylo prováděno sledování fytoplanktonu, zooplanktonu, fytoobentosu a makrozoobentosu, a to včetně využití umělých substrátů. Z výsledků determinací jednotlivých společenstev byly počítány hodnoty saprobiálního indexu (Si). Dále byl proveden detailní průzkum rybního společenstva na rybníčních stokách a tocích tvořících přítok a odtok studovaných rybníků.

Fytoplankton byl analyzován po zahuštění na membránovém ultrafiltru a po druhové determinaci byly počítány buňky za použití Bürkerovy komůrky (Heteša a Marvan, 2006). Fytoobentos byl analyzován po seškrábnutí nárůstu na instalovaných dlaždicích z pálené hlíny s PE fólií, které byly vkládány do přítoku a odtoku na dobu mezi dvěma odběry (1 měsíc). Značné kolísání průtoků na přítocích však vyvolávalo často pokrytí substrátu sedimentem, což v mnoha případech zabránilo vytvoření nárůstu.

Vzorky makrozoobentosu byly odebírány třiminutovým multihabitatovým sběrem bentosovou sítkou („kick-sampling“) podle metody Kokeše a Němejcové (2006). Odebraný vzorek byl propláchnut na místě na sítu o velikosti ok 500 µm a konzervován 4% formaldehydem. Konzervované organismy byly průběžně vybírány v laboratoři a připravovány k determinaci. Rutinní odběry makrozoobentosu byly doplněny o sledování s použitím umělých substrátů. Na přítokových a odtokových stokách byly v dubnu instalovány umělé substráty představované vyřiznutými náplněmi do biofiltrů (h2 KGP 320 o ploše 600 cm² s pěti patry o celkové výšce 15 cm). Substráty byly fixovány do dna pomocí kovového kříže. Vzorky z umělých substrátů byly odebírány po měsíční expozici, propláchnuty proudem vody v emelohmotném kbelíku a následně opláchnuty pomocí stříčky naplněné 4% formaldehydem pro uvolnění přichycených živočichů (píjavy, larvy chrostíků *Hydropsyche*, larvy pakomárů *Chironomus* v rourkách apod.). Opláchnutý substrát byl pak opětovně propláchnut silným proudem vody z konve. Získaný materiál s živočichy byl promyt na síte 500 µm a dále zpracován stejně jako makrozoobentos vzorkovaný bentosovou sítkou. V průběhu sledování byly některé instalované substráty zničeny odplavením vysokými průtoky nebo naopak se octly na suchu v důsledku extrémně nízkých průtoků. Vyhodnocení determinovaných vzorků bylo zaměřeno na stanovení saprobiálního indexu (Si – ČSN 75 7716) a Shannon-Weanera indexu diverzity H' (Begon et al., 1990). Statistické vyhodnocení získaných podkladů bylo provedeno t-testem při definovaných hladinách spolehlivosti testu.

Tabulka 1. Základní charakteristika sledovaných rybníků

Rybník	Plocha ha	Přítok l/s	Odtok l/s	Produkce kg/ha	Kategorie při vysazení
Šibeník	28,65	17,0 ± 9,9	16,2 ± 10,0	1 071	K _{2,3+} , Ab ₃₊ , Tp _{2,3+} , Tb ₂ , Š ₁ , Ca ₁ , Br
Kurdějovský	6,58	2,6 ± 1,1	0,7 ± 0,3	737	K ₀ , Ab _{0,3} , L _{0,1,gen} , Br _{0,1} , Su _r
Nesyt	289,66	Vč 76,2 ± 44,2 Valt 7,2 ± 7,3	67,8 ± 118,8	716	K _{2,3} , L _{3,4} , Š _{0,1} , Ca _{1,2,gen} , Su ₃
Vrkoč	156,08	314,8 ± 209,8	25,8 ± 39,5	1 112	K _{2,3+} , Ab _{3,3+} , Tp ₂ , Š _{1,3} , Ca ₂ , Su ₃ , Br _{1,2,gen}

Vysvětlivky: Přítoky do Nesytu: Vč – Včelínek, Valt – Valtický potok

Označení rybích druhů: K – kapr, Ab – amur bílý, Tp – tolstolobec pestrý, Tb – tolstolobek bílý, Š – štika, Ca – candát, Su – sumec, L – lín, Br – hospodářsky méně významné a reofilní druhy z čeledi kaprovitých, tzv. „bílá ryba“ (plotice, cejn, karas obecný a stříbřitý, cejnek, perlič, bolen, jesen) a okrasné ryby.

Čísla v dolním indexu označují věk ryby v letech, gen – generační ryby

Ichtyologický průzkum přítoků, odtoků a rybníčních stok byl proveden v červnu a červenci 2009 s použitím bateriového přenosného agregátu Smith-Root (50 Hz, 400 V). V červnu byly proloveny přítoky a odtoky rybníků Vrkoč a Šibeník a v červenci potom stoky rybníků Nesyt a Kurdějovský. Ve vymezených úsecích bylo loveno v celém příčném profilu toku na úseku o délce od 20 do 130 metrů s ohledem na dostupnost. Ulovené ryby byly na místě druhově určeny, změřeny (SL – „standard length“), zváženy a puštěny nepoškozené zpět do vody.

Výsledky a diskuse

Hodnocení chemismu vod a fytoplanktonu

Souhrnné informace o chemickém složení vod na přítoku do sledovaných rybníků, v blízkosti hráze a v odtocích z rybníků, prezentované jako průměrné hodnoty za období duben až říjen 2009, jsou uvedeny v tabulkách 2 a 3. Podrobné informace jsou pak uvedeny ve zprávě Rozkošný a kol. (2010). V případě amoniakálního a dusičnanového dusíku, celkového fosforu a fosforečnanového fosforu dochází ve vodním prostředí rybníků oproti koncentracím zjištěným v přítocích k významné redukci jejich množství. Tyto živiny jsou vázány v biomase rybníční biocenózy. Rozdíly v průměrných hodnotách za vegetační období 2009 jsou uvedeny v tabulce 3. Také hodnoty trofického potenciálu vody, stanovené pro vzorky z rybníčního prostředí a z recipientů, byly nižší než hodnoty ve vzorcích z přítoků (tabulka 2). Naopak v recipientech byly zjištěny vyšší hodnoty chlorofylu než v přítocích, což souvisí se zvýšením biomasy řas (tabulka 2), i když voda na přítoku do rybníků Nesyt a Vrkoč byla již na vstupu bohatá na fytoplankton (přítok přináší vody z výše položených rybníků).

Tabulka 2. Průměrné hodnoty koncentrací vybraných ukazatelů

		pH	Rozpuštěný kyslík	BSK ₅	TOC	NL105	Chl-a	Trofický potenciál
		–	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Kurdějovský r.	přítok	8,1	6,0	3,9	12,1	24	7	195
	rybník	8,5	10,9	5,3	12,2	14	18	56
	odtok	8,0	7,2	6,6	14,4	35	53	112
Nesyt	přítok Vč	8,2	7,7	7,7	14,7	72	98	117
	přítok Valt	7,9	2,8	28,1	30,2	49	7	286
	rybník	8,5	6,9	6,2	18,6	32	79	75
	odtok	8,3	6,2	5,2	16,8	35	55	134
Šibeník	přítok	7,9	4,0	3,5	12,3	24	7	395
	rybník	8,9	11,8	10,4	18,3	35	140	140
	odtok	8,7	8,6	8,1	17,6	28	140	118
Vrkoč	přítok	8,5	8,4	6,9	14,9	39	87	153
	rybník	8,4	8,5	11,4	20,9	69	181	58
	odtok	8,2	6,9	11,1	20,1	99	173	58

Pozn.: přítoky Nesyt: Vč – Včelínek, Valt – Valtický potok

Tabulka 3. Průměrné hodnoty koncentrací vybraných ukazatelů

		N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	TN	TP	Enterokoky	Term. kolif. bakt.
		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	KTJ/1 ml	KTJ/1 ml
Kurdějovský r.	přítok	5,91	1,46	8,82	0,96	31	33
	rybník	0,09	0,36	1,40	0,08	0	0
	odtok	1,0	0,33	2,82	0,49	4	3
Nesyt	přítok Vč	0,21	0,45	2,71	0,63	10	45
	přítok Valt	9,81	1,73	16,03	4,72	1700	16000
	rybník	0,09	0,35	2,55	0,61	1	1
	odtok	0,24	0,17	2,68	0,60	2	7
Šibeník	přítok	3,75	4,20	10,75	3,35	45	62
	rybník	0,28	0,57	3,45	1,23	0	1
	odtok	0,19	0,53	3,31	1,26	2	3
Vrkoč	přítok	0,51	2,12	4,75	0,48	10	27
	rybník	0,03	0,28	3,13	0,37	1	1
	odtok	0,08	0,29	3,03	0,46	13	2

Pozn.: přítoky Nesyt: Vč – Včelínek, Valt – Valtický potok

Provedený monitoring jakosti vod rybníků Nesyt a Šibeník dokumentuje účinnost eliminace nadměrného znečištění vod, které může být časově omezené po dobu mimořádných událostí v rámci potoků (např. rekonstrukce ČOV). Silné znečištění, přicházející do rybníka Nesyt z nefunkční ČOV Valtickým potokem, je planktonním společenstvem rybníka v podstatě eliminováno. I když je jím zasažena jen dolní část rybníka (asi 1/20 z celkového objemu vody), okamžité silné naředění a bohatá planktonní biocenóza přinášené biogeny a organické látky inkorporuje do potravního řetězce bez významných důsledků pro ukazatele kvality vodního prostředí. Rychlé odčerpávání všech forem dusíku přinášených přítokem nasvědčuje tomu, že právě dusík je tu prvkem limitujícím rozvoj fytoplanktonu, který je velmi bohatý a v letních měsících nabývá formy vodního květu, tvořeného hlavně vláknitými sinicemi *Planktothrix agardhii*, *P. suspensa* a *Pseudanabaena limnetica*. Indikace znečištění ve Valtickém potoce podle analýzy nárostových řas nevykázala vysoké hodnoty indexu Si ani v období, kdy byly zjištěny vysoké hodnoty BSK₅. Nejvyšší vypočtená hodnota indexu Si činila 2,37 (lepší III. třída čistoty), což nekoresponduje s hodnotami BSK₅ (88,3 mg/l v dubnu, resp. 43,4 mg/l v květnu – V. třída čistoty). Dobře naproti tomu korespondují hodnoty BSK₅ a Si u nárostů v přítoku Včelínku v letních měsících, kdy přítok Včelínku vykazuje proti Valtickému potoku vyšší hodnoty obou parametrů.

Přítok do rybníka Šibeník přichází potokem Mikulovská strouha, do něhož jsou zaústěny vody odtékající z ČOV města Mikulova. Fytoplankton rybníka Šibeník dosahoval též vysokých abundancí a silný vegetační zákal snižoval průhlednost na několik decimetrů. Byl tvořen hlavně kokálními zelenými řasami a stejnými sinicemi jako v rybníku Nesyt – *Planktothrix agardhii* a *Pseudanabaena limnetica*. Při hodnocení vlivu rybníka Šibeník na kvalitu přítékající vody podle indexu Si nárostů bylo zjištěno, že v květnu a červnu byly tyto hodnoty na přítoku i odtoku zcela vyrovnané a držely se v rozmezí II. třídy čistoty (nebo ji těsně přesáhly). V červenci byl Si na výtok horší než na přítoku, zatímco v říjnu tomu bylo naopak. Rozdíly však byly velmi malé. Při hodnocení podle hodnot BSK₅ představuje Šibeník za této situace – při odklonění přítoku vod z ČOV – svými hodnotami na výtoku spíše soustavu zhoršující kvalitu přítokem přinášené vody (na rozdíl od poznatku získaných v letech 2002 a 2006 – Heteša aj., 2002 a Rozkošný aj., 2006).

Rybník Vrkoč je zčásti napájen z výše položeného rybníka Novoveský a ve vztahu k přinášenému P ovlivňuje množství obou jeho forem jen nevýrazně. I když je ve vodě rybníka silný vegetační zákal, abundance řas a sinic se drží na hodnotách 500 000–800 000 b.ml⁻¹ a vystupuje až nad 1 700 000 b.ml⁻¹. Vše nasvědčuje tomu, že fytoplankton rybníka je ve svých nárocích na obsah fosforu zcela satureován. Hodnoty BSK₅ v celém průběhu sledování ukazují, že v rybníku Vrkoč dochází k výraznému zhoršení čistoty přítokové vody. Snižování vysokých hodnot BSK₅ ve výtoku proti hodnotám v rybníku je výraznější jen v červenci–září. Podle BSK₅ se pohybuje čistota vody v rybníce mezi III. a IV. třídou. Zdrojem vyšších hodnot BSK₅, ale i nerozpuštěných látek a zákalu je biopertubace rybí obsádkou (víření sedimentu v mléčné zóně u hráze do vodního sloupce) hlavně v souvislosti s příkrmováním. Zhoršení kvality vody rybníka Vrkoč podle Si nárostů není tak zřejmé s výjimkou situace v červnu, kdy byl tento index na přítoku extrémně nízký (pod 1,2).

Fytoplankton rybníka Kurdějovský byl v důsledku kompetice s porosty submerzních makrofyt (*Potamogeton* spp.) po většinu sledování poměrně chudý, na vyšší hodnoty narůstal až koncem vegetačního období a na chemismus vody rybníka neměl významný vliv.

Hodnocení stavu přítoků a odtoků podle makrozoobentosu a fytozobentosu

Na potoce Mikulovská strouha, který přivádí vodu z ČOV Mikulov, odpovídala kvalita vody alfa-mezosaprobity (Si – 2,89). Průtok vody rybníkem se i přes toto zatížení a vysokou produkci ryb (1 071 kg/ha) projevil vysoce průkazným (p < 0,01) zlepšením kvality vody o půl saprobního stupně na beta-mezosaprobity (Si 2,38) a vysoce průkazně (p < 0,01) se zvýšil i počet taxonů, i když index diverzity makrozoobentosu významně ovlivněn nebyl (tabulka 4). Podobný trend byl zaregistrován i ve vzorcích z umělých substrátů, jejich specifika však vedla k mírně horším výsledkům v porovnání s makrozoobentosem toku (tabulka 5).

Analýza fytozobentosu poskytla ve srovnání s makrozoobentosem výrazně lepší hodnoty Si, přičemž na začátku a na konci vegetačního období byly na odtoku lepší než na přítoku, uprostřed vegetačního období tomu však bylo naopak.

Podobná situace byla zdokumentována i na rybníce Kurdějovský, u nějž kvalita přítokové vody odpovídala alfa-mezosaprobity (Si 2,81) s průkazným (p < 0,05) zlepšením na beta-alfamezosaprobity (Si 2,42) na odtoku. Počet taxonů i diverzita makrozoobentosu neprůkazně (p > 0,05) vzrostly (tabulka 4). Změny zachycené bentickými živočichy na umělých substrátech byly podobné, avšak v počtu taxonů a diverzitě na odtoku došlo k poklesu (p > 0,05), jehož příčinou bylo umístění substrátů v blízkosti požeřáku (výpusti) utěsněného chlěvskou mrvou (tabulka 5). Jiné umístění

substrátu nebylo kvůli nedostatečnému průtoku a nízké výšce vodního sloupce možné. Rozklad mrvy však ovlivňoval kvalitu vody pouze v bezprostřední blízkosti takto ošetřeného požeřáku, protože ve složeném makrozoobentosem odebraného bentosovou sítkou na úseku cca 50 m níže toto negativní ovlivnění potvrzeno nebylo.

Rybník Nesyt má dva hlavní zdroje vody – Včelínku, který přivádí vodu z výše položených rybníků Nový a Šibeník, spolu s odtokem z ČOV Sedlec, a Valtický potok, který je v podstatě odtokem z ČOV Valtice. Tomu také odpovídala kvalita vody podle makrozoobentosu, která se na Včelínku pohybovala na rozmezí alfa-betamezosaprobity (Si 2,59), zatímco na Valtickém potoce se v průběhu sezony zlepšovala v rámci alfa-mezosaprobity z Si 3,23 v dubnu na Si 2,62 v září. Stejný trend zlepšení byl na Valtickém potoce patrný i v počtu taxonů (z pěti v květnu na 21 v září) a diverzitě (H' z 0,27 v červnu na 2,01 v září) – tabulka 4. Na Včelínku byl zřejmý spíše opačný trend s nejnižšími hodnotami na konci vegetační sezony. Kvalita vody podle makrozoobentosu nedoznala na odtoku z Nesytu (Si 2,59) ve srovnání se Včelínkem žádnou změnu, oproti Valtickému potoku se sice zřetelně, avšak neprůkazně zlepšila (tabulka 4). Počty taxonů v jednotlivých odběrech i diverzita makrozoobentosu v odtoku byly velmi nízké. Příčinou byl extrémně nízký počet (180) celkem ulovených jedinců makrozoobentosu, který byl při srovnatelném úsilí (3 min „kick-sampling“) přibližně sedmi- až 22,5násobně nižší než na ostatních sledovaných profilech (od 1 224 ks na odtoku z Vrkoče po 4 056 ks na odtoku ze Šibeníku), přestože diverzita habitatu toku byla na tomto profilu velmi příznivá. Extrémně nízké oživení dna bylo důsledkem vysokého predačního tlaku ryb (především karase stříbřitého), jejichž celková denzita a biomasa dosahovala 1 554 jedinců, resp. 48 821 g na 100 m toku. V přepočtu na jeden hektar vodní plochy to odpovídá přibližně 39 000 kusům a 1 200 kg, tedy téměř čtyřem rybám o průměrné hmotnosti 30 g na m², což představuje extrémně silný výžirací tlak na přirozené potravní zdroje. Vzhledem k tomu, že rybami jsou přednostně vyžírány vodní larvy hmyzu (hlavně jepic a chrostíků), které mají vesměs nižší (příznivější) individuální saprobni index Si, přetrvávají početnější méně „zranitelné“, ukrývající se taxony (píjavy, larvy pakomárů) o vyšším, méně příznivém Si, což vede k jistému zkreslení výsledných hodnot směrem k vyšším hodnotám saprobity.

Stejný trend v ukazatelích makrozoobentosu byl patrný i v hodnocení substrátů na přítocích a odtoku z Nesytu, avšak podobně jako na ostatních rybnících byly všechny hodnocené parametry v porovnání s makrozoobentosem toku mírně zhoršené. Oživení substrátů makrozoobentosem bylo na Včelínku a na odtoku zkreslené jejich kolonizací rybami – několikrát v nich byl zjištěn výskyt hlavačky skvrnitě (max. 1 exemplář) a tohoročního plůdku okouna (max. 27 jedinců v červenci 2009). To nepochybně vedlo k významnému vyžírání kolonizujícího makrozoobentosu rybami, které využívaly umělé substráty jako úkryt.

Hodnocení změn saprobniho indexu Si podle fytozobentosu na substrátech v případě přítoků a odtoků rybníka Nesyt ukázalo na zlepšování kvality vody (s výjimkou říjnového odběru). I tyto hodnoty však byly zřetelně lepší (nižší), než jaké poskytla analýza zoobentosu.

Rybník Vrkoč je napájen přítokem, který vzniká spojením odtokové stoky z rybníka Novoveský a Mlýnského náhonu z řeky Jihlavy. Kvalita jeho vody je touto skutečností zásadně ovlivněna a odpovídá betamezosaprobity (Si 2,32) s poměrně vysokým počtem taxonů a příznivým indexem diverzity (tabulka 4). Ukazatele saprobity

Tabulka 4. Průměrné hodnoty (± SD) počtu taxonů, saprobniho indexu (Si) a Shannon-Weanerova indexu (H') makrozoobentosu na studovaných profilech

Rybník	Počet taxonů			Si			H'		
	přítok	odtok	p	přítok	odtok	p	přítok	odtok	p
Kurdějovský	12,5 ±1,9	13,0 ±4,2	NS	2,81 ±0,11	2,42 ±0,33	*	1,02 ±0,35	1,29 ±0,55	NS
Nesyt Vč	18,7 ±10,4	7,2 ±4,3	NS	2,59 ±0,32	2,59 ±0,21	NS	2,12 ±0,55	1,59 ±0,56	NS
Nesyt Valt	7,8 ±7,0		NS	2,89 ±0,24		NS	0,94 ±0,74		*
Šibeník	11,0 ±3,6	22,8 ±4,8	**	2,89 ±0,15	2,38 ±0,13	**	1,09 ±0,81	1,86 ±0,47	NS
Vrkoč	21,8 ±7,1	11,5 ±4,7	*	2,32 ±0,26	2,82 ±0,13	**	2,02 ±0,57	1,68 ±0,31	NS

Pozn.: přítoky Nesyt: Vč – Včelínku, Valt – Valtický potok; NS p > 0,05, * p < 0,05, ** p < 0,01

Tabulka 5. Průměrné hodnoty (± SD) počtu taxonů, saprobniho indexu (Si) a Shannon-Weanerova indexu (H') makrozoobentosu na umělých substrátech na studovaných profilech

Rybník	Počet taxonů			Si			H'		
	přítok	odtok	p	přítok	odtok	p	přítok	odtok	p
Kurdějovský	10,0 ±3,7	7,6 ±3,8	NS	2,96 ±0,15	2,92 ±0,19	NS	1,09 ±0,52	0,69 ±0,53	NS
Nesyt Vč	14,8 ±6,0	8,3 ±3,3	NS	2,62 ±0,10	2,84 ±0,16	*	1,85 ±0,29	1,16 ±0,69	*
Nesyt Valt	4,0 ±4,9		NS	3,23 ±0,07		*	0,78 ±0,65		NS
Šibeník	12,2 ±2,5	23,0 ±6,8	*	3,02 ±0,14	2,53 ±0,11	**	1,07 ±0,71	1,64 ±0,97	NS
Vrkoč	19,0 ±4,2	10,7 ±3,8	*	2,57 ±0,27	2,84 ±0,05	NS	2,25 ±0,18	1,33 ±0,73	NS

Pozn.: přítoky Nesyt: Vč – Včelínku, Valt – Valtický potok; NS p > 0,05, * p < 0,05, ** p < 0,01

i diverzity na odtoku z Vrkoče byly v důsledku průtoku vody rybníkem zhoršené, v případě saprobity vysoce průkazně ($p < 0,01$) z alfa- až betamezosaprobity (Si 2,32) na přítoku na alfamezosaprobity (Si 2,82). Rovněž počet zjištěných taxonů na odtoku ($11,5 \pm 4,7$) byl signifikantně nižší ($p < 0,05$) než na přítoku ($21,8 \pm 7,1$). V případě makrozoobentosu na umělých substrátech byl tento trend shodný, avšak opět s mírným posunem k indikaci méně příznivých hodnot (tabulka 5).

Také analýza fyto-bentosu na umělých substrátech v případě rybníka Vrkoč ukázala zhoršení saprobního indexu (s výjimkou měsíce dubna).

Rybí společenstva přítokových a odtokových stok

Kvalitativní i kvantitativní složení rybního společenstva rybníčních stok je zásadně ovlivněno obsádkami navazujících rybníků a únikem ryb z nich jak v průběhu sezony, tak při lovení (Musil a Adáček, 2007). Úniky raných stadií se projevují zvýšeným výskytem 0+ kategorie hospodářsky významných vysazovaných ryb (např. kapr a bolen v odtokovém kanále Vrkoče). Vyšší věkové kategorie naopak vykonávají většinou protiproudové migrace do přítokových kanálů (např. kapr, amur, jesen, candát a štika v přítoku Vrkoče).

Významným abiotickým faktorem je především průtok – stoky s minimálními průtoky vykazovaly nízký (odtok Šibeník) až nulový výskyt ryb (stoky Kurdějovského rybníka). Absence rybního společenstva byla zřejmá především na těch přítocích, kde kvalita vody přežití ryb v podstatě vylučovala (Valtický potok, Mikulovská strouha). Podrobné výsledky průzkumu zastoupení druhů ryb v rybníčních stokách a v odtocích uvádí Chaloupková a Adáček (2009).

Ve shodě s dřívějšími výsledky (Musil a Adáček 2007; Musil et al., 2007) bylo potvrzeno, že rybníční stoky mohou být významným rezervoárem přežívání nepůvodních a invazních druhů ryb (střevlička východní a karas střibřítý), jak bylo prokázáno např. na odtoku z Nesytu, kde se jejich denzita pohybuje ve stovkách až tisících jedinců při biomase až desítek kilogramů na úseku 100 m (v přepočtu na plochu téměř 877 kg/ha).

Závěr

Pozornost byla věnována problematice vlivu vodního prostředí polointenzivně obhospodařovaných rybníků na jakost vod ve vztahu k antropogennímu zatížení a znečištění přiváděnému přítoky se zaměřením na povodí řeky dolní Dyje (oblast jižní Moravy). Přítoky zahrnující významný podíl vod z odtoků z ČOV Mikulov a Valtice do rybníků Šibeník a Nesyt měly velmi rozkolísanou kvalitu vzhledem k tomu, že na obou ČOV probíhaly rekonstrukční práce, které v určitém období vyřazovaly ČOV z funkce. V rybníku Šibeník kromě toho vstupovala do procesu vývoje kvality vody od hlavního tělesa rybníka oddělená zátoka na přítoku, která fungovala jako předzdrž. Shodným prvkem pro rybníky Nesyt a Vrkoč byl fakt, že v obou případech přítoková voda pocházela z výše položených rybníků a byla již na vstupu bohatá na fytoplankton. Provedený monitoring prokázal, že v průběhu vegetační sezony dochází ke změnám koncentrací sledovaných ukazatelů jakosti vod v rybníčních vodách. Koncentrace fosforu byly nejvyšší v letních měsících, nejvyšší koncentrace amoniakálního dusíku byly zjištěny v květnu, koncentrace dusičnanového dusíku brzy na jaře (první odběr v dubnu) a koncentrace nerozpuštěných látek v závěru vegetační sezony. Změny v koncentraci chlorofylu ve vazbě na datum odběru neměly tak jednoznačný trend. Stejně tak i ukazatele organického znečištění. Tyto poznatky z monitoringu jsou v souladu s informacemi prezentovanými v literatuře (Janda a Pechar, 1996; Luzar a Nowaková, 2010).

Lze konstatovat, že ekosystémy sledovaných rybníků významně eliminovaly i silné znečištění přinášené přítoky. Hlavní roli v jejich samočisticí funkci přitom hraje silné zředění a dobře rozvinutá planktonní společenstva. Hodnoty BSK₅ na odtoku však nebyly vždy lepší než na přítoku – u námi sledovaných rybníků tomu tak bylo jen u rybníka Nesyt. Zde je třeba poukázat na skutečnost, že při stanovení BSK₅ vod bohatých na plankton nebývá BSK₅ jen mírou znečištění, tedy množství rozkládajících se organických látek, ale je silně ovlivňováno i dýcháním živého planktonu, který spotřebovává rozpuštěný kyslík, což byl zejména případ rybníka Šibeník a Vrkoč. Z výsledků monitoringu prezentovaných v tabulkách 2 a 3 je patrné, že v případě rybníků s poměrně vysokým znečištěním přítoků dochází k redukci zatížení, zejména v případě mikrobiálního znečištění a obsahu dusíku a fosforu. Tyto poznatky byly zjištěny v případě Kurdějovského rybníka a rybníků Šibeník a Nesyt.

Na příkladu vybraných rybníků jižní Moravy bylo potvrzeno, že charakter změn kvality vody po průtoku rybníky je zcela zásadně ovlivněn kvalitou přítokové vody. Průtok vody rybníky, na nichž byla kvalita přítokové vody zhoršená v důsledku organického znečištění, se projevil pozitivními změnami v saprobiologických ukazatelích, a to i přesto, že jejich produkce ryb byla v porovnání s průměrem českých rybníků významně vyšší (716–1 112 kg/ha). Hlavním faktorem ovlivňujícím vývoj a změny kvality vody po průtoku studovanými rybníky tak bylo především zatížení přítokové vody. Intenzita a opatření v rámci rybníkářského managementu se na zhoršení parametrů odtékající vody projeví pouze v případě, že kvalita přítékající vody odpovídala betamezosaprobite (popř. vyšší kvalitě).

Literatura

- Adáček, Z. (2006) Metodika odběru a zpracování vzorků makrozoobentosu stojatých vod. VÚV TGM, 10 s.
- Adáček, Z. a Jirásek, J. (1989) Vývoj kvality vody a produkce v organicky zatěžených rybníčních. In Význam malých polnohospodářských nádrží pro rybářstvo a ochranu vodního prostředí krajiny. Nitra, 85–90.
- Adáček, Z., Jirásek, J., Vachta, R. a Zapletal, V. (1987) Chemismus a biologie škrobáren-

ských akumulčních rybníků. In Intenzifikace rybářské výroby a kvalita vody. Velké Meziříčí, 62–66.

- Begon, M., Harper, J.L., and Townsend, C.R. (1990) Ecology. Individuals, Populations and Communities. Oxford (UK) : Blackwell Science, 220 p.
- Gergel, J. a Kalenda, M. (1983) Vliv rybníků na kvalitu povrchové vody. Sborník ÚVTIZ meliorace, 2, 1983, 93–102.
- Guziur, J. a Adáček, Z. (1987) Změny kvality rybníční vody při intenzivním minerálním hnojení NPK. In Intenzifikace rybářské výroby a kvalita vody. Velké Meziříčí, 100–107.
- Heteša, J., Marvan, P. a Kupec, P. (2002) Úvalský a Šibeník – rybníky splňující funkci čistíren odpadních vod. In Spurný, P. (ed.) V. česká ichtyologická konference – sborník z konference s mezinár. účastí, Brno, 25. 9. 2002. Brno : Mendelova zemědělská a lesnická univerzita, 2002, 45–51.
- Heteša, J. a Marvan, P. (2006) Metodika odběru a zpracování vzorků fytoplanktonu tekoucích vod. VÚV TGM.
- Chaloupková, L. a Adáček, Z. (2009) Rybí společenstva stok rybníčních systémů Nesytu a Vrkoče (jižní Morava, ČR). In 60 let výuky rybářské specializace na MZLU v Brně. Brno : MZLU, 2.–3. 12. 2009, 131–137.
- Janda, J. a Pechar, L. (1996) Trvale udržitelné využívání rybníků v CHKO a BR Třeboňsko. IUCN.
- Kokeš, J. a Němejcová, D. (2006) Metodika odběru a zpracování vzorků makrozoobentosu tekoucích vod metodou Perla. VÚV TGM.
- Luzar, T. a Nowaková, H. Vliv rybníků na jakost vody v recipientu. VTEI, 2010, roč. 52, č. 2, 8–11, příloha *Vodního hospodářství* č. 4/2010.
- Musil, J. a Adáček, Z. (2007) Piscivorous fishes diet dominated by the Asian cyprinid invader, topmouth gudgeon (*Pseudorasbora parva*). *Biologia* (Bratislava), 64(4): 488–490.
- Musil, J., Adáček, Z., and Baranyi, C. (2007) Seasonal dynamics of fish assemblage in a pond canal. *Aquaculture International*, 15: 217–226.
- Příkryl, I. (1987) Kvalita vody v rybnících z hlediska kategorizace rybníků. Intenzifikace rybářské výroby a kvalita vody – sborník referátů celostátního symposia, 18–25.
- Rozkošný, M. aj. (2006) Hodnocení stavu vodních ekosystémů říční nivy. DÚ06. Projekt Morava IV. Závěrečná syntetická zpráva. Výzkumná zpráva. Brno : VÚV TGM (depon. v knihovně VÚV).
- Rozkošný, M. aj. (2008) In Šunka, Z. aj. Identifikace antropogenních tlaků na kvalitativní stav vod a vodních ekosystémů v oblastech povodí Moravy a Dyje. Brno : VÚV TGM (depon. v knihovně VÚV).
- Rozkošný, M. aj. (2009) In Šunka, Z. aj. Identifikace antropogenních tlaků na kvalitativní stav vod a vodních ekosystémů v oblastech povodí Moravy a Dyje. Výzkumná zpráva. Brno : VÚV TGM (depon. v knihovně VÚV).
- Rozkošný, M. aj. (2010) In Šunka, Z. aj. Identifikace antropogenních tlaků na kvalitativní stav vod a vodních ekosystémů v oblastech povodí Moravy a Dyje. Výzkumná zpráva. Brno : VÚV TGM (depon. v knihovně VÚV).

Příspěvek byl zpracován s podporou projektu VaV SP/2e7/73/08 „Identifikace antropogenních tlaků na kvalitativní stav vod a vodních ekosystémů v oblastech povodí Moravy a Dyje“ a CENAKVA CZ.1.05/2.1.00/01.0024.

Ing. Miloš Rozkošný, Ph.D., Ing. Pavel Sedláček
VÚV TGM, v.v.i., Brno
e-mail: Milos_Rozkosny@vuv.cz
doc. RNDr. Zdeněk Adáček, CSc., Ing. Lucie Všeticková
Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích,
Fakulta rybářství a ochrany vod
e-mail: adamek@ivb.cz
prom. biol. Jiří Heteša, CSc., RNDr. Petr Marvan, CSc.
Limni, s. r. o., Brno
e-mail: limni@alfapassage.cz
Příspěvek prošel lektorským řízením.

Impact of pond management on the water ecosystems of streams in the South Moravia region (Rozkošný, M.; Adáček, Z.; Heteša, J.; Všeticková, L.; Marvan, P.; Sedláček, P.)

Key words

water ecosystems – pond – fish farming – water quality – artificial substrates

The paper provides information about a part of the research project SP/2e7/73/08, which was focused on the mutual interference of water quality in streams and carp ponds with respect to the pond management specifics in the Dyje River catchment area (Czech Republic). There was confirmed that the pattern of water quality alterations after flow through a carp pond was principally determined by the inflow water quality. Positive changes (improvement) of water quality determinants were recorded downstream the ponds receiving severely polluted water with heavy organic loading. On the contrary, negative changes (water quality deterioration) were recorded downstream the ponds supplied with good quality water (adequate to beta-mesosaprobity, or better).

NÁVRH POSTUPŮ STANOVENÍ EFEKTIVNOSTI BIOTECHNICKÝCH PROTIEROZNÍCH OPATŘENÍ

Pavla Štěpánková, Libor Chlubna, Karel Drbal, Veronika Sobotková, Miroslav Dumbrovský

Klíčová slova

vodní eroze – protierozní opatření – záchytný průleh – analýza nákladů a užitků

Souhrn

Vzhledem k tomu, že v České republice je v současné době erozí ohroženo více než 50 % orné půdy, je třeba takto rozsáhlý problém řešit návrhy a realizací efektivních opatření ke zmírnění nežádoucích dopadů. Vybudování vhodných systémů ochranných opatření představuje ve výsledku investici nemalých finančních prostředků. Je proto nutné vlastní návrhy optimalizovat z pohledu vynaložených nákladů a dosaženého efektu posuzovaných opatření.

Tento příspěvek prezentuje výsledky dílčího úkolu „Stanovení efektivity a účelnosti protipovodňových přírodních blízkých opatření“ řešeného v rámci projektu „Identifikace antropogenních tlaků na kvalitativní stav vod a vodních ekosystémů v oblastech povodí Moravy a Dyje“ v letech 2007–2010.

Cílem tohoto úkolu bylo navrhnout a prověřit postupy posouzení efektivity vybraného prvku systému protierozních opatření. K řešení byl zvolen záchytný průleh (typ biotechnického opatření), na kterém byly připraveny a vyzkoušeny přístupy stanovení hlavních komponent tvořících celkové náklady, tj. vstupní údaj pro vlastní analýzy nákladů a užitků hodnoceného opatření.

Úvod

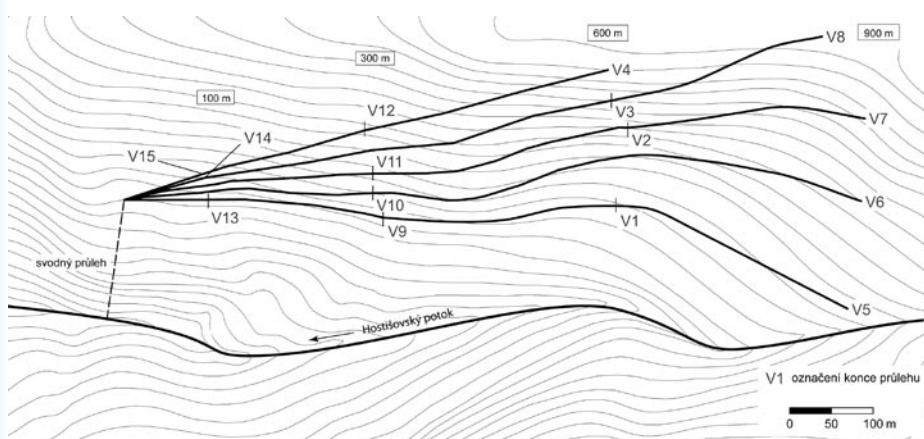
Eroze půdy je v podmínkách České republiky významným degradačním procesem ohrožujícím v současné době více než 50 % orné půdy, což je cca 1,5 mil. ha. Z této plochy je celých 80 % postiženo vodní erozí.

Projevem degradace půdy, způsobené vodní erozí, je poškození komplexu fyzikálních, chemických a biologických vlastností, které vede k dalším „zrychleným“ erozním procesům (půdy jsou bezstrukturní, náchylné ke vzniku půdní krusty), v důsledku čehož se i nenasycená suchá půda schopná infiltrovat a akumulovat srážky chová jako půda nasycená (Kutílek aj., 2000; Lal, 2001). Voda rychle odtéče po povrchu (způsobuje silnou vodní erozi), stéká do drah soustředěného odtoku a bez užitku končí ve vodních tocích. Zde dochází k zanášení koryta a následně pak ke snižování jeho kapacity, která musí být obnovována odtěžením sedimentů (Robinson, 1973). V případě blízkosti zastavěných ploch může docházet k významným škodám na majetku.

Degradace půdy má také nepříznivé ekonomické dopady (Lal, 1998), způsobené především snížením úrodnosti půdy. Nižší produkci plodin je možné do určité míry zabránit zvýšenou dávkou hnojiv, což má za následek vyšší náklady na pěstování plodin (Lal, 2001).

Degradaci půd vodní erozí a s ní spojených dopadů lze účinně omezit různými typy protierozních opatření v ploše povodí (Janeček, 2007). Měly by výrazně omezit nepříznivé účinky povrchového odtoku a snížit povodňové ohrožení právě z přívalových srážek. Vhodně navržená opatření mohou významně přispět k redukcí škod na majetku v intravilánech obcí, k omezení transportu splavenin a znečišťujících látek do vodních toků a nádrží. Omezení povrchového odtoku také zabraňuje destrukci komplexního systému půdních vlastností.

Náklady spojené s realizací a provozem ochranných opatření lze rozdělit na přímé a nepřímé (Lal, 2001). Za přímé náklady jsou považovány náklady na vybudování opatření a náklady na jeho provoz a údržbu. Mezi nepřímé pak patří náklady na odtěžení sedimentů z vodních toků, nádrží, popř. z intravilánu obcí. Dále je sem možné zahrnout náhrady ekonomické újmy způsobené snížením výměry obdělávaných pozemků o plochu realizovaných opatření, popř. změnou způsobu obdělávání pozemků. V neposlední řadě je třeba



Obr. 2. Lokalizace jednotlivých variant záchytného průlehu (varianta 1–15)

do nepřímých nákladů (dopadů) také zahrnout snížení produkce půdy způsobené její degradací v případě neuplatnění žádného protierozního opatření.

Do kategorie užitků patří především snížení ztráty půdy (objemu eroze), a tím i omezení degradace půdy. Dále pak zabránění snižování výnosů zemědělské produkce, snížení zanášení koryt vodních toků a nádrží a v neposlední řadě také ochrana majetku v intravilánech obcí.

Jedním ze základních prvků systému protierozních opatření v ploše povodí je záchytný průleh. Pro tento typ opatření byly připraveny a vyzkoušeny přístupy stanovení hlavních komponent tvořících celkové náklady, tj. vstupní údaje pro vlastní analýzy nákladů a užitků hodnoceného opatření.

Návrhem protierozních a protipovodňových opatření se v České republice zabývala řada autorů. Postup návrhu a realizace biotechnických opatření (záchytného průlehu) metodicky zpracoval Janeček aj. (2007). Vlastní analýza nákladů a užitků záchytného průlehu nebyla v České republice podrobněji řešena. Kalkulací nákladů a výnosů v zemědělství se zabývala ve své metodice Poláčková aj. (2010). Byly zde popsány metody, pravidla a postupy zpracování vlastních nákladů a výnosů jednotlivých zemědělských i nezemědělských výrobků, služeb a činností. I zahraniční prameny se věnují především degradaci půdy způsobené vodní erozí (Lal, 2001), popř. zemědělským obděláváním (Lewis and Nyamalinda, 1996; Quine et al., 1999) a následně transportem oderodovaného půdního materiálu do vodních toků (Robinson, 1973). Lal (1998) vyčíslil hodnoty rizika globální ztráty pístitelských výnosů vlivem eroze na 10 % pro obiloviny, 5 % pro sojové boby, 5 % pro luštěniny a 12 % pro okopaniny a brambory.

Materiál a metodika

Vlastní analýzy byly prováděny na pilotním povodí Hostišovského potoka (pravostranný přítok Dřevnice, plocha povodí 10,8 km² – obr. 1). V případě extrémních srážkových situací ohrožuje Hostišovský potok obce Lhotka a Tečovice. Vlivem nepříznivých účinků přívalových dešťů a jarního tání dochází k ohrožení intravilánu povrchovým odtokem a transportem splavenin.

Zde byla vybrána modelová lokalita na pravobřežním svahu Hostišovského potoka mezi obcemi Hostišová a Lhotka. Pro ni byly navrženy různé varianty dispozičního řešení opatření typu průlehu (obr. 2) a stanoveny jejich hlavní návrhové parametry nezbytné pro posouzení jejich výsledných efektů. Jako referenční stav sloužila tzv. varianta V0, která reprezentovala současný stav bez uplatnění jakéhokoliv opatření. Efektivita variant jednotlivých návrhů opatření byla dále posuzována vzhledem k tomuto stavu.

Stanovení objemu eroze

Stanovení objemu eroze (ztráty půdy) pro stav před uplatněním biotechnických opatření a kvantifikace jejího snížení po uplatnění těchto opatření představuje jeden z hlavních přínosů v analýze nákladů a užitků.

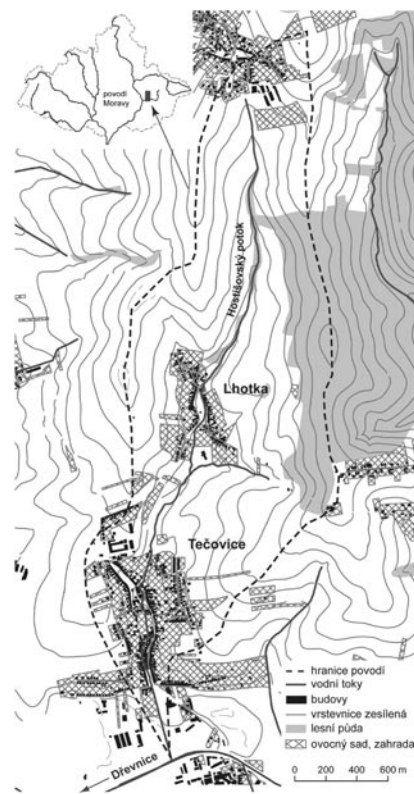
Ztráta půdy byla stanovena podle metody Wischmeiera a Smithe (1978) na základě DMT (digitálního modelu terénu) metodou USLE 2D s využitím LS algoritmu podle McCool (Govers and Van Oost, 2003). Podíl odnosu splavenin do vodního toku byl stanoven pomocí metody poměru odnosu, která je založena na vztahu mezi intenzitou ztráty půdy a velikostí povodí (Robinson, 1977).

Stanovení pořizovacích nákladů

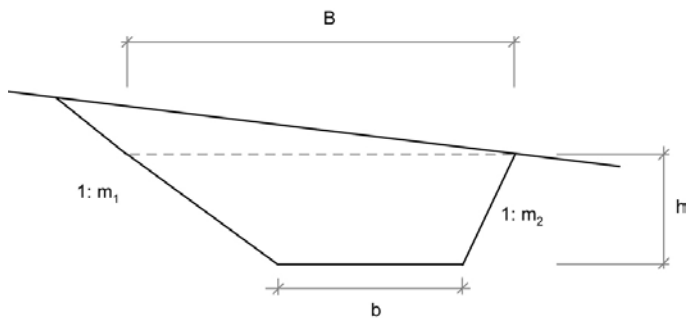
Stanovení pořizovacích nákladů biotechnických opatření je založeno na jednotkových cenách z Katalogů popisů a směrných cen stavebních prací (ÚRS, 2010).

Pořizovací náklady v tomto případě byly stanoveny pro modelové opatření typu průlehu s následujícími konstrukčními parametry (obr. 3):

- šířka dna průlehu $b = 0,5 \text{ m}$,
- hloubka průlehu $h = 0,5 \text{ m}$,
- sklon svahů průlehu $m_{1,2} = 5$,
- podélný sklon dna průlehu $l = 0,5 \%$,



Obr. 1. Pilotní povodí Hostišovského potoka (včetně lokalizace v rámci povodí Moravy)



Obr. 3. Základní konstrukční parametry záchytného průlehu

sklon svahu sběrného povodí $s = 10 \%$,
 délka průlehu $L = 300 \text{ m}$.

Hloubka ornice sejmutá z povrchu svahu byla stanovena na 0,2 m a ornice vrácená na plochu vybudovaného průlehu byla počítána v tloušťce 0,1 m. Z celkové ceny modelového průlehu (363 823,57 Kč) byla stanovena cena za 1 m³ prostoru průlehu (268 Kč). Tato cena sloužila k výpočtu pořizovacích nákladů na jednotlivé varianty navrhovaných průlehu.

Provozní náklady

Údržba záchytného průlehu bez doprovodné vegetace zahrnuje pravidelné sečení travního porostu na výšku 8–10 cm (dvakrát ročně – koncem května a v průběhu srpna), přihnojování porostu (jednou ročně na začátku vegetačního období) a bezprostřední odstraňování škod vzniklých v průlehu v důsledku odvádění povrchového odtoku. Významnou součástí údržby je také odstraňování sedimentu akumulovaného v průtočném profilu průlehu zejména v prvních třech letech po realizaci a dále jen podle potřeby průměrně po 5 letech (po realizaci doprovodných plošných opatření se nepředpokládá další výraznější zanášení průlehu).

Roční údržba záchytného průlehu bez doprovodné zeleně byla vyčíslena na 2,82 Kč/m²/rok, tj. odtěžení sedimentu – 2,02 Kč/m²/rok (jednou za rok, ÚRS, 2010), kosení – 0,60 Kč/m²/rok (dvakrát za rok) a hnojení – 0,20 Kč/m²/rok (jednou za rok). Náklady na kosení a hnojení byly stanoveny podle Poláčkové (2010a) a na základě konzultací s odborníky z Ústavu zemědělské ekonomiky a informací (ÚZEI).

Nepřímé náklady

Odtěžení sedimentu z vodního toku

Mezi nepřímé náklady lze zahrnout finanční vyčíslení negativních dopadů vodní eroze. Sem patří zanášení vodních toků a nádrží erodovaným materiálem, které je možné vyjádřit pomocí nákladů na odtěžení sedimentů. Ceny prací na odtěžení sedimentu z vodního toku vycházejí opět z Katalogů popisů a směrných cen stavebních prací (ÚRS, 2010). Jsou závislé především na třídě horniny, na šířce dna a hloubce koryta toku. Podle typu horniny (ČSN 73 3050) se pohybují v rozmezí 234–1 060 Kč/m³ odtěženého sedimentu.

Stanovení odnosu pudy do vodního toku bylo řešeno na základě předpokladu rovnoměrného zanášení. Tento předpoklad je do jisté míry zjednodušením. V závislosti na rychlosti proudění dochází k transportu látek a v důsledku toho k tvorbě výmolů, resp. nánosů, a tedy ke ztrátě stability koryta, která však nebyla předmětem tohoto úkolu.

Degradace pudy

Jediný způsob jak odhadnout snížení ceny pudy (degradace pudy) vlivem eroze je využít systému bonitovaných půdně ekologických jednotek (BPEJ). Vlivem erozní činnosti nastávají změny jak u hlavních půdních jednotek (HPJ) (např. černozem typická HPJ 01 se mění na HPJ 08 černozem smytou), tak se mění také hloubka pudy a skeletovitost, tj. 5. číslo kódu BPEJ. Cenu jednotlivých BPEJ (Kč/m²) stanovuje cenová vyhláška (vyhláška č. 3/2008 Sb.).

Tabulka 1. Charakteristiky jednotlivých variant záchytného průlehu na modelové lokalitě v povodí Hostišovského potoka

Varianta	Délka průlehu	Plocha svahu nad průlehem	Podélný sklon průlehu	Střední hloubka průlehu	Q _n průlehu	Tang. napětí	Objem průlehu	Ztráta pudy	Ztráta pudy na ha	Celkový odnos pudy	Odnos pudy do vodního toku	Snížení kapacity koryta	
	[m]	[m ²]	[%]	[m]	[m ³ /s]	[Pa]	[m ³]	[t/rok]	[t/ha/rok]	[m ³ /rok]	[m ³ /rok]	[%]	
V0	současný stav								668,9	18,7	221,6	221,6	22,56
V1	608	147 547	0,5	0,375	1,22	17,5	1 211,6	575,3	15,2	190,6	96,8	9,86	
V2	612	111 214	3,0	0,280	1,03	69,6	743,7	518,6	14,5	171,8	118,5	11,02	
V3	600	100 000	4,0	0,260	0,92	83,2	595,9	523,6	14,6	173,4	132,0	13,44	
V4	600	80 000	5,0	0,245	0,82	98,0	495,7	533,1	14,9	176,6	145,0	14,76	
V5	900	240 000	1,0	0,385	1,90	34,9	1 751,0	507,2	14,1	168,0	44,2	4,50	
V6	900	190 000	2,0	0,335	1,63	60,4	1 406,0	483,6	13,4	160,2	67,5	6,87	
V7	900	150 000	3,0	0,305	1,43	80,0	1 187,9	477,2	13,2	158,1	91,9	9,36	
V8	900	110 000	4,0	0,275	1,17	92,6	942,8	498,4	13,8	165,1	119,9	12,21	
V9	300	80 000	0,5	0,310	0,63	13,3	399,0	585,5	16,3	194,0	152,3	15,50	
V10	300	70 000	2,0	0,255	0,59	41,6	285,8	583,8	16,3	193,4	158,1	16,10	
V11	300	70 000	3,0	0,240	0,56	55,3	259,0	584,0	16,3	193,4	162,3	16,53	
V12	300	60 000	5,0	0,215	0,49	80,4	206,9	590,0	16,5	195,5	171,5	17,46	
V13	100	30 000	0,5	0,235	0,20	9,20	79,5	636,6	17,8	210,9	198,2	20,18	
V14	100	30 000	4,0	0,200	0,19	54,9	62,1	637,8	17,8	211,3	199,8	20,35	
V15	100	20 000	5,0	0,200	0,18	68,7	60,4	637,1	17,8	211,1	200,2	20,38	

Na modelové lokalitě v povodí Hostišovského potoka se vyskytuje ilimerizovaná půda (BPEJ 31410). V případě neřešení komplexní protierozní ochrany v tomto povodí by po určité době došlo ke změně na pelozem (BPEJ 32011). Podle uvedené vyhlášky by klesla cena pudy z hodnoty 12,50 Kč/m² na hodnotu 7,28 Kč/m². Časový interval, za který dojde k degradaci pudy z jedné úrovně BPEJ na nižší, však není v současné době jednoznačně stanoven a není tedy možné vyjádřit roční degradaci pudy v peněžních jednotkách.

Náhrada ekonomické újmy

Náhrada ekonomické újmy představuje případné ztráty příjmů (z produkce orné pudy) v důsledku zavedení daného protierozního opatření. V případě záchytného průlehu se především jedná o snížení obdělávané plochy pozemku o plochu průlehu.

Příspěvek na náhradu ekonomické újmy je definován jako rozdíl mezi tržní produkcí a variabilními náklady jednotlivých komodit. Kalkulace vychází z údajů pro zemědělské hospodářství (Poláčková, 2010a).

Výpočet je možné prezentovat na příkladu pšenice, která nepatří mezi erozně nebezpečné plodiny a je možné ji pěstovat i na svazích ohrožených erozí. Podle údajů pro rok 2008 (Poláčková, 2010a) byl výnos pšenice 6,18 t/ha. Náklady na vypěstování jedné tuny pšenice činily 2 726 Kč a prodejní cena byla 3 991 Kč/t. Finanční výnos na ha (prodejní cena snižená o náklady) tak v roce 2008 činil 7 818 Kč/ha. Provedení biotechnického opatření na obdělávaném pozemku sníží jeho výměru o plochu daného opatření, pro kterou lze navrženým postupem stanovit vyšší ekonomické újmy.

Vzhledem k tomu, že v současné době nelze finančně vyčíslit hodnotu degradace pudy vlivem eroze, nebylo do analýzy nákladů a užitek zahrnuto vyčíslení náhrady ekonomické újmy. Důvodem je fakt, že finanční vyčíslení nákladů je v mnoha případech jednodušší a exaktnější než ohodnocení všech přínosů navrhovaného opatření. Mohlo by pak dojít k situaci, kdy všechny přesně vyčíslené náklady přesáhnou jen částečně vyjádřené přínosy a finanční rozvaha vždy vyjde v neprospěch navrhovaného opatření.

Výsledky a diskuse

Na modelové lokalitě bylo navrženo celkem 15 variant dispozičního řešení opatření typu průlehu (obr. 2) a stanoveny jejich hlavní návrhové parametry nezbytné pro posouzení jejich výsledných efektů (tabulka 1).

Největší snížení ztráty pudy (o 25 % a více) bylo dosaženo u tří nejdelších variant průlehu (varianty V6–V8, tabulka 1). Varianta V5, která je také 900 m dlouhá, snižuje ztrátu pudy o 24,2 %. Z pohledu ochrany vodního toku před zanášením sedimenty je neúčinnější varianta V5, u které došlo ke snížení odnosu pudy do vodního toku o 80 %. Je to dáno především polohou navrhovaného záchytného průlehu, který leží nejlépe vodnímu toku (obr. 2). Ještě další tři varianty navržené blízko vodního toku (V6, V7, V1) snižují zanášení vodního toku o více než 50 %. Podobně je to i s hodnotami snížení kapacity koryta vodního toku. Naopak u variant V5–V7 a V1 dojde ke snížení kapacity koryta maximálně o 10 % (tabulka 1). Je logické, že čím blíže vodnímu toku je navrhovaný průlehu, tím více se zmenšuje plocha, ze které dochází k odnosu pudy do recipientu a tím i jeho zanášení.

Analýza nákladů a užitek byla provedena z pohledu srovnání varianty V0 (stav bez uplatněného biotechnického opatření) a celkových nákladů na jednotlivé návrhy variant záchytného průlehu. Náklady na výchozí stav – variantu V0 představuje cena každoročního odtěžení sedimentů z vodního toku jako výsledek eroze zemědělské pudy. Ke stanovení celkových nákladů pro dílčí prvek ochranného opatření záchytný průlehu bylo nezbytné vyčíslit dílčí položky nákladů: na pořízení (realizaci) vlastního opatření; na údržbu průlehu; na odtěžení transportovaného materiálu-sedimentu z vodního toku (tabulka 2). Zajištění údržby prvku ochranného opatření a těžba sedimentů se předpokládá v ročním kroku.

Z odhadu vývoje celkových nákladů jednotlivých uvažovaných variant vyplývá, že již od druhého roku provozu jsou celkové náklady na variantu V2 nižší než v případě stavu bez uplatněného biotechnického opatření (varianta V0). V pětiletém horizontu se jako nejefektivnější jeví varianta V10, v desetiletém pak varianta V2. Od 11. roku provozu je „optimem“ varianta V5 (tabulka 2). Významnou částí nákladů za dobu provozování navržených opatření je cena za odtěžení sedimentů z vodního toku. Je tedy logické, že

z tohoto pohledu (bez započtení ekvivalentní hodnoty degradace půdy a ekonomické újmy na zemědělské produkci) bude nejefektivnější varianta nejbližší vodnímu toku podél celého studovaného úseku. Náklady na údržbu vlastního průlehu nejsou dominantní položkou.

Hlavním přínosem protierozních opatření je z pohledu zemědělce výrazné zpomalení poklesu úrodnosti půdy, potažmo snížení její degradace. Z pohledu vodohospodáře je významným efektem „zpomalení stárnutí“ vodohospodářské infrastruktury. Dosud neuspokojivě vyřešeným problémem však zůstává přílehlavé ocenění degradace půdy a aproximace průběhu tohoto jevu v čase. Proto nebyl tento významný přínos zahrnut do obvyklé analýzy nákladů a užitek založené na finančním srovnání variant.

Závěr

Na vybraném pilotním povodí Hostišovského potoka bylo navrženo 15 variant dispozičního řešení biotechnického opatření a stanoveny jejich hlavní návrhové parametry, výsledné efekty, tj. celkové snížení ztráty půdy, snížení odnosu půdy a tím i snížení zanášení úseku vodního toku Hostišovského potoka. Pro všechny sledované varianty byly stanoveny náklady na jejich případnou realizaci a roční náklady na údržbu těchto opatření. Do celkových nákladů jednotlivých variant byly dále zahrnuty výdaje spojené s odtěžením sedimentů transportovaných vodou do vodního toku. Výsledné hodnoty nákladů byly porovnávány s tzv. počáteční variantou V0, která reprezentovala stav bez uplatněného opatření. Náklady na tuto variantu představují jen náklady na odtěžení sedimentů z úseku vodního toku.

Dosud neuspokojivě vyřešeným problémem zůstává přílehlavé ocenění degradace půdy a aproximace průběhu tohoto jevu v čase. Proto nebyl tento významný přínos zahrnut do obvyklé analýzy nákladů a užitek založené na finančním srovnání variant.

V průběhu řešení byly vytvořeny a otestovány nástroje a přístupy stanovování efektivity biotechnického opatření typu záchrtný průleh. Ty budou využívány v dalších projektech při hledání vhodných systémů opatření na ochranu území před dopady povodní a erozními jevy.

Poděkování

Příspěvek je výsledkem řešení projektu VaV „Identifikace antropogenních tlaků na kvalitativní stav vod a vodních ekosystémů v oblastech povodí Moravy a Dyje – dílčí úkol Stanovování efektivity a účelnosti protipovodňových přírodních opatření“ (SP/2e7/73/08).

Literatura

- Govers, G. and Van Oost, K. *Usle2D Homepage* [online]. 23-05-2003 [cit. 2010-09-03]. Division of Geography of K. U. Leuven. Dostupné z WWW: <<http://geo.kuleuven.be/geography/modelling/erosion/usle2d/index.htm>>
- Janeček, M. aj. *Ochrana zemědělské půdy před erozí: Metodika*. Praha : ISV, 2007. 76 s. ISBN 978-80-254-0973-2.
- Kutílek, M., Kuráž, V. a Císlarová, M. *Hydropedologie 10: Skriptum*. Praha : ČVUT, 2000. 176 s.
- Lal, R. Soil erosion impact on agronomic productivity and environment quality. *Critical Review. Plant Science*. 1998, p. 319–464. ISSN 0168-9452.
- Lal, R. Soil degradation by erosion. *Land Degradation & Development*, 2001, vol. 12, no. 6, p. 519–539.
- Lewis, LA. and Nyamalinda, V. The critical role of human activities in land degradation in Rwanda. *Land Degradation & Development*, 1996, vol. 7, p. 47–56.
- Poláčková, J. aj. *Metodika kalkulací nákladů a výnosů v zemědělství*. Praha : ÚZEI, 2010. 73 s. ISBN 978-80-86671-75-8.
- Poláčková, J. aj. *Nákladovost zemědělských výrobků v ČR za rok 2008: informační studie č. 101*. Praha : ÚZEI, 2010a, 45 s. ISBN 978-80-86671-77-2.
- Quine, T., Walling, D., Chakela, Q., Mandiringana, O., and Zhang, X. Rates and patterns of tillage and water erosion on terraces and contour strips: evidence from cesium-137 measurements. *Catena*, 1999, vol. 36, p. 115–142.

Tabulka 2. Stanovení celkových nákladů (V0 = dopady na vodní tok; V1–V15 = pořizovací + provozní + dopady na vodní tok) pro různou dobu provozu s vyznačením ekonomicky nejefektivnějších variant

Varianta	Doba provozu (rok)						
	1	2	5	10	20	30	40
V0	99 259	198 518	496 295	992 590	1 985 180	2 977 770	3 970 360
V1	379 284	433 848	597 542	870 364	1 416 009	1 961 654	2 507 299
V2	261 197	323 068	508 680	818 034	1 436 742	2 055 449	2 674 157
V3	226 498	293 301	493 710	827 725	1 495 754	2 163 784	2 831 813
V4	204 717	276 571	492 133	851 403	1 569 943	2 288 483	3 007 023
V5	505 173	541 073	648 772	828 270	1 187 267	1 546 263	1 905 260
V6	421 572	466 321	600 569	824 314	1 271 804	1 719 295	2 166 786
V7	372 867	427 355	590 819	863 259	1 408 139	1 953 020	2 497 900
V8	318 135	383 603	580 009	907 351	1 562 035	2 216 720	2 871 404
V9	179 581	252 217	470 124	833 303	1 559 661	2 286 018	3 012 376
V10	151 187	225 777	449 547	822 496	1 568 396	2 314 295	3 060 195
V11	145 707	221 999	450 874	832 334	1 595 254	2 358 174	3 121 094
V12	135 431	215 417	455 375	855 306	1 655 166	2 455 027	3 254 888
V13	111 238	201 171	470 972	920 639	1 819 975	2 719 310	3 618 645
V14	107 181	197 707	469 286	921 918	1 827 181	2 732 444	3 637 707
V15	106 850	197 521	469 536	922 894	1 829 610	2 736 326	3 643 043

Robinson, AR. The problem with sediment. In *Proceedings of the Georgia Governor's Conference on Sediment Control*. Athens, Georgia, 1973, p. 5–12: State Soil and Water Conservation Committee.

Robinson, AR. Relationship between soil erosion and sediment delivery. In *Erosion and Solid Matter Transport in Inland Waters Symposium*. Paris, 1977. International Association of Hydrological Sciences. Publication No. 122, p. 159–167.

ÚRS. *Cenová soustava ÚRS*, 2010. Dostupné z WWW: <<http://www.urspraha.cz/>>

Vyhláška Ministerstva financí č. 3/2008, ze dne 3. ledna 2008, o provedení některých ustanovení zákona č. 151/1997 Sb., o oceňování majetku a o změně některých zákonů, ve znění pozdějších předpisů (oceňovací vyhláška).

Wischmeier, WC. and Smith, DD. Predicting rainfall erosion losses – a guide to conservation planning. *Agricultural Handbook*, 1978, No. 537. US Department of Agriculture, Washington, DC.

Mgr. Pavla Štěpánková, Ph.D., Ing. Libor Chlubna, Ing. Karel Drbal, Ph.D., Ing. Veronika Sobotková
ÚVU TGM, v.v.i., Brno

pavla_stepankova@vuv.cz

doc. Ing. Miroslav Dumbrovský, CSc.

VUT v Brně, Fakulta stavební, Ústav vodního hospodářství krajiny
dumbrovsky.m@fce.vutbr.cz

Příspěvek prošel lektorským řízením.

Proposal of effectiveness assignment of structural soil protection measure (Štěpánková, P.; Chlubna, L.; Drbal, K.; Sobotková, V.; Dumbrovský, M.)

Key words

water erosion – soil protection measure – channel terrace – cost-benefit analysis

In the Czech Republic, more than 50% of arable land is endangered by soil erosion. It is necessary to solve this problem by proposal and realization of protection measures systems. This procedure requires big financial expenses. So, it is essential to make detailed cost-benefit analysis for all proposed measures.

Following text presents results of subproject “An assessment of effectiveness of soil protection measures”, which was a part of the project “Identification of anthropogenic pressures on water quality and water ecosystems in Dyje and Morava River subbasin” from 2007 to 2010.

The aim of this subproject was to propose and verify procedures of cost-benefit analysis of one type of protection measures. Base components of total costs and benefits were found for the channel terrace as main inputs into cost-benefit analysis.

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

**ISSN 0322 - 8916
 MK ČR 6365**

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

**VUV
 TGM**

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