

VODOHOSPODÁŘSKÁ KONFERENCE

VODNÍ NÁDRŽE 2013

25.–26. ZÁŘÍ 2013



Konferenci pořádá státní podnik Povodí Moravy ve spolupráci s Českou vědeckotechnickou vodohospodářskou společností, s ostatními podniky Povodí a partnery.

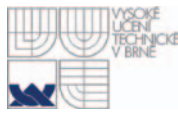
Hlavní partneři



Partneři



Odborní partneři



Mediální partneři



Konference se koná pod záštitou Ministerstva zemědělství ČR, Ministerstva životního prostředí ČR a Jihomoravského kraje



Programový výbor konference

Prof. Ing. Vojtěch Broža, DrSc., České vysoké učení technické v Praze
Prof. RNDr. Jaroslav Vrba, CSc., Česká limnologická společnost
Prof. Ing. Miloš Starý, CSc., Vysoké učení technické v Brně
Prof. Ing. Blahoslav Maršálek, CSc., Centrum pro cyanobakterie a jejich toxiny
Doc. Ing. Josef Hejzlar, CSc., Biologické centrum Akademie věd ČR, v. v. i.
RNDr. Jindřich Duras, Ph.D., Povodí Vltavy, státní podnik
RNDr. Jakub Borovec, Ph.D., Biologické centrum Akademie věd ČR, v. v. i.
Mgr. Pavel Rosendorf, Výzkumný ústav vodohospodářský TGM, v.v.i.
Ing. Petr Vít, Česká vědeckotechnická vodohospodářská společnost
Ing. Marek Viskot, Povodí Moravy, s.p.
Mgr. Dušan Kosour, Povodí Moravy, s.p.

Vydavatel

Povodí Moravy, s.p., Dřevařská 11, 601 75 Brno
1. vydání, 220 výtisků, 164 stran

Editor

Mgr. Dušan Kosour

Citace

Vodní nádrže 2013: 25.-26. září 2013, Brno, Česká republika. KOSOUR, Dušan, ed.

Brno: Povodí Moravy, s.p., 2013.

Water reservoirs 2013: September 25.-26., 2013, Brno, Czech Republic. KOSOUR, Dušan, ed. Brno: Povodí Moravy, s.p., 2013.

Tisk a grafická úprava

Tiskárna Didot, s.r.o.

Za jazykovou úpravu a obsah příspěvků zodpovídají autoři.

OBSAH

Automatizace řešení zásobní funkce vodohospodářské soustavy <i>Menšík P., Starý M., Marton D.</i>	
Adaptabilita vodohospodářské soustavy SHP <i>Pail T.</i>	
Analýza výhledových vodních děl na základě pozorovaných hydrologických dat <i>Zukal M., Satrapa L.</i>	
Nádrž Nové Heřminovy jako součást opatření ke snížení povodňových rizik na horní Opavě <i>Švancara J.</i>	
Malé vodní nádrže ve správě Povodí Moravy, s.p. <i>Viskot M.</i>	
Rybníky jako základní výrobní prostředek, vodní dílo a možnosti jejich mimoprodukčního využití <i>Vavřina A.</i>	
Poruchy hrází malých vodních nádrží <i>Žatecký S.</i>	
Akumulační a retenční schopnost krajiny vodní nádrže ve vztahu ke koncepci rozvoje zelené infrastruktury pro zvýšení kvality prostředí a života lidí <i>Broža V.</i>	
Metodika pro hodnocení ekologického potenciálu silně ovlivněných a umělých vodních útvarů – kategorie jezero - návrh <i>Borovec J., Hejzlar J., Znachor P., Čtvrtlíková M., Blabolil P., Říha M., Matěna J., Kubečka J.</i>	
Stanovení podílu emisí znečišťujících látek z různých zdrojů do povrchových vod <i>Vyskoč P., Beneš J., Prchalová H., Rosendorf P., Kristová A., Mičaník T., Svobodová J., Semerádová S., Richter P., Matoušová L.</i>	
Metodika hodnocení eutrofizačního potenciálu zdrojů fosforu v povodí vodních nádrží – podklad k výběru efektivních opatření k omezení eutrofizace <i>Rosendorf P., Zahrádka V., Dostál T., Ansorge L., Beránek J., Krása J.</i>	
Co říkají ryby o kvalitě vodních ekosystémů <i>Blabolil P., Říha M., Peterka J., Prchalová M., Vašek M., Jůza T., Čech M., Draštík V., Kratochvíl M., Muška M., Tušer M., Frouzová J., Ricard D., Mrkvička T., Sajdllová Z., Vejřík L., Šmejkal M., Borovec J., Matěna J., Boukal D., Kubečka J.</i>	
Je reálné a vůbec možné odstraňovat zvýšenou měrou fosfor na ČOV v obcích do itis. EO?? <i>Očásková I.</i>	
Bodové zdroje a problematika jejich hodnocení <i>Potužák J., Duras J., Marcel M., Rohlík V.</i>	
Předzdrže v povodí VN Švihov – látková bilance, účinnost retence fosforu <i>Dobiáš J., Forejt K., Duras J., Marcel M., Liška M.</i>	
Metodika hodnocení ohroženosti vodních nádrží eutrofizací způsobenou přísunem erozního fosforu <i>Krása J., Dostál T., Rosendorf P., Hejzlar J., Borovec J.</i>	
Odnos fosforu a dusíku z deseti mikropovodí v povodí VN Dalešice <i>Fiala D.</i>	
Identifikace zdrojů potenciálního plošného zemědělského znečištění v povodí Jihlavy <i>Karásek P., Konečná J., Nováková E.</i>	79
Pan-Evropské kampaně monitoringu endokrinních disruptorů a dalších mikropolutantů v odpadních, povrchových a podzemních vodách <i>Bláha L., Jarošová B., Hilscherová K., Beníšek M., Giesy J., Loos R., Gawlik B.</i>	82
Problematika výskytu pesticidů v povodích vodárenských zdrojů <i>Liška M., Forejt K., Koželuh M., Soukupová K., Tajč V.</i>	84
Vnos látek do VN Švihov povodňovou vlnou v roce 2013 <i>Liška M., Dobiáš J., Duras J., Soukupová K., Válek J.</i>	90
Rozvoj akvatické vegetace ve VN Švihov v posledních letech <i>Kučera T., Duras J.</i>	96
Vodárenské nádrže Jizerských hor - kvalita vody a jejich změny <i>Koza V., Rederer L.</i>	104
Jak se mění naše acidifikované vody <i>Duras J., Potužák J., Vašek P., Hejzlar J.</i>	109
Problematika sucha v podmínkách Vodárenské akciové společnosti, a.s. <i>Novák J., Látal M., Oppeltová P.</i>	110
Zhodnocení čtyřletého úsilí o uplatnění biomanipulačních opatření na vodárenské nádrži Hamry <i>Jurajda P., Adámek Z., Janáč M., Valová Z., Rederer L., Zapletal T., Koza V., Špaček J.</i>	114
Vývoj plůdkového společenstva ryb Brněnské přehrady v letech 2007-2013 <i>Janáč M., Valová Z., Jurajda P.</i>	118
Vývoj biomasy fytoplanktonu Brněnské údolní nádrže v letech 2004-2013 <i>Geriš R., Kosour D.</i>	121
POSTEROVÁ SEKCE	
Dlouhodobý výpar z volné vodní hladiny na území ČR <i>Kohut M., Rožnovský J., Chuchma F., Kniezková T.</i>	126
Monitoring Duchcovských rybníků jako významných krajinných prvků <i>Mayhoferová I., Pecharová E.</i>	130
Luhačovický potok – návrat k přírodnímu charakteru toku a řešení jakosti vody v Luhačovické přehradě <i>Kabele J., Lubas M., Stehlík M., Veselý D.</i>	133
ZNALOP – Znalostní systém pro uchovávání, zpracovávání a poskytování znalostí k provozování vodohospodářských soustav <i>Toman M., Fanta D., Horský M., Čapek J., Filip M.</i>	137
Využití pokrokových oxidačních procesů k odstraňování estrogenních hormonů z odpadních vod <i>Pešoutová R., Stržiteský L., Hlavínek P.</i>	140
Sledování stabilizační nádrže Kobylice <i>Beránková M., Valdmanová J., Štastný V.</i>	146
Vliv realizovaných pozemkových úprav na kvalitu vody VN Hubenov <i>Podhrázská J., Karásek P., Konečná J., Stejskalová D.</i>	150

AUTOMATIZACE ŘEŠENÍ ZÁSOBNÍ FUNKCE VODOHOSPODÁŘSKÉ SOUSTAVY

Pavel Menšík¹, Miloš Starý², Daniel Marton³

¹Vysoké učení technické v Brně, Fakulta stavební, Ústav vodního hospodářství krajiny,
Veveří 331/95, 662 00 Brno, tel. +420 541 147 773, mensik.p@fce.vutbr.cz.

²Vysoké učení technické v Brně, Fakulta stavební, Ústav vodního hospodářství krajiny,
Veveří 331/95, 662 00 Brno, tel. +420 541 147 770, stary.m@fce.vutbr.cz.

³Vysoké učení technické v Brně, Fakulta stavební, Ústav vodního hospodářství krajiny,
Veveří 331/95, 662 00 Brno, tel. +420 541 147 773, marton.d@fce.vutbr.cz.

Abstrakt

Cílem příspěvku je snaha seznámit odbornou veřejnost s vytvořeným programovým prostředkem SOMVS (Simulační a optimalizační model vodohospodářské soustavy) a s jeho možnostmi použití. Program umožňuje automatizované vodohospodářské řešení zásobní funkce vodohospodářských soustav. Automatizace spočívá v sestavení inicializačních matic, sestavení řídicích rovnic, v postupném řešení řídicích rovnic a v sestavení dispečerských grafů. Proces automatizace tak umožňuje uživatelům bez hlubších znalostí řešit úlohy optimálního rozvoje a úlohy optimálního řízení systému zásobení vodou. Pro snadnější ovladatelnost je program vybaven intuitivním grafickým uživatelským rozhraním. Konfigurování vodohospodářské soustavy je provedeno pomocí kódových čísel. Kódová čísla umožňují zadat téměř libovolnou reálnou vodohospodářskou soustavu. Program podle potřeby sestaví simulační nebo optimalizační model vodohospodářské soustavy. Modely je možno použít pro řešení úloh optimálního rozvoje a úloh optimálního řízení systému zásobení vodou. Grafické uživatelské rozhraní umožňuje provést nezbytné úpravy programu uživatelem. V rámci úprav je možno upravit způsob řízení odtoku vody z nádrží v simulačním modelu a dále u obou modelů upravit tvar kritériální funkce. Úprava kritériální funkce umožňuje použití programu i pro jiné účely, například pro řešení hydroenergetické funkce soustavy nádrží.

Klíčová slova: operativní řízení; optimalizační model; simulační model; systém zásobení vodou; vodohospodářská soustava.

Abstrakt anglicky

Aim of this paper is an effort give information expert public with created program tool SOMVS (Simulation and Optimization Model of Water Management System) and its application possibilities. The program allows automated solution water supply function of water management systems. Automation consists in assembly of the initialization matrices, assembly of the governing equations, in sequential solution of the governing equations and assembly of the dispatcher graphs of reservoirs. Process of automation users without special knowledge allows solving of optimal development tasks and optimal control tasks of water supply system. The program has intuitive graphical user interface for easier handling. Configuring of the water management system is made using codes numbers. Codes numbers allow enter any configuration of real water management system. As appropriate the program assemble of the sim-

ulation or optimization model of water management system. Models can be used for solving the optimal development tasks and optimal control tasks of water supply system. The graphical user interface users allow making necessary modifications of the program. The modification can be modifying method of control of runoff water from reservoirs in the simulation model and both models can be modifying the form of the criterial function. Modify criterial function allows the program use for other purposes such as hydropower function of the reservoir system.

Keywords: Operative control; Optimization model; Simulation model; Water supply system; Water management system.

Úvod

Podle výsledků výzkumu [1] je účinek klimatických změn na minimální průtoky velmi významný a indikuje ohrožení zásobní funkce vodních zdrojů, které nemají dostatečnou akumulaci pro překrytí období sucha. Jednou z možností, jak předejít nebo úplně zabránit vzniku těchto problémů, je výstavba vodních nádrží nebo přehodnocení velikosti zásobních a ochranných objemů stávajících nádrží a změnit způsob manipulace s řízeným odtokem.

V návaznosti na klimatické změny a jejich vliv na vydatnost vodních zdrojů roste v současné době také potřeba zapojení progresivních metod do řízení provozu zásobní funkce nádrží. V budoucnu bude možno v současnosti používané způsoby řízení odtoku vody z nádrží rozšířit o automatizované řízení používající numerické metody. Takovéto metody však vyžadují mít k dispozici předpovědní modely přítoků vody do řízeného systému.

Řešení uvedených problémů vyžaduje odpovídající moderní programové prostředky. Dříve byly pro modelování používány velké sálové počítače a pro ně explicitně zpracované programy. Mezi tyto programy je možno například uvést SIM-VS [2, 3]. SIM-VS je simulační jazyk, pomocí kterého byla řešena většina vodohospodářských soustav ve Směrném vodohospodářském plánu. Vytvořený jazyk je procedurově orientovaný na bázi jazyka Elliott-Algol. Jinou metodou simulačního modelování vodohospodářských soustav, aplikovanou v ČSSR, bylo vytváření rozsáhlých univerzálních programů, které bylo možno dynamicky naplňovat podle specifických požadavků řešeného systému (viz projekt Sávy, 1972). Ve spojených státech amerických ve státě Texas byl na oddělení vodních zdrojů od roku 1969 vyvíjen počítačový program SIM Model. Pátá generace programu SIM-V Model [4] umožňovala simulovat a optimalizovat vodohospodářské soustavy a řešit v nich hydroenerget-

ickou funkci. Program postrádal grafické uživatelské rozhraní. Pro práci s programem musel mít uživatel pokročilé znalosti v oblasti programování a také mít výbornou znalost vlastní filozofie programu. Program byl napsán v jazyce Fortran IV a byl vytvořen pro sálový počítač UNIVAC 1100/41.

Dále je například možno uvést programy AQUATOOL [5], MODSIM [6], HEC-ResSim [7], RIBASIM [8], Wargi-SIM [9] a WEAP [10]. Uvedené programy jsou vybaveny grafickým uživatelským rozhraním a jsou vytvořeny v souladu s dnešní úrovní výpočetní techniky. Programy umožňují simulovat provoz vodohospodářské soustavy. Při simulaci toku vody je v programech používán složitý model říční sítě, který potřebuje mnohonásobně více vstupů, než vyžaduje vlastní zjednodušené vodohospodářské řešení zásobní funkce.

V současnosti není v ČR znám žádný programový prostředek, který by komplexně využíval dnešní úrovně výpočetní techniky a umožňoval zjednodušené řešení zásobní funkce vodohospodářské soustavy.

Metody

Vodohospodářskou soustavu definujeme, ve smyslu obecné definice systémů, jako množinu vodohospodářských prvků, spojených vzájemnými vazbami v účelový celek. Při definici vodohospodářské soustavy systémem zásobení vodou je z vodohospodářské soustavy vyjmuta pouze ta množina prvků a vazeb, která má přímý vliv na funkci zásobení vodou.

Matematický model zásobní funkce vodohospodářské soustavy

Obecně se teorií grafů a tokem v sítích zabývali například autoři v [11, 12]. Systém zásobení vodou je definován konstrukcí orientovaného ohodnoceného grafu v [13]. je tvořen množinou vrcholů grafu a hran grafu. Množina vrcholů je tvořena vrcholy vodních zdrojů, rozdělovacími uzly, nádržemi a odběrateli vody. Množinu hran grafu tvoří koryta řek.

Při strategickém řízení toku vody systémem je délka časového kroku nejčastěji jeden měsíc. Doba, za kterou voda proteče celý systém je obvykle výrazně kratší než délka zvoleného časového kroku. Uvedený předpoklad umožňuje zanedbat přechodové jevy ve hranách grafu. Spojité průtoky jsou na řešeném období nahrazeny průměrnými měsíčními průtoky. Výpočet toku vody hranami grafu je řešen zjednodušeně prostým bilancováním.

Pro systém zásobení vodou (strategické řízení) jsou formulovány dva základní typy úloh. Úloha optimálního řízení systému a úloha optimálního rozvoje systému. Úlohu optimálního řízení je možno použít všude tam, kde hledáme optimální tok vody systémem s definovanou strukturou, například pro řízení systému v reálném čase při existenci předpovědi přítoků vody do systému. Řešení úlohy optimálního rozvoje se provádí v případech, kdy struktura stávajícího systému přestane být dostačující a hledá se její nová podoba. Řešení je pak třeba provádět na velmi dlouhém období, zahrnujícím v reálných průtokových řadách desítky, v umělých pak stovky, tisíce až desetitisíce let.

Obě úlohy je možno formulovat jako nalezení vektoru neznámých, který obsahuje všechny neznámé veličiny. U úlohy optimálního rozvoje je vektor rozšířen o příslušná neznámá ohodnocení grafu (například zásobní objem nové nádrže). Prvky vektoru musí vyhovovat omezujícím podmínkám typu rovnice a omezujícím podmínkám typu nerovnosti, které plynou z ohodnocení grafu. Matematický model vychází z řídicích rovnic, které jsou dlouhodobě známé a detailně zpracované v [13]. Aby úloha měla řešení je nutno zadat počáteční a okrajové podmínky. Počáteční podmínka určuje počáteční plnění

nádrže. Okrajové podmínky jsou průtokové řady ve vstupních profilech systému.

Pro stanovení jednoznačného řešení je nutné definovat kritériální funkci, která je funkcí hodnoty vektoru. Výsledným řešením je pak ta hodnota vektoru, pro kterou kritériální funkce dosahuje požadovaného extrému (maxima nebo minima). Tvar kritériální funkce závisí na řešeném účelu.

Formulované úlohy představují optimalizační problém, ve kterém jsou omezující podmínky lineární a kritériální funkce nelineární. K nalezení optimálního řešení je možné použít přímou optimalizační metodu (optimalizační model) nebo simulační model. Rozdíl obou přístupů je ve způsobu řešení. U optimalizačního modelu je vektor neznámých vyčíslován souhrnně jako celek. Pořadí plnění omezujících podmínek z hlediska pořadí časových kroků není rozhodující. Uvedené řešení nevyžaduje zadání způsobu řízení systému. Popsaným postupem je možno řešit obě popsané úlohy. U simulačního modelu je vektor neznámých vyčíslován postupně pro jednotlivé časové kroky. Omezující podmínky typu rovnice jsou tedy řešeny postupně po časových krocích, protože jsou zadána pravidla řízení odtoku vody z nádrží. Simulační model je proto možno použít především pro řešení úlohy optimálního rozvoje, kde přesnějšího řešení je docíleno při použití umělých průtokových řad. Optimálního nalezení neznámých ohodnocení grafu (parametry) je dosaženo opakovaným řešením řady variant. Jednotlivé varianty se od sebe liší změnou hodnoty jednoho nebo více parametrů. Hledané parametry jsou vždy neznámou a jsou hledány pomocí optimalizačních metod, kdy hodnota kritériální funkce se získává z výsledků opakované simulace chování systému pro dané hodnoty parametrů.

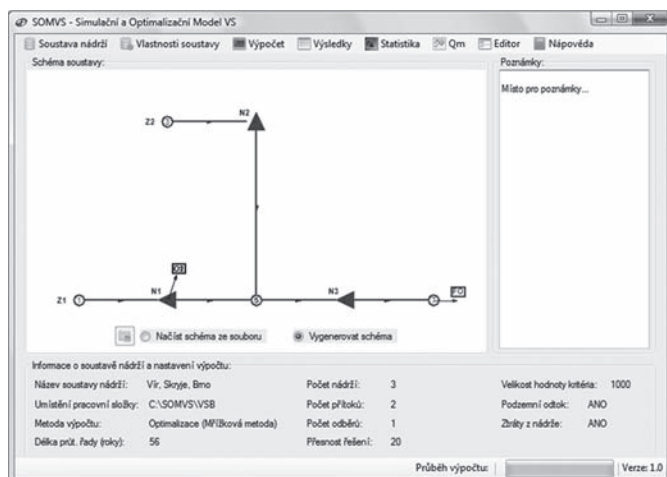
Program SOMVS

Program SOMVS (Simulační a optimalizační model vodohospodářské soustavy) je vytvořen a dále vyvíjen na Vysokém učení technickém v Brně, Fakultě stavební, Ústavu vodního hospodářství krajiny. SOMVS umožňuje automatizované vodohospodářské řešení zásobní funkce vodohospodářských soustav. Program je vytvořen obecně, tak aby pomocí kódových čísel bylo možno zadat téměř libovolnou reálnou konfiguraci soustavy nádrží.

Výpočtový modul programu je napsán v programovacím jazyce FORTRAN 77. Modul podle požadavku automatizované sestaví optimalizační nebo simulační model libovolného systému zásobení vodou a řešit na něm úlohy optimálního řízení a optimálního rozvoje. Proces automatizace u optimalizačního modelu spočívá v sestavení inicializačních matic pro úlohy optimálního řízení a rozvoje; matematický model zásobní funkce nakonfigurované soustavy nádrží je zcela přepsán do maticového zápisu. U simulačního modelu proces automatizace spočívá v sestavení řídicích rovnic, v postupném řešení řídicích rovnic a v možném sestavení dispečerských grafů.

Program je vybaven grafickým interaktivním uživatelským rozhraním. Uživatelské rozhraní je vytvořeno ve vývojovém prostředí Microsoft Visual Studio za použití programovacího jazyka Microsoft Visual C#. Rozhraní umožňuje uživateli jednoduše ovládat program pomocí interaktivních grafických ovládacích prvků. Uživatel může jednoduše vložit, editovat vstupní data do optimalizačního a simulačního modelu vodohospodářské soustavy. Vkládání, editování vstupních dat a zobrazování dosažených výsledků je zcela intuitivní a je realizováno prostřednictvím dialogových oken s formulářovými ovládacími prvky a tlačítky. Výsledky jsou zobrazeny v přehledných tabulkách a grafech s možností tisku. Na obr. 1

je zobrazeno úvodní okno programu SOMVS s vygenerovaným schématem definované vodohospodářské soustavy.



Obrázek 1. Úvodní okno grafického uživatelského rozhraní s vygenerovaným schématem vodohospodářské soustavy.

Pomocí editoru, který je součástí uživatelského rozhraní, může uživatel se základními znalostmi programování zasáhnout do příslušných částí zdrojového kódu (upravit kritériální funkci, upravit pravidla řízení systému nádrží). V editoru má uživatel k dispozici všechny neznámé veličiny – vektor neznámých. Úprava kritériální funkce a pravidel řízení se provádí v programovacím jazyce FORTRAN 77. Po provedení jednoduché úpravy kritériální funkce může být program použit pro jiné účely, například pro řešení hydroenergetické funkce soustavy nádrží.

Při řešení úlohy optimálního rozvoje optimalizačním modelem je možno ve výpočtu uvažovat s vlivem ztrát vody z nádrží. Při řešení úlohy optimálního rozvoje simulačním modelem je možno ve výpočtu uvažovat s vlivem ztrát (zjednodušený / přesný výpočet) a s podzemním odtokem vody z mezipovodí. V případě použití simulačního modelu musí být zadány pravidla řízení odtoku vody z nádrží. V programu je možno použít algoritmus řízení systému zásobení vodou, který je založený na teorii stavů nádrží [14]. Pokud je algoritmus řízení použit, výpočtový modul automatizovaně sestaví dispečerský graf pro každou nádrž v systému. Pokud algoritmus řízení není použit, je odtok vody z nádrže roven nalepšenému odtoku nebo je možno způsob řízení odtoku vody z nádrží upravit v editoru pomocí zavedených pravidel.

U simulačního modelu je možno při vodohospodářském řešení uvažovat s vlivem nejistot členů reálných průtokových řad. Náhodné průtokové řady průměrných měsíčních průtoků, jejichž členy jsou zatíženy nejistotami, a které jsou prezentované spektrem náhodných řad průměrných měsíčních průtoků, vygenerovaných kolem středních hodnot ve stylu Monte Carlo, je možno do programu importovat. Opakované vodohospodářské řešení pak vede na spektrum výsledků, které je následně nutno statistickými metodami vyhodnotit. Uvedený způsob vodohospodářského řešení aplikovaný na jednu nádrž je publikováno v [15].

K nalezení optimálního řešení je možno použít klasickou mřížkovou optimalizační metodu, metodu Monte Carlo a metodu diferenciální evoluce.

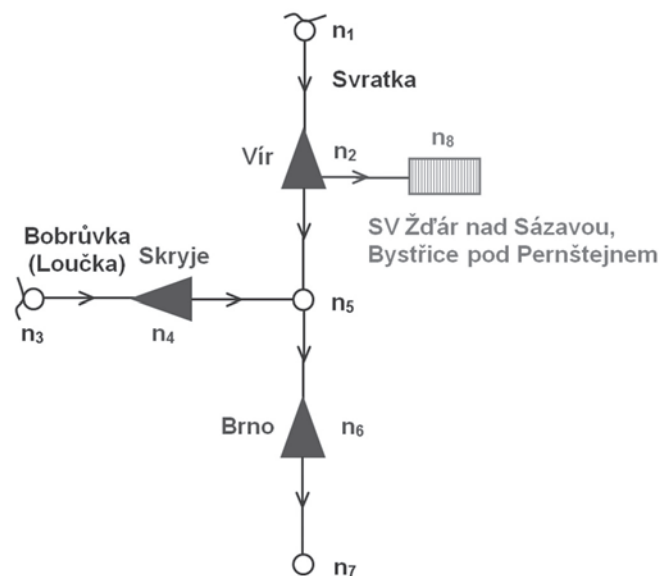
Aplikace a výsledky

Program je demonstrativně aplikován na úloze optimálního rozvoje a na úloze optimálního řízení. K řešení úlohy optimál-

ního rozvoje je použit simulační model a k řešení úlohy optimálního řízení je použit optimalizační model. Vstupní reálné průtokové řady průměrných měsíčních průtoků jsou poskytnuty ČHMÚ Pobočka Brno. Technické údaje k nádržím byly poskytnuty Povodím Moravy, s. p.

Úloha optimálního rozvoje

Úloha optimálního rozvoje je aplikovaná na subsystém nádrží Vír I (dále jen Vír), Brno a uvažovanou nádrž Skryje. Vír a Brno jsou nádrže stávající a nádrž Skryje je nádrž navrhovaná. Nádrže Vír, Brno leží na vodním toku Svatka a nádrž Skryje leží na vodním toku Bobrůvka/Loučka. Z nádrže Vír je uvažováno s odběrem vody – viz obr. 2.



Obrázek 2. Schéma subsystému nádrží Vír, Skryje a Brno.

Pro zjednodušené řešení úlohy optimálního rozvoje je vytvořena hypotetická situace, kdy je zvolen takový požadovaný minimální zůstatkový průtok pod nádrží Brno, který vyvolá napjatou hydrologickou situaci v řešeném systému. Situace bude vyžadovat doplnění kaskády nádrží Vír a Brno o další akumulací prostor (zásobní objem nádrže), který je hledán v profilu Skryje, na vodním toku Bobrůvka.

Optimální velikost zásobního objemu Skryje je hledána v reálné průtokové řadě průměrných měsíčních průtoků. Délka průtokové řady je 56 let. Při řešení je uvažováno s vlivem ztrát vody z nádrží (zjednodušený a přesný výpočet) a s podzemním odtokem z mezipovodí.

K provedení přesného výpočtu ztrát vody je pro každou nádrž v systému nutná znalost: čáry zatopených ploch, čáry zatopených objemů a závislost ztrát průsakem a netěsností uzávěrů na výšce plnění vody v nádrži. Zjednodušený výpočet ztrát vody se uplatní v případě, kdy není k jednotlivým nádržím k dispozici dostatek potřebných informací.

Odtok z jednotlivých nádrží je řízen na předepsané hodnoty nalepšených odtoků. Kritériální funkce je vyjádřena pomocí hydrologické zabezpečení dodávky vody odběrateli vody z nádrže Vír a hydrologických zabezpečení ve hranách grafu pod jednotlivými nádržemi. K nalezení optimálního řešení je použita mřížková optimalizační metoda.

Nalezená optimální velikost zásobního objemu nádrže Skryje je v řešení uvažujícím se zjednodušeným výpočtem ztrát vody z nádrží rovna hodnotě 6 126 094 m³. V případě řešení uvažujícího s přesným výpočtem ztrát je optimální velikost zá-

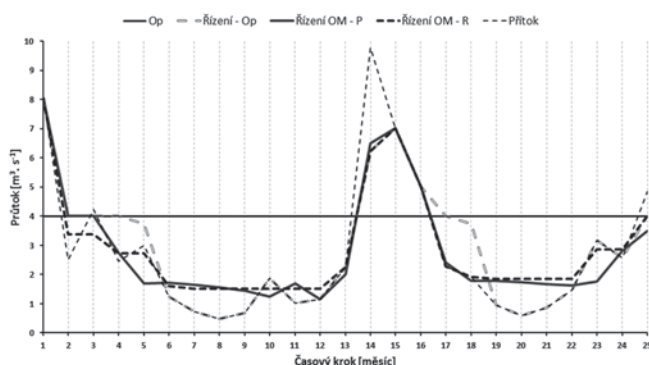
sobního objemu nádrže Skryje rovna hodnotě 6 494 349 m³. Při řešení s přesným výpočtem ztrát vody je nalezená optimální velikost zásobního objemu nádrže Skryje větší o 368 255 m³ než při řešení se zjednodušeným výpočtem ztrát.

Úloha optimálního řízení

Úloha optimálního řízení je aplikována na nádrž Mostiště. Nádrž Mostiště leží na vodním toku Oslava. Řešení úlohy optimálního řízení spočívá v nalezení optimálního odtoku vody z nádrže Mostiště. Při řešení není uvažováno s vlivem ztrát vody z nádrže. Kriteriační funkce je vyjádřena v aditivním tvaru pomocí technických ukazatelů. Neznámé hodnoty průtoků během jednotlivých časových kroků ve sledované hraně pod nádrží Mostiště jsou řízené odtoky. Snahou je, aby se v každém časovém kroku vždy na celém řešeném období řízené průtoky přiblížily předepsanému řídicímu průtoku. Řídicí (požadovaný) průtok je demonstrativně zvýšen tak, aby byla uměle vyvolána napjatost mezi vydatností přítoku a požadovaným odtokem, jehož velikost je 4 m³.s⁻¹. K nalezení optimálního toku vody systémem je použita optimalizační metoda diferenciální evoluce.

Počet řešených časových kroků v optimalizačním modelu je 6 měsíců a odpovídá délce předpovězeného období. V příspěvku je použit jednoduchý předpovědní model průměrných měsíčních průtoků vyvinutý na VUT v Brně, Fakultě stavební, Ústavu vodního hospodářství krajiny. Předpovědní model vychází z teorie pravděpodobnosti a velikosti aktuálního přítoku vody do nádrže. Použitý model nebyl dosud publikován. Pro srovnání úspěšnosti řízení na předpovězené hodnoty je řešení obdobně provedeno rovněž v reálné průtokové řadě. Z pohledu předpovídaných hodnot pak pracujeme s předpovědí, která má 100% přesnost – odpovídá skutečnosti. Při výpočtu je aplikován princip adaptivity. Adaptivita vychází z principu metod umělé inteligence [16]. V praxi je možno adaptivitou částečně eliminovat nepřesnost předpovědi vyplývající ze skutečnosti, že řešení je prováděno v podmínkách značné neurčitosti.

Řízení je demonstrativně aplikováno na období trvající dva roky. Výsledky řízení jsou graficky zobrazeny na obr. 3.



Obrázek 3. Výsledné řešení úlohy optimálního řízení.

Na obr. 3 je zobrazen průběh průměrných měsíčních přítoků vody do nádrže (Přítok). Požadovaný řídicí odtok z nádrže je zobrazen průběhem nalepšeného odtoku (Op). Dále jsou v obrázku zobrazeny dva průběhy s řízenými odtoky. Průběh řízených odtoků (Řízení OM - R) odpovídá nalezenému optimálnímu řízení realizovanému na základě znalosti 100% předpovědi. Průběh řízených odtoků (Řízení OM - P) odpovídá nalezenému optimálnímu řízení realizovanému na základě předpovězených přítoků. Průběh řízených odtoků (Řízení Op) zobrazuje řízení realizované simulačním modelem. Řízení je provedeno v každém časovém kroku na hodnotu Op, pokud je nádrž schopna Op zajistit.

Z výsledků uvedených na obr. 3 je patrné, že při řízení na hodnotu nalepšeného odtoku Op vznikne menší počet poruchových měsíců, které jsou však hlubší než při řízení provedeném optimalizačním modelem. Vyšší počet poruchových měsíců u optimalizačního modelu umožňuje snížit hloubku poruch. Při vzájemném srovnání výsledků řízení optimalizačním modelem je patrné, že mírně horší výsledky jsou sice získány řízením na předpovězené průtoky. Tato skutečnost je zcela logická a je nutno brát v potaz, že v praxi nebudou nikdy 100% předpovědi k dispozici. Dosažené výsledky je proto možno hodnotit velmi optimisticky vzhledem k možnosti nasazení modelu v praxi.

Závěr

Popisovaný program SOMVS může být v praxi aplikován na různé systémy zásobení vodou. Na modelovaných systémech zásobení vodou je možno řešit různé úlohy optimálního rozvoje a optimálního řízení. Předností programu je možnost zadat libovolnou reálnou vodohospodářskou soustavu pomocí kódových čísel. Přímo z uživatelského rozhraní je možno provést úpravu způsobu řízení (simulační model) a také je možno provést úpravu kriteriační funkce u obou typů modelů. Úpravou způsobu řízení a kriteriační funkce je možno program snadno aplikovat i na řešení jiných účelů, například hydroenergetiku.

Odhadujeme, že při řešení složitějších úloh na rozsáhlých systémech se může doba potřebná k provedení výpočtu pohybovat až v řádech dnů, vše závisí na výkonu PC. V budoucnu bude snaha algoritmus výpočetního modulu paralelizovat, aby bylo následně možno provádět paralelní nebo distribuované výpočty. Vývoj programu bude v budoucnu dále pokračovat. V současnosti je cílem program aplikovat na celou Dyjsko-Svrateckou soustavu nádrží.

Program je možno nainstalovat na počítač s 32bitovým i 64bitovým procesorem a s operačním systémem Microsoft Windows (verze XP až 8). Samotná instalace je provedena pomocí klasického instalátoru. Program je volně k dispozici v ceně HW klíče (Aladdin HASP LH).

Poděkování

Článek je výsledkem specifického výzkumu FAST-S-12-19 "Zásobní a hydroenergetická funkce soustavy nádrží v podmínkách nejistotou zatížených členů vstupních hydrologických řad" a výsledkem projektu CZ.1.07/2.3.00/30.0039 "Excelentní mladí vědci na VUT v Brně".

Literatura

- [1] Kašpárek, L.; Peláková, M.; Boersema, M. Odhad objemu nádrží potřebného pro kompenzaci poklesu odtoku vlivem klimatické změny, VÚV Praha, Praha, 2005. 43 s.
- [2] Zeman, V. Programování počítače při řešení vodohospodářských soustav simulační metodou. Vodní hospodářství, 1974, č. 7, s. 181-183.
- [3] Kos, Z.; Zeman, V. Vodohospodářské soustavy ve směrném vodohospodářském plánu, Ministerstvo lesních a vodních zdrojů. Praha: Státní zemědělské vydavatelství, 1976. 271 s.
- [4] Martin, Q. W. Multireservoir simulation and optimization users manual SIM-V: Program documentation and users manual, Rep. UM-38, Texas Department of Water Resources, Austin, Tex, USA, 1982.
- [5] Andreu, J.; Capilla, J.; Sanchis, E. AQUATOOL, a generalized decision-support system for water-resources planning and operational management. Journal of Hydrology, 1996, vol. 177(3-4), pp. 269-291.
- [6] Labadie, J.W.; Baldo, M.L.; Larson, R. MODSIM: Decision Support System for River Basin Management: Documentation and User Manual, Colorado State University and U.S. Bureau of Reclamation, Ft Collins, Colorado, 2000.
- [7] Klipsch, J. D.; Hurst, M. B. HEC-ResSim, Reservoir System Simulation User's Manual, Version 3.0, U.S. Army Corps of Engineers,

Institute for Water Resources, Hydrologic Engineering Center, Davis, CA, 2007.

[8] Delft Hydraulics. River Basin Planning and Management Simulation Program. In Proceedings of the iEMSs Third Biennial Meeting: "Summit on Environmental Modelling and Software", Voinov, Jakeman & Rizzoli (Ed.), International Environmental Modelling and Software Society, Burlington, Vermont, 2006.

[9] Sechi, G. M.; Sulis, A. Water System Management through a Mixed Optimization-Simulation Approach. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 2009, vol. 135(issue 3), pp. 160-170.

[10] SEI Stockholm Environment Institute. WEAP: Water Evaluation and Planning System, User Guide, Somerville, Massachusetts, 2005.

[11] Ford, L.; Fulkerson, D. *Flows in networks*, Princeton University Press, Princeton, 1962.

[12] Kennington, J. L.; Helgason, R. V. *Algorithms for network programming*, John Wiley and Sons, New York, 1980.

[13] Starý, M. *Nádrže a vodohospodářské soustavy*. 1. vyd. editor Brno: VUT, 1986.

[14] Starý, M. *Nádrže a vodohospodářské soustavy. Metodické návody do cvičení*. 1. vyd. editor Brno: VUT, 1987.

[15] Marton, D.; Starý, M.; Menšík, P. The Influence of Uncertainties in the Calculation of Mean Monthly Discharges On Reservoir Storage. *Journal of Hydrology and Hydromechanics*, 2011, vol. 59.

[16] Nacházel, K.; Starý, M.; Zezulák, J. *Využití metod umělé inteligence ve vodním hospodářství*. Vyd. 1. editor Praha: Academia, 2004.

ADAPTABILITA VODOHOSPODÁŘSKÉ SOUSTAVY SHP

Tomáš Pail

Povodí Ohře, státní podnik, Bezručova 4219, Chomutov, tel. 474 636 289, pail@poh.cz

Abstrakt

V 50. až 70. letech 20. století byla v Krušných horách postupně vytvořena rozsáhlá vodohospodářská soustava vodních děl – Vodohospodářská soustava v oblasti Severočeské hnědouhelné pánve – zahrnující sedm velkých nádrží. To vše s ohledem na podobně rozsáhle budovanou vodárenskou soustavu a v reakci na stále se zvyšující potřeby socialistického hospodářství v severozápadních Čechách. Využitím několika stávajících přehrad ze začátku 20. století a vybudováním několika dalších vznikla soustava, která nadlouho do budoucna zabezpečila potřeby na odběr vody pro pitné a průmyslové účely. Po prudkých poklesech odběrů začátkem 90. let 20. století a nižších potřebách dosavadních uživatelů vody si musela vodní díla v soustavě hledat nové cesty, jak leckde nadbytečnou vodu v nádržích využívat. Z dnešního pohledu výrazně kapacitní vodohospodářská soustava však do budoucna nabízí kapacitu a možnosti, jak čelit hydrologicky slabším obdobím v případě očekávané změny klimatu.

Klíčová slova: Krušné hory, soustava, vodní nádrž, vodárenství.

Vodohospodářská soustava SHP

Účelem vodohospodářské soustavy severočeské hnědouhelné pánve (VS SHP) je zásobování podkrušnohorské oblasti (severočeské hnědouhelné pánve) pitnou vodou. Nádrže soustavy, jako klíčové zdroje vody, jsou přímo navázány na vodárenskou soustavu Severní Čechy. Vznik soustavy se datuje do druhé poloviny 70. let, kdy byl vybudován největší zdroj vody, nádrž Přísečnice a vznikla tak vodárenská soustava zásobující dnes pitnou vodou oblast od Chomutovska po Litoměřicko. Do soustavy SHP byly zařazeny velké nádrže vybudované v 60. letech

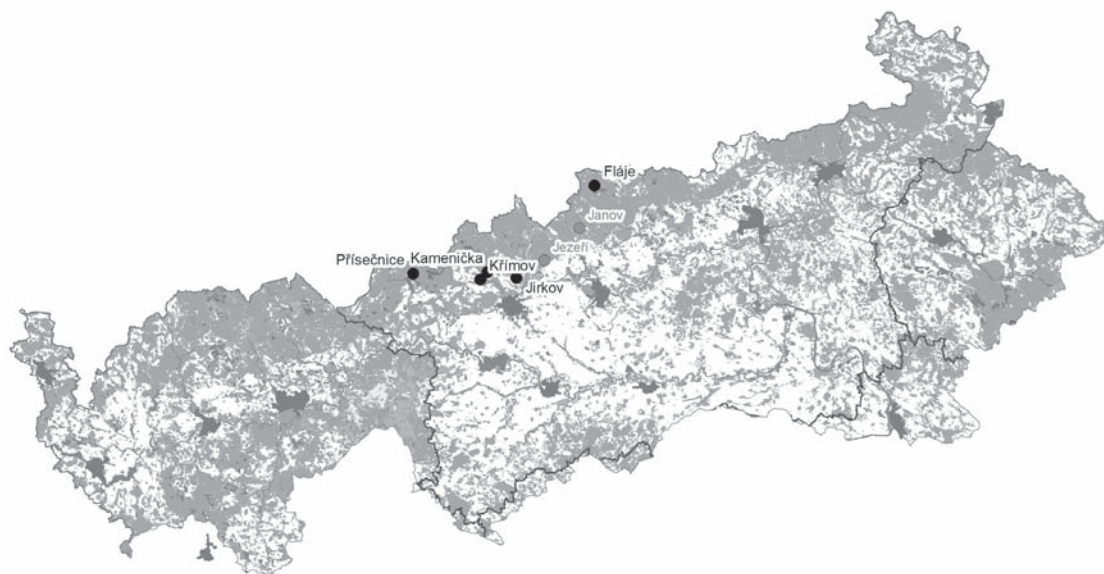
(Fláje, Jirkov, Křímov) a také díla postavená v Krušných horách před 1. svět. válkou (Kamenička, Jezeří, Janov). Celkový počet nádrží soustavy byl tedy sedm. Součástí soustavy bylo také několik přivaděčů, kterými byla do nádrží převáděna voda ze sousedních povodí a posilována tak vodní bilance přehradního profilu: Mníšek (Svídnice)–VD Janov, Černá voda–VD Přísečnice, Celná (Pruněrovský potok)–VD Křímov, Nivský přivaděč (Lužec)–VD Jirkov.

Vodohospodářská soustava SHP včetně všech vodních děl leží v Ústeckém kraji a je ve správě Povodí Ohře, závodu Chomutov.

Největší nádrž soustavy je vodní dílo Přísečnice (uvedené do provozu v roce 1976), které je největším vodárenským zdrojem v Ústeckém kraji. Význam vodního díla s téměř 40 lety od jeho vybudování nepoklesl, je spolu s úpravnou vody Hradiště stále zásadním zdrojem vody ve vodárenské soustavě Severní Čechy. Nádrž je zároveň druhou největší vodárenskou v Česku [3,6]. Současně s vodním dílem a úpravnou vody byl v několika etapách budován oblastní vodovod Přísečnice přivádějící vodu z nádrže do východní části Ústeckého kraje. Spolu s vodním dílem byla pod hrází vybudována rybí líheň, která dodnes zajišťuje veškerou násadu lososovitých druhů ryb (pstruh potoční, pstruh duhový, siven americký) pro účelové rybářské hospodaření na vodárenských nádržích Povodí Ohře.

Pro posílení vodní bilance je do nádrže převáděna voda ze sousedního povodí Černé vody. Vodní dílo má i značný retenční účinek, navíc úpravou manipulací a větším využitím neovladatelného prostoru byl ochranný efekt v nedávné době ještě zvýšen, a přispívá tak k protipovodňové ochraně saského území.

Druhým největším zdrojem vody v soustavě je vodní dílo Fláje (1963). Současně s vybudováním vodního díla byla v Mezi-



Obrázek 1. Vybrané parametry vodních děl vodohospodářské soustavy SHP.



Obrázek 2. Vodní dílo Přisečnice.

boří vybudována úpravná vody spolu s přivaděčem, špičkovou vodní elektrárnou (2×4 MW) a vyrovnávací nádrží. Vodní dílo Fláje je nejatraktivnějším vodním dílem Povodí Ohře. Návštěvníky láká zejména unikátní konstrukce hráze, která je jedinou pilířovou v Česku. Přehrada je kulturní památkou České republiky. Vodní dílo Fláje bylo dokončováno a napouštěno během extrémně suchého období (1961–1964), k plnému napuštění došlo až v roce 1965. V květnu letošního roku oslavilo vodní dílo 50 let. Součástí oslav bylo také vydání poštovní známky Vodní dílo Fláje.

Obě největší nádrže jsou víceleté a leží v saské části povodí Krušných hor, v povodí Freibergské Muldy. Přisečnice převádí vodu do povodí Ohře, Fláje do povodí Bíliny.

Dalším významným vodním dílem soustavy je Jirkov (1965) na Bílině. Spolu s úpravnou vody Jirkov zásobuje pitnou vodou Chomutovsko. VD Jirkov má také významný protipovodňový efekt pro město Jirkov.

Dalšími vodními díly na Chomutovsku jsou Křímov (1959)

a Kamenička (1904) v povodí Chomutovky. Obě nádrže zásobují vodou chomutovskou úpravnu vody III. Mlýn. Pro posílení přítoků do nádrže Křímov byla zbudována čerpací stanice Celná na Pruněrovském potoce, pomocí níž byla převáděna voda do Křimovského potoka. Ovšem vzhledem k útlumu odběrů není čerpací stanice již téměř 20 let využívána a v současné době je zakonzervována.

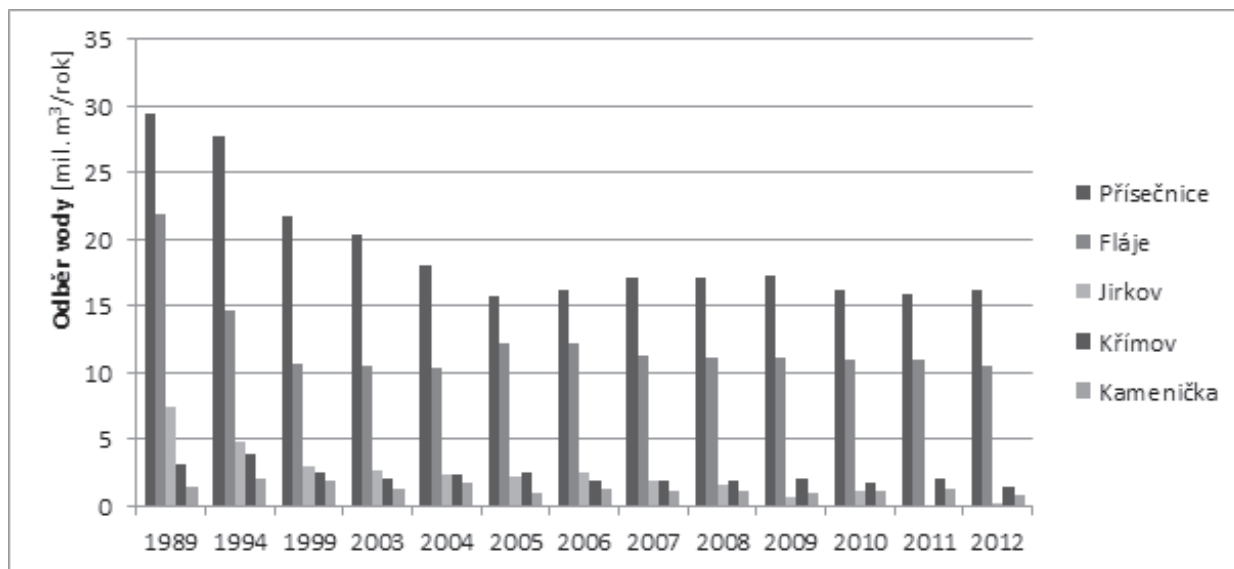
Vodní elektrárny využívající hydroenergetický potenciál vody odebírané na úpravnu (Přisečnice, Fláje) byly vybudovány spolu s vodním dílem. Některé z vodních děl (Fláje, Přisečnice, Jirkov) byly později doplněny malými vodními elektrárnami v hrázi, využívajícími především minimální průtoky na odtoku z vodního díla.

Jak je vidět z přiloženého grafu, všechny nádrže soustavy zaznamenaly, tak jako i jinde v republice, významný pokles odběrů začátkem 90. let minulého století. Napjatá situace v zásobování vodou v soustavě byla v letech 1992–1993, poté došlo

Tabulka 1. Vybrané parametry vodních děl vodohospodářské soustavy SHP.

Název nádrže	Vodní tok	Plocha povodí km ²	Průtok	Výška hráze m	Objem			Hladina	Zatopená plocha (Mo) ha	Třída významnosti*	Kategorie TBD
			Qa		Vz	Vro	Vc	Mo			
			m ³ /s		mil.m ³			mn.m.			
Přisečnice	Přisečnice	46,20	0,850	47,2	46,670	0,920	54,690	733,07	342,7	A	I
Fláje	Flájský potok	43,13	0,805	49,46	19,500	0,345	23,100	737,31	144,0	A	II
Jirkov	Bílina	26,60	0,274	50,8	1,917	0,495	2,769	451,60	15,23	B	II
Křímov	Křimovský potok	10,70	0,125	41,29	1,260	0	1,480	566,88	9,95	B	II
Kamenička	Kamenička	12,46	0,153	32,85	0,594	0	0,714	595,20	5,75	B	II
Janov	Loupnice	8,40	0,113	45,45	1,539	0,032	1,670	492,92	9,80	B	II
Jezeří	Vesnický potok	2,80	0,035	17,54	0,049	0,000	0,053	470,57	0,60	B	III

* Třída významnosti efektu nádrže dle ČSN 75 2405



Obrázek 3. Vývoj odběrů vody z nádrží soustavy.

k významným poklesům odběrů. Posledních 10 let jsou odběry s drobnými výkyvy zhruba na stejné úrovni [5].

Od roku 2003 je trvale zrušen provoz na úpravnách vody Janov a Jezeří. Tím ztratily nádrže význam jako součást vodohospodářské soustavy SHP a jako aktivní zdroj vody pro vodárenskou soustavu a v roce 2010 byly vyjmuty i z manipulačního řádu VS SHP, počet nádrží v soustavě se tak snížil na pět [2].

Vodní dílo Janov je v současné době po 10 letech rekonstrukce na začátku další etapy svého fungování a jsou zvažovány jeho další funkce včetně možného přerozdělení prostorů v nádrži.

Vodní díla Janov a Jezeří, i když už nejsou součástí vodohospodářské soustavy, nejsou napojeny na úpravny vody, jsou nadále vodárenskými nádržemi a jsou vedeny jako zálohové, výhledové zdroje vody. Přehrady Janov a Jezeří jsou památkově chráněny jako kulturní památky ČR.

Účely stávajících pěti nádrží soustavy zůstávají i nadále zachovány. Veškeré manipulace na vodních dílech soustavy SHP včetně převodů vody řídí Vodohospodářský dispečink Povodí Ohře podle aktuální situace na vodních dílech VS SHP, s využitím hydrometeorologické předpovědi, monitoringu povodí, informací terénních pozorovatelů, předpovědního modelu a zhodnocení okamžité situace v povodí. Manipulace na vodních dílech jsou prováděny s ohledem na optimální jakost vody v nádrži, která je ve všech nádržích soustavy na velmi dobré úrovni a také s ohledem na ochranu přírody.

I když se jedná o vodárenské nádrže s omezením přístupu, je snahou Povodí Ohře v posledních letech alespoň jednou za čas zpřístupnit vodní díla soustavy SHP veřejnosti. Všechna vodní díla soustavy jsou zajímavá nejen sama o sobě, ale leží i v atraktivních částech Krušných hor a přehrady bývají zpřístupněny návštěvníkům při Dnech otevřených dveří Povodí Ohře.

Vodohospodářská soustava SHP zajišťuje s dostatečnou zabezpečeností požadavky na odběry vody. Soustava byla podrobená zkoumání z hlediska výhledových potřeb a zdrojů vody s ohledem na očekávané změny klimatu. Ve střednědobém (2025) i v dlouhodobém výhledu (2085) jsou požadavky na odběry a minimální průtoky v profilech nádrží vodohospodářské soustavy SHP zajištěny dostatečně [4].

Literatura

- [1] <http://www.poh.cz/vd/vd.htm>
- [2] SUCHOPÁRKOVÁ, P. Manipulační řád vodohospodářské soustavy SHP. Chomutov: Povodí Ohře, červen 2010.
- [3] BROŽA, V. ET AL. Přehrady Čech, Moravy a Slezska. Liberec: Knihy 555, 2005.
- [4] Výhledová studie potřeb a zdrojů vody v oblasti povodí Ohře a dolního Labe - východní část. Praha: VÚV T.G.M. & VRV, únor 2010.
- [5] Evidence uživatelů vody. Chomutov: Povodí Ohře, srpen 2013.
- [6] Vyhláška č. 137/1999 Sb., kterou se stanoví seznam vodárenských nádrží a zásady pro stanovení a změny ochranných pásem vodních zdrojů.

ANALÝZA VÝHLEDOVÝCH VODNÍCH DĚL NA ZÁKLADĚ POZOROVANÝCH HYDROLOGICKÝCH DAT

Milan Zukal¹, Ladislav Satrapa²

¹Katedra hydrotechniky, Fakulta stavební, ČVUT v Praze, Thákurova 7, 166 29 Praha 6, tel. 224 354 643, zukal@fsv.cvut.cz

²Katedra hydrotechniky, Fakulta stavební, ČVUT v Praze, Thákurova 7, 166 29 Praha 6, tel. 224 354 618, satrapa@fsv.cvut.cz

Abstrakt

Příspěvek je zaměřen na analýzu výhledových vodních děl na základě pozorovaných hydrologických dat. V oblastech vodního hospodářství existuje řada nástrojů jak zmírnit případné negativní vlivy změn klimatu. Mezi hlavní patří optimalizace hospodaření s vodou v nádržích. U vybraných profilů rozmístěných po celé České republice byla provedena analýza reálných řad průměrných denních průtoků a následně pak u výhledových víceúčelových vodních děl realizován rozbor jejich plánovaných funkcí. Důraz byl kladen zejména na dvě funkce nádrží, a to zásobní a retenční. V praxi bývají požadavky na zajištění těchto účelů protichůdné a je zapotřebí najít optimální přístup pro naplnění obou funkcí nádrže. Dále byla u posuzovaných vodních děl s výhodou využita modifikovaná riziková analýza, pomocí které byly klasifikovány a kvantifikovány nejistoty v hospodaření s vodou ve výhledových nádržích. Ve výsledcích analýz lze najít doporučení využitelná v oblasti hospodaření s vodou v nádržích se zahrnutím dopadů klimatických změn na hydrologické podmínky.

Klíčová slova: změna klimatu; riziko; vodní nádrže; zásobní funkce nádrže; retenční funkce nádrže.

Abstract

This paper is focused on the analysis of planned water reservoir on the basis of real, measured hydrological data. In the area of water management there is a wide range of tools available to mitigate potential negative effects of the climate changes. The principal one includes the optimization of water management in reservoir. For selected profiles distributed across whole Czech Republic, the analysis of real series mean daily discharges was made first. Subsequently, for perspective reservoir, the analysis of their planned functions was made with a special emphasis on two reservoir functions: storage and flood protection. In the next step, modified risk analysis was a suitable method for the quantification and classification of uncertainties in water management of planned reservoirs. The conclusions present recommendations applicable in the area of water management in reservoirs, including the impacts of climate change on hydrological conditions.

Keywords: climate change; risk; reservoirs; storage function; retention function.

Úvod

Příspěvek se zabývá nalezením metody pro posuzování výhledových vodních děl z hlediska optimálního využití objemu nádrže s přihlédnutím jednak k hlavním účelům plánovaného vodního díla a na straně druhé k možným změnám hydrologických podmínek případně způsobených klimatickými změnami. Byl zpracován na základě poznatků výzkumného projektu "Spolehlivost a bezpečnost vodohospodářských

děl v měnících se klimatických podmínkách" (hlavní řešitel: doc. Ing. L. Satrapa, CSc., ČVUT v Praze, poskytovatel: Ministerstvo zemědělství ČR). Jedním z cílů zmíněného projektu byla otázka protikladných požadavků na zásobní a retenční funkci nádrží. Pro analýzu funkce nádrže s ohledem na maximalizaci zásoby vody pro zásobování vodou a současně s maximalizací volného objemu nádrže pro retenci při povodních (popřípadě i s účinky klimatické změny) je vyžadováno použít detailnější popis přítoků do nádrže a odběrů z ní než poskytuje přístup prostřednictvím průměrných měsíčních průtoků. Proto jako podkladu bylo využito reálných řad průměrných denních průtoků, což umožnilo zachytit v dostatečně krátkém časovém kroku zejména povodňové situace. Jejich průběh byl následně analyzován současně se zásobní funkcí nádrže.

Na území České republiky je potřeba vody prakticky výhradně pokryta vodou, která pochází ze srážkové činnosti. Možnosti využití vody přítékající na naše území ve formě toků je možné považovat ve vazbě na objemy za zanedbatelné. Co nejlepší hospodaření s vodou je z celospolečenského pohledu zásadní pro zajištění požadovaných potřeb. V podmínkách očekávaných klimatických změn se mohou výrazně změnit podmínky pro pokrytí potřeb vody a bezpečné odvádění povodňových průtoků. Ve světě se v současné době analyzují projevy změny klimatu a studují se pravděpodobné příčiny klimatických změn. Tento proces je prezentován řadou dohadů a odborných diskusí s poměrně malým důrazem na praktické aspekty řešení [3].

Mezivládní panel pro změnu klimatu (IPCC) ve své zprávě „Změna klimatu 2007: Fyzikální základy“ [2] konstatoval, že pokrok, jehož bylo dosaženo v oblasti modelování chování klimatu a analýzy měřených dat, poskytuje vědcům velmi vysokou míru jistoty (90 procent) v chápání toho, jak činnost člověka ovlivňuje oteplování světa. Míra přesvědčení je tudíž mnohem vyšší, než tomu bylo v roce 2001 kdy IPCC vydal svou první významnou zprávu o globálním oteplování. V současné době je očekávána další zpráva IPCC, která míru jistoty, podle prozatím dostupných zdrojů, ještě zvyšuje. Otázku věrohodnosti dat necháme nezodpovězenou.

Možné dopady klimatické změny na území České republiky jsou popsány například ve zprávě k projektu VaV/740/1/00 Výzkum dopadů klimatické změny vyvolané zesílením skleníkového efektu na Českou republiku [1]. Ve zprávě je k dopadům klimatické změny uvedeno následující:

Průtoky povrchových vod a odtok podzemních vod

U všech klimatických scénářů, tedy i u těch, které můžeme označit jako optimistické, se projevují zřetelné změny hydrologického režimu, zejména pokles průměrných průtoků průměrně o cca 15%, v některých povodích až téměř o 20%. U pesimistických scénářů jsou poklesy průměrných průtoků v rozmezí 25% - 40%, což již znamená zcela zásadní změnu hydrologické-

ho režimu. Obdobné relativní poklesy se projevují i u minimálních průtoků i u minimálního odtoku podzemních vod.

Nádrže

Rozbory dopadů klimatické změny na zásobní funkci nádrží prokázaly rostoucí riziko, že dojde k významným redukci této funkce, vyjadřující schopnost vyrovnávat a zabezpečovat odběry. Stejně jako v předcházejících studiích se ukazuje, že povodí, ve kterých jsou významné akumulací prostory, ať ve formě zásob podzemní vody nebo přehradních nádrží, jsou vůči důsledkům klimatické změny odolnější.

Dále jsou ve zprávě navržena různá adaptační opatření. Jedním z nich je i Návrh změn manipulačních řádů vodohospodářských soustav. Podrobněji charakterizován jako "výzkum metod navrhování a řízení vodohospodářských soustav za rizika a nejistoty" a "změny manipulačních řádů a řízení vodohospodářských soustav při změnách užívání vody".

Z výše uvedeného velmi stručného popisu současné situace je zřejmé, že jisté změny v hydrologii již nastaly, nicméně je zapotřebí i nadále zkoumat míru ovlivnění vodního hospodářství klimatickou změnou a eventuálně hledat taková řešení, která jsou přijatelná pro zachování všech účelů vodních děl. V rámci výše uvedeného výzkumného projektu jsme se vydali cestou deterministického přístupu, tj. využili reálná, naměřená data.

Metody

V další části příspěvku budou představeny jednotlivé kroky analýzy výhledových vodních děl. K dispozici byly neovlivněné řady průměrných denních průtoků ve 23 profilech na území České republiky s dobou měření cca 50 – 90 let.

V první etapě byly reálné řady průměrných denních průtoků analyzovány se snahou nalézt nějaké trendy v jednotlivých ob-

dobích. Jako mezní rok pro posouzení vlivu klimatické změny na hydrologická data byl zvolen rok 1980. Tento rok je obecně považován za jakousi hranici, kdy před tímto datem lze hydrologická data považovat ještě za neovlivněná klimatickými změnami. Hydrologická data byla podrobena různým testům. Byly zkoumány minimální i maximální roční hodnoty průtoků, průměrné hodnoty ať už denní, měsíční či roční. Hledala se jak suchá období, kdy za suché je období požadováno tehdy, pokud průtok klesne pod hodnotu Q_{355d} , tak i povodňová období, tzn., kdy průtok přesáhne hodnotu jednoleté povodně.

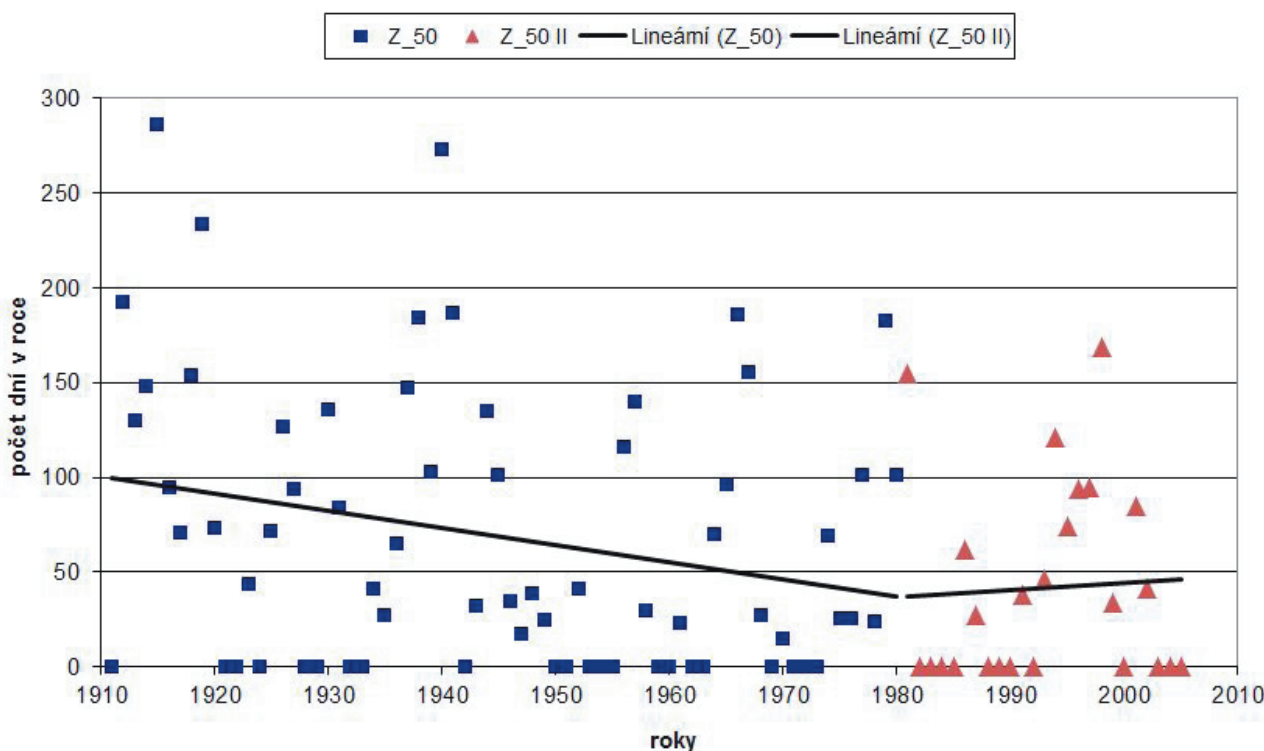
Po provedených analýzách řad denních průměrných průtoků bylo přistoupeno k dalšímu kroku a to vodohospodářskému řešení plánovaných vodních děl ve vybraných lokalitách. Pro vodohospodářské řešení bylo využito řad průměrných denních průtoků, což umožnilo zachytit v dostatečně krátkém časovém kroku zejména povodňové situace.

Pokud se profil shoduje s profilem výhledového VD uvedeného ve Státním vodohospodářském plánu (SVP) byla data o výhledovém vodním díle převzata beze zbytku ze SVP. U zbývajících profilů byly hydrologické charakteristiky převzaty z Hydrologického atlasu ČR a jako velikost zásobního prostoru (A_z) potenciální nádrže byla zvolena hodnota 10% ročního odtokového množství W_a .

Následně byla provedena vodohospodářská bilance VD s časovým krokem jeden den, kdy jednotlivé manipulace se řídily následujícími hlavními pravidly:

- minimální hodnota zůstatkového průtoku pod VD byla na hodnotě Q_{355d} ,
- požadovaný odběr byl volen v rozmezí 10 – 100% Q_a (u některých nádrží 50 – 400%),
- při překročení hladiny zásobního prostoru (M_z) výpočetní program zaznamenal tuto událost jako období, kdy nádrž plní svou retenční funkci.

0170 _ Četnost překročení hladiny zásobního prostoru



Obrázek 1. Vývoj četnosti dní, kdy dochází k překročení M_z u profilu 0170. (Pozn. Z-50 symbolizuje variantu při odběru vody z nádrže odpovídající 50% Q_a).

Tabulka 1. Porovnání jednotlivých scénářů alokací prostorů v nádrži vzhledem k možným odběrům vody (pro profil 0170 - Az = 11,1 mil. m³).

Období	celé		před 1980		po 1980	
Odběr	[l.s ⁻¹]		[l.s ⁻¹]		[l.s ⁻¹]	
	A		B	B/A	C	C/A
Sc_I	538.2	100.00%	561.6	104.35%	494.91	91.96%
Sc_II	518.31	100.00%	542.88	104.74%	478.53	92.33%
Sc_III	498.42	100.00%	524.16	105.16%	456.3	91.55%
Sc_IV	410.67	100.00%	445.77	108.55%	354.51	86.32%

- při podkročení hladiny stálého nadržení (Ms) byl odstaven požadovaný odběr a program zaznamenal tuto událost jako poruchu v dodávce vody – nádrž neplní zásobní funkci.
- u profilů mimo seznam SVP nejsou známy charakteristické křivky potencionálních nádrží a tak ve zjednodušeném přístupu jako limitní byly brány namísto jednotlivých hladin příslušné objemy. Jak je uvedeno výše, zásobní objem byl zvolen jako 10% z Wa. Prostor stálého nadržení nebyl pro bilanci rozhodující, nicméně po analýze stávajících vodních děl na území České republiky a jejich rozdělení prostorů v nádržích byl stanoven jako 2% z Wa,
- v celém období bylo také sledováno, zda dojde k úplnému vyprázdnění nádrží a k této situaci nedošlo u žádné sledované nádrže,
- předvypouštění nádrže není uvažováno.

Četnost a vývoj jednotlivých událostí v čase byl zaznamenáván a následně zpracován obdobně jako hydrologická data, kdy byla snaha najít a popsat nějaké trendy v chování nádrže. Zís-

kaná data lze následně přehledně zobrazit v grafech jako například na obrázku 1.

V dalším kroku bylo přistoupeno k modifikované rizikové analýze. Cílem však nebylo stanovení finančního vyjádření ztráty vzniklé nedodávkou vody či případně vyčíslení povodňových škod ve finančních jednotkách. Několik nástrojů použitelných pro tyto úlohy již existuje a případně je lze s výhodou aplikovat. Pozornost zjednodušené rizikové analýzy je tedy věnována na vývoj a trendy ve výskytu pravděpodobností nežádoucích jevů v čase. Ve vodohospodářských bilancích vodních děl byly pozorovány dny, kdy docházelo k výskytu nebezpečí (překročení M_p či podkročení M_p) a tyto dny byly zaznamenány jako poruchové.

Vliv na četnost výskytu poruch mají zejména následující faktory:

- Velikost přítoku vody do nádrže.
- Požadované množství odebírané vody, resp. zabezpečení dle opakování.
- Velikost nádrže a rozložení prostorů v nádrži.

Tabulka 2. Zabezpečení odběrů vody v závislosti na scénáři alokace prostorů v nádrži, velikosti odběru vody a období (uveden i počet poruchových dní).

Sc-I	odběr	[%] z Q_a	46		48		42.3	
		[l.s ⁻¹]	538		562		495	
	období	celé	710	97.98%	992	97.17%	241	99.31%
		do 1980	339	98.67%	511	98.00%	54	99.79%
		od 1980	371	96.12%	481	94.97%	187	98.04%
Sc-II	odběr	[%] z Q_a	44.3		46.4		40.9	
		[l.s ⁻¹]	518		543		479	
	období	celé	689	98.04%	979	97.21%	261	99.26%
		do 1980	329	98.71%	511	98.00%	71	99.72%
		od 1980	360	96.23%	468	95.11%	190	98.01%
Sc-III	odběr	[%] z Q_a	42.6		44.8		39	
		[l.s ⁻¹]	498		524		456	
	období	celé	696	98.02%	988	97.18%	266	99.24%
		do 1980	328	98.71%	511	98.00%	77	99.70%
		od 1980	368	96.15%	477	95.01%	189	98.02%
Sc-IV	odběr	[%] z Q_a	35.1		38.1		30.3	
		[l.s ⁻¹]	411		446		355	
	období	celé	697	98.01%	1053	97.00%	334	99.05%
		do 1980	316	98.76%	511	98.00%	143	99.44%
		od 1980	381	96.02%	542	94.33%	191	98.00%

Ad b) Z nádrže byl uvažován takový odběr (v procentuální části z Q_a), aby počet dní, kdy se vyskytla porucha v dodávce vody (tj. došlo k podkročení hladiny stálého nadržení M_s), byl maximálně 2% z počtu dní inkriminovaného období.

Ad c) Parametry nádrže byly voleny dle čtyř scénářů:

- Sc-I rozložení prostorů v nádrži je převzato ze SVP,
- Sc-II zásobní prostor A_z byl zmenšen o 10%,
- Sc-III zásobní prostor A_z byl zmenšen o 20%,
- Sc-IV zásobní prostor A_z byl zmenšen o 50%.

Z provedených simulací pro jednotlivé scénáře lze pak stanovit maximální možný odběr vody z plánované nádrže, aby nebyla podkročena hladina stálého nadržení. To vše v souvislostech i s druhou funkcí nádrže, retenční.

Výsledky a diskuse

Schematicky představené jednotlivé kroky analýzy výhledového vodního díla byly provedeny postupně u všech zkoumaných výhledových vodních děl. Z výsledků analýzy hydrologických dat lze dovodit:

- téměř u všech profilů se v řadách minimálních denních průtoků v období po roce 1980 vyskytuje klesající trend,
- v řadách maximálních hodnot průměrných denních průtoků je do roku 1980 převážně klesající trend, zatímco po roce 1980 je trend většinou rostoucí,
- v celkových dostupných řadách průměrných ročních průtoků, tj. bez rozdělení na období do roku 1980 a po něm, nelze na základě této analýzy dovodit jednoznačně převládající trend a usuzovat tak na přímé ovlivnění hydrologických podmínek klimatickou změnou,
- trendy u dlouhodobých ročních průtoků nejsou významné.

Po rozboru suchých období všech zkoumaných lokalit nelze stanovit jednotný trend. Každý profil vykazuje jiné výsledky a ani profily situované ve stejných lokalitách se v trendech neshodují.

Při návrhu víceúčelových vodních děl, případně při změně rozložení prostorů v nádrži stávajících vodních je nutno zohlednit rozdílné požadavky daných účelů vodního díla. Asi nejmarkantnějším protikladem, navrhovaných parametrů jsou právě účely ochranné a zásobní. Vodohospodářskou bilancí s časovým krokem jeden den byl popsán vztah mezi vývojem poruch překročení hladiny zásobního prostoru nádrže a podkročením hladiny prostoru stálého nadržení, tj. přerušení dodávek vody. Tento vztah je ovlivněn v první řadě velikostí zásobního prostoru nádrže, v druhé řadě velikostí požadovaného odběru vody z nádrže. Pro účely této bilance byly odběry voleny jako procentuální část z dlouhodobého průměrného ročního průtoku Q_a tak, aby byla nalezena mezní hodnota, kdy je odběr z nádrže maximální, ale zabezpečení podle opakování neklesla pod stanovenou hodnotu 98 %. V průměru u prošetřovaných plánovaných VD (parametry VD převzaty ze SVP) bylo dosahováno hodnot odběru vody okolo 60-80% Q_a .

Zjednodušená riziková analýza může odhalit zvyšující se riziko v nedostatku vody v nádrži pro odběr požadované velikosti.

Jako příklad uvádíme profil 0170 – Maršov nad Metují (výhl. VD Vlčinec). Výsledky shrnují tabulky 1 a 2.

Například u scénáře IV, pokud bereme v úvahu celé období (1911-2006), lze odebírat 411 l.s⁻¹, avšak vezmeme-li do úvahy pouze období 1980-2006, pak odběr s 98% zabezpečeností je pouze 355 l.s⁻¹.

Závěr

Pro posouzení vývoje rizik v zásobní a retenční funkci nádrží v souvislosti s hydrologickými podmínkami ovlivněných klimatickou změnou lze použít deterministický přístup tj. přímo využít reálné řady průměrných denních průtoků.

Použije-li se výše uvedený postup vodohospodářské bilance VD s časovým krokem jeden den, získají se i časová rozložení jednotlivých poruch funkcí nádrže a dále lze tato data použít pro rizikovou analýzu využitelnou při rozhodování o alokaci nádržních prostorů. Postup byl použit ukázkově na profilu 0170-Maršov nad Metují (výhledové VD Vlčinec). Z výsledků vyplývá zvyšující se riziko v oblasti zásobování vodou po roce 1980. Aby v tomto období bylo možné zajistit dodávky vody alespoň s 98% zabezpečeností dle opakování, je třeba odběry z nádrže oproti průměru let 1911-2006 snížit o přibližně 10% v závislosti na scénáři rozložení prostorů v nádrži. Druhou alternativou je navýšit celkový objem nádrže nad uvažované parametry ve SVP. U retenční funkce nádrže je pozorován sestupný trend v počtu dní, kdy dochází k překročení zásobního prostoru, avšak nejde jednoznačně říci, že se snižuje riziko povodní v daném profilu.

Z provedených analýz nejde jednoznačně určit jednotný trend v hydrologických datech pro celou Českou republiku a ke každému vodnímu dílu je i v této otázce zapotřebí přistupovat velmi individuálně.

Poděkování

Tento příspěvek vznikl za podpory projektu Ministerstva zemědělství "Spolehlivost a bezpečnost vodohospodářských děl v měnících se klimatických podmínkách" s označením NAZV QH 71201.

Literatura

- [1] Projekt VaV/740/1/00 Výzkum dopadů klimatické změny vyvolané zesílením skleníkového efektu na Českou republiku, Shrnutí výsledků získaných v DP 02 Výzkum dopadů klimatické změny vyvolané zesílením skleníkového efektu na sektory hydrologie, zemědělství a lesního hospodářství a vliv klimatických změn na lidské zdraví, NKP, Praha 2000. Dostupné z WWW: <<http://www.chmi.cz/files/portal/docs/meteo/ok/nkp/vav2000.html>>
- [2] SATRAPA, L. Spolehlivost a bezpečnost vodohospodářských děl v měnících se klimatických podmínkách. Bulletin QH 71201/2010 – roční zpráva, Praha, 2011
- [3] SOLOMON, S., QIN, D., MANNING, M., CHEN, Z., MARQUIS, M., AVERY, M., TIGNOR, M., MILLER, H. L. Climate Change 2007: The Physical Science Basis [online]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. 996 str. Dostupné z WWW: <http://www.ipcc.ch/publications_and_data/ar4/wg1/en/contents.html>
- [4] ZUKAL, M. Vývoj rizik v zásobní a retenční funkci nádrží v souvislosti s dopady změny klimatu na hydrologické podmínky. Praha, 2012. Disertační práce. ČVUT v Praze, Fakulta stavební. Vedoucí práce doc. Ing. Ladislav Satrapa, CSc.

NÁDRŽ NOVÉ HEŘMINOVY JAKO SOUČÁST OPATŘENÍ KE SNÍŽENÍ POVODŇOVÝCH RIZIK NA HORNÍ OPAVĚ

Jiří Švancara

Pöyry Environment a.s., 602 00 Brno, tel. +420 541 554 341, jiri.svancara@poyry.com

Abstrakt

Povodí řeky Opavy v severovýchodní části ČR je jednou z oblastí, které byly významně postiženy povodní v roce 1997 a kde se dodnes koncentrují vysoká povodňová rizika. Vládním usnesením č. 444/2008 bylo rozhodnuto o konečné variantě opatření na snížení povodňových rizik v povodí horního toku řeky Opavy s využitím přírodně blízkých povodňových opatření, která zahrnuje i záměr výstavby přehradní nádrže Nové Heřminovy. Cílového stavu ochrany před povodněmi má být dosaženo s využitím ochranné funkce nádrže Nové Heřminovy (NH) v kombinaci s dalšími opatřeními, kterými jsou především úpravy toku Opavy, soubor malých vodních nádrží, rozšíření monitorovací sítě, revitalizační opatření, úpravy v krajině, atd. Příspěvek podává informace o roli zamýšlené nádrže Nové Heřminovy v celkové koncepci souboru opatření a o analýze zvažovaných provozních scénářů. Okrajově se příspěvek zmiňuje o současném stavu přípravy akce Opatření na horní Opavě.

Klíčová slova: Povodňová ochrana; povodí horní Opavy, přehrada, Nové Heřminovy.

Abstract

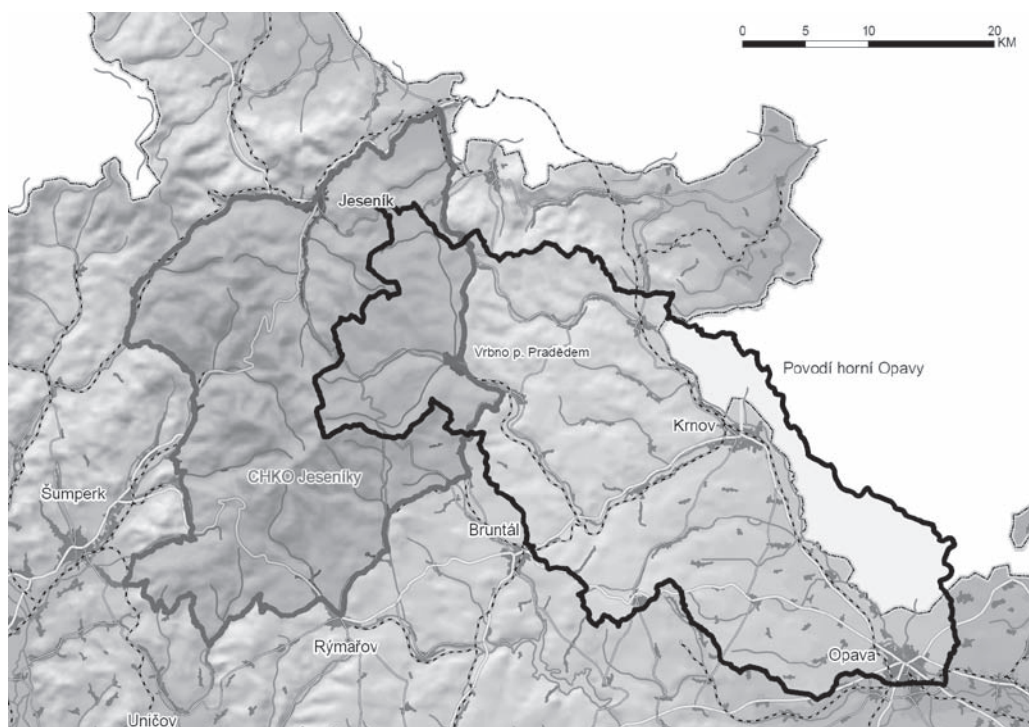
The Opava river basin in the northeastern part of the Czech Republic represents a region which was particularly heavily

affected by the devastating 1997 flood. High flood risks persists here till now. The Czech Government decided in 2008 on the flood protection final variant for upper part of the Opava river basin, implementing a set of technical and semi-nature measures. A target level of the flood protection should be reached by retention effect of the new dam acting in synergy with other measures (river training including revitalization, system of small water reservoirs, improving the water regime in the river basin, monitoring system and others). The article introduces a role of the Nove Herminovy Dam in the general concept based on different operational scenarios taken in consideration. The brief information related to a present state of the project is mentioned.

Keywords: Flood protection; Opava river basin; Dam, Nove Herminovy.

Úvod

Povodí horní Opavy po soutok s Moravicí má rozlohu 946 km². Geograficky se jedná o rozmanité území. Zahrnuje masiv Hrubého Jeseníku s vrcholem Pradědem (1492 m n.m.), směrem k východu přechází přes masiv Nízkého Jeseníku do nížin Opavsko-ostravské pánve s poměrně intenzivním zemědělským využitím. Horní část povodí má vysoký podíl zalesnění (v povodí Opavy nad Krnovem téměř 77 %, v povodí Opavice nad Krnovem přes 72 %). Sídla historicky vzniklá na březích řek postupně obsazovala stále zranitelnější území. Současně byla



Obrázek 1: Povodí horní Opavy po soutok s Moravicí.

prováděna technická opatření, která měla snížit rizika škod, zejména na nemovitostech. Dřívější opatření na ochranu před povodněmi v povodí řeky Opavy prováděná v 19. a 20. století byla reprezentována především úpravami toků zvyšujícími jejich průtočnost. Povodeň v roce 1997 však byla takové velikosti, že v rozhodující části zájmového území byly kapacity koryt výrazně překročeny a proudící voda přetvářela zemský povrch, zejména v údolních nivách. V území byly zaznamenány obrovské materiální škody i ztráty na životech. Živelná pohroma v roce 1997 znamenala v povodí řeky Opavy přelom v chápání naléhavosti ochrany před povodněmi.

Koncepce ochrany před povodněmi pro povodí horní Opavy

Hledání vhodné koncepce ochrany před povodněmi vyžaduje vyjádřit účinek variantně navrhovaných opatření a srovnat, do jaké míry se mohou jednotlivé alternativní návrhy nebo jejich kombinace podílet na naplnění cílů ochrany i dalších cílů, včetně environmentálních. Diskuse o koncepci protipovodňových opatření u konkrétního sídla tedy vždy začíná otázkou, jaká míra ochrany je přiměřená. Z hlediska koncepce širšího území to znamená definovat standard ochrany a o jeho naplnění pak programově usilovat. Povodí Odry s.p. zpracovalo v souladu s postupy plánování v oblasti vod podklady stanovující doporučenou míru ochrany pro sídla a území, které byly vyhodnoceny jako odpovídající i řadou provedených expertiz. Tyto podklady byly následně včleněny do koncepčních dokumentů Moravskoslezského kraje i dokumentů plánování v oblasti vod a takto stanovená míra ochrany je při přípravě jednotlivých opatření považována za cílový stav.

Při hledání koncepce ochrany před povodněmi v povodí horní Opavy byla v období po katastrofální povodni 1997 odbornou i laickou veřejností diskutována řada variant. V tomto procesu se angažovala ministerstva, správce toku – Povodí Odry s.p., Moravskoslezský kraj, obce i nevládní organizace. Poměrně dlouho dobu byly proti sobě kladeny koncepce technických a přírodních protipovodňových opatření. Pozitivní posun byl ze strany odborníků spatřován v zásadě, že do budoucna již není možné pouze zvyšovat kapacity koryt a zrychlovat odtok vody z území, ale je třeba se pokusit odtok vody zpomalit a rozložit do delšího času. Všechny zvažované alternativy vždy představovaly citelný zásah do soukromého vlastnictví i významný zásah do životního prostředí. Environmentální souvislosti i možnosti kompenzací sociálních vlivů představovaly při hodnocení koncepcí velmi významná hlediska.

Soubor desítek studií k řešení problematiky zpracovaných v letech 1997 – 2006 sumarizuje souborná rešeršní studie (vydala MZE v roce 2006 [01]), studie shrnuje a komentuje cca 35 námětů, dílčích studií a dalších podkladů. Postupně začal převládat názor, že východiskem může být pouze komplexní sou-

bor opatření zahrnující jak preventivní protipovodňová opatření, tak opatření ke zlepšení vodního režimu v krajině i opatření na omezení vodní eroze a revitalizace. V témže roce zpracovaná Úvodní vodohospodářská studie vodního díla Nové Heřminovy [02] podrobně rozpracovala možnosti využití potenciálu přehradního profilu z pohledu retenční funkce a transformace povodní, zásobní funkce a nadlepšování minimálních průtoků a také z pohledu potenciálního využití vodní energie.

V roce 2007 byly paralelně zpracovány dvě studie (MZE [03] a MŽP [04]), obě měly za cíl navrhnout takový soubor opatření, který by zajistil potřebnou míru ochrany a byl v porovnání s *velkou nádrží* obecně přijatelnější pro spektrum zainteresovaných a dotčených – místní obyvatelé, orgány samosprávy, orgány a organizace ochrany přírody. Díky spolupráci řešitelů i objednatelů obou studií bylo dosaženo dohody o využití jednotné metodiky pro hodnocení účinnosti opatření zvažovaných ve studiích. Výsledkem studie [03] byla koncepce tzv. *menší nádrže* Nové Heřminovy (NH) v kombinaci s dalšími opatřeními (nádržemi, zvýšením kapacity toků v intravilánech apod.), která rovněž zapracovala výsledky studie přírodních blízkých opatření [04]. Zpracovaná koncepce upřednostňovala zachování rozhodující části zástavby obce NH.

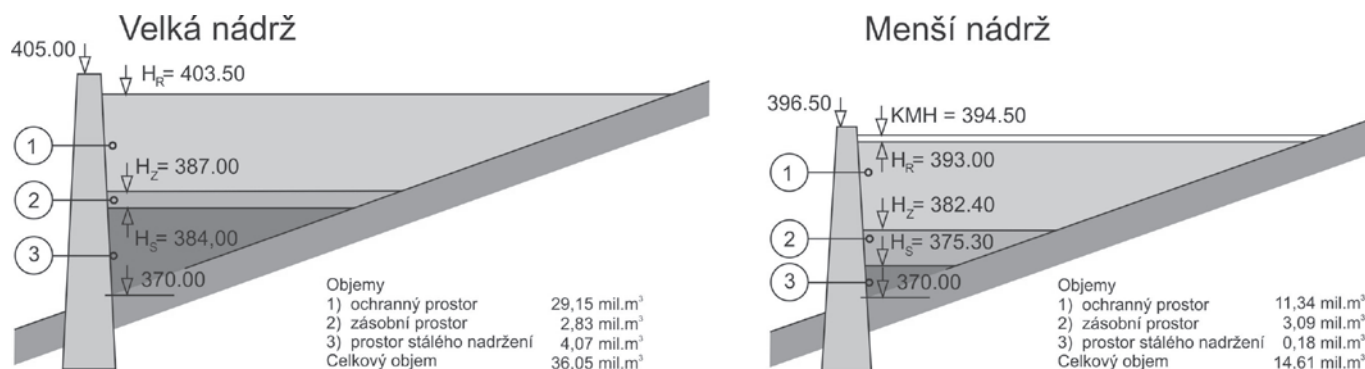
Význam nádrže Nové Heřminovy v souboru navržených opatření

V morfoloicky výhodném a geologicky poměrně příznivém profilu pod obcí Nové Heřminovy je technicky možné zvažovat poměrně velké objemy přehradní nádrže. Od 20. let minulého století byly postupně navrhovány objemy i cca 130 mil. m³, ve své době jako nádrže s převládající zásobní funkcí. Směrný vodohospodářský plán např. předpokládal variantu víceúčelové nádrže s objemem cca 100 mil. m³. Po povodni v roce 1997 se záměr výstavby nádrže oživil, avšak s převládajícím účelem ochranným. Navrhovanou koncepcí byla tzv. *velká nádrž* Nové Heřminovy s celkovým objemem cca 36 mil. m³ (Obr. 2).

Nevýhodou varianty *velké nádrže* bylo rozsáhlé dotčení obce Nové Heřminovy, znamenající její likvidaci v současné podobě a nutnost jejího přemístění.

Velká nádrž NH byla navržena jako víceúčelová, přičemž hlavním účelem byla ochranná funkce. Doprovodnými efekty nádrže bylo nadlepšování průtoků v době sucha, rekreace a doplňková výroba elektrické energie. Návrhovou povodeň PV₁₀₀ s kulminačním průtokem 206 m³/s a podmíněnou pravděpodobností objemů ppW=0,3 (povodňová vlna s objemem 52 mil. m³) byla nádrž schopna transformovat na průtok 60 m³/s v profilu pod přehradní hrází. Velikost nádrže byla optimalizována tak, aby v sídlech pod nádrží nebylo nutné provádět rozsáhlejší úpravy toků pro zvýšení kapacity a pro omezení škod za povodní.

Menší nádrž NH má limitní objem umožňující ještě zachová-



Obrázek 2: Srovnání parametrů tzv. velké a malé nádrže Nové Heřminovy.

ní rozhodující části obce nové Heřminovy. I ve variantě *menší nádrže* s celkovým objemem do 15 mil. m³ (viz Obr. 2) je stále ještě možné hovořit o víceúčelovém vodním díle. V nádrži je vymezen určitý rozsah zásobního prostoru pro nadlepšování průtoků v době sucha, nádrž umožní i rekreaci a doplňkovou výrobou elektrické energie. Návrhovou povodeň PV_{100} , $ppW=0,3$ je nádrž možná transformovat na průtok 100 m³/s v profilu pod přehradní hrází. Praktický provoz vodního díla NH (v parametrech *menší nádrže*) je založen na využití omezeného ochranného objemu, jež musí být rezervován pro snížení průtoků v období kulminací významnějších povodní. Při malých povodních k využívání ochranného prostoru v nádrži docházet nebude a jeho plnění je považováno spíše za nežádoucí. Funkční objekty vodního díla a pravidla manipulace na nich budou tedy uzpůsobeny k propouštění relativně vysokých průtoků a odtoky z nádrže zvětšené o přítoky z mezipovodí je nutné bezpečně provést sídly níže po toku. Z uvedeného důvodu musí ucelená koncepce ochrany před povodněmi na řece Opavě ve variantě s *menší nádrží* v úseku pod vodním dílem NH obsahovat i ochranné stavby v jednotlivých sídlech, jejichž rozsah je značný a jejichž prostřednictvím se dosahuje cílové úrovně ochrany.

Pomocí srážkoodtokového modelu HYDROG byla ve studiích [02], [03] a [04] posuzována řada dílčích variant. Pro škálu v úvahu připadajících rozložení příčných srážek povodní byly prověřovány efekty opatření v ploše povodí společně s revitalizacemi řeky Opavy a některých jejích přítoků, účinky souboru malých vodních nádrží (MVN), dále efekty tzv. klíčových prvků (další retenční nádrže na páteřním toku Opavě a na významných přítocích) i nádrže Nové Heřminovy v menší i větší variantě a to jak samostatně, tak ve vzájemných kombinacích. Bylo hledáno vhodné řešení s požadavkem na maximální účinnost, ekonomickou efektivitu, průchodnost při majetkoprávních jednáních i na minimalizaci zásahů do životního prostředí. Podstatným závěrem studií [03] a [04] je zjištění, že samotnými opatřeními v krajině a souborem MVN není možné dosáhnout podstatného zvýšení úrovně ochrany před povodněmi z regionálních srážek vyvolávajících průtokové odezvy s četností opakování 10 let a více, tedy u povodní, u nichž začíná docházet k větším škodám podél řeky Opavy. Bylo ověřeno, že pro povodně s kulminačními průtoky odpovídajícími cca Q_{100} zajistí „doprovodná“ opatření k nádrži Nové Heřminovy snížení kulminací o cca 2 – 10 % v závislosti na rozložení srážek. Obdobných výsledků bylo dosaženo i při posuzování variant uvažujících vybudování souboru menších retenčních nádrží, které by případnou výstavbou minimálně ovlivňovaly existující zástavbu (tzv. klíčové prvky: Opava – Karlovice, Opava – Brantice,

Krasovka – Radim, Opava pod Krnovem, Čížina – Pocheň II, Hořina, Hájnický potok) viz také [07].

Koncepce tzv. *menší nádrže* Nové Heřminovy v kombinaci s dalšími opatřeními (nádržemi, zvýšením kapacity toků v intravilánech vč. souboru přírodě blízkých opatření) byla nakonec usnesením vlády ČR č. 444/2008 schválena jako konečná varianta. Celý soubor opatření na snížení povodňových rizik v povodí horní Opavy může být považován za příklad komplexního přístupu k řešení ochrany před povodněmi v konkrétním území (Opatření na horní Opavě - dále v textu zkratkou OHO). Přijatá koncepce upřednostňuje zachování rozhodující části zástavby obce NH, omezený efekt nádrže NH s limitovaným objemem bylo nutné doplnit o další opatření na ochranu sídel spočívající ve významném zvýšení kapacity toků.

Bylo prokázáno, že pro zvýšení ochrany před povodněmi sídel v povodí horní Opavy na požadovanou úroveň nelze nalézt řešení, které by se dokázalo vyhnout obytné a další zástavbě a významnému zásahu do vlastnických práv. Současně se prokázalo, že dosažení cílové úrovně ochrany bude nákladné, avšak z pohledu vývoje území nepostrádající ekonomický smysl.

Diskuse k významu nádrže NH v soustavě PPO

Snížení návrhového průtoky Q_{100} ochranným prostorem nádrže NH v profilu pod vodním dílem je rozhodujícím efektem celého souboru opatření. Jako návrhová byla zvolena stoletá povodňová vlna s vyšším objemem ($ppW = 0,3$). Významných efektů nádrže (omezení škod za povodní) se tedy dosáhne i při povodních s vyšší extremitou než Q_{100} , zde bude rozhodující objem povodňové vlny nad průtokem 100 m³/s.

Při extrémních povodních z regionálních srážek delšího trvání je účinek doprovodných opatření (úpravy v ploše povodí, malé vodní nádrže) jen doplňkový, jejich efekt stoupá při povodních s nižší extremitou. Současně se tato doprovodná opatření kladně projeví v lokální ochraně před povodněmi a při snížení vodní eroze. Významné je, že nádrž NH nebude v základním řízení průtoky do 100 m³/s zadržovat (pro ilustraci, $Q_{10} = 91,3$ m³/s).

Zatímco v řece Opavě po soutok s Opavicí dochází nádrží vodního díla Nové Heřminovy v pásmu její účinnosti k významnému snížení povodňových průtoků, v úseku pod soutokem s Opavicí je nutné brát v úvahu také kombinaci s neovlivňovanými průtoky z Opavice a účinek nádrže Nové Heřminovy s celkovým objemem do 15 mil. m³ se může významně snižovat.

Záměr OHO je z hlediska funkce chápán jako ucelený systém. Při stanovení návrhových parametrů úprav na tocích byly započteny dosažitelné účinky přírodě blízkých opatření, souboru malých vodních nádrží i nádrže Nové Heřminovy. Žádnou část

Tabulka 1: Návrhové parametry úprav na řece Opavě v úseku NH – Krnov v rámci OHO.

Obce pod vodním dílem NH	$Q_{\text{návrh}} [\text{m}^3/\text{s}]$	$Q_{\text{kontrol}} [\text{m}^3/\text{s}]$	Bezpečnostní převýšení [m]
Zátor - Loučky - pod hrází	100	205	0,5
Zátor - Loučky - pod Čakovským p.	110	205	0,5
Zátor - Loučky - pod Zátoráčkem	120	220	0,5
Brantice	120	220	0,5
Brantice - pod Krasovkou	150	240	0,5
Kostelec	150	240	0,5
Krnov	150	240	0,8
S Krochovice	290	510	0,8
Holasovice	290	510	0,8

Poznámky:

Kontrolní průtok je odvozen z průtoků za povodně 1997

Převýšení uvedené v tabulce je požadováno v případě ochranných hrází.



Obrázek 3: Vizualizace prostoru hráze vodního díla Nové Heřminovy.

záměru OHO podílející se na snížení povodňových rizik nelze vyloučit, aniž by to mělo vliv na parametry celého souboru opatření. Výslednému efektu z hlediska ochrany se lze přiblížit až po dokončení přehradní části a úprav na tocích pod nádrží, čímž se umožní realizovat odtoky z nádrže ve velikosti, která zajistí, že ochranný prostor nebude plněn předčasně. Odtoky z nádrže zvětšené o přítoky z mezipovodí musí v pásmu účinnosti ochranné nádrže projít sídly níže po toku bezeškodně.

Vodní dílo Nové Heřminovy bude zařazeno vzhledem ke své velikosti a potenciálu možného ohrožení území pod nádrží do I. třídy podle vyhl. č. 471/2001 Sb. Tomu bude odpovídat i příslušné vybavení hráze systémem zařízení pro pozorování a měření, které bude vycházet ze současné technické úrovně

a z vývoje v této oblasti. Směrodatnou povodní pro posouzení bezpečnosti přehrady za povodní je $PV_{10\,000}$, ppW 0,3.

Ochranná opatření Pod Krnovem (pod soutokem s Opavicí) jsou tvořena téměř výhradně hrázovými systémy, i zde jsou velmi pozorně zvažována hlediska jejich spolehlivosti i možnost odvodnění území za hrázemi.

Zkušenost z období 1997 až 2013 ukazují, jaký význam má včasná realizace PPO. Přestože by bylo více než žádoucí zvrátit trendy ve využívání území, je nutné bohužel konstatovat, že pozitivní změny pro zlepšení vodních poměrů v krajině doposud stačí stěží kompenzovat postupné zhoršování odtokových poměrů. To se ukazuje jak v oblastech, kde se koncentruje intenzita urbanizace, tak obecně, v souvislosti s rozvojem dopravní infrastruktury a hospodařením v zemědělství. Hlavní tíže se



Obrázek 4: Přehradní hráz VD Nové Heřminovy a obtok pro migraci.

za povodní se tak soustřeďuje na zrealizovaná technická opatření. Technickým opatřením bude i nádrž Nové Heřminovy. Nádrž byla zařazena do souboru opatření s vědomím, že má-li být dosaženo potřebného efektu, nelze účinek nádrže jiným opatřením nahradit. Na doprovodná opatření však nelze rezignovat, reálný průběh přípravy v povodí horní Opavy ukazuje, že v tomto konkrétním případě mohou některá z nich i předbíhat opatření hlavní.

Dosavadní příprava OHO se dosud vyznačovala snahou o naplnění uceleného rozsahu záměru podle usnesení vlády ČR č. 444/2008. Při komplexnosti záměru a při vazbách mezi jednotlivými jeho částmi není jiný přístup racionální.

Současný stav projektu

IZ záměru OHO byl dokončen v závěru roku 2009 a byl schválen usnesením vlády ČR č. 119 ze dne 16. 2. 2011.

Po úspěšném ukončení procesu EIA (únor 2012) se otevřela možnost vedení územních a stavebních řízení u prostorově a funkčně samostatných staveb, podle harmonogramu, odvozeného zejména z finančních možností investora a výše podpory z příslušných programů. Současně pokračují práce na úpravách územně plánovacích dokumentací a na majetkoprávním vypořádání. Ve všech směrech přípravy OHO (technická příprava, územní plánování, EIA, majetkoprávní vypořádání) investor pověřený vládou ČR (Povodí Odry s.p.) a projektant kladli důraz na otevřené a srozumitelné informování široké veřejnosti, odborníků a zainteresovaných orgánů i na poskytování vhodných podkladů.

Řada informací o projektu OHO byla již zveřejněna. S ohledem na rozsah projektu je vhodné odkázat na podrobnější informace o skladbě a koncepci OHO uveřejněné například v publikaci [08], jehož dílčí části tento článek rovněž přebírá.

Závěr

Soubor opatření na snížení povodňových rizik v povodí horní Opavy je připravován a postupně realizován v období, které je poznamenáno nedostatkem finančních prostředků. Ve smyslu Usnesení vlády ČR č. 119/2011 navrhl investor významné úspo-

ry nákladů a po jejich promítnutí do souboru opatření na horní Opavě je odhadovaný celkový náklad 6,7 mld. Kč (v cenové úrovni roku 2011).

I přes těžkosti, které bezpochyby bude nutné v následujícím období zvládat, lze vyslovit přesvědčení, že celý soubor opatření bude doveden k úspěšnému cíli.

Poděkování

Autor článku působil do současné doby jako koordinátor projektové přípravy záměru OHO. Touto cestou se dovoluje poděkovat pracovníkům investora, zástupcům Ministerstva zemědělství ČR, Ministerstva životního prostředí ČR, Moravskoslezského kraje, AOPK, místních orgánů státní správy, samospráv a řadě dalších partnerů, jakož i řešitelskému týmu společnosti Pöyry, spolupracujících organizací, vysokých škol, výzkumných pracovišť a jednotlivým specialistům za práci směřující k dosažení cílů tohoto projektu.

Literatura

- [01] Ochrana před povodněmi v povodí horní Opavy. Rešeršní studie. Ministerstvo zemědělství ČR, květen 2006.
- [02] Úvodní vodohospodářská studie vodního díla Nové Heřminovy, Pöyry Environment, a.s., prosinec 2006.
- [03] Studie menší nádrže Nové Heřminovy v kombinaci s dalšími opatřeními v povodí horního toku řeky Opavy, Pöyry Environment, a.s., Brno, prosinec 2007.
- [04] Kolektiv autorů: Návrh strukturálního řešení protierozních a protipovodňových opatření v povodí Horní Opavy, studie Ministerstva životního prostředí, září 2007.
- [05] Souhrnná zpráva Investičního záměru Opatření na horní Opavě - příprava akce v období 2008-2010, Pöyry Environment, a.s., Brno, listopad 2009.
- [06] Soubor přípravné dokumentace, projektové dokumentace IZ a navazující projektové dokumentace k územním a stavebním řízením za období 2008 až 2012 (celkem 233 položek). Pöyry Environment, a.s. a spolupracující organizace.
- [07] ŠVANCARA J., GOLÍK P.: Opatření na horní Opavě - koncepcí návrhu parametrů vodního díla Nové Heřminovy a navazujících úprav toku. Konference Vodní toky, 2011.
- [08] ŠVANCARA J.: Ochrana před povodněmi v povodí horní Opavy a vodní dílo Nové Heřminovy. Inženýrská komora 2013, str. 56 - 71

MALÉ VODNÍ NÁDRŽE VE SPRÁVĚ POVODÍ MORAVY, S.P.

Marek Viskot

Povodí Moravy, s.p., Dřevařská 11, 601 75 Brno, tel. 541 637 252, viskot@pmo.cz

Abstrakt

Tento příspěvek pojednává o malých vodních nádržích z pohledu správce. Jsou zde uvedeny konkrétně některé malé vodní nádrže, které má Povodí Moravy, s.p., ve své správě, ale uvedeny jsou také manipulace na malých vodních nádržích, problémy technické stavu hrází a funkčních objektů.

Klíčová slova: vodní nádrž; manipulace.

Abstract

This contribution deals with small water reservoirs from manager point of view. In this contribution there are particularly mentioned some of small water reservoirs, which Morava River Board, s.e., manages. There are also mentioned handlings on this reservoirs and problems with technical conditions of dams and functional structures.

Keywords: water reservoir; manipulation.

Úvod

Dle české normy jsou za malé vodní nádrže považovány nádrže s objemem do 2 mil. m³ vody, které jsou u hráze zároveň hluboké do 9 m.

Ve správě Povodí Moravy, s.p. jsou i tyto malé vodní nádrže, které jsou nejen samostatné, ale některé jsou součástí vodohospodářský soustav – Dyjsko – svratecké a Moravní soustavy..

Do roku 2010 bylo ve správě Povodí Moravy, s.p. kromě 28 významných vodních nádrží, také 10 malých vodních nádrží. Ve většině případů se jednalo o rybníky, které se nacházejí nad vodními nádržemi (např. nad VD Landštejn). Od 1.1. 2011 přešlo, v rámci transformace Zemědělské vodohospodářské správy, do správy Povodí Moravy, s.p. dalších 130 malých vodních nádrží s různými účely.

Účely malých vodních nádrží

Hlavním účelem většiny malých vodních nádrží je zadržení, akumulace vody. Nádrže obecně tvoří významný krajinný prvek. Dříve byly jako malé vodní nádrže vnímány výhradně rybníky, které sloužili k rybochovným účelům. Během času se do vnímání malých vodních nádrží dostaly i nádrže, které neslouží výhradně pro rybochov. Jedním z účelů, který není u těchto malých vodních nádrží většinou zastoupen je nadlepšování minimálních průtoků pod vodním dílem, naopak některé nádrže jsou přeceňovány v oblasti transformace povodňových průtoků a zejména ze strany laické veřejnosti je očekáván významný vliv za povodňových situací. U velmi malých vodních nádrží není ani efektivní předpouštění před příchodem povodně.

Dalším účelem nádrže je zajištění odběru pro závlahy přímo z nádrže nebo z vodního toku, takové nádrže se nacházejí zejména v povodí řeky Dyje. Mnoho těchto nádrží dnes již

těmto účelům neslouží a jsou využívány pro chov ryb (např. nádrže v soustavě „Závlahy pod Brnem“).

Pro transformační účinek jsou stavěny suché nádrže, které jsou jedním z prvků protipovodňové ochrany.

Vybrané malé vodní nádrže

Malých nádrží má Povodí Moravy, s.p. ve správě více než 130. Jak již bylo zmíněno v úvodu, největší nárůst nastal po transformaci Zemědělské vodohospodářské správy. Pro představu pár vybraných nádrží:

Nádrži s objemem cca 850 tis. m³ a výškou hráze 9 m jsou **Horní Dunajovice na Křepičce**. Účelem je akumulace vody pro potřeby závlahy. Jedná se o sypanou hráz délky 210 m. Nádrž má sdružený objekt s výpustným zařízením a pevným přelivem.



Obrázek 1. Vodní dílo Horní Dunajovice na Křepičce.

Další nádrží s větším objemem je **VD Ordějov na Nivničce** s celkovým objemem 385 tis. m³ a výškou hráze 7 m. Tato nádrže slouží především zajištění odběru pro závlahy, zajištění min. průtoků pod vodním dílem. Půdorysně je hráz přímá, v příčném řezu má tvar lichoběžníka. Jedná se o homogenní zemní hráz sypanou z místních materiálů. Jako výpustné zařízení slouží betonový uzavřený kombinovaný požerák s dvojitou dlužovou stěnou a šoupátkovým uzávěrem DN 600, přeliv je kašnového typu.



Obrázek 2. Vodní dílo Ordějov na Nivničce.

Dále lze zmínit soustavu nádrží u **Hrotovic na Rouhovance**, která sestává ze třech vodních děl, jejíž účelem je především chov ryb. První nádrž Hrotovice I. má objem 42 tis. m³, druhá nádrž Hrotovice II. 98 tis. m³ a Hrotovice III. je s objemem 59 tis. m³.



Obrázek 3. Vodní dílo Hrotovice I. na Rouhovance.



Obrázek 4. Vodní dílo Svěsedlice – nerovná niveleta hráze, vzrostlé stromy na hrázi.

Stav malých vodních nádrží

Stav nádrží převzatých po Zemědělské vodohospodářské správě odpovídá jejich stáří, údržbě a dostupným finančním prostředkům. Na nádržích se vyskytuje více vlivů a problémů. Jedním z nich jsou majetkové poměry, kdy majetkově nejsou části malých vodních nádrží vypořádány a stojí to nemalé úsilí tuto věc dát do pořádku. Dalším problémem je jejich technický stav, kvůli kterému byly některé nádrže vypuštěny (např. průsak hrází, vzrostlé stromy na hrázi), i technický stav výpustných zařízení není na některých nádržích v dobrém stavu. Není možné ani opomenout jejich zanášení sedimenty.

Manipulace na malých vodních nádržích

Manipulace se provádí dle platných manipulačních řádů. Při povolování těchto nádrží byly většinou hladiny stanoveny na úrovních pevných přelivů s tím, že při manipulacích se většinou udržuje hladina v nádrži právě na této úrovni. Minimální průtoky pod nádržemi jsou většinou zajišťovány pomocí přelivů, buď hrazených či nehrazených, případně pozvednutím dluže požeráku. Malé nádrže nemají většinou vymezen zásobní prostor, který by byl schopen déle zajišťovat nadlepšený minimální průtok.

Za povodňových situací nádrže mají velmi malý vliv na průběh povodně, transformace je minimální. V případě, že se malá nádrž nachází nad zastavěným územím doporučuje se stanovit se stupně povodňové aktivity na vodním díle. Doporučuje se také, aby i na malých vodních nádržích byla pravidelně provedena preventivní povodňová prohlídka ze strany příslušného povodňového orgánu obce.

Některé vodní nádrže mají na pevných přelivech osazeny česle, které se pak za povodní zanáší, vlastníci nestíhají dělat zabezpečovací práce a způsobují významné problémy na nádržích, které mohou vést až k ohrožení území nacházející se pod vodním dílem.

Na Povodí Moravy, s.p. vodohospodářský dispečink ročně zpracovává cca 35 – 45 manipulačních řádů pro malé vodní nádrže.

Literatura

České technické normy:

Vodní hospodářství – Základní terminologie

Manipulační řády vodních děl Horní Dunajovice, Ordějov a Hrotovice I. – III.

RYBNÍKY JAKO ZÁKLADNÍ VÝROBNÍ PROSTŘEDEK, VODNÍ DÍLO A MOŽNOSTI JEJICH MIMOPRODUKČNÍHO VYUŽITÍ

Aleš Vavřina

*Rybníkářství Pohořelice a.s., Vídeňská 717, 691 23 Pohořelice, mob. 724 978 225,
tel. 519 424 273, vavrina@rybnikarstvi-pohorelice.cz*

Abstrakt

Rybníky mohou být jejich vlastníkům jak výrobním prostředkem k chovu ryb, tak mohou celé společnosti bezplatně poskytovat celou řadu významných mimoprodukčních funkcí. Díky svému výraznému krajinnotvornému charakteru a specifickým nárokům na péči o ně nezanedbatelně ovlivňují region své existence i po stránce sociální a ekonomické. Záleží pouze na nás lidech a míře našeho poznání, zda-li bude v našich schopnostech tuto příležitost uchopit a s péčí řádného hospodáře s ní i nakládat.

Klíčová slova: rybník, legislativa, chov ryb, mimoprodukční funkce, vodní dílo.

Abstract

The ponds do not serve only to their owners as a production facility but they may also provide a number of out-off production services to the whole society at no cost. Due to their considerable landscape forming character and necessary specific requirements for the care for them, they appreciably influence the whole region also with respect to the social and economic issues. It depends just only upon us, if we were able to address this opportunity and to treat it with the care of a proper manager.

Keywords: pond, legislature, freshwater fish culture, out-off production service, waterwork.

Rybník – co je vlastně rybník?

Definice pojmu rybník je zdánlivě velmi jednoduchá a jasná, ale z pohledu jejich vlastníků, aktuálně platné legislativy, odborné nebo laické veřejnosti se, dle jejich diametrálně rozdílných postojů, tento výklad různí a stává se velmi nejasným. Pokud nelze najít jasný a jednotný výklad pojmu, pak je velmi komplikované také jednoznačně definovat nároky na funkci a účel užití.

Jak se tedy k rybníku jako takovému stavět? Je to výhradně soukromý majetek, je to soukromý majetek s nějakými celospolečenskými zájmy nebo je majetkem veřejným? Z jednoznačného určení postavení rybníku a nároku k němu pak logicky vyplývá i to, jaký lze zaujímat postoj k využití rybníku, jeho údržbě a dalším benefitům z jeho existence.

Rozdílnost názorů na rybník podporuje i to, že rybník bez vody je ničím, jen dílem umu člověka. Voda – sloučenina dvou atomů vodíku a jednoho atomu kyslíku, jednoduchá substance díky níž je na Zemi možný život, protože se nachází, díky svým třem skupenstvím, úplně všude – v každé živé buňce, v kterékoli koutu Země, v každém ekosystému na toto prostředí vázaném. Možná právě pro tak výsadní a ničím nezastupitelnou úlohu vody se k vodě soustředí naše pozornost a těžko definovatelná potřeba toto bohatství mít pod kontrolou, ovlivňovat práva k němu a určovat jak s ním nakládat.

Rybník z pohledu aktuálně platné legislativy

Legislativní výklad rybníku je velmi mnohovýznamový a nejednoznačný díky vzájemné výkladové neprovázanosti jednotlivých zákonů. Zákony by si měly být vzájemně rovny a mít stejnou právní sílu, zejména pak pro výkonné aparáty státní správy. V praxi je ale opak pravdou, některé zákony jsou významově nadřazovány zákonům jiným a to tak, že „nepohodlné“ zákony jsou reálně ignorovány a je velmi neproduktivní se v rámci podaných odvolání k vydaným rozhodnutím správních orgánů na tyto zákony dovolávat, zkrátka jejich právní rámec i věcný rámec nedostane prostor pro své naplnění.

Rybník je dle:

- 1. Zákon č. 254/2001 Sb., tzv. vodní zákon** – hlava VIII vodní díla - § 1 písm. a), d), l). Vodní díla jsou vždy stavbami, které mohou sloužit k nakládání s vodami, vždy však musí sloužit účelům vymezeným v návěti tohoto ustanovení. Vodními díly mohou být i vodní díla neuvedená v písmenech a) – l), jelikož se jedná o výčet demonstrativní.
- 2. Zákon č. 99/2004 Sb., o rybníkářství, ...** - hlava I. - § 2 písm. c) – rybníkem je vodní dílo, 2), které je nádrží určenou především k chovu ryb, ve kterém lze regulovat vodní hladinu, včetně možnosti jeho vypuštění a slovení; rybník je tvořen hrází, nádrží a dalšími technickými zařízeními.
- 3. Zákon č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny** – část první úvodní ustanovení – § 3 písm. b) významný krajinný prvek (VKP) – rybník (jeden z mnoha výčtem uvedených pojmů). VKP – ekologicky, geomorfologicky nebo esteticky hodnotná část krajiny, která utváří její typický vzhled nebo přispívá k udržení její stability. (Wikipedie)
- 4. Již mimo platnou legislativu – normy – č. ON 73 6515 – názvosloví vodních nádrží a jezových zdříž** – pojem č. 1 (vodní) nádrží – 1) omezený prostor vytvořený údolní přehradou, ohrázkou části území nebo využitím přírodní nebo umělé prohlubně na zemském povrchu, který slouží k hospodaření s vodou, tj. k akumulaci vody pro její pozdější využití, ke snížení povodňových průtoků nebo k vytvoření vodního prostředí a k úpravě vlastností vody. 2) vodní útvar vzniklý přirozenou nebo umělou akumulací vody. pozn.: Rozhodující parametry u vodní nádrže jsou objem, zatopená plocha a rozsah kolísání hladiny při její funkci. ; pojem č. 45) umělá vodní nádrž – nádrž vytvořená záměrně lidskou činností.; pojem č. 64 rybník – umělá nádrž určená především k chovu ryb, s možností úplného a pravidelného vypouštění, provedení a technické vybavení jakož i vlastní provoz odpovídající potřebám rybníčního hospodářství. **Norma č. ČSN 73 6510 názvosloví vodního hospodářství** – pojem č. 100 rybník – umělá vodní nádrž, určená především k chovu ryb, s možností úplného vypuštění; provedení a technické vybavení, jakož i vlastní provoz odpovídá potřebám rybníčního hospodářství. Nor-

my jsou sice „ideově“ zastaralou záležitostí, ale po odborné a věcné stránce jsou zatím nepřekonané.

Z výše uvedeného je nade vše pochybnost jasně, že pojem rybník je výkladově velmi komplikovaný a pojítkem mezi jednotlivými výklady je funkční a věcná podstata rybníka jako vodního díla – je stavbou a vznikl činností člověka. Tím, že vznikl něčí činností je tedy i něčím majetkem, někdo tento majetek musí udržovat a někdo odpovídá za jeho provoz. Je možné při tak různorodém legislativním výkladu striktně vyseknout jen některou výkladovou část?

Celou situaci ještě komplikuje zvláštní legislativní postavení vody. Voda je vzata jako medium, svou podstatou odtržené od vodního díla nebo koryta vodního toku. V případě vodních děl celou situaci komplikuje i to, že vlastnictví vodního díla v mnoha případech není vázáno na vlastnictví pozemku pod tímto dílem. Majetková vypořádání za užívání nebo získání souhlasu k provádění nutné údržby vodních děl pak bývají velmi komplikovaná, často i nemožná. U nově povolovaných vodních děl je tento nesoulad našťastí vyřešen. Do tohoto neutěšeného stavu vstupuje ochrana přírody se svými, často nestandardními požadavky na další funkce vodního díla.

Jediným, ale v tento okamžik prakticky neproveditelným řešením je legislativní sjednocení výkladu rybníka napříč všemi aktuálně platnými zákony, za současného jasného definování nároků, práv a povinností na toto vodní dílo kladené.

Rybník jako vodní dílo

Rybník je vodní dílo vytvořené lidskou činností, má tedy určité technické parametry společné, jiné technické parametry jsou rozdílné dle konstrukce rybníka vycházející především ze zdroje vody pro rybník, konfigurace okolního terénu a polohy rybníka v rámci povodí nejbližšího vodního toku.

Rybníky mohou být, s ohledem na zdroj vody, budovány jako průtočné, boční nebo nebeské. Rybníky jsou budovány z krajinnotvorného hlediska jak samostatně (soliterně), tak ve více či méně rozsáhlých rybníčních soustavách. Velikost rybníka nebo rozsáhlost budované rybníční soustavy by měla být přímo úměrná vydatnosti zdroje vody. Je pravdou, že někdy budované rybníční soustavy mají větší nároky na potřebu vody než je vydatnost jejich vodního zdroje. Účelnost hospodaření na takové soustavě je potom dána vícenásobným využitím vody v rámci dané rybníční soustavy.

Pro rybník jako vodní dílo (stavbu) je typická existence hrází (hlavní, boční), výpustného zařízení, bezpečnostního přelivu, technického vybavení rybníka – loviště, kádíště, soustavy stok v rybníce, nápuštěního zařízení, soustavy napájecích a odpadních stok.

Rybník jako vodní dílo potřebuje řádnou pravidelnou údržbu, aby zůstal v dobrém technickém stavu a mohl, jako vodní dílo, plnit nároky na něj kladené – být základním výrobním prostředkem v chovu ryb, akumulovat a zadržovat vodu v krajině, transformovat zvýšené průtoky v navazujícím vodním toku, umožňovat využití energetického potenciálu vody v rybníce akumulované.

Rybník jako základní výrobní prostředek v chovu ryb

Prapůvodním posláním rybníka, tehdy malé vodní nádrže s možností manipulace s vodou zde akumulovanou, bylo přechovávání ryb ulovených ve vodních tocích. Následně byla objevena i produkční schopnost rybníka. Tento objev zásadním způsobem mění dosavadní pohled na rybník, rybník se stává prostředkem k cílené produkci ryb, byť doposavad založené

na výhradně na přirozené produkci rybníční. Až mnohem později v 19. století Josef Šusta ve svém díle Výživa kapra a jeho družiny rybníčné zmiňuje možnost zvýšení produkce rybníka jak přikrmováním ryb, tak i řízeným ovlivňováním kvality rybníční vody. Jeho dílo bylo průlomové v tom, že v chovu ryb zavádí prvky intenzifikace produkce. Moderní rybníkář již není odkázán pouze na podmínky prostředí, ale sám může produkční možnosti prostředí ovlivňovat cílenými opatřeními ve svůj prospěch.

Přirozená produkce rybníční je dána vzájemným poměrem tří biogenních prvků obsažených (rozpuštěných) ve vodě – uhliku, dusíku a fosforu, jež musí být vždy obsaženy ve vzájemném poměru : C:N:P=106:16:1 při platnosti zákona minima. Produkce je samozřejmě vázána i na další fyzikálně-chemické parametry kvality rybníčního prostředí jako je obsah O₂ a CO₂, reakce vody – pH, další ve vodě rozpuštěné látky, teploty, ... Všechny tyto faktory přímo ovlivňují jak velikost přirozené produkce, tak i kvalitu rybníčního prostředí pro rybu jako živého tvora. V případě udržení kvalitního rybníčního prostředí mohou být aplikovány další intenzifikační opatření ke zvýšení produkce – přikrmování ryb a ovlivňování kvality vody – dotaci rozpuštěných makroprvků jež jsou v minimu pro větší jejich vzájemnou využitelnost. Cíleným zvyšováním obsahu těchto prvků do požadovaného poměru lze přes přirozenou produkci snížit živinové zatížení povrchových vod akumulovaných v rybnících.

Po zavedení intenzifikačních opatření do řízeného chovu ryb se rybník stal plnohodnotným prostředkem k získávání finančních prostředků z chovu ryb.

Mimoprodukční funkce rybníka

Současně s rozvojem chovu ryb v rybnících lidé začali využívat i dalších kladných aspektů z existence rybníků. To ve své době asi vystihl nejlépe Karel IV. Ve svém Majestátu městům a stavům v němž praví : „*Aby Království Naše Čechy mělo hojnost ryb a výparů, velí se stavům i městům pilně zřizovati rybníky i pro hojnost ryb i proto, aby půda se co možná využítkovala. Hlavně aby se voda z bahnišek a močálů nashromážděná za účinku slunce a teplých větrů odpařovala a jako pára dešti působila na rostliny co nejvíce blahodárně ... v době trvalých dešťů, tání sněhu, průtrží mračen zadržeti hrázemi velkou část vody a tak zabránit povodním v dolejších polohách. Pod rybníky ať se zřizují mlýny, železné stoupy, papírny, jež výtok požene. Pro stálou vodu v takových rybnících o něco výše ať se zřizují nádržky.*“

Jaké další mimoprodukční funkce rybníky zastávají?

- 1. Vodohospodářské funkce** – v současné době existuje v ČR cca 42,5 tisíce hektarů rybníčních ploch a všechny tyto plochy mohou velmi účinně **zadržovat (akumulovat) vodu v krajině**, poskytnout **retenční prostor** k zachycení zvýšených průtoků, **pozitivně ovlivňovat množství podzemních vod** v rámci vzájemné interakce útvarů povrchových i podzemních vod, což může mít i dopad na vydatnost zdrojů vody pitné. Zvýšená hladina spodní vody v rybníčních pánvích se pozitivně odráží i na kvalitě vegetace. Bohužel vodohospodářské funkce rybníků negativně ovlivňuje zabahnění rybníků, jež dle relevantních odhadů se pohybuje někde mezi 35-40% kubatury nádrží.
- 2. Ovlivnění lokálního mikroklimatu a zlepšení vláhové bilance v krajině.**
- 3. Zvýšení ekologické diverzity krajiny vznikem nových biotopů.** Zakládání rybníků v kulturní krajině poskytuje nové biotopy pro život vodních živočichů jež by zde jinak nenašly podmínky pro svou existenci. Rovněž tak sto-

ky mezi těmito rybníky poskytují nové migrační trasy pro všechny živočichy a vzájemně tak propojují tyto navzájem izolovaná stanoviště. Na druhou stranu se ale tímto krokem zvyšuje prostor, kde dochází ke zvýšenému kontaktu tyto ekosystémy obývajících (a často zákonem chráněných) živočichů se zájmy člověka. Nalezení rovnovážného stavu je velmi komplikovanou a citlivou záležitostí.

4. **Využití samočisticí schopnosti vod** – dočišťovací funkce rybníků - rybníky díky schopnosti transformovat ve vodě rozpuštěné živiny do tvorby fytoplanktonu (primární produkce), na něj vázaného zooplanktonu a zoobentosu (sekundární produkce) zlepšují kvalitu povrchových vod.
5. **Krajinotvorná funkce** – dlouhodobým a cíleným zakládáním rybníků může dojít k zásadní změně dosavadního krajinného rázu.
6. **Využití energetického potenciálu v rybníce akumulovaných vod.**
7. **Rekreační využití** rybníků a s tím související **rozvoj agroturistiky** se všemi dopady na lokální ekonomiku kraje.
8. Nově mohou být rybníky i **nástrojem ke zlepšení vzdělanosti** moderního člověka v dnešní přetechizované době, neboť jsou rychle reagujícím a dynamicky se vyvíjejícím systémem plně odvislým od způsobu zásahu člověka do krajiny.

Současná lidská společnost bere tyto mimoprodukční funkce rybníků tak nějak automaticky, spíše jako „daň z fyzické existence rybníků“, a ne jako devizu, vloženou zakladateli a provozovateli rybníků, zbytku společnosti. Je pravdou, že mnohé přínosy z existence rybníků nelze relevantně finančně kvantifikovat, to ani není záměrem vlastníků rybníků. Co ale tito lidé/subjekty od zbytku společnosti očekávají je respekt a tolerance, protože udržet rybník v řádném stavu vyžaduje nemalé úsilí, finanční prostředky i vytvoření podmínek díky nimž lze tak činit.

Jedním z faktorů velmi zásadně ovlivňující současné bytí a fungování uživatelů a majitelů rybníků jsou jejich střety s ochranou přírody na všech úrovních. Tento nepříznivý stav je jednak odrazem legislativní nejasnosti pojmu co je rybní-

kem, od čehož se odráží i očekávání jaké funkce by měl rybník automaticky zajišťovat a jaké přínosy rybníka jsou již „nadstandardem“. Další komunikačním zádrhelem je i to, že ochrana přírody velmi zatvrzele a jednostranně prosazuje své zájmy, často umě maskované za pojem veřejný zájem, na úkor zájmů vlastníků rybníků. Zcela zde absentuje jedeno ze základních pravidel úspěšné a oboustranně přínosné komunikace – požadují a nabízím. Ochrana přírody činí svá rozhodnutí zcela bez jakékoli osobní odpovědnosti za následky přijatých rozhodnutí, tento postoj je ukázkou arogance moci pramenící jak z nevyhovující legislativy, tak z cílené mediální dezinformace široké společnosti jež není ze své pozice schopna celou věc objektivně posoudit.

Většina neshod a nedorozumění kolem existence a provozování rybníků pramení z nedostatečné komunikace mezi vlastníky (provozovateli) rybníků a dalšími zúčastněnými jimiž jsou – nejrozličnější státní instituce a úřady, místní samospráva, ochrana přírody, nevládní organizace i široká laická veřejnost. Komunikace selhává z důvodu nerespektování základních vlastnických a uživatelských práv, nejednotného legislativního určení rybníka a z toho se různících nároků kladených na rybníky, potažmo jejich vlastníky (provozovatele) – to vše při absenci racionality a věcné úměry u kladených požadavků.

V současnosti je čas na zahájení vedení věcné a konstruktivní komunikace kam dál bude směřovat vývoj českého rybníkářství, společně si stanovit jasný dlouhodobý výhled a cíle jichž by mělo být rybníkářstvím a existencí rybníků dosaženo. Rybníkáři svou vizi mají a jsou připraveni jednat. Otázkou je, zda-li připravena i naše společnost.

Literatura

1. internet: - ATLAS consulting spol. s r.o. , *ProfiDATA* - legislativa - *Wikipedia*
2. Vydavatelství úřadu pro normalizaci a měření Praha, *ON 73 6515, Názvosloví vodních nádrží a jezových zdrží*, schváleno 6.2.1979
3. Vydavatelství úřadu pro normalizaci a měření Praha, *ČSN 73 6510, Názvosloví vodního hospodářství*, schváleno 16.2.1977

PORUCHY HRÁZÍ MALÝCH VODNÍCH NÁDRŽÍ

Stanislav Žatecký

VODNÍ DÍLA TBD a.s., Studená 909/2, 638 00 Brno, tel. 777 769 347, zatecky@vdtbd.cz

Abstrakt

Vybrané příklady poruch hrází a objektů vodních děl způsobených stárnutím, nevhodnými úpravami, špatnou údržbou, chybami v projektové přípravě.

Abstract

Selected examples of dams and their structures failures caused by aging, unsuitable adjustments, wrong maintenance, errors in the designs.

Úvod

Sypané hráze jsou zemními konstrukcemi využívanými již mnoho století k zadržení vody a jejímu vzdouvání. Tyto konstrukce jsou historicky doloženy v našich zemích již v dobách

raného středověku. K výstavbě nových hrází a opravě starých se přistoupilo až v 60 letech minulého století po požadavku na zvýšení produkce ryb, začaly se stavět závlahové nádrže, později suché nádrže jako protipovodňová opatření a nové ochranné hráze toků.

Sypané hráze – příčiny poruch

Zemní hráze malých vodních nádrží jsou ohroženy vznikem poruch, které mohou vést až k jejich haváriím. Obvyklé příčiny vedoucí k poruchám jsou:

- 1) nevhodná nebo chybná projektová řešení, podceněný geologický průzkum
- 2) závady při provádění stavby
- 3) nedostatečná kapacita bezpečnostních přelivů nebo ne-správná manipulace
- 4) stárnutí vodních děl a jejich technologických částí, vliv špatné údržby porostů nebo působení živočichů

Nejběžnější chyby v projektech

Chybná řešení při projektování malých vodních nebo suchých nádrží vznikají při podcenění hydrologických údajů a na jejich základě nedostatečně dimenzované kapacity výpustných a bezpečnostních zařízení. Ta jsou pak nevhodně konstrukčně řešena nebo situována. Častou chybou je nevhodně řešené založení objektů – šterkopískové podsypy pod potrubím nebo objekty, nedostatečně stanovené třídy podkladních betonů, špatné sklony betonových objektů v navázání na zeminu.

Dnes často používaná plastová potrubí uložená bez obetonování mohou být příčinou vývoje poruchy, jejíž vývoj však může trvat i několik let.

V současnosti se provádí obnova mostních konstrukcí, které jsou součástí hráze, ale současně jsou objektem komunikace. Při projektování takovéto mostní konstrukce je nutná spolupráce projektanta dopravních staveb s projektantem vodohospodářských staveb a sladění požadavků.



Obrázek 1. Rozpojené potrubí po deformaci způsobené sedáním násypu hráze.



Obrázek 2. Porucha vytvořená po odplavení materiálu z okolí otevřeného spoje.

Nejběžnější nedostatky nebo chyby při výstavbě

Při výstavbě hráze a objektů vodního díla je nutné dodržovat kontrolní zkoušky předepsané projektem jak u betonových konstrukcí, tak i u násypu. Nedodržení předepsané technologie je jednou z možných příčin vzniku poruchy. Základová spára by měla být převzata geologem a podle jeho doporučení upravena před vlastním sypáním. Obvyklou chybou při zakládání objektů nebo sypání hráze bývá neodvodněná neurovnaná a nez hutněná základová spára. Při sypání nejsou dodržovány tloušťky sypaných

vrstev a počet pojezdů hutnicím prostředkem. Je nutné neustále kontrolovat kvalitu násypového materiálu, vyloučit zeminu s valouny většími jak 10 cm, organické znečištění (větve, kořeny), kontrolovat vlhkost. Sypání nesmí být prováděno při teplotách pod 0°C a zemina nesmí být zmrzlá s krustami ledu. Na kontaktu s betonovými konstrukcemi je nutné před sypáním provádět nátěr betonu hliníovým pačokem. Při nedodržení parametrů zemin mohou vzniknout vrstvy s větší propustností a postupným vývojem může dojít ke vzniku otevřených průsakových cest.



Obrázek 3. Zamokření vzdušného svahu po vyvinutí otevřené průsakové cesty.

Provádění betonových konstrukcí a napojení násypu na ně bývá často zdrojem poruch, jejichž vývoj se v závislosti na vnějších vlivech (promrzání, velké kolísání hladiny) může projevit také až po několika letech. Promrzání betonových objektů i potrubí spodních výpustí tam, kde je možné proudění vzduchu



Obrázek 4. Průsaky nad bermou – otevřená cesta ve vrstvě z nevhodného materiálu.

potrubím, je velmi nebezpečným jevem. Vývoj poruchy na kontaktu beton – zemina je dlouhodobý a často bez předchozích změn v průsakovém režimu. Problémy s průsaky a odmrzáním jsou časté také u konstrukcí z kamenného zdiva nebo obkládaných kamenem.



Obrázek 5. Trhlina ve stěně požeráku, špatná kvalita betonu, neošetřená pracovní spára.



Obrázek 6. Přetok betonu – otevřená průsaková cesta po sednutí násypu.



Obrázek 7. Trhlina kolem bezpečnostního přelivu – chybí zavazovací žebro.



Obrázek 8. Trhlina kolem zdi objektu – nedodržen projekt – chybí žebro zeď je svislá.

Nekapacitní bezpečnostní přelivy, špatná manipulace

Nedostatečná kapacita bezpečnostních přelivů je častým zdrojem závad u historických rybníků. Ty byly většinou doplněny ještě nouzovým přelivem často zrušeným při úpravách pozemků ve druhé polovině 20. století. Velké množství historických



Obrázek 9. Nevhodně umístěné česle u přelivné hrany šachtového přelivu.

Na vodních dílech (rybnících vybavených hrazenými bezpečnostními přelivy) dochází nesprávnou manipulací k přelití hráze a ke vzniku a vývoji poruch. Při povodni se manipulace tabulemi buď zpozdí, nebo se zcela zanedbá. Mnoho rybníků má tabule často neovladatelné nebo není zajištěna manipulace v době povodně. To se významně podílí na vzniku krizových



Obrázek 11. Neprovedení manipulace tabulemi - nouzový přeliv v zavázání.

Přívalové srážky na malých povodích, které způsobují povodně s rychlým nástupem a velkým kulminačním průtokem, způsobují přesun splavenin a plavenin koryty toků. Dochází ke vzniku ucpávek koryta a následnému vyběření. Tato situace často vzniká u odběrných objektů po obtokové nádrži. Dochází tak



Obrázek 13. Protržená hráz boční nádrže po přelitu při povodni.

vodních děl je vybaveno hrazenými bezpečnostními přelivy, jejichž kapacita nebývá dostatečná ani při úplném vyhrazení tabulí. Na mnoha místech je kapacita bezpečnostních přelivů omezena nevhodně umístěnými česli.



Obrázek 10. Nedostatečný boční přeliv, mělké spadiště, nekvalitní přemostění.

situací při průchodu povodní z **přívalových srážek, kdy je doba na účinnou manipulaci velmi krátká**. Hladina v rybnících bývá udržována na úrovni maximální zásobní hladiny, většinou na horní hraně tabulí. Při rychlém nástupu hladiny při povodni je pak složité tabule odstranit. Dochází pak k přelitu hráze a vzniku nátrží, případně úplnému protržení hráze.



Obrázek 12. Nemanipulovatelné tabule, obtékání po obou stranách objektu.

ke změně neprůtočné nádrže na průtočnou v průběhu povodně. Protože však tato vodní díla nebývají vybavena bezpečnostním přelivem, dochází k přelitu hrázi a jejich protržení, pokud nejsou vybavena alespoň nouzovým přelivem nebo opatřením proti vniknutí vod mimo vlastní odběr.



Obrázek 14. Provizorní zahrazení a utěsnění nádrže hráze rybníka na obtoku po přelitu.

Stárnutí vodních děl a jejich technologických částí, vliv špatné údržby porostů, nebo působení živočichů

V současnosti se můžeme v praxi setkat s vodními díly budovanými v obdobích, kdy docházelo k rozvoji rybníkářství (15.-16. století, konec 19. a začátek 20. století) a v neposlední řadě s díly vybudovanými v posledních desetiletích. Nejstarší vodní díla byla převážně vybavena spodní výpustí tvořenou dřevěným potrubím (jedlové nebo dubové), které bylo na vzdušní straně hráze vyústěno v trubní jámě a bylo tak zajištěno trvalé zatopení potrubí a zamezeno přístupu vzduchu. V druhé polovině 20. století byla na mnoha rybnících vlivem nedostatečné údržby a někde i záměrně zrušena, nebo poškozena trubní jáma. Pokud je dřevěné potrubí obnaženo dojde v poměrně krátké



Obrázek 15. Porušený styk dřevěného potrubí a betonového potrubí.

Stárnutí vodních děl a jejich technologických částí, vliv špatné údržby porostů, nebo působení živočichů

Převážná většina poruch historických vodních děl je dnes zapříčiněna nedostatečnou údržbou ve druhé polovině 20. století. V tomto období byla na mnoha vodních dílech zanedbána údržba, jak z důvodu nedostatku peněz, tak i lidí a techniky. Hráze zarostly náletovými porosty, které nebyly odstraňovány. Někde došlo k výsadbě nevhodných dřevin (topol černý, smrk, bříza) i na hráze které byly poměrně úzké a s velkými sklony svahů. Nevhodné porosty narušují stabilitu svahů hráze. Po odumření stromu vyhnívají kořeny a vznikají přímé průsakové cesty



Obrázek 17. Potrubí spodní výpusti poškozené vývratem topolu.

době ke ztrouchnivění dřeva, k postupnému vyplavování zemín z hráze, vytvoření kaverny a následnému protržení hráze. Ke vzniku kaverny dochází také často při neodborně provedené opravě poškozeného dřevěného potrubí, kdy je obvykle ze vzdušní strany hráze nahrazena poškozená část potrubí betonovými, nebo plastovými rourami. Problém s vyhníváním dřevěného potrubí se tak pouze posune dovnitř hráze a porucha je většinou odhalena až při propadu kaverny v násypu hráze. Obdobný mechanismus vzniku kaverny vyplavováním materiálu násypu hráze do potrubí bývá příčinou poruch hráze i při špatně provedeném napojení nového požeráku na staré dřevěné potrubí při opravách výpustního zařízení.



Obrázek 16. Výron bublin ze vznikající poruchy potrubí na návodní straně u požeráku.

a v případě přelití hráze vznikají za kmeny stromů výmoly, které mohou vést až k jejímu protržení. Stromy v blízkosti objektů kořenovým systémem narušují a trhají zděné konstrukce bezpečnostních přelivů i návodního opevnění - u starých vodních děl jde o kamenný taras, většinou velmi strmý. Při průchodu povodně mohou vyvrácené stromy znemožnit plynulý odtok vody bezpečnostním přelivem nebo poškodit pohyblivé části těchto objektů. Nebezpečím jsou i vývraty stromů v rostoucích v tělese hráze, které mohou narušit stabilitu svahů a způsobit havárii.



Obrázek 18. Sesuv svahu po vývratu smrkového porostu.

Velkým nebezpečím, zvláště pro hráze bez masivnějšího opevnění návodního svahu, mezi něž patří také liniové stavby ochranných hrází, je působení živočichů. Při stále větším rozšíření bobra evropského (*Castor fiber*) na našem území dochází



Obrázek 19. Propad hráze při povodni v místě bobří nory.

Poškození, zvláště celistvosti travního porostu na svazích hrází způsobuje rozrytí povrchu prasetem divokým (*Sus scrofa*). Porušený travní kryt může být základem vývoje poruchy při povodňových průtocích.

Nezanedbatelným je také vliv nevhodných zásahů, nebo poškození hrází člověkem. Mezi takové zásahy můžeme zařadit například rozježdění svahů hrází čtyřkolkami nebo koňmi nebo i třeba vykopáváním křenu. Dochází i k nevhodné výsadbě



Obrázek 21. Rozkopaný svah hráze - vyhledávání kořene křenu.

Závěr

Poruchy nízkých sypaných hrází (hráze rybníků, liniové stavby ochranných hrází, suchých nádrží a také odkališť) jsou jevem, který může nastat kdykoliv, nejen při povodních. Výše uvedené příklady poruch a jejich příčin je jen neúplným výčtem možností. Obvykle dojde k vývoji poruchy kombinací příčin. Vzniku poruch nelze zcela zabránit. Mnoha poruchám však je možné předejít již jen důsledným dodržením standardních postupů při projektování a výstavbě vodních děl. Při provozu je potřebné provádět u prohlídky hrází a objektů ve smyslu platných předpisů (Zákon č.254/2001 Sb. o vodách v planém znění, související vyhlášky a metodické pokyny). Je vhodné zvláště u vodních děl s větším potenciálem škod při porušení hráze občasné provedení prohlídky specialistou, který si často

často k vytvoření otevřeného průsakového kanálu v hrázi norou bobra. Toto poškození se obvykle objeví až při zvýšené hladině v nádrži při povodni.



Obrázek 20. Porušené travní opevnění hrází rozrytím divokým prasetem.

porostů na hráze, ukládání materiálu (dřevo, stavební hmoty) na koruny hrází.

Hráze rybníků, které jsou průjezdné a využívány pro přejezdy zemědělské nebo lesnické techniky jsou extrémně namáhány dnes využívanou těžkou technikou, dochází k deformacím samotného násypu tělesa hráze a k poškození potrubí spodních výpustí nebo přemostění přelivů.



Obrázek 22. Lesní technikou rozježděná koruna hráze.

všimne jevů, jež při pomalém vývoji mohou obsluze uniknout. Provádění prohlídek je s ohledem na zvětšující se výstavbu suchých nádrží, ochranných hrází a soustav rybníků a s tím i zvyšujícím se potenciálem škod při poruše nejdůležitějším prostředkem k zajištění bezpečného provozu.

Literatura

- [1] Zákon č. 254/2001 Sb., o vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon) v platném znění.
- [2] Vyhláška č. 471/2001 Sb., o technickobezpečnostním dohledu nad vodními díly v platném znění.
- [3] Metodický pokyn č.1/2010 k technickobezpečnostnímu dohledu nad vodními díly. Vydalo MZe pod č.j. 37380/2010-15000
- [4] Archiv VODNÍ DÍLA-TBD A.S., fotodokumentace a zápisy z TBP.

AKUMULAČNÍ A RETENČNÍ SCHOPNOST KRAJINY VODNÍ NÁDRŽE VE VZTAHU KE KONCEPCI ROZVOJE ZELENÉ INFRASTRUKTURY PRO ZVÝŠENÍ KVALITY PROSTŘEDÍ A ŽIVOTA LIDÍ

Vojtěch Broža

ČVUT v Praze, Fakulta stavební, Thákurova 7, 166 29 Praha 6

Abstrakt

V dokumentech EK 2012, 2013 se prosazuje strategie rozvoje zelené infrastruktury, která má přispět ke zvýšení kvality prostředí a života lidí a také zabránit účinkům extrémních povodní a velkého sucha. V přírodních podmínkách ČR pobřežní zóny, mokřady a další přírodní prvky nejsou schopny tyto nároky zajistit, a proto je nezbytné doplnění akumulační a retenční schopnosti nádrží. Příspěvek obsahuje představy o potřebných objemech takových nádrží v dílčích povodích a zajištění jejich funkcí.

Připomíná též kroky, které budou nezbytné pro rehabilitaci významu nádrží, v tomto případě zejména v zájmu environmentálních potřeb.

Klíčová slova: zelená infrastruktura; akumulace; retence; nádrž; kvality prostředí.

Abstract

In some documents of EC (2012, 2013) the strategy of the green infrastructure development is declared, with a view to contribute to the increasing of qualities of environment and living standard – and prevent the floods and drought too.

The litoral zones, wetlands, inundation areas and other natural elements are not able to cover these demands in natural conditions of CR and therefore the complementary accumulation and retention effect of artificial reservoirs is needed.

The contribution contains the estimation of volumes of those reservoirs located in the partial catchment areas, conditions of its reliable exploitation and mentions the measures for the rehabilitation of importance of reservoirs, in this case mainly for the environment requirements.

Keywords: green infrastructure; accumulation; retention; reservoir; environmental qualities.

Úvod

Evropská komise vydala v květnu 2013 sdělení, v němž zdůrazňuje strategický význam rozvoje tzv. zelené infrastruktury, tj. sítě oblastí s přírodními či přírodě blízkými podmínkami, které mají přispět k zajištění ekosystémových služeb a dalších ekonomických a sociálních účinků [1]. Již v listopadu 2012 byl vydán dokument zvaný Blueprint – v českém překladu Plán na ochranu vodních zdrojů Evropy [2] v němž se konkrétně mluví o pobřežních zónách, přírodních rozlivech a mokřadech jako prvcích zelené infrastruktury a jejich významu pro zamezení povodňových škod i negativních účinků sucha.

Lze předpokládat, že tlak EU na realizaci sítě zelené infrastruktury bude postupně narůstat a bude doprovázen dotační politikou EU, popř. i administrativními zásahy.

Poznatky a zkušenosti v přírodních podmínkách ČR

V přírodních podmínkách ČR jsme si v posledních letech opakovaně ověřili, že retenční kapacita krajiny není schopna výrazně ovlivnit průběh extrémních povodní. Pokud se tento stav přičítá negativním změnám v prostředí, způsobeným lidskou činností, dosud nebyl odborně kvantifikován. Naopak modelová řešení v konkrétních případech prokázala jen malý vliv zejména nových změn ve využívání krajiny na změnu povodňového odtoku z povodí.

Záznamy kronikářů vypovídají o výskytu extrémních povodní i katastrofálních suchých obdobích v minulosti, tj. v dobách, kdy zásahy člověka do původního stavu krajiny byly velmi malé a prvky zelené infrastruktury (v dnešním pojetí) se v ní vyskytovaly hojně.

I když s dlouhodobým extrémním suchem nemáme aktuální zkušenosti, stačí připomenout např. krátkodobé suché období v roce 2003 (rok po extrémní povodni hlavně v povodí Vltavy), velmi rychlý pokles průtoků v červenci 2013 po srážkově bohatém jarním období a další velké povodni, problémy s kapacitou zdrojů pro zásobování Rakovnicka vodou v posledních letech atd. V hydrologické literatuře se uvádí jev poklesu průtoků s časem v bezsrážkovém období jako významný pro hospodaření v krajině.

Stačí i hrubý rozbor údajů o průtocích v suchých obdobích, abychom si potvrdili, že se nedá počítat s významnou akumulační schopností přírodních prvků krajiny u nás. Např. na Bečce, která charakterem povodí je relativně příznivá z hlediska průtoků v suchých obdobích (ve srovnání např. s jihomoravskými vodními toky), v první polovině 20. století existují případy, kdy stačil jediný měsíc, aby průtok poklesl ze 40 procent dlouhodobého průměrného průtoků (Q_p) na roční minimum. Významná sucha však u nás běžně mají trvání tři až pět měsíců, takže akumulační schopnost krajiny se může uplatnit jen na počátku suchého období.

Dá se očekávat, že výskyt výrazného sucha, popř. opakovaný v následujícím roce, zejména v úsecích vodních toků bez vlivu nádrží, bude velmi tíživý a zasáhne zejména environmentální kvality. Pokud se v Blueprintu [2] zdůrazňují tzv. ekologické průtoky, pak ve skutečnosti zejména na malých vodních tocích může jít o období bez patrného povrchového odtoku.

Z těchto historicky ověřených skutečností je možno vyvodit, že – má-li zelená infrastruktura z hlediska vodních poměrů plnit funkce, které se od ní očekávají [2], její součástí

nutně musí být v odtokových poměrech ČR akumulační a retenční prostory do ní zakomponované.

Smyslem těchto nádrží by zásadně měly být environmentální funkce, tj. zajištění ekologických průtoků v zájmu rozvoje ekosystémů a zmírnění dopadů povodní v rámci ochrany přírodního a urbanizovaného prostředí a lidských životů. Další funkce se nevylučují, v žádném případě by však nesmělo docházet k narušení těch prioritních.

Úvaha o potřebných velikostech akumulačních a retenčních prostorů

Pro ilustraci náročnosti potřeby akumulačních a retenčních prostorů v krajině vyjdeme z představy jakési „průměrné“ nádrže s velikostí povodí ~ 100 km² a dlouhodobým průměrným průtokem $Q_a = 0,5 \text{ m}^3/\text{s}$.

I když ekologické průtoky zatím nebyly kvantifikovány, vše se pohybuje v úvahách o tom, co by měly zajišťovat, pro naše odhady předpokládejme, že půjde o hodnoty odpovídající ~ 20% dlouhodobého průměrného průtoku Q_a , tj. $0,1 \text{ m}^3/\text{s}$. Z četných rozborů, které jsme v rámci zobecnění výsledků vodohospodářských řešení v minulosti prováděli (viz např. [3]), je možno odhadnout velikost akumulačního objemu nádrže na 3% a 5% dlouhodobého průměrného ročního objemu průtoku, tj. v našem případě ~ 450 tisíc až 750 tisíc m³ (při obvyklé zabezpečení). Pokud bychom mohli redukovat nadlepšené průtoky na vymezené časové úseky, nároky na výpočtový objem by popř. bylo možno zmenšit. Přesto však jde o významné objemy.

K obdobnému výsledku bychom dospěli tradičním bilančním postupem s použitím průtokové řady.

Pokud jde o potřeby retenčního prostoru, povodí o uvažované ploše 100 km² „spolehlivě přispěje“ k velkým povodním objemem řádově miliony m³. Již A. Bratránek ve své studii z roku 1937 [4] podal metodiku řešení ochranné funkce nádrží. Měl sice k dispozici významně kratší období pozorování průtoků než dnes, zato neovlivněných účinkem nádrží a v podmínkách využívání krajiny odpovídajících malorolnickému hospodaření.

I když pro stanovení lokální potřeby povodňového objemu vždy bude významná též průtočná kapacita vodního toku, potřebný retenční objem bude svou velikostí řádově odpovídat potřebě akumulační.

Z hlediska povodňové prevence však může být významný i globální efekt retenčních objemů v rámci celého povodí. Pro přiblížení toho, co tím je myšleno, je možno uvést např., že oblast Ústecka, zvláště postižená povodní v červnu 2013, by byla ochráněna, pokud by se výše v povodí Labe zadrželo více než 250 milionů m³ kromě těch, které zachytily nádrže na Vltavě popř. další (šlo by hlavně o nádrže v povodí Labe nad Mělníkem).

Zřejmě není reálné zajistit takové objemy v rámci výstavby nádrží začleněných do sítě zelené infrastruktury, rozhodující retenční objemy je třeba hledat ve známých dříve uvažovaných lokalitách. Při počtu např. 100 – 200 nových „environmentálních“ nádrží vybudovaných v rámci celostátního programu prevence popř. s podporou EU, by jejich celkový efekt mohl být významný. Základním požadavkem na nádrže tohoto typu by muselo být zajištění odborného provozování a bezpečnosti objektů. Lokalizace takových nádrží v rámci povodí by většinou byla jinde než v dosud preferovaných profilech, nezbytný by rovněž musel být dosažený kompromis mezi dosavadními přístupy ekologů a představami, které zahrnuje Blueprint. O významné potřeby vodohospodářské tu většinou nejde.

Poznámka

Úvaha o „průměrné“ nádrži tu slouží pro zdůraznění náročnosti požadavku „zamezit povodním a suchu“ (v Blueprintu) s využitím strategie zelené infrastruktury.

Zároveň však vychází z představy, že takových environmentálních nádrží by nebylo dobře budovat velký počet (na rozdíl od kampaně výstavby malých nádrží v 2. polovině 20. století, jejíž dopady i dnes pociťují správcové Povodí). Pro zajištění jejich funkce však bude vždy nezbytná příslušná kvalifikace provozovatele.

Závěr

V posledních letech se vývoj odklonil od koncepčních záměrů našich předchůdců – vodohospodářů, kteří v zájmu hospodaření s omezeným vodním bohatstvím našeho státu postupně uskutečňovali výstavbu vodních nádrží po více než sto let. Abychom se k této praxi postupně vrátili a usilovali o omezení negativních účinků hydrologických extrémů, jejichž výskyt je v posledních letech četný, bude nutno vyvinout značné úsilí pro rehabilitaci nádrží jako jediného spolehlivého prostředku pro dosažení požadovaných efektů.

Překážek, které bude nutno překonávat, je mnoho. Když si připomeneme negativní reakce, včetně představitelů obcí, při jednáních o ochraně lokalit pro budoucí výstavbu nádrží, je současnost až odrazující. Stejní představitelé samosprávy však jsou ochotni nadále prosazovat výstavbu ochranných hrází, zdí popř. montovaných stěn, které se jako protipovodňové opatření sice dobře osvědčily, z obecně vodohospodářského hlediska však jsou přijatelné jen v případech, kdy se v souladu s požadavkem zákona o vodách vytvoří náhradní objemy retence za ty vyloučené. Pokud nové projekty takový prvek neobsahují, neměly by být nadále povolovány, natož podporovány.

Námítka, že současná společnost většinou není ochotna postupovat v souladu se zásadami solidarity ve veřejném zájmu a není tudíž reálné někde v povodí budovat opatření, které je v zájmu jiné obce v oblasti níže na toku, jistě platí. Pak by měl být zajištěn systém podpory ze strany státu, který by pozitivní reakce oceňoval a negativní popř. penalizoval.

Je nezbytné, aby se hledaly postupy, umožňující získat pozemky pro opatření ve veřejném zájmu snáze než dosud. Nutné je rovněž podstatně větší pochopení ve sféře zejména ochrany přírody pro širší potřeby rozvoje prostředí. Různé občanské iniciativy by měly mít omezenou možnost zneužívání administrativních postupů při přípravě investic ve veřejném zájmu.

V současné době stále živá navazující etapa povodňové prevence (Mze ČR), která byla plánována hlavně pro posílení retence v povodích, by měla být doplněna o potřeby akumulace vody – logicky v týchž víceúčelových nádržích.

Po desetiletí negovaná výstavba vodohospodářsky i obecně účinných vodních děl by měla opět nastartovat. V našich přírodních poměrech se bez nich neobejde ani strategie rozvoje zelené infrastruktury prosazovaná EU. I když tu nadále bude velké množství překážek, bránících uplatnění nových projektů až k realizaci, je nutno vyvíjet soustavný tlak – i s využitím zkušeností s extrémními hydrologickými jevy v poslední době.

Literatura

- [1] Sdělení komise EU „Zelená infrastruktura – zlepšování přírodního kapitálu Evropy. EK 6.5.2013.
- [2] Blueprint: Plán na ochranu vodních zdrojů Evropy. Sdělení komise Evropského parlamentu. EK 14.11.2012
- [3] Votruba L.-Broža V.: Hospodaření s vodou v nádržích. SNTL Praha, SVTL Bratislava, 1966
- [4] Bratránek A.: Stanovení ochranných prostorů v nádržích. Stání ústavy hydrologický a hydrotechnický T.G.M. v Praze. Práce a studie. 1937.

METODIKA PRO HODNOCENÍ EKOLOGICKÉHO POTENCIÁLU SILNĚ OVLIVNĚNÝCH A UMĚLÝCH VODNÍCH ÚTVARŮ – KATEGORIE JEZERO – NÁVRH

Jakub Borovec, Josef Hejzlar, Petr Znachor, Martina Čtvrtlíková, Petr Blabolil, Milan Říha, Josef Matěna, Jan Kubečka

Biologické centrum AV ČR, v.v.i., Hydrobiologický ústav, Na Sádkách 7, 370 05 České Budějovice, Česká republika

Abstrakt

Byla vytvořena metodika hodnocení ekologického potenciálu silně ovlivněných a umělých vodních útvarů, včetně typologie vodních útvarů. Výběr indikátorových metrik spočíval ve statistických analýzách citlivosti jednotlivých indikátorů k nejvýznamnějšímu stresoru – eutrofizaci. Na základě těchto analýz byla vybrána společenstva a jejich indikátory tak, aby splňovaly požadavky Rámcové směrnice vodní politiky (2000/60/ES).

Klíčová slova: Rámcové směrnice vodní politiky, ekologický potenciál, silně ovlivněné vodní útvary.

Abstract

Methodology for the assessment of the ecological potential of heavily modified and artificial water bodies was developed, including water body typology. The selection of indicator metrics was based on statistical analyses of the sensitivity of each of the indicators towards the most significant stressor – eutrophication. According to these results, biological communities and their indicators were selected to comply with the requirements set forth in the Water Framework Directive (2000/60/EC).

Keywords: Water Framework Directive, ecological potential, heavily modified water bodies.

Úvod

Předkládaná metodika je určena k hodnocení ekologického potenciálu (EP) silně ovlivněných a umělých vodních útvarů (VÚ) – kategorie jezero na území České republiky. Součástí metodiky je typologie VÚ a vývoj Českého indexu ekologické kvality vodních útvarů pro fyzikálně chemické a biologické složky vodních ekosystémů. Do biologické složky bylo zahrnuto hodnocení společenstva fytoplanktonu, společenstva makrofyt a rybního společenstva.

Při řešení autoři čerpali informace z citované literatury a řídili se směrnicí Evropského parlamentu a Rady 2000/60/ES [1], kterou se stanoví rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky (dále jen „Rámcová směrnice o vodách“) tak, aby výstupy splňovaly všechna kritéria daná touto směrnicí.

Metodický postup je určen správcům povodí a pověřeným odborným subjektům provádějícím zjišťování a hodnocení stavu povrchových vod podle § 21 zákona č. 254/2001 Sb. o vodách ve znění pozdějších předpisů.

Výchozí dokumenty a podklady použité pro odvození metodického postupu

Vymezené vodní útvary

Na území ČR spadají do hodnocení ekologického potenciálu

dvě kategorie vodních útvarů rozlišovaných Rámcovou směrnicí vodní politiky, pro podmínky ČR specifikované v Metodice určení silně ovlivněných vodních útvarů. Kategorie silně ovlivněných vodních útvarů je dále členěna na nádrže (54 útvarů) a rybníky (24 útvarů). Umělé vodní útvary nejsou nijak dále děleny, na území ČR spadají do této kategorie pouze hydriky revitalizované důlní a těžební jámy.

V případě silně modifikovaných VÚ typu „nádrž“ byly respektovány všechny účely užívání stanovené v jejich Manipulačních řádech. Pro silně modifikované VÚ typu „rybník“ bylo zohledněno užívání za účelem chovu ryb a to tak, že složka ryby nebude v těchto VÚ hodnocena. Ostatní dále uvedené biologické složky by hodnoceny být měly. Pro umělé vodní útvary nebyla zjištěna žádná specifická užívání, která by měla ovlivnit hodnocení EP.

Datové zdroje

Ke zpracování metodiky bylo využito údajů o VÚ, údajů z vodohospodářského dispečinku a výsledků analýz prováděných v rámci pravidelného monitoringu správcí povodí. Chybějící nebo neúplné údaje, pokud to bylo možné, byly nahrazeny z datábase zpracovatele nebo doplněny expertním odhadem.

Pro hodnocení potenciálu VÚ byla použita datová řada z let 2006–2012.

Typologie vodních útvarů

Typologie VÚ (Tabulka 1) byla provedena na základě Systému B, uvedeného v Příloze II Rámcové směrnice o vodách [1].

Bylo využito všech základních a dva volitelné faktory. Nadmořská výška je uvažována jako maximální kóta zásobního objemu VÚ. Charakteristiky zeměpisné šířky a délky jsou uvažovány obecně a vyznačují obdélník ohraničující umístění VÚ v rámci ČR. Maximální hloubka VÚ je uvažována jako hloubka ke kótě zásobního objemu. Kritéria geologie navazují na rozdělení toků v povodí VÚ [2]. Charakteristika velikosti VÚ obsahuje pouze jedno kritérium, tj. VÚ větší než 0,5 km². Z doplňkových kritérií byla jako důležitá vybrána průměrná hloubka vypočítaná jako poměr objemu a plochy (vždy ke kótě zásobního objemu) a doba zdržení vody, vypočítaná ze zásobního objemu nádrže a dlouhodobého průměrného průtoku na přítocích (Qa). Z textu dále vyplývá, že typologie VÚ je založená zejména na údajích o nadmořské výšce, průměrné hloubce a době zdržení vody. Ostatní charakteristiky jsou pouze popisného charakteru, bez vlivu na nastavení hraničních hodnot jednotlivých metrik.

Všeobecné fyzikálně-chemické složky

Hodnocení fyzikálně-chemických a hydromorfologických složek v systému hodnocení ekologického potenciálu silně ovlivněných a umělých vodních útvarů stojatých vod je podpůrné pro hodnocení biologických složek. Nejsou pro něj vyžadovány specifické postupy nastavení EQR (Ecological Quality Ratio)

Tabulka 1. Popisné charakteristiky typů silně ovlivněných a umělých vodních útvarů – kategorie jezero.

Popisná charakteristika	Pozice v kódu*	Počet kritérií charakteristiky	Kritérium	Kód kritéria
nadmořská výška v m n.m. Bpv (h)	A	3	$h < 200$	1
			$200 \leq h < 700$	2
			$h \geq 700$	3
zeměpisná šířka (zš)	B	1	$48.63443N \leq zš < 50.79530N$	1
zeměpisná délka (zd)	C	1	$12.35094E \leq zd < 18.53515E$	1
maximální hloubka v m (zmax)	D	2	$zmax < 13$	1
			$zmax > 13$	2
geologie	E	2	krystalinikum a vulkanity	1
			pískovce, jílovce, kvartér	2
velikost v km ² (A)	F	1	$A > 0.5$	1
průměrná hloubka vody v m (zprum)	G	2	$zprum < 5$	1
			$zprum > 5$	2
doba zdržení v letech (TRT)	H	3	$TRT \leq 0.1$	1
			$0.1 < TRT < 0.5$	2
			$TRT \geq 0.5$	3

*typ útvaru je určen osmimístným kódem ve formátu A-B-C-D-E-F-G-H.

jako v případě biologických složek, ale pro celkové hodnocení ekologického potenciálu vodního útvaru se navrhuje hodnocení fyzikálně-chemických složek jen pro první dvě třídy hodnocení, tedy pro maximální potenciál a pro dobrý potenciál (tj. hranici mezi dobrým a středním potenciálem). Pro ostatní třídy hodnocení ekologického potenciálu jsou využívány již jen biologické složky. Proto je metodický postup koncipován tak, že definuje typově specifické hodnoty a následné hodnocení jen pro maximální potenciál (MP), dobrý potenciál (DP) (resp. hranici mezi dobrým a nižším potenciálem).

Typově specifické hodnoty pro ukazatele všeobecných fyzikálně-chemických složek a postup hodnocení

Na základě analýzy dat z 54 vybraných vodních útvarů s dostupnými daty pro hydrologii a fyzikálně-chemické složky byly odvozeny typově specifické hodnoty pro vybrané ukazatele hodnocení všeobecných fyzikálně-chemických složek ekologického potenciálu. Pro upravené typy a hranice mezi maximálním a dobrým potenciálem a dobrým a středním potenciálem útvarů povrchových vod jsou limitní hodnoty shrnuty v Tabulce 3.

Tabulka 2 je členěna na jednotlivé složky a tyto složky obsahují hodnocení jednoho nebo více ukazatelů. Každý ukazatel může být hodnocen podle jedné nebo v některých případech i podle dvou charakteristických hodnot.

Postup hodnocení spočívá v několika krocích. Nejprve je nutné získat a vyhodnotit data z reprezentativního profilu vodního útvaru. Pro hodnocení je doporučeno používat zletou datovou sadu se 7 údaji ročně v měsíčním kroku z období duben–říjen. V případě ukazatelů, u kterých je hodnoceno maximum nebo minimum, je nutné dbát při menším počtu měření na podchytení období s výskytem maximálních nebo minimálních hodnot.

Pro další postup je nutné znát typ hodnoceného útvaru. Typ by měl být ve formátu jemného členění (formát A-B-C-D-E-F-G-H – viz Tabulka 1), který je jednoduše převoditelný na upravený typ používaný v této metodice. V prvním kroku se hodnotí profil postupně podle jednotlivých ukazatelů. V případě,

že daný ukazatel je hodnocen podle dvou charakteristických hodnot, provede se dvojitý posouzení a výsledný stav pro daný ukazatel určí méně příznivé hodnocení. Podobný postup je aplikován i v případě, že složka obsahuje více ukazatelů (kyslíkové poměry, acidobazický stav – jen pro vybrané typy nádrží, živinové podmínky). V takovém případě výsledné hodnocení stavu složky určuje nejhůře hodnocený ukazatel. Aby byla zachována informace o postupu hodnocení, mohl být určen rozhodující antropogenní vliv a byla tak zajištěna vazba na následná opatření ke zlepšení stavu vodního útvaru, doporučuje se dokumentovat celý postup včetně dílčích výsledků hodnocení od jednotlivých ukazatelů až po nadřazené složky.

Poté, co jsou vyhodnoceny všechny složky, určuje výsledný stav vodního útvaru podle této metodiky nejhůře hodnocená složka.

Multimetrický index fytoplanktonního společenstva (CZ-PHYPI)

Použité údaje

Výskyt fytoplanktonu vykazuje výraznou sezónnost během roku. V zimním období je jeho množství ve vodě zpravidla malé, k nejvýraznějšímu nárůstu dochází zejména v letním období, kdy jeho vysoká biomasa ovlivňuje jakost vody. Proto pro zpracování metrik fytoplanktonu a vyhodnocení ekologického potenciálu doporučujeme monitorovací období duben až říjen, při četnosti odběrů minimálně jednou měsíčně. Pro odvození jednotlivých metrik a jejich hraničních hodnot byly použity průměrné hodnoty údajů o koncentraci chlorofylu –a, odvozené biomase fytoplanktonu (viz níže) a fosforu u hráze z období 2006–2012.

Početnost (abundance) jednotlivých taxonů je zcela nevhodná pro stanovení ekologického potenciálu, protože má omezenou vypovídající hodnotu ve vztahu k trofickým poměrům v daném útvaru stojatých vod. Při stejné abundanci dvou druhů se jejich biomasa může lišit někdy i o několik řádů. Poskytnutá data však s výjimkou několika VÚ obsahovala pouze údaje o početnosti organismů. Na základě údajů o biomase

Tabulka 2. Typově specifické hodnoty pro ukazatele všeobecných fyzikálně–chemických složek ekologického potenciálu útvarů stojatých povrchových vod.

Kód typu VÚ	Metrika	M/D			D/S		
		min.	průměr	max.	min.	průměr	max.
1-B-C-D-E-F-G-1	Průhlednost [m]		2,0			1,8	
	Teplota vody [°C]		20	27		21	28
	Nasycení kyslíkem [%]	65		150	50		200
	pH	6,5		10,0	5,0		10,0
	P _{celk} [mg l ⁻¹]		0,040			0,060	
1-B-C-D-E-F-G-2	Průhlednost [m]		2,0			1,8	
	Teplota vody [°C]		20	27		21	28
	Nasycení kyslíkem [%]	65		150	50		200
	pH	6,5		10,0	5,0		10,0
	P _{celk} [mg l ⁻¹]		0,030			0,040	
1-B-C-D-E-F-G-3	Průhlednost [m]		2,0			1,8	
	Teplota vody [°C]		20	27		21	28
	Nasycení kyslíkem [%]	65		150	50		200
	pH	6,5		10,0	5,0		10,0
	P _{celk} [mg l ⁻¹]		0,020			0,030	
2-B-C-D-E-F-G-1	Průhlednost [m]		3,0			2,5	
	Teplota vody [°C]		19	25		20	26
	Nasycení kyslíkem [%]	65		150	50		200
	pH	6,0		9,5	5,0		10,0
	P _{celk} [mg l ⁻¹]		0,030			0,040	
2-B-C-D-E-F-G-2	Průhlednost [m]		3,0			2,5	
	Teplota vody [°C]		19	25		20	26
	Nasycení kyslíkem [%]	65		150	50		200
	pH	6,0		9,5	5,0		10,0
	P _{celk} [mg l ⁻¹]		0,020			0,030	
2-B-C-D-E-F-G-3	Průhlednost [m]		3,0			2,5	
	Teplota vody [°C]		19	25		19	26
	Nasycení kyslíkem [%]	65		150	50		200
	pH	6,0		9,5	5,0		10,0
	P _{celk} [mg l ⁻¹]		0,015			0,020	
3-B-C-D-E-F-G-1	Průhlednost [m]		3,5			3,0	
	Teplota vody [°C]		17	25		18	26
	Nasycení kyslíkem [%]	65		150	50		200
	pH	5,5		8,5	5,0		9,0
	P _{celk} [mg l ⁻¹]		0,015			0,025	
3-B-C-D-E-F-G-2	Průhlednost [m]		3,5			3,0	
	Teplota vody [°C]		17	25		18	26
	Nasycení kyslíkem [%]	65		150	50		200
	pH	5,5		8,5	5,0		9,0
	P _{celk} [mg l ⁻¹]		0,012			0,020	
3-B-C-D-E-F-G-3	Průhlednost [m]		3,5			3,0	
	Teplota vody [°C]		17	25		18	26
	Nasycení kyslíkem [%]	65		150	50		200
	pH	5,5		8,5	5,0		9,0
	P _{celk} [mg l ⁻¹]		0,010			0,015	

Pozn. Písmena v kódu typu VÚ mohou nabývat hodnot uvedených v Tabulce 1. Hranice ekologických tříd zůstane nezměněna.

i abundanci bylo možné dopočítat biomasu jednotlivých taxonů, celkovou biomasu a níže odvozené metriky pro zbytek odběrů. Biomasa taxonů, které nebyly obsaženy v poskytnutých datových souborech, byla přiřazena na základě databáze druhů zhotovitele. Při následné kontrole vypočtených údajů

bylo zjištěno, že u některých druhů zejména vláknitých sinic, početnostní data představují jak počty buněk, tak i počty jedinců. Takto získaná celková biomasa byla extrémně vysoká, a proto byl při výpočtu použit objem platný pro jednotlivé buňky.

Výběr metrik

Mezi metriky pro stanovení EP z hlediska fytoplanktonu byly vybrány takové ukazatele, aby jednak odrážely trofický stav VÚ: objemová biomasa a koncentrace chlorofylu-a jako měřítka množství fytoplanktonu, a dále složení fytoplanktonu: podíl biomasy sinic na FM a trofický index fytoplanktonu (Tabulka 3).

• Koncentrace chlorofylu

Koncentrace chlorofylu a ($\mu\text{g l}^{-1}$) je snadno dostupným biologickým ukazatelem odrážejícím množství fytoplanktonu ve vodě.

• Biomasa fytoplanktonu

Objemová biomasa fytoplanktonu ($\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$) velmi dobře odráží trofické poměry a proto je vhodnou metrikou pro kvantifikaci množství řas a sinic ve vodě [3,4].

• Podíl sinic na celkové biomase

Podíl sinic na celkové biomase fytoplanktonu (%) je základní parametr indikující přítomnost vodních květů sinic, obvykle způsobující hygienické/jakostní problémy. Pro výpočet tohoto ukazatele byla zahrnuta pouze biomasa druhů sinic tvořících vodní květy, pikoplanktonní druhy nebyly započteny.

Tabulka 3: Výčet vybraných metrik a jejich ekologických tříd pro složku fytoplankton. V závorce je uvedeno bodové hodnocení pro výpočet EQR.

Kód typu VÚ	Metrika	Nejlepší (5)	Střední (3)	Nejhorší (1)
1-B-C-D-E-F-G-1	Koncentrace chlorofylu-a	< 30	30-40	> 40
	Biomasa fytoplanktonu	< 5	5-10	> 10
	Podíl sinic na biomase	< 15	15-20	> 20
	Trofický index fytoplanktonu	< 0,6	0,6-0,8	> 0,8
1-B-C-D-E-F-G-2	Koncentrace chlorofylu-a	< 20	20-30	> 30
	Biomasa fytoplanktonu	< 3	3-5	> 5
	Podíl sinic na biomase	< 10	10-15	> 15
	Trofický index fytoplanktonu	< 0,5	0,5-0,6	> 0,6
1-B-C-D-E-F-G-3	Koncentrace chlorofylu-a	< 10	10-30	> 30
	Biomasa fytoplanktonu	< 2	2-5	> 5
	Podíl sinic na biomase	< 10	10-15	> 15
	Trofický index fytoplanktonu	< 0,4	0,4-0,5	> 0,5
2-B-C-D-E-F-G-1	Koncentrace chlorofylu-a	< 20	20-40	> 40
	Biomasa fytoplanktonu	< 5	5-10	> 10
	Podíl sinic na biomase	< 15	15-20	> 20
	Trofický index fytoplanktonu	< 0,5	0,5-0,6	> 0,6
2-B-C-D-E-F-G-2	Koncentrace chlorofylu-a	< 10	10-20	> 20
	Biomasa fytoplanktonu	< 3	3-8	> 8
	Podíl sinic na biomase	< 10	10-15	> 15
	Trofický index fytoplanktonu	< 0,4	0,4-0,5	> 0,5
2-B-C-D-E-F-G-3	Koncentrace chlorofylu-a	< 10	10-20	> 20
	Biomasa fytoplanktonu	< 2	2-5	> 5
	Podíl sinic na biomase	< 10	10-15	> 15
	Trofický index fytoplanktonu	< 0,4	0,4-0,5	> 0,5
3-B-C-D-E-F-G-1	Koncentrace chlorofylu-a	< 5	5-10	> 10
	Biomasa fytoplanktonu	< 1,2	1,2-2	> 2
	Podíl sinic na biomase	< 1	1-10	> 10
	Trofický index fytoplanktonu	< 0,1	0,1-0,2	> 0,2
3-B-C-D-E-F-G-2	Koncentrace chlorofylu-a	< 5	5-8	> 8
	Biomasa fytoplanktonu	< 1	1-1,2	> 1,2
	Podíl sinic na biomase	< 1	1-10	> 10
	Trofický index fytoplanktonu	< 0,1	0,1-0,2	> 0,2
3-B-C-D-E-F-G-3	Koncentrace chlorofylu-a	< 3	3-5	> 5
	Biomasa fytoplanktonu	< 0,8	0,8-1,2	> 1,2
	Podíl sinic na biomase	< 1	1-10	> 10
	Trofický index fytoplanktonu	< 0,1	0,1-0,2	> 0,2

Pozn. Písmena v kódu typu VÚ mohou nabývat hodnot uvedených v Tabulce 1. Hranice ekologických tříd zůstane nezměněna.

• Trofický index fytoplanktonu

Nejen množství, ale také i taxonomické složení společenstva fytoplanktonu odpovídá trofickým podmínkám daného silně ovlivněného a umělého vodního útvaru stojatých vod, a také míře znečištění. Některé taxony se vyskytují v „čistých“ vodách, zatímco jiné preferují vody znečištěné s velkým množstvím živin. Každý taxon má indikační hodnotu, která vyplývá z jeho nároků na prostředí, ve kterém žije. Autoři [3] analyzovali nároky jednotlivých taxonů na rozsáhlém souboru dat a na základě těchto výsledků navrhli trofický index fytoplanktonu, který se pro daný vzorek fytoplanktonu vypočte jako:

$$FTI = \sum_{j=1}^n p_j \times s_j$$

kde p je proporční zastoupení (0–1) daného taxonu v celkové biomase fytoplanktonu a s je trofické optimum tohoto taxonu. Trofická optima jednotlivých rodů jsou uvedena v Příloze 2 Metodiky. Taxonům, jejichž trofická optima nejsou známa, byla přiřazena hodnota p = 0.

Multimetrický index společenstva makrofyt (CZ-MPHYI)

Použití údaje

Vodní makrofyt (společenstvo rostlin, jejichž život nebo jeho část jsou vázány na vodní prostředí) patří do skupiny biologických složek pro monitorování a hodnocení ekologického potenciálu protože jsou důležitou součástí vodních ekosystémů, bez které zpravidla nemůže dojít k náležitému rozvoji všech ostatních složek (např. zooplanktonu, ryb aj.).

Pro hodnocení společenstva makrofyt jsou v zemích ES používány následující metriky, odpovídající požadavkům Rámcové směrnice o vodní politice ES (2000/60/ES):

- kvalitativní (druhově) složení makrofyt
- semikvantitativní zastoupení (pokryvnost)
- maximální hloubka osídlená makrovegetací

Tyto podkladové údaje dosud nejsou v ČR k dispozici pro zpracování i přesto, že platná certifikovaná národní metodika pro sběr dat o druhovém složení a pokryvnosti vodních makrofyt ve stojatých vodách [5] je v souladu s českou a evropskou normou (ČSN EN 15 460).

Výběr metrik

Zmíněné metriky jsou základem systémů hodnocení ekologického potenciálu jezer v celé řadě zemí ES. Celoevropské interkalibrační cvičení v rámci implementace Rámcové směrnice a projektu WISER (<http://www.wiser.eu>) poukázalo na nedostatky metod hodnotících pouze druhové složení makrovegetace a definovalo potřebu sledovat vždy ještě alespoň jednu z kvantitativních metrik vyjadřující početnost (abundanci) makrofyt [6].

Metody hodnocení druhového složení makrovegetace lze rozdělit do tří skupin: (i) metody založené na zastoupení druhů s různými trofickým indexem (nejčastěji Ellenbergovou indikační hodnotou), (ii) metody založené na druhové rozmanitosti (species richness) a (iii) metody založené na zastoupení funkčních skupin. S ohledem na potenciální druhové složení vodní makrovegetace ČR lze v našich podmínkách využít zejména první dvě skupiny metod. Metoda hodnocení druhového složení makrovegetace by ovšem měla zohledňovat také druhovou početnost, popřípadě přítomnost nepůvodních, nebo naopak vzácných druhů. Hodnocení druhové početnosti vodní makrovegetace má dobrou vypovídací hodnotu pouze v případě, že ji tvoří více než čtyři druhy vodních makrofyt (Penning a kol. 2008a). Tuto podmínku by měla optimální makrovegetace našich umělých a silně ovlivněných vodních útvarů splňovat.

Přestože se v současnosti v ČR nevyskytují vhodná referenční jezera, existují historické záznamy o vegetaci našich vod z dob jejich relativně dobrého stavu v minulém století. Přehlednou informaci o dosavadním výzkumu a literárních zdrojích poskytuje kniha Vegetace České Republiky 3 - vodní a mokřadní vegetace [7].

Mezi kvantitativní metriky vyjadřující početnost (abundanci) makrofyt patří pokryvnost a maximální hloubka osídlená makrovegetací. Oba ukazatele dobře odrážejí vliv eutrofizace spojené se zvýšením dostupnosti živin, rozvojem fytoplanktonu, zvýšením zákalu a ve výsledku zhoršením světelných podmínek. Plocha dna pokrytá makrovegetací závisí kromě světelných podmínek také na morfologii jezera, zejména sklonu dna, hloubce nádrže a tvaru břehové čáry. Potenciální plocha pro osídlení makrovegetací se tedy liší v mělkých a hlubokých jezerech. Zatímco velmi dobrý stav makrovegetace v mělkých jezerech může odpovídat pokrytí celého dna, v hlubokých jezerech se jedná o mnohem menší procento dna vzhledem ke zmíněné morfologii a nevhodným světelným podmínkám pro růst rostlin ve větších hloubkách. V jezerech s hloubkou do 2 m, která se vyskytují ve Francii, Německu, Dánsku, a Spojeného Království, dosahovala v padesátých letech 20. století průměrná pokryvnost makrovegetace 30–50 %, přitom v některých případech celková pokryvnost dosahovala více než 90 % [8]. Do dnešní doby došlo vlivem eutrofizace k dramatickému zmenšení ploch osídlených makrovegetací, v některých případech i k vymizení makrofyt v těchto jezerech. Bylo prokázáno, že průměrná pokryvnost mělkých dánských jezer se významně zmenšovala s rostoucí koncentrací živin ($TP > 50 \mu g l^{-1}$, $TN > 1,5 mg l^{-1}$) a chlorofylu a ($> 30 \mu g l^{-1}$). V hlubších jezerech je makrovegetace druhově mnohem chudší a poměrně méně početná [9,10]. Referenční vlastnosti těchto ekosystémů však mají omezenou platnost pro přehradní nádrže a důlní jámy. Tyto relativně nové vodní útvary v temperátním pásmu ne vždy poskytují vhodné podmínky prostředí pro rozvoj makrofyt, neboť zajišťují hospodářskou funkci (regulace záplav, hydroenergetická funkce, zdroj pitné vody apod.) spojenou s výrazným kolísáním hladiny. Nově zaplavené terestrické půdy nejsou vhodné pro vodní makrofyt a navíc jemnozem je z pobřeží vymývána činností vln atd. Protože v ČR zatím nejsou dostupná vlastní data o osídlování dna přehradních nádrží makrovegetací, lze za referenční příklady považovat např. vodní díla východní Evropy a jejich historický vývoj. Necelou třetinu (28 %) dna ruské nádrže Rybinsk na Volze tvoří mělčiny, pouze 2 % z nich jsou osídlena makrovegetací, zatímco ostatní plochy jsou vytrvale narušovány vlnobitím a zůstávají neosídleny. Podle [11] by měla makrofyt pokrývat alespoň 30–40 % své produktivní zóny, aby ve výsledku podporovala produkci ryb ve studovaných přehradách. V extrémních případech přehrad dolního Dněpru je ovšem litorál příliš hustě zarostl emerzní vegetací (helofyty), což vede ke snižování produkce zooplanktonu, ryb i vodního ptactva. Zvýšená akumulace organického materiálu způsobuje degradaci litorálu a jeho přetvoření v rozsáhlé močály. Někteří autoři [12] se proto domnívají, že v přehradních nádržích by pokryvnost vodních makrofyt neměla překročit 50 % dna litorální zóny.

Na základě literárních údajů i vlastních zkušeností navrhuje následující metriky pro hodnocení stavu společenstva makrofyt (Tabulka 4):

• Druhá početnost makrofyt

Počet druhů makrofyt nalezených v daném VÚ.

Tabulka 4: Výčet vybraných metrik a jejich ekologických tříd pro složku makrofyt. V závorce je uvedeno bodové hodnocení pro výpočet EQR.

Kód typu VÚ	Metrika	Nejlepší (5)	Střední (3)	Nejhorší (1)
A-B-C-D-E-F-G-H	Druhá početnost	≥10	10-5	<5
A-B-C-D-E-F-G-H	Pokryvnost v produktivní zóně [%]	≥20	20-10	<10

Pozn. Písmena v kódu typu VÚ mohou nabývat hodnot uvedených v Tabulce 1. Hranice ekologických tříd zůstane nezměněna.

• Pokryvnost makrofyt

Procentuální pokryvnost makrofyt v jejich produktivní zóně, kterou lze definovat jako plochu dna mezi kótami průměrné nadmořské výšky a kótou hloubky s optimálními světelnými podmínkami odpovídajícími průměrné průhlednosti v období vegetační sezóny (duben-září).

Multimetrický index rybích společenstev (CZ-FBI)

Viz příspěvek CO ŘÍKAJÍ RYBY O KVALITĚ VODNÍCH EKOSYSTÉMŮ, tento sborník.

Hodnocení ekologického potenciálu dle metrik

Výsledky multimetrických indexů jsou vyjádřeny pomocí tzv. poměru ekologické kvality (Ecological Quality Ratio, dále uváděno jako EQR). EQR sumarizuje vliv všech metrik jednotlivých indexů zařazených do hodnocení a podle jeho hodnoty je určen ekologický potenciál daného vodního útvaru. Jeho výpočet je proveden na základě bodového hodnocení VÚ v každé z metrik: 1 pro nejhorší stav, 3 střední stav a 5 pro nejlepší stav (Tabulka 5). V dalším kroku se již vypočítá EQR daného útvaru podle vzorce:

$$\text{EQR} = (\text{Sum} - \text{Min}) / (\text{Max} - \text{Min}),$$

kde Sum je součet hodnocení všech metrik pro VÚ, Min je součet nejnižších možných hodnocení (počet metrik), Max je součet nejvyšších možných hodnocení (pětinásobek počtu metrik). Hodnoty EQR nabývají rozsahu mezi 0 a 1, přičemž hodnota 0 odpovídá nejvíce degradovanému ekosystému (všechny metriky daného útvaru mají skóre 1) a hodnota 1 odpovídá maximálnímu ekologickému potenciálu (všechny metriky daného útvaru mají hodnocení 5).

Hodnoty EQR byly rozděleny na 25 % kvantily, které určují ekologický potenciál daného útvaru:

EQR	Klasifikace ekologického potenciálu
1,00 – 0,75	Dobrý a lepší potenciál
0,74 – 0,50	Střední potenciál
0,49 – 0,25	Poškozený potenciál
0,24 – 0,00	Zničený potenciál

Výsledná klasifikace ekologického potenciálu vodního útvaru pro silně ovlivněné a umělé vodní útvary bude vyjádřena použitím nižší z hodnot výsledků biologického a fyzikálně chemického monitoringu uvedených kvalitativních složek ekosystémů klasifikovaných podle shora uvedených indexů.

Poděkování

Studie byla podpořena projekty SFŽP č. 05611212 a NAZV č. QI102A265.

Literatura

- [1] ÚŘEDNÍ VĚSTNÍK, Směrnice 2000/60/ES Evropského parlamentu a Rady z 23. října 2000 ustavující rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky, Aktualizovaný pracovní překlad s anglickým originálem. Praha, MŽP, Odbor ochrany vod, 2000, s. 98.
- [2] ROSENDORF P. (2011) Metodika hodnocení všeobecných fyzikálně-chemických složek ekologického stavu útvarů povrchových vod teokoucíh. Závěrečná zpráva. Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka. 20 s.
- [3] PHILLIPS G., LYCHE-SOLHEIM A., SKJELBRED B., MISCHKE U., DRAKARE S., FREE G., JÄRVINEN M., DE HOYOS C., MORABITO G., POIKANE S., CARVALHO L. (2013) A phytoplankton trophic index to assess the status of lakes for the Water Framework Directive. *Hydrobiologia* 704: 75-95.
- [4] CARVALHO L., POIKANE S., LYCHE SOLHEIM A., PHILLIPS G., BORICS G., CATALAN J., DE HOYOS C., DRAKARE S., DUDLEY B. J., JÄRVINEN M., LAPLACE-TREYTURE C., MAILEHT K., MCDONALD C., MISCHKE M., MOE J., MORABITO G., NOGES G., NOGES T., OTT J., PASZTALENIC A., SKJELBRED B., THACKERAY S. J. (2013) Strength and uncertainty of phytoplankton metrics for assessing eutrophication impacts in lakes. *Hydrobiologia* 704:127-140.
- [5] GRULICH V., VYDROVÁ A. (2006): Metodika odběru a zpracování vzorků makrofyt stojatých vod. 13 str. (www.mzp.cz/cz/metodiky_normy)
- [6] POIKANE S., BERG M., HELLSTEN S., DE HOYOS C., ORTIZ-CASAS J., PALL K., PORTIELJE R., PHILLIPS P., LYCHE SOLHEIM A., DEIRDRE T., WOLFRAM G., VAN DE BUND W. (2011) Lake ecological assessment systems and intercalibration for the European water framework directive: aims, achievements and further challenges. *Procedia Environmental Sciences* 9: 153-168.
- [7] CHYTRÝ M. (ed.) (2011) Vegetace České republiky 3. Vodní a mokřadní vegetace. Academia, Praha. 827 str.
- [8] DAVIES B., BIGGS J., WILLIAMS P., WHITFIELD M., NICOLET P., SEAR D., BRAY S., MAUND S. (2008) Comparative biodiversity of aquatic habitats in the European agricultural landscape. *Agr. Ecosyst. Environ.* 125: 1-8.
- [9] KÖRNER S. (2002) Loss of submerged macrophytes in shallow lakes in north-eastern Germany. *International Review of Hydrobiology* 87: 375-384.
- [10] PENNING W.E., DUDLEY B., MJELDE M., HELLSTEN S., HANGANU J., KOLADA A., VAN DEN BERG M., POIKANE S., PHILLIPS G., WILLBY N., ECKE F. (2008) Using aquatic macrophyte community indices to define the ecological status of European lakes. *Aquat. Ecol.* 42: 253-264.
- [11] VODOVENKO N.E. A KRAVCHENKO Z.N. (1980) The optimal plant cover for fish spawning and production in water bodies of the lower Don. *Rybnoe Khoziaistvo* 4: 29-32. (v ruštině)
- [12] ZIMBALEVSKAYA L.N., DEKHTYAR M.N., LEGEIDA YU I.S., PLIGIN V., SIDORENKO V.M., KHOROSHIKH L.A. (1984) Shallows in Dnieper reservoirs and how to use their resources. *Vodnye Resursy* 2: 14-22. (v ruštině)

STANOVENÍ PODÍLU EMISÍ ZNEČIŠŤUJÍCÍCH LÁTEK Z RŮZNÝCH ZDROJŮ DO POVRCHOVÝCH VOD

**Petr Vyskoč¹, Jaroslav Beneš², Hana Prchalová¹, Pavel Rosendorf¹, Alena Kristová¹,
Tomáš Mičáník¹, Jitka Svobodová¹, Silvie Semerádová¹, Pavel Richter¹, Lenka Matoušová¹**

¹Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v.v.i.,

Podbabská 30/2582, 160 00 Praha 6, tel. 220 197 425, petr_vyskoc@vuv.cz

²Povodí Vltavy, státní podnik, Holečkova 8, 150 24 Praha 5, tel.: 221 401 409, jaroslav.benes@pvl.cz

Abstrakt

Jeden z nejvýznamnějších vlivů na stav vod mají emise znečišťujících látek. Znečišťující látky pocházejí z různých činností (domácnosti, průmysl, zemědělství, doprava) a z různých zdrojů, a do vodního prostředí se dostávají různými cestami, nejen vypouštěním kanalizovaných odpadních vod, ale také např. aplikací do půdního prostředí či vypouštěním do ovzduší s následnou atmosférickou depozicí. Výsledný dopad na jakost povrchových vod je ovlivňován jednak vlastnostmi znečišťujících látek, jednak chováním látek v půdě, horninovém prostředí i v samotném vodním útvaru. Příspěvek je zaměřen na představení možných postupů hodnocení podílu zdrojů a cest na celkovém vstupu znečišťujících látek do povrchových vod a zkušenost s jejich ověřováním v pilotních povodích.

Klíčová slova: emise znečišťujících látek do vody; bodové a plošné zdroje znečištění; cesty znečišťujících látek.

Abstract

Emissions of pollutants are significant anthropogenic pressures with important impact to status of water. Pollutants originate from different human activities (households, industry, agriculture, transport) and from different sources. They are transported to water by different pathways: waste water discharges, applications into soil or air releases and subsequent atmospheric deposition. The final impact to water quality is affected by pollutant characteristics and pollutants behaviour in soil, subsoil and water body as well. "Emissions and their impact to water" project is oriented on apportionment of pollutant emission from different sources and pathways. The article is focused on proposed methods presentation and experience of their application in pilot catchments.

Keywords: emissions of pollutants to water; point and diffuse sources; emission pathways.

Úvod

Hodnocení vlivu emisí na stav povrchových vod a znalost podílu jednotlivých zdrojů a cest znečištění na celkovém vstupu znečišťujících látek do vodních toků a nádrží je nezbytným předpokladem pro výběr a aplikaci vhodných opatření k dosažení dobrého stavu vod (případně k odůvodnění výjimek tam, kde dobrého stavu nelze dosáhnout) a představuje tak nezbytnou součást plánování v oblasti vod. Problematikou hodnocení vlivu emisí na stav vod se v současnosti zabývá v rámci programu KUS projekt „Emise a jejich dopad na vodní prostředí“. Řešiteli projektu jsou VÚV TGM, v.v.i., a státní podnik Povodí Vltavy. Cílem projektu je vytvoření technických nástrojů

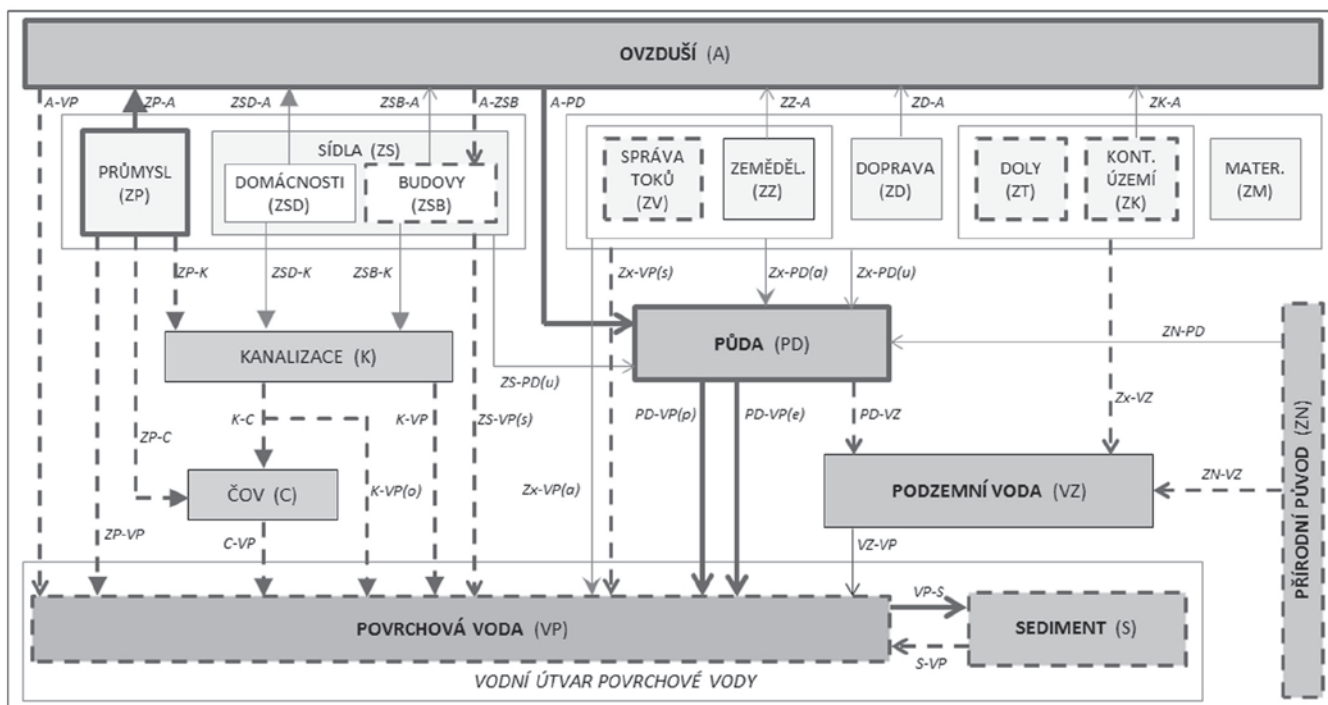
k hodnocení vlivu emisí (metodiky a software) a jejich ověření na pilotních povodích – dílčích povodích spravovaných státním podnikem Povodí Vltavy. Přístup k řešení projektu vychází ze Směrného dokumentu č. 28 [1] společné implementace (CIS) Rámcové směrnice pro vodní politiku EU, který problematiku v obecné rovině popisuje.

Postup hodnocení emisí

Jako první krok řešení byly identifikovány znečišťující látky, jejichž emise mohou zabránit dosažení stanovených environmentálních cílů. Sestaven byl nejprve seznam látek a ukazatelů, pro které jsou stanoveny (případně navrženy) příslušné cíle (normy environmentální kvality, typově specifické požadavky pro dosažení dobrého ekologického stavu a další). Následně bylo u těchto látek podle údajů z jejich monitoringu vyhodnoceno plnění environmentálních cílů. V pilotním povodí bylo identifikováno cca 90 rizikových látek. V dalším kroku byly pro tyto látky na základě literární rešerše a analýzy dat, týkajících se zdrojů znečištění, obecně určeny významné druhy zdrojů znečištění a cesty, kterými se látka může dostávat do povrchových vod. Význam zdrojů a cest pro jednotlivé látky byl určen nad společným schématem, jehož příklad je (pro kadmium) uveden na obrázku 1 (celostátně významné zdroje a cesty jsou zobrazeny plnou tučnou čarou, lokálně významné zdroje a cesty čárkovanou tučnou čarou). V dalším kroku byly podle výsledků vyhodnocení monitoringu a „screeningu“ výskytu relevantních zdrojů znečištění identifikovány útvary povrchových vod (VÚ), které jsou z hlediska (ne)dosažení požadovaných cílů rizikové. V rizikových vodních útvarech je v současné době dále podrobně hodnocen podíl jednotlivých zdrojů a cest znečištění.

Vstupy látek prostřednictvím emisí do ovzduší a atmosférické depozice

V rámci tohoto projektu byly jako látky, které se mohou ve významném množství dostávat do povrchových vod prostřednictvím emisí do ovzduší a atmosférické depozice, identifikovány některé kovy (hlavně kadmium, arsen, olovo a rtuť) a polyaromatické látky, jejichž nejvýznamnějším zástupcem je benzo(a)pyren. Síť sledování atmosférické depozice je z hlediska celé ČR poměrně řídká (cca 50 stanic), navíc nerovnoměrně rozložená. Atmosférická depozice některých výše uvedených látek, i když je sledována, není v ČHMÚ podrobněji vyhodnocována. ČHMÚ se soustředí zejména na síru a dusík (pro jejich vliv na lesní porosty), u kovů se vyhodnocení plošné distribuce atmosférické depozice provádí pouze pro kadmium, olovo a nikl, a to zvlášť pro suchou a mokrou depozici [2]. Kvantifikace vstupu látek do povrchových vod přes atmosférickou depozici je z těchto důvodů problematická, nicméně je možné identifikovat území, kde je riziko vstupu látek do povrchových vod přes atmosférickou depozici vysoké (tzv. „hot spots“). Nutné je však kromě



Obrázek 1. Významné zdroje a cesty znečišťujících látek pro kadmium.

údajů o atmosférické depozici použit i další dostupná data – např. obsah kovů v mechu, koncentrace látek v ovzduší, údaje o významných vypouštěních do ovzduší a údaje o krajinném pokryvu hodnoceného území (povodí vodního útvaru).

Jako typický kov, který je z hlediska atmosférické depozice významný, bylo pro tento příspěvek vybráno kadmium, a to jednak vzhledem k značnému množství kadmia vypouštěného do ovzduší (podle dat Integrovaného registru znečištění je v posledních 3 letech podíl kadmia, vypouštěného do ovzduší vůči vypouštění do povrchových vod 65 – 67 %), a dále rovněž vzhledem k tomu, že pro kadmium je nejvíce dostupných dat. Kadmium je, vzhledem ke svému přirozenému výskytu v životním prostředí, fyzikálně-chemickým vlastnostem a použití v některých technologických výrobních procesech v průmyslu (zvl. metalurgie), transportováno mnoha cestami z řady významných plošných i lokálních zdrojů. Do vzduchu se dostává spalováním fosilních paliv a odpadu, těžbou a rafinací kovů [3]. Vzduchem může být transportováno na velké vzdálenosti. Kadmium se z prostředí neztrácí, ale přeměňuje se do různých forem. Většina ho zůstává v místě, kde vstoupila do ekosystému, po velmi dlouhou dobu. Adsorpce kadmia na půdy a oxidy křemíku a hliníku silně závisí na hodnotě pH a vzrůstá s rostoucí alkalitou prostředí. Pokud je pH nižší než 6–7, dochází k desorpci kadmia z těchto matric. V malém množství se v přírodě vyskytuje přirozeně vyluhováním ze zinečnatých hornin nebo vulkanickou činností.

K určení útvarů povrchových vod rizikových z hlediska vstupu kadmia přes atmosférickou depozici byly využity údaje (mapy) ČHMÚ o plošné distribuci atmosférické depozice vyhodnocené z měření na 45 stanicích v ČR [2]. Dále byly využity údaje o množství kovů v matici mechu, zpracované VÚKOZ, v.v.i., v projektu „Biomonitorovací průzkum – Vegetace (Chemické analýzy lesních bokoploďných mechů)“. Pro monitoring byl v tomto programu vybrán mech travník Schreberův (*Pleurozium schreberi*), který získává téměř výhradně živiny z mokré atmosférické depozice adsorpcí na pektiny v nadzemních částech rostlin. V rámci těchto programů byly analyzovány vzor-

ky z cca 282 trvalých monitorovacích ploch a naměřená data byla lineárně interpolována do isopleťových map koncentrací kadmia [4].

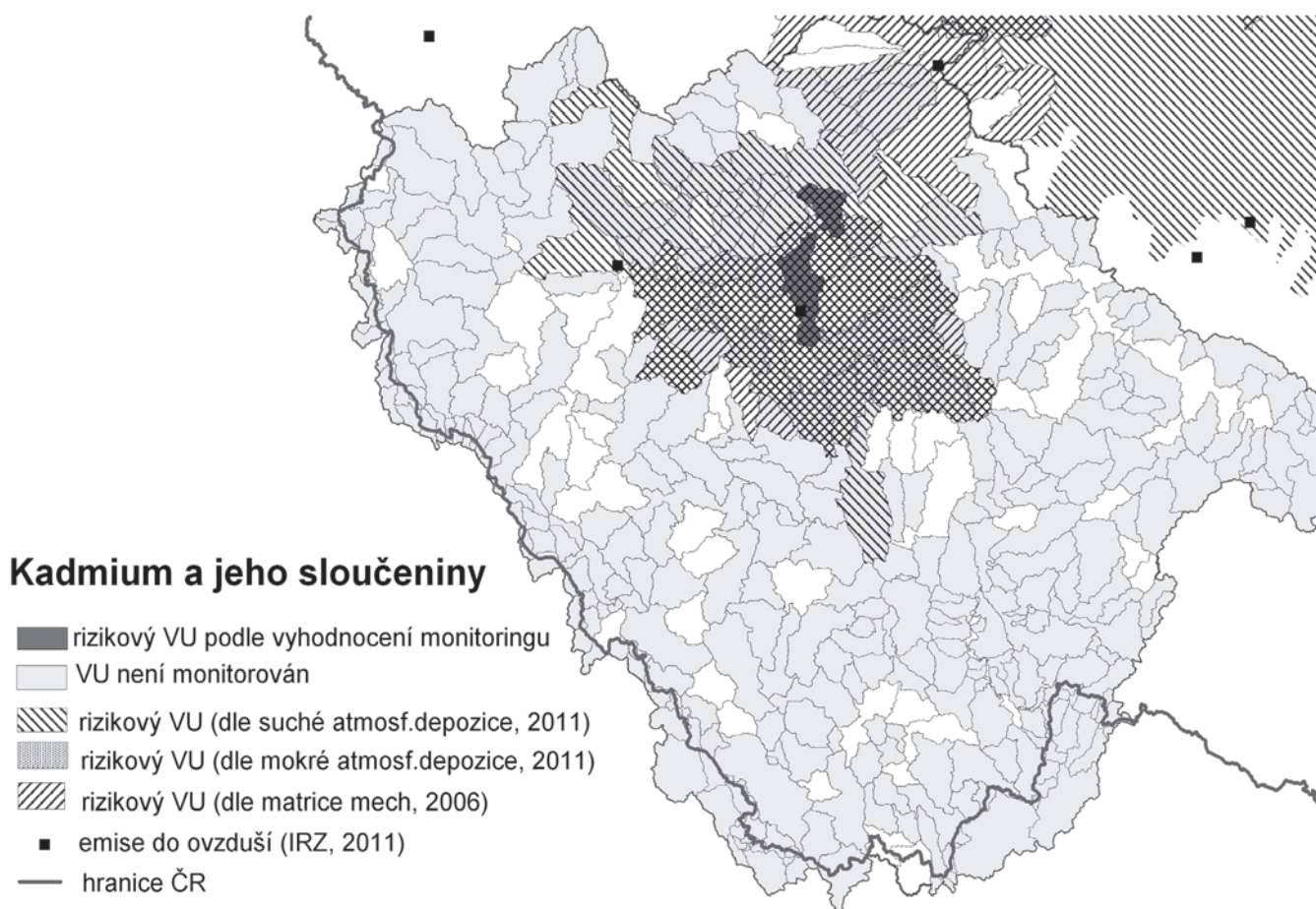
Výše uvedené údaje byly pomocí územní analýzy a kategorizace míry atmosférické depozice a výskytu v matici mechu vztaženy k povodí vodních útvarů a doplněny o údaje o podílu tříd krajinného pokryvu (předpokládá se, že vstup látek z atmosférické depozice do povrchových vod je vyšší na území, kde dochází k jejich smyvu ze zpevněných povrchů nebo ke spadu přímo na vodní plochu). V případě povodí Vltavy byly jako rizikové útvary identifikovány vodní nádrže Slapy a Orlík (viz obrázek 2).

Vstupy látek prostřednictvím půdy

Kvantifikace vstupu vybraných látek na zemědělskou půdu je založena na kombinaci vstupních informací dostupných ve veřejných databázích a informačních systémech a charakteru a užívání zemědělské půdy. Výsledné množství hodnocené látky, které se z půdy dostane do povrchových vod, je kvantifikováno buď přímo podle dat v monitorovacích profilech, které podchycují výhradně zemědělská povodí nebo povodí s velmi malým vstupem látek z jiných typů zdrojů nebo na základě znalosti chování látek v půdě a podílu jejich vstupu do vod. Pro různé látky mohou být využitelné různé sady monitorovacích profilů. Zcela zásadní je také charakter hodnocené látky, a to, zda se v půdním prostředí vyskytuje v rozpuštěné formě nebo po její aplikaci dochází k rychlé vazbě na půdní částice. V obou případech o následném přísunu látky do vod rozhodují zcela jiné procesy a liší se i cesty vstupu látek do povrchových vod.

Mezi látky běžně aplikované do půdy, které jsou současně v řadě vodních útvarů příčinou nedosažení dobrého stavu nebo překročení imisních limitů podle platné legislativy, můžeme zařadit především dusík, v menší míře fosfor a pak také zástupce široké skupiny látek používaných k ochraně rostlin – pesticidů.

V případě dusíku dokládá řada současných studií (např. [5] a [6]), že převážná část znečištění povrchových i podzemních vod souvisí se zemědělským hospodařením. Projevuje se



Obrázek 2. Útvary povrchových vod v povodí Vltavy rizikové z hlediska vstupů kadmia prostřednictvím atmosférické depozice.

zejména vysokými koncentracemi dusičnanového dusíku ve vodách a to především v jarním a podzimním období. Je obvyklé, že převážná část odtoku dusíku ze zemědělské půdy je realizována v jarním období od března do května [7]. Podíl mezi bilančním přebytkem dusíku, který je aplikován do půdy a množstvím, které se dostane až do podzemních nebo povrchových vod se běžně pohybuje do 20 % a je výrazně závislý na vodnosti daného roku i předchozích let. V případě srážkově podprůměrných let dochází v půdách ke kumulaci dusičnanů a v nejbližším vodnějším roce dochází k jejich skokovému vyplavení. Kvantifikace vstupu dusíku na zemědělskou půdu v povodí vodních útvarů je založena na vyhodnocení bilančního přebytku dusíku v oblastech využívaných pro šetření v zemědělských podnicích pro potřeby nitrátové směrnice [8]. Přebytek je přepočítán na plochu orné půdy, případně také na plochu trvalých travních porostů. Výsledný odtok dusíku (resp. dusičnanového dusíku) ze zemědělských ploch do vod je korigován podle využití povodí vodního útvaru v kombinaci s vyhodnocením dat v profilech monitoringu pro potřeby nitrátové směrnice.

Jak ukazuje několik současných studií v zemědělských oblastech ČR, je odtok fosforu za běžných podmínek z orné půdy a travních porostů velmi nízký a v některých oblastech se dokonce blíží odtoku z lesních půd (viz [9], [7] a [10]). Také vstupy fosforu s hnojivem na zemědělskou půdu po roce 1989 výrazně poklesly a v řadě oblastí je bilanční přebytek fosforu roven nule nebo je dokonce záporný [5]. Výraznému odtoku fosforu z ploch také brání silná vazba fosforu na půdní částice, zejména v případě dostupného množství vazebných partnerů, především železa a v některých oblastech i hliníku. Výraznějším

zdrojem fosforu, který se dostává do vod z ploch, je tedy vodní eroze, která během epizodních událostí přináší velké množství převážně partikulovaného fosforu. Kvantifikace vstupu fosforu do vod je z výše uvedených důvodů rozdělena na dvě části, jako vstup fosforu za běžných odtokových situací a jako vstup během erozních událostí. Množství fosforu vstupujícího do vod za běžných událostí je stanoveno jako průměrná roční koncentrace fosforu pro zastoupené půdní typy nebo jejich skupiny násobená specifickým odtokem a plochou příslušného půdního typu v povodí vodního útvaru. Množství fosforu vstupujícího s erozí je stanoveno jako množství fosforu v erozním smyvu násobené poměrem obohacení [11] a redukováné poměrem odnosu [12].

Pro rozsáhlou skupinu pesticidů nelze pro všechny látky uplatnit stejné postupy. Pro látky, jejichž užívání bylo již omezeno nebo ukončeno, lze kvantifikaci vstupů do vod provádět pouze na základě dat z monitoringu a nahlízet na potenciální oblasti znečištění jako na staré zátěže, spojené s jejich aplikací v minulosti. Velké množství informací o aplikacích pesticidů, výsledcích monitoringu nebo rizikových územích je pro většinu v současnosti i dříve používaných pesticidů publikováno v pasportech pesticidů [13] jako jednoho z výsledků společného projektu ČHMÚ a ČZU [14].

Pro ostatní látky, které jsou dosud aplikovány ve významných množstvích a jejichž výskyt ve vodních útvarech působí nedosažení dobrého stavu, je možné provádět kvantifikaci vstupů do půdy podle charakteru aplikace na určité kultury a plodiny a jejich zpřesnění ve vodním útvaru provést podle aktuální aplikace v okresech (data Státní rostlinolékařské správy). Pro vymezení plochy kultur lze použít registr půdních bloků (LPIS, MZe).

Vstupy látek přes podzemní vody

Vzhledem k tomu, že projekt je zaměřen hlavně na vstupy znečišťujících látek do povrchových vod, jsou emise transportované přes podzemní vody uvažovány pouze v případě, že mohou významně ovlivnit jakost povrchových vod. To přichází v úvahu v případě, že je ve vodním toku významný podíl podzemních vod, tedy BFI (base-flow index, označující podíl základního odtoku) v dlouhodobých hodnotách vyšší než 40 – 45 % v závislosti na metodě použité k jeho stanovení [15]. Nižší podíly základního odtoku lze v tomto případě zanedbat, neboť problematické by mohlo být pouze v případě nebezpečných látek z bodových zdrojů podzemních vod, to je ale legislativou ČR zakázáno – povolené vypouštění do podzemních vod se týká pouze splaškových vod z drobných komunálních zdrojů, bez příměsí nebezpečných látek. Jelikož však přesnost výpočtu základního odtoku klesá s rostoucí velikostí vodního toku, byly z hodnocení vyřazeny profily na tocích 6. a vyššího řádu podle Strahlera. Tak například z celkového počtu 125 profilů v ČR, kde v poslední době ČHMÚ stanovil BFI, 32 profilů vykazovalo podíl základního odtoku nad 40 %. Celkový počet profilů s významným podílem podzemních vod se teprve zpracovává (jde o porovnání výsledků ze tří různých období a různými postupy), dá se však očekávat, že nepřesáhne 50 míst v celé ČR. Na pilotním území bylo zjištěno pouze 6 profilů s významným podílem základního odtoku, z toho ale jeden (Sušice, Otava) je situován na toku 7. řádu.

Při hodnocení emisí transportovaných přes podzemní vody je nutné nejprve zjistit, jestli útvar povrchových vod, ve kterém byl zjištěn významný podíl podzemních vod, je rizikový z hlediska dosažení cílů pro fyzikálně chemické ukazatele ekologického nebo chemického stavu povrchových vod. V případě, že ano, je nutné posoudit, jestli riziková látka či ukazatel je relevantní pro podzemní vody (tj. jestli je obsažena v prahových hodnotách chemického stavu podzemních vod). Pokud ano, lze na základě hodnoty základního odtoku a koncentrace dané látky v podzemních vodách (což platí v případě, že v blízkosti profilu povrchových vod je monitorovací objekt podzemních vod ČHMÚ nebo odběr podzemních vod, kde jsou hlášeny údaje o koncentracích) spočítat hodnoty látkového odtoku. Zároveň je ale nutno na základě dalších údajů identifikovat zdroj znečištění podzemních vod – plošné zdroje ze zemědělství či atmosférické depozice nebo bodové zdroje (stará kontaminovaná místa či vypouštění do podzemních vod). Zatímco plošné zdroje znečištění by měly být podchyceny již v rámci sledování povrchových vod, údaje o bodových zdrojích znečištění podzemních vod je nutné ještě dále dohledávat.

Vypouštění do povrchových vod

Údaje o jakosti a množství vod vypouštěných do vodních toků a nádrží jsou v ČR předmětem řady celostátně vedených evidencí či registrů. Znečišťovatelé prostřednictvím informačního systému plnění ohlašovací povinnosti (ISPOP, zřízen zákonem č. 25/2008 Sb.) poskytují údaje do integrovaného registru znečištění (IRZ, podle § 3 zákona č. 25/2008 Sb., a nařízení vlády 450/2001 Sb.), předávají „základní údaje předávané znečišťovatelem vodoprávnímu úřadu, správci povodí a pověřenému odbornému subjektu“ (podle § 38 zákona č. 254/2001 Sb.) a předávají údaje o vypouštění vod pro potřeby sestavení vodní bilance (podle § 22 zákona č. 254/2001 Sb., a vyhlášky č. 431/2004 Sb.). Vlastníci kanalizací pro veřejnou potřebu předávají údaje do Majetkové a provozní evidence vodovodů a kanalizací (podle zákona č. 274/2001 Sb., a vyhlášky č. 428/2001 Sb.). Zejména v případě menších komunálních zdrojů znečištění lze

jako doplňující zdroj informací dále využít Plány rozvoje vodovodů a kanalizací území krajů České republiky (PRVKÚK). Poslední dva uvedené datové zdroje lze – v kombinaci s údaji ČSÚ o počtu obyvatel (částí) obcí – využít i při odhadu znečištění způsobeném domácnostmi nepřipojenými na veřejnou kanalizaci. Při hodnocení vypouštění z průmyslových odpadních vod je kvalitním zdrojem dat Registr průmyslových zdrojů znečištění – část nebezpečné látky. Přestože vedení registru bylo v roce 2011 ukončeno, je – vzhledem k rozsahu sledovaných údajů (mnoha subjekty byly o vypouštění nebezpečných látek poskytovány údaje jdoucí nad rámec stanovený vodoprávním povolením) – jeho využití dosud účelné.

Každý z uvedených datových zdrojů obsahuje údaje, které jsou pro něj specifické, a další údaje, které se v databázích vzájemně překrývají (duplikují). Různá jsou kritéria pro zařazení údajů do evidence (resp. prahové hodnoty charakteristik, při kterých vzniká ohlašovací povinnost), různý je rozsah sledovaných látek a způsob udávání údajů týkajících se znečištění (měřené koncentrace látky, roční průměrné koncentrace látky a množství vypouštěných vod, případně roční celkové množství vypouštěné látky).

Vyhodnocení vstupu látek prostřednictvím vypouštění do povrchových vod vyžaduje (přínejmenším v rizikových vodních útvarech) integraci dat z výše uvedených datových zdrojů. Zkušenosti s řešením v pilotním povodí Vltavy ukazují, že, i přes široké využití nástrojů z oblasti IT (relační databáze, GIS), nelze tento proces plně automatizovat. Problémem je zejména nejednotná, nedostatečná nebo zcela chybějící identifikace míst vypouštění do povrchových vod (údaje v IRZ jsou např. vztaženy k příslušné provozovně, nikoli místu vypouštění), neúplnost (nevěrohodnost) evidovaných dat a rovněž sběr dat ve formátech, které nejsou vhodné pro jejich hromadné zpracování (např. část dat ohlašovaných podle § 38 vodního zákona).

Směrný dokument CIS [1] vyžaduje při hodnocení emisí z bodových zdrojů znečištění minimálně využít údaje poskytované členskými státy do Evropského registru úniků a přenosů nebezpečných látek (E-PRTR) a údaje poskytované Evropské komisí podle směrnice 91/271/EHS o čištění městských odpadních vod. Vzhledem k tomu, že v ČR jsou příslušné reportované datové sady plněny údaji IRZ resp. Majetkové a provozní evidence vodovodů a kanalizací a evidence vypouštění pro sestavení vodní bilance, je využitím dat těchto evidencí při hodnocení emisí požadavek směrného dokumentu naplněn.

Technická podpora projektu v oblasti informatiky

Zaměření projektu vyžaduje vzhledem k velkému rozsahu vyhodnocovaných dat (jako relevantní bylo identifikováno cca 40 datových zdrojů) výrazné využití nástrojů IT. Pro potřeby datových analýz (statistické vyhodnocení, územní analýzy, bilanční hodnocení látkových toků apod.) byla s využitím prostředků Hydroekologického informačního systému (HEIS VÚV) vytvořena a je naplňována příslušná účelová geodatabáze. Zároveň byl vytvořen internetový portál [16], který umožňuje sdílení dat a dílčích výstupů projektu v prostředí internetu.

Závěr

Vyhodnocení podílu emisí z různých zdrojů znečištění na vstupu znečišťujících látek do povrchových vod představuje řešení komplexního problému. Je nezbytné pro aplikaci účinných opatření k dosažení dobrého stavu vod a obecně jejich udržitelného a efektivního užívání. Navrhované a na pilotních povodích ověřované postupy jsou koncipovány tak, aby mohly

být aplikovány v celostátním rozsahu a aby jejich výstupy mohly být využity při zpracování plánů oblastí povodí ČR.

Poděkování

Výzkum je realizován v rámci projektu QJ1220346 „Emise a jejich dopad na vodní prostředí“ programu zemědělského aplikovaného výzkumu a experimentálního vývoje Komplexní udržitelné systémy v zemědělství 2012-2018 Ministerstva zemědělství ČR.

Literatura

- [1] EUROPEAN COMMISSION. *Guidance Document No. 28. Technical Guidance on the preparation of an inventory of emissions, discharges and losses of priority and priority hazardous substances*. 2012. 67 s. ISBN 978-92-79-23823-9.
- [2] ČHMÚ. *Znečištění ovzduší na území České republiky v roce 2011*. ČHMÚ 2012. 270 s.
- [3] PITTER, P. *Hydrochemie*. Praha, Vydavatelství VŠCHT, 1999, 568 s.
- [4] SUCHAROVÁ, J., SUCHARA, I. a HOLÁ, M. *Obsah 37 prvků v mechu a časové a prostorové změny hodnot v České republice během posledních 15 let. Čtvrtý český biomonitorovací průzkum prováděný v rámci mezinárodního programu OSN EHK ICP Vegetace 2005/2006*. VUKOZ, Průhonice, 2008. 96 s.
- [5] ROSENDORF, P. (ed.) *Omezování plošného znečištění povrchových a podzemních vod v ČR*, projekt Rady vlády ČR pro výzkum a vývoj VaV/510/4/98, 2003. Souhrnná závěrečná zpráva za období řešení 1998-2002, 271 s.
- [6] HEJZLAR, J., BOROVEC, J., KOPÁČEK, J., TUREK, J., VOLKOVÁ, A. *Dlouhodobý vývoj živinového znečištění v povodí nádrže Orlík*. In: Borovec, J., Očásková, I., (eds.) *Sborník příspěvků Revitalizace Or-*

lické nádrže 2011, 4. ročník odborné konference. Písek, October 4–5, 2011, Svazek obcí regionu Písecko, Povodí Vltavy, s. p. a BC AV ČR, v. v. i., Hydrobiologický ústav, ISBN 978–80–260–2491–0: s. 35–42.

[7] FUČÍK, P.; KAPLICKÁ, M.; ZAJÍČEK, A.; KVÍTEK, T. *Vyhodnocení monitoringu jakosti vod v malém zemědělsko–lesním povodí: diskretní a kontinuální přístup*. *Vodní hospodářství*, 2010. 8/2010, s. 213–217.

[8] ANONYM. *Zpráva České republiky o stavu a směrech vývoje vodního prostředí a Zemědělských postupů podle článku 10 a přílohy V a o změně nebo doplnění seznamu vymezených zranitelných oblastí podle článku 3 Směrnice Rady 91/676/EHS o ochraně vod před znečištěním způsobeným dusičnany ze zemědělských zdrojů*. MŽP, MZe, VÚV TGM, v.v.i. a VÚRV, v.v.i., 2012, 98 s.

[9] FIALA, D., ROSENDORF, P. *Plošné zdroje fosforu v povodí VN Orlík a její eutrofizace*. *Vodní hospodářství*, 2010. s. 199–202.

[10] FIALA, D., ROSENDORF, P. *Variabilita odnosu fosforu ze zemědělské půdy v měřítku mikropovodí*. *Vodní hospodářství*, 2011. VTEI 6/2011, s. 27–31.

[11] SHARPLEY, A.N. *The selective erosion of plant nutrients in runoff*. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1985, 49:1527–1534.

[12] WILLIAMS, J.R. *Sediment delivery ratios determined with sediment and runoff models*. *Proc. 1977 Symposium on Erosion and Solid Matter Transport in Inland Water*. International Association of Hydrological Sciences 122. s. 168–179.

[13] *Pasportizace pesticidů* [online]. ČHMÚ [citováno 19. 8. 2013]. Dostupné z <<http://hydro.chmi.cz/pasporty>>.

[14] KODEŠ, V. (ed.). *Výskyt a transport pesticidů v hydrosféře a nové metody optimalizace monitoringu pesticidů v hydrosféře ČR*. 2010. ČHMÚ a ČZU. Souhrnná zpráva projektu MŠMT 2B06095.

[15] KOZLOVÁ, M. *Metodika stanovení prahových hodnot pro podzemní vodu v interakci s povrchovou vodou*. VÚV TGM v.v.i., Praha, 2011. 38 s.

[16] *Emise a jejich dopad na vodní prostředí* [online]. VÚV TGM, v.v.i., 2012 [citováno 19. 8. 2013]. Dostupné z <<http://heis.vuv.cz/projekty/emisevoda>>.

METODIKA HODNOCENÍ EUTROFIZAČNÍHO POTENCIÁLU ZDROJŮ FOSFORU V POVODÍ VODNÍCH NÁDRŽÍ – PODKLAD K VÝBĚRU EFEKTIVNÍCH OPATŘENÍ K OMEZENÍ EUTROFIZACE

**Pavel Rosendorf¹, Vlastimil Zahradka², Tomáš Dostál³, Libor Ansorge¹,
Jiří Beránek² a Josef Krása³**

¹Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v.v.i.,
Podbabská 2582/30, 160 00 Praha 6, tel. 220 197 413, rosendorf@vuv.cz

²Povodí Ohře, státní podnik, Bezručova 4219, 430 03 Chomutov,
tel. 474 636 285, zahradka@poh.cz

³ČVUT v Praze, Fakulta stavební, Katedra hydromeliorací a krajinného inženýrství,
Thákurova 7, 166 29 Praha 6, tel. 224 354 747, dostal@fsv.cvut.cz

Abstrakt

V příspěvku je představen metodický koncept hodnocení eutrofizačního potenciálu zdrojů fosforu v povodí libovolné vodní nádrže. Eutrofizační potenciál je zde chápán jako mnohorozměrná funkce velikosti produkce fosforu, podílu emitovaných forem fosforu, vzdálenosti od nádrže, sezónnosti emisí a množství retenčních prvků mezi zdrojem a nádrží. Umožňuje relativizovat význam zcela odlišných zdrojů fosforu a sestavit jejich žebříček podle klesajícího vlivu na eutrofizaci nádrže. Vznikající metodický postup se může stát vhodným výchozím podkladem pro výběr ekonomicky efektivních opatření k omezení eutrofizace nádrží v ČR. Praktické ukázky konstrukce eutrofizačního potenciálu jsou představeny na příkladu povodí vodárenské nádrže Stanovice.

Klíčová slova: fosfor; eutrofizace; vodní nádrže; zdroje znečištění; program opatření.

Abstract

In this paper a methodological concept for evaluation of phosphorus sources and its eutrophication potential in any reservoir watershed is presented. The eutrophication potential is understood here as a multidimensional function of the size of phosphorus production, the proportion of emitted forms of phosphorus, distance from the reservoir, seasonality of emissions and the amount of retention elements between the source and the reservoir. It allows relativizing the importance of completely different phosphorus sources and compiling their ranking according to their decreasing effect on the eutrophication of reservoirs. The emerging methodology can become a good starting basis for the selection of cost-effective measures to reduce eutrophication of reservoirs in the Czech Republic. Practical demonstration of eutrophication potential concept in watershed of Stanovice drinking water reservoir is presented.

Keywords: phosphorus; eutrophication; reservoirs; source of pollution; programme of measures.

Úvod

Fosfor je rozhodujícím prvkem pro eutrofizaci vnitrozemských vod [1]. Zejména ve vodních nádržích pak jeho nadbytek výrazně ovlivňuje rozvoj autotrofních složek ekosystému – fy-

toplanktonu a makrofyt. Nadbytečný přísun fosforu ze zdrojů v povodí vede v řadě nádrží na území ČR k výraznému zhoršení jakosti vody a omezení jejich využití pro pitné účely nebo rekreaci. Již léta se vedou spory o to, jaké zdroje fosforu v povodí jsou odpovědné za eutrofizaci našich nádrží a zájem se přelévá střídavě od komunálních zdrojů k zemědělství a zpět. Řada komplexních bilančních studií dokumentuje, že vstupy fosforu s ohledem na celkové množství mohou být výrazně na straně přísunu s erozním smyvem a tedy zemědělského znečištění (např. [2]). V posledních letech se v některých specifických oblastech pozornost zaměřila také na vstupy fosforu z obhospodávaných rybníků, které při intenzivním chovu ryb představují především v letním období významný zdroj fosforu [3, 4, 5]. I přes rozsáhlé investice do vodohospodářské infrastruktury řady obcí přesto nadále zůstávají velmi významným zdrojem fosforu ve vodách komunální a další odpadní vody.

Koncept hodnocení eutrofizace stojatých vod je založen na znalosti vztahu mezi koncentracemi fosforu a odpovídajícím rozvojem fytoplanktonu v nádržích [6, 7]. Pro odvození průměrné koncentrace fosforu v nádrži se obvykle používá některý z retenčních empirických modelů, který ji odvozuje z koncentrací celkového fosforu na přítoku a teoretické doby zdržení [8, 9, 10]. Stále však mluvíme o koncentraci celkového fosforu, který zahrnuje všechny formy fosforu ve vodě v době odběru vzorku. Zahrnuje tedy jak formy rozpuštěné anorganické, fosfor partikulovaný (erozní částice, buňky řas a sinic apod.) tak i organický fosfor v různé míře uvolnitelný. Pro rozvoj řas a dalších autotrofních organismů je zcela zásadní zejména přítomnost rozpuštěných, snadno dostupných forem a to především ve vodních nádržích, kde řasy a sinice mohou jen velmi omezeně využívat fosfor ze sedimentů a dalších povrchů. Na důležitost snadno dostupného fosforu pro produkci ve vodních ekosystémech upozorňují zejména Reynolds a Davies [11] nebo Peters [12], kteří mluví o klíčové roli tzv. biologicky dostupného fosforu (BAP – bioavailable phosphorus). V nádržích lze tuto formu fosforu ztotožnit s fosforem stanoveným jako orto-fosforečnaný nebo rozpuštěný reaktivní fosfor (SRP – soluble reactive phosphorus).

Lze tedy při porovnávání zdrojů zapomenout na hodnocení celkového fosforu a zabývat se pouze hodnocením rozpuštěného fosforu? Odpověď není zcela jednoznačná a vyžaduje komplexnější pohled.

Pokud bychom měli informace o emisích rozpuštěného fosforu pro všechny zdroje v povodí, byly by zřejmě údaje o množ-

ství celkového fosforu nadbytečné. Nepřímo to dokládá i běžné používaný postup hodnocení fosforu v tocích v řadě států Evropy, kde namísto celkového fosforu je hodnocen pouze fosfor rozpuštěný (Spojené království, Irsko, Švédsko, Rakousko). V případě nádrží však vyvstává problém v tom, že rozpuštěný fosfor je již v přítokové části rychle spotřebován fytoplanktonem a v samotné nádrži se vyskytuje ve velmi nízkých koncentracích, které neodpovídají celkovému obohacení systému živinami. Proto tedy bývá fosfor v nádržích ve většině států včetně výše jmenovaných stanovován jako celkový fosfor, zahrnující i fosfor v planktonních vodních organismech.

Praktický problém spočívá také v tom, že i kdybychom chtěli používat pouze údaje pro rozpuštěný fosfor, pro řadu zdrojů znečištění máme informace o emisích jen za celkový fosfor, případně takové údaje zcela chybějí. Navíc pokud bychom opustili stanovení celkového fosforu ve vodách, přišli bychom o důležitou informaci o stavu vodního prostředí včetně jeho zatížení např. sedimentem pocházejícím z eroze nebo výlovu rybníků. V těchto vstupech převažuje zejména partikulovaný, biologicky obtížně dostupný fosfor [13, 14].

Jaké však jsou skutečné odtoky rozpuštěného fosforu z jednotlivých typů zdrojů a jsou mezi zdroji výraznější rozdíly?

Podíl rozpuštěného reaktivního fosforu (dále jen SRP) v odtoku z běžných komunálních bodových zdrojů dosahuje obvykle velmi vysokých hodnot. Dobře to dokumentují například studie v povodí řeky Temže (Spojené království), kde byly sledovány změny koncentrací forem fosforu nad a pod vypouštěním ze dvou čistíren, jedné s aplikací solí hliníku a v druhé s aplikací síranu železitého [15]. V prvním případě byl podíl rozpuštěných forem ve vodě vždy kolem 90 %, ve druhém se pohyboval kolem 65 %. Musíme mít však na zřeteli, že jde o poměry v toku pod vypouštěním, takže skutečný podíl SRP ve vypouštěné vodě bude pravděpodobně vyšší. Ještě lépe dokumentuje rozhodující podíl SRP v bodových zdrojích studie vypouštění ze šesti čistíren odpadních vod v povodí řeky Kennet (Spojené království), [16]. Všechny studované čistírny (počet EO v rozmezí 130-5800) vypouštěly v průměru za sledované období 86,9-93,6 % SRP. Z uvedených studií je také zřejmé, že vysoký poměr odtoku SRP neovlivňuje příliš technologie čištění vod, mění se pouze množství vypouštěného fosforu.

Zcela opačná je situace v případě přísunu SRP v erozním odtoku. Jak zjistili Sharples et al. [17], na konvenčně obhospodařovaných plochách se podíl SRP v erozním odtoku pohybuje v rozmezí 3,5-19,3 %. Zajímavé je, že s použitím ochranných způsobů obhospodařování půdy se podíl SRP v odtoku zvyšuje. Jeho celkové množství je však v porovnání s konvenčními plochami nízké. V ČR dokumentovali Fiala a Rosendorf [13] v roce 2007 podíly forem fosforu v erozní epizodě v povodí Lhotského potoka (okres Louny). Zjistili, že podíl SRP během epizody nepřekročil 3 %. Zároveň dokumentovali, že ačkoliv se během erozního odtoku výrazně mění podíl partikulovaného fosforu, koncentrace SRP se po kulminaci vlny ustálí na určité rovnovážné hodnotě a příliš se nemění.

Kromě erozních událostí přispívají zemědělské plochy k odtoku fosforu také v době běžných průtoků. Poměry mezi množstvím rozpuštěného fosforu a celkového fosforu v čistě zemědělských mikropovodích dokumentují studie [18, 19]. Z nich je zřejmé, že se SRP podílí na odtoku celkového fosforu přibližně v rozmezí 30-75 %, přičemž nejčastěji se hodnota pohybuje kolem 50-55 %. Mírně užší rozsah podílu SRP v rozmezí 35-60 % zjistili Fučík a kol. [20] při sledování zemědělských mikropovodí v povodí Kopaninského toku. Richta a kol. [21] zjistili v povodí nádrže Orlík na některých orných půdách i travních porostech výrazně nižší podíly SRP v odtoku. Rozsah hodnot pro

orné půdy se pohyboval od 12 do 57 %, na travních porostech od 21-56 %.

Zajímavou skupinu zdrojů představují rybníky s intenzivním chovem ryb. Jejich vliv na zvyšování koncentrací fosforu ve vodách je dvojitý. První souvisí s každoročním vývojem nádrže, který je spojen s intenzivním rozvojem řas, vyčerpáním kyslíku a dusičnanů nade dnem a zvýšeným uvolňováním rozpuštěného fosforu do vodního sloupce [3, 4]. Vysoký odtok rozpuštěného fosforu nastává obvykle v letním období a podíl rozpuštěných forem fosforu se pohybuje v rozmezí 30-80 %. Jiný charakter má odtok fosforu v době výlovu rybníků, kdy převážná část fosforu odchází ve formě partikulované [4, 5, 14]. Podíl SRP je většinou nízký a nepřesahuje 5 % z celkového fosforu.

Pro úplnost je nutné zmínit také vstupy fosforu do vod atmosférickou depozicí, která je většinou uvažována pouze jako vstup na volnou hladinu hodnocené nádrže. Jak uvádějí Kopáček a kol. [22] celkové vstupy fosforu atmosférickou depozicí jsou nízké (15-100 µg/l celkového fosforu) a podíl rozpuštěného fosforu se pohybuje kolem 50 %.

Kromě všech antropogenních vstupů fosforu v povodí je nutné při úvahách o eutrofizaci vodních nádrží zohlednit také přirozené vstupy fosforu v celém povodí. Jak ukazují příklady některých geologicky pestrých povodí, mohou se pozadíové koncentrace fosforu značně lišit a mohou výrazně ovlivnit cílovou koncentraci v hodnocené nádrži, která se může i výrazně lišit od obvyklých koncentrací na většině území ČR.

Vzhledem k popsané rozmanitosti zdrojů fosforu je vhodné každý z nich charakterizovat souhrnným parametrem, který v sobě zahrne nejen absolutní emitované množství fosforu, ale i jeho formu, umístění v povodí, míru retence v povodí a charakter přísunu během roku. Tento parametr musí mít takové vlastnosti, aby dovolil porovnání významu rozdílných zdrojů fosforu a umožnil sestavit žebříček zdrojů podle jejich podílu na eutrofizaci nádrže. Tento parametr označujeme pracovním jako eutrofizační potenciál zdrojů a o konceptu jeho sestavení pojednává tento příspěvek.

Koncept eutrofizačního potenciálu zdrojů vyvíjí Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v.v.i. ve spolupráci se státním úpodnikem Povodí Ohře a Katedrou hydromeliorací a krajinného inženýrství stavební fakulty ČVUT v Praze v rámci výzkumného projektu TAO2020808 programu Alfa Technologické agentury České republiky. Jeho cílem je připravit univerzální metodu hodnocení eutrofizačního potenciálu zdrojů fosforu v povodí vodních nádrží a navrhnout postupy výběru ekonomicky nejefektivnějších opatření pro dosažení dobrého stavu vodních útvarů.

V tomto příspěvku jsou shrnuty základní principy připravované metodiky hodnocení eutrofizačního potenciálu zdrojů v povodí vodních nádrží a na příkladu povodí nádrže (VN) Stanovice jsou představeny některé dílčí kroky metodiky v reálných podmínkách.

Materiál a metody

Koncept metodiky je založen na jednoduchém předpokladu, že pokud převedeme informaci o emisích fosforu z jednotlivých zdrojů na vhodný společný jmenovatel, budeme moci porovnávat přímo jejich význam z pohledu hodnoceného vodního útvaru, v tomto případě vodní nádrže a přiblížíme se tak k objektivnějšímu posouzení významu zdrojů a efektivnímu návrhu opatření.

Připravovaná Metodika pro posuzování vlivu zdrojů znečištění na eutrofizaci vodních nádrží, je strukturována do čtyř navazujících kroků:

1. stanovení referenčních hodnot koncentrací celkového a rozpuštěného fosforu pro povodí hodnocené nádrže,
2. inventarizace a lokalizace všech antropogenních zdrojů vstupu fosforu do vodních toků v povodí hodnocené nádrže,
3. charakterizace jednotlivých zdrojů fosforu z pohledu jejich eutrofizačního potenciálu,
4. určení pořadí významnosti jednotlivých zdrojů fosforu na základě jejich eutrofizačního potenciálu a režimu hospodaření nádrže.

První část metodiky souvisí s charakterizací povodí vodní nádrže podle přirozených koncentrací fosforu a jejich celkové variability. Tento první krok metodického postupu je důležitý proto, že definuje pro hodnocenou nádrž nejlepší přirozené dosažitelný stav, který odpovídá stavu povodí bez působení antropogenních vlivů. Současně umožňuje srovnat tento přirozený stav s aktuální situací v místě nádrže a odvodit rozdíl v koncentracích, který připadá na vrub antropogenního ovlivnění. Je důležitý i pro odvození příspěvku mimoerozního zemědělského znečištění, které je dáno odtokem fosforu ze zemědělských ploch za běžných průtoků.

Pro jednoduché odvození přirozených koncentrací v tocích povodí hodnocené nádrže lze použít Metodiku pro hodnocení stavu všeobecných fyzikálně chemických složek ekologického stavu útvarů tekoucích vod zpracovanou VÚV TGM, v.v.i. [23]. Závislost změn koncentrací celkového i rozpuštěného fosforu se podařilo v metodice prokázat na datech z referenčních lokalit pouze v případě kategorií nadmořské výšky. I když typ geologického substrátu je pro přirozené koncentrace fosforu podle některých studií významný (např. [24]), geologické kategorie pro typologii toků podle vyhlášky č. 49/2011 Sb. jsou natolik obecně definované, že zřejmě zahrnují v obou kategoriích geologické celky s nízkými i vysokými požadovými koncentracemi fosforu. Z tohoto důvodu doporučujeme před použitím hodnot podle Metodiky [23] nejprve provést zhodnocení existujících dat z monitoringu v lesních nebo jiných antropogenně neovlivněných částech povodí a porovnat zjištěné hodnoty s referenčními hodnotami pro typy toků podle Metodiky [23]. V případě, že se budou hodnoty výrazně lišit nebo nebudou k dispozici údaje pro geologicky významně odlišné celky, doporučuje se provést dodatečný monitoring pro zjištění požadových koncentrací celkového a rozpuštěného fosforu. Další využití získaných požadových koncentrací v povodí závisí na složitosti hodnocené povodí. V případě, že je uniformní z pohledu geologických i dalších podmínek, je možné použít získaná data přímo pro charakterizaci koncentrací fosforu na vstupu do hodnocené nádrže. Pokud je povodí tvořeno mozaikou typů oblastí s různými hodnotami koncentrací fosforu, je vhodné zkonstruovat jednoduché schéma, založené na směšovací rovnicích, které z charakteristických hodnot koncentrací fosforu a průtoků v jednotlivých oblastech odvodí výslednou požadovou koncentraci fosforu před vstupem do nádrže.

Druhým krokem metodiky pro posuzování vlivu zdrojů znečištění na eutrofizaci vodních nádrží je inventarizace a lokalizace všech antropogenních zdrojů fosforu v povodí hodnocené nádrže. Je to důležitý krok, který předchází hodnocení ekologického potenciálu jednotlivých zdrojů. V každém povodí hodnocené nádrže by měly být inventarizovány tyto skupiny zdrojů:

1. bodové komunální zdroje,
2. průmyslové zdroje včetně zemědělských provozů,
3. erozní zdroje,
4. neerozní zemědělské zdroje,
5. rybníky a jejich soustavy,
6. atmosférická depozice,
7. ostatní zdroje (např. rekreace v nádrži, skládky).

Každý zdroj znečištění by měl být lokalizován tak, aby byla zřejmá jeho vazba na říční síť v povodí a bylo možné vyhodnotit, zda a jaké množství fosforu se může dostat ze zdroje do vodního toku a dále do nádrže.

Bodové komunální a průmyslové zdroje by měly být inventarizovány do co nejmenší podrobnosti. U komunálních zdrojů je vhodné pracovat s částmi obcí, případně je doplnit dalším dělením podle Základní báze geografických dat (ZABAGED®). V případě komunálních a průmyslových bodových zdrojů znečištění s kanalizací nebo čistírnou odpadních vod (ČOV) je lokalizace určena místem vypouštění do recipientu. Složitější je určení odtoku v případě obcí s decentralizovaným nakládáním s odpadními vodami. Zde je nutné například v Plánu rozvoje vodovodů a kanalizací území krajů (PRVKÚK) prověřit charakter vypouštění a nalézt vhodné místo, které nejlépe reprezentuje vypouštění z takové obce.

Erozní zdroje fosforu je vhodné lokalizovat jako odtok fosforu z pozemků, které přímo sousedí s tokem nebo těch, které jsou dráhou soustředěného odtoku na tok napojeny. Jako vhodnou jednotku pro kvantifikaci vstupu fosforu lze použít půdní bloky evidované v registru půdy podle § 3a zákona 252/1997 Sb., o zemědělství (dále jen LPIS), případně pro pozemky neregistrované v LPIS využít geografická data zemědělských půd ze ZABAGED®.

Neerozní zemědělské zdroje lze lokalizovat v hydrologických povodích VI. řádu nebo jejich částech, pokud je to z důvodu využití povodí vhodné.

V případě rybníků je jejich lokalizace snadná a případný vstup znečištění je totožný s místem odtoku z rybníka.

Atmosférická depozice je v této metodice jako zdroj znečištění uvažována jen jako vstup na hladinu hodnocené nádrže, případně dalších větších nádrží v povodí.

Případné ostatní zdroje znečištění musí být lokalizovány podobným způsobem jako výše zmíněné s ohledem na charakter vstupu fosforu do toků.

Třetím krokem metodiky je popis inventarizovaných zdrojů fosforu z pohledu jejich eutrofizačního potenciálu. Každý ze zdrojů antropogenního vnosu fosforu lokalizovaný v povodí by měl být popsán několika charakteristikami, které ve výsledku určí jeho eutrofizační potenciál ve vztahu k hodnocené nádrži.

Zvolené charakteristiky (A-E), popisující eutrofizační potenciál zdrojů jsou následující:

A) roční emitované množství celkového fosforu (v kg)

Tato charakteristika určuje množství celkového fosforu, které je emitováno za rok do vodního toku v povodí. Jde většinou o množství zjištěné přímým měřením (koncentrace x množství vody) nebo vypočítané specifickými postupy (eroze – metoda USLE + fosfor v půdách; rybníky – bilanční přebytky, zemědělské vstupy – charakteristické koncentrace x specifický odtok).

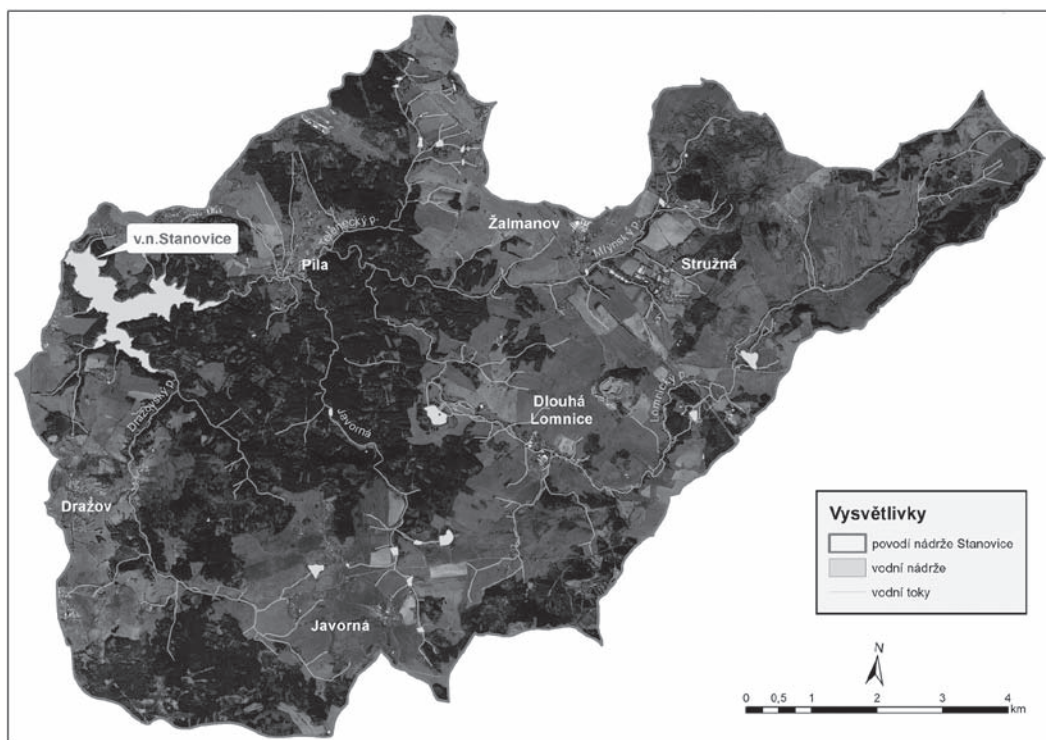
B) roční emitované množství rozpuštěného fosforu - PO₄-P (v kg)

Tato charakteristika určuje množství rozpuštěného fosforu (ortofosforečnanů nebo SRP), které je emitováno za rok do vodního toku v povodí. Jde většinou o množství dopočítané na základě známých podílů SRP na celkovém fosforu.

C) celková vzdálenost zdroje od nádrže v říční síti (v metrech)

Jde o celkovou vzdálenost v říční síti od místa vstupu fosforu ze zdroje po hráz hodnocené nádrže. Vzdálenost je určena z datové vrstvy vodních toků Digitální báze vodohospodářských dat (DIBAVOD) nebo z jiného odpovídajícího podkladu.

D) charakteristika sezónnosti emisí fosforu ze zdroje (rok)



Obrázek 1. Situace povodí VN Stanovice s říční sítí, nádržemi, významnými sídly a celkovým charakterem využití území.

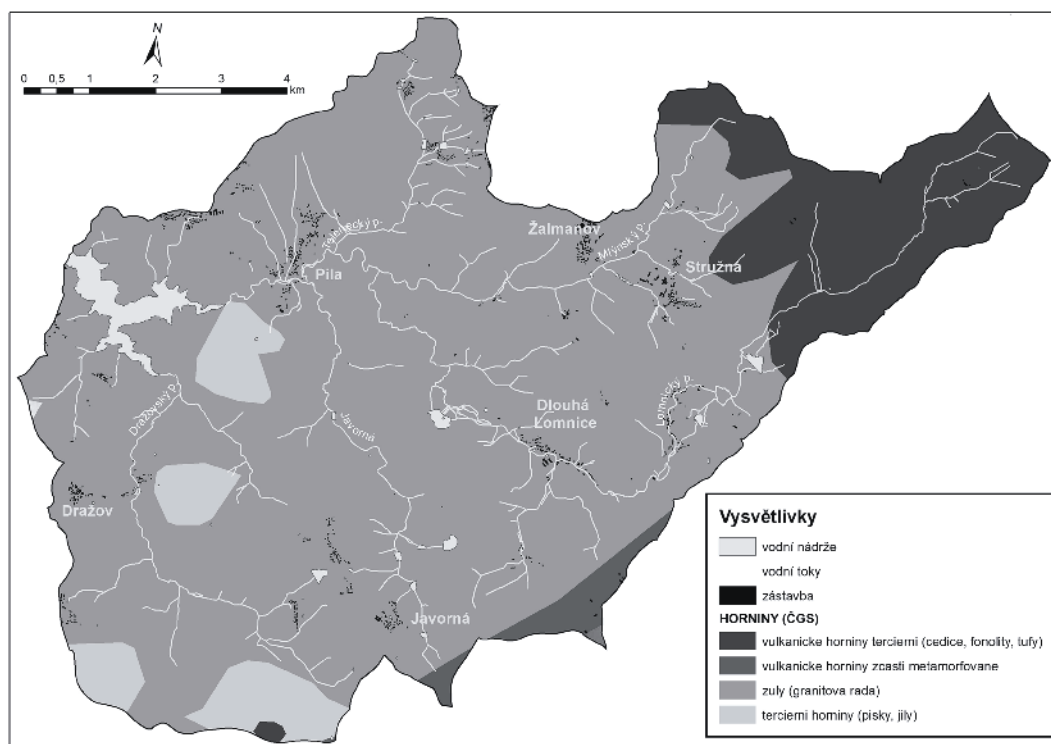
Tato charakteristika udává, jestli přísun fosforu je realizován během celého roku, nebo dochází v některém období k jeho omezení, nebo jestli má přísun pouze epizodický charakter. Hodnota je udána v rozmezí od 0 do 1, přičemž hodnota 1 udává přísun během celého roku.

E) charakteristika retenčních a transformačních prvků v říční síti mezi vstupem emise ze zdroje a hodnocenou nádrží (tis. m³)

Tato charakteristika dokumentuje, jestli se mezi zdrojem

a cílovou nádrží nacházejí na říční síti prvky, které by mohly výrazně transformovat množství neseného fosforu v toku. Jde zejména o vodní nádrže a rybníky, které mohou svou biologickou aktivitou výrazně snížit další transport fosforu.

Poslední – čtvrtý krok metodiky spočívá v určení pořadí významnosti jednotlivých zdrojů fosforu na základě jejich eutrofizačního potenciálu. Charakteristiky jednotlivých zdrojů fosforu popsané v předchozím kroku popisují zdroje z několika pohledů. Aby však bylo možné všechny zdroje porovnat, je nut-



Obrázek 2. Zastoupení hornin v povodí VN Stanovice (zdroj: ČGS).

né provést na základě uvedených charakteristik výpočet, který zohlední velikost emisí, jejich vzdálenost od nádrže, případnou retenci v povodí a také sezónní charakter přísunu. Výpočet se provede podle následující rovnice:

$$Epot_x = B \cdot e^{-aC} \cdot E$$

kde

$Epot_x$ je eutrofizační potenciál x-tého zdroje

B je roční emitované množství rozpuštěného fosforu v kg

a je koeficient retence fosforu v tocích v m^{-1}

C je vzdálenost zdroje od hráze nádrže v říční síti v metrech

E je koeficient retence fosforu v nádržích na tocích mezi zdrojem a vzdutím nádrže

Charakteristika D (sezónnost emisí) není ve výpočtu zahrnuta. Lze ji ale využít jako korekční faktor, který upravuje výsledné pořadí zdrojů v žebříčku. Způsob jejího využití je v současné době předmětem testování v pilotních povodích.

Uvedený postup hodnocení eutrofizačního potenciálu zdrojů je v současné době testován v povodí VN Stanovice a po úpravách a doladění výpočetních postupů bude odzkoušen na velkém datovém souboru v povodí vodní nádrže Nechanice.

Pilotní povodí VN Stanovice má plochu 92,1 km² a nachází se v Karlovarském kraji, jižně od Karlových Varů. VN Stanovice byla vybudována na Lomnickém potoce, který je pravostranným přítokem říčky Teplé blízko jejího soutoku s Ohří. Hlavním účelem VN Stanovice je především akumulace vody pro zásobování Karlovarska pitnou vodou, zajištění minimálního průtoku v profilu limnigrafu Stanovice-odtok, ochrana města Karlovy Vary před povodněmi a periodické proplachy koryta pod hrází [25].

Povodí VN Stanovice je morfologicky poměrně členité, kóta koruny hráze vodní nádrže se nachází v nadmořské výšce 519,5 m n. m., zatímco nejvyšší místa v povodí dosahují výšky přes 900 m n. m. Hydrografická síť je tvořena dvěma hlavními

větvemi – potokem Dražovským, který tvoří jižní přítok a potokem Lomnickým, který tvoří spolu s Mlýnským potokem severní větev. Z hlediska využití území, část povodí přibližně severně od rychlostní komunikace R6 Praha – Karlovy Vary spadá do vojenského výcvikového prostoru Hradiště, zatímco plochy jižně od komunikace R6 jsou využívány k běžnému hospodářství. V zájmovém území není žádné velké sídlo ani významný průmyslový podnik. Osídlení je lokalizováno do menších obcí a má částečně i rekreační charakter. Z hlediska zemědělského využití jsou plochy zejména ve vojenském výcvikovém prostoru minimálně hospodářsky využívány. Převážná většina pozemků leží ladem, některé u okrajových částech jsou sečeny jako louky nebo využívány jako extenzivní pastviny. Ve zbylé části území tvoří významnou část v nejbližším okolí nádrže les, zemědělská půda je zastoupena v plošších částech povodí ornou půdou, významně též trvalým travním porostem. Celková situace povodí je patrná z obrázku 1.

Výsledky a diskuse

Pro ilustraci postupu odvození eutrofizačního potenciálu zdrojů fosforu budou v následující části dokumentovány některé kroky metodiky na datech z povodí VN Stanovice.

První krok – stanovení referenčních hodnot pro fosfor v povodí vychází ze znalosti geologických podmínek v povodí a monitoringu charakteristických koncentrací fosforu v neovlivněných částech povodí. Jak vyplývá z obrázku 2, je převážná část povodí tvořena žulami granitové řady, pouze v severovýchodní části do povodí zasahuje výběžek Doupovských hor s terciárními vulkanickými horninami. V blízkosti nádrže a v jižní části leží několik malých oblastí s písky a jíly terciárního stáří.

Z pohledu koncentrací fosforu a požadových hodnot jsou rozhodující oblasti se žulami a také výběžek vulkanických hornin Doupovských hor. Z provedeného monitoringu lesních povodí vyplývá, že charakteristické koncentrace celkového fosforu na žulách se pohybují v rozmezí 0,03–0,04 mg/l a na terciérních

Tabulka 1. Odhad významu vypouštění fosforu z obcí v povodí VN Stanovice se zohledněním retence v tocích mezi zdrojem a nádrží.

část obce	počet obyvatel	vzdálenost od hráze nádrže	množství celkového fosforu	množství SRP	přísun P do nádrže po zahrnutí retence	poznámka
		(m)				
Žalmanov	157	11270	99,9	79,9	32,4	
Stružná	277	12900	76,6	61,3	21,8	
Dražov	94	5660	33,8	27,1	17,2	
Dlouhá Lomnice	95	12970	35,5	28,4	10,1	
Javorná	70	12020	25,0	20,0	7,6	
Rybničná	44	11800	16,8	13,4	5,2	
Horní Tašovice	52	15820	16,4	13,1	3,7	
Andělská Hora	191	9190	7,2	5,8	2,8	
Nové Kounice	17	8940	6,9	5,5	2,7	
Německý Chloumek	16	14840	7,2	5,8	1,8	
Nová Víska	14	10920	4,6	3,7	1,5	
Peklo	2	9270	0,3	0,3	0,1	
Hlinky	3	7930	0,0	0,0	0,0	bezodtoké jímky
Nové Stanovice	9	2650	0,0	0,0	0,0	bezodtoké jímky
Pila	435	5510	0,0	0,0	0,0	odvod odpadních vod mimo povodí

vulkanických horninách dokonce v rozmezí 0,06–0,09 mg/l. To jsou značně rozdílné hodnoty než ty, které uvádí pro nadmořské výšky 500–900 m Metodika [23] – hraniční koncentrace pro velmi dobrý stav jsou 0,025 mg/l a nižší. Ještě markantnější je rozdíl při srovnání pilotního povodí s odtoky fosforu z oblasti Krušných hor, kde se průměrné koncentrace celkového fosforu běžně pohybují kolem 0,015 mg/l a jen výjimečně překročí hodnotu 0,02 mg/l. Je tedy zřejmé, že povodí VN Stanovice nezapadá do kategorií Metodiky [23] a referenční hodnota přirozených koncentrací fosforu bude muset být nastavena výše – přibližně na úrovni 0,035–0,04 mg/l. Tato hodnota předurčuje i výslednou trofii nádrže, pokud by povodí nebylo ovlivněno žádnými antropogenními vnosy fosforu.

Z pohledu inventarizace zdrojů v povodí převažují malé obce a různé využívané zemědělské pozemky. Hlavní část inventarizace zdrojů proto zahrnuje průzkum sídel a nakládání s odpadními vodami a pak také inventarizaci erozně ohrožených ploch a zemědělských pozemků s rizikem odtoku fosforu za běžných situací. V povodí se nachází jen několik menších rybníků, které nejsou intenzivně využívány pro chov ryb.

Významným potenciálním zdrojem fosforu pro eutrofizaci nádrže jsou především některé obce situované v povodí. V tabulce 1 jsou uvedeny části obcí s jejich odhadovanou produkcí celkového fosforu, který končí v místních vodotečích. Pro odhad vnosu fosforu z obcí podle způsobu nakládání s odpadními vodami byla použita Metodika bilanční analýzy zdrojů živin v povodí [26]. Podíl SRP v odtoku byl stanoven konzervativně na 80 %. Pro odhad eutrofizačního potenciálu je rozhodující nejen celkové množství SRP v odtoku, ale také vzdálenost zdroje od nádrže a případná retence a transformace fosforu v tocích a nádržích. V tabulce je započítána pro všechny zdroje retence v tocích podle [27] jednoduchou rovnicí kinetiky prvního řádu, kde byl koeficient retence fosforu stanoven prozatím jako jedno číslo pro všechny úseky toků v povodí. Stanovení různých koeficientů v závislosti na charakteristikách toků v povodí dosud v pilotním povodí probíhá.

Z tabulky je zřejmé, že nejvýznamnějším zdrojem fosforu v povodí je obec Žalmanov, která leží v relativně větší vzdálenosti od nádrže. Přesto že druhá obec v pořadí – Stružná – má téměř dvojnásobný počet obyvatel, projevuje se zde rozdílný způsob čištění odpadních vod. Zatímco v obci Stružná je v provozu ČOV s dočišťováním odtoku v soustavě malých rybníků, obec Žalmanov je odkanalizována a odpadní vody jsou zčásti svedeny do dvou septiků, ze kterých voda odtéká přímo do toku. Vliv malých obcí v blízkosti nádrže je eliminován nízkým počtem trvale bydlících obyvatel a v některých případech větší vzdáleností míst odtoku ze septiků do vodoteče. Odpadní vody z největší obce v povodí – Pily – jsou odvedeny mimo povodí a čištěny na ČOV Karlovy Vary.

Vliv zemědělských zdrojů je v pilotním povodí posuzován s ohledem na erozní smyry fosforu a dále jako přísun fosforu ze zemědělských ploch za běžných průtoků. V obou případech výpočty celkového vstupu fosforu a podílu SRP dosud probíhají a jejich zařazení do seznamu zdrojů a vyhodnocení jejich eutrofizačního potenciálu bude provedeno v průběhu následujících dvou měsíců.

V příspěvku prezentovaný přístup hodnocení eutrofizačního potenciálu je v určitém smyslu zjednodušeným způsobem simulačního modelování, založeného na použití empirických závislostí a koeficientů. Jeho výhodou je, že umožňuje provést základní porovnání významu zdrojů bez nutnosti použití složitého programu.

Kromě simulačního modelování je pro hodnocení úrovně zatížení vod živinami využíván již řadu let koncept stanovení trofického potenciálu [28, 29]. Ten je založen na kultivaci řasových kultur ve vzorku vody a stanovení narostlé sušiny. Dobře dokumentuje míru využitelného fosforu ve vzorku a určuje maximální produkci biomasy za standardních podmínek. Jeho plošné využití je však limitováno relativně vyššími nároky na stanovení než prostá analýza SRP ve vzorcích. Výsledek také může výrazněji ovlivnit případná toxicita vod nebo jiné nepříznivé vlivy.

Závěr

Hodnocení vlivu rozpuštěného fosforu (SRP) produkovaného jednotlivými antropogenními zdroji v povodí může pomoci namísto běžně používaného celkového fosforu porovnávat vliv zdrojů na eutrofizaci vodních nádrží. Při hodnocení je však nutné zohlednit případnou retenci a transformaci rozpuštěného fosforu v tocích a nádržích v povodí a pravděpodobně také sezónnost přísunu znečištění ze zdrojů ve vztahu k teoretické době zdržení vody v hodnocené nádrži. V pilotním povodí VN Stanovice byly výpočetní postupy testovány na reálných datech a jsou zde postupně odvozovány chybějící koeficienty do rovnice výpočtu eutrofizačního potenciálu zdrojů. V průběhu druhé poloviny roku 2013 budou tyto postupy finalizovány a na začátku roku 2014 bude konečná verze Metodiky pro posuzování vlivu zdrojů znečištění na eutrofizaci vodních nádrží představena odborné veřejnosti a bude zahájen proces její certifikace.

Poděkování

Příspěvek vznikl s podporou projektu Technologické agentury České republiky v programu Alfa TA02020808 „Metody optimalizace návrhu opatření v povodí vodních nádrží vedoucí k účinnému snížení jejich eutrofizace“.

Literatura

- [1] HARPER, D. *Eutrophication of Freshwaters*, 1991, Chapman and Hall, London
- [2] KRÁSA, J., ROSENDORF, P., HEJZLAR, J., DURAS, J., DOŠTÁL, T., DVOŘÁKOVÁ, T., DAVID, V., KOUDELKA, P., JANOTOVÁ, B., BAUER, M., DEVÁTÝ, J., MIKŠÍ KOVÁ, K., KAVKA, P., STROUHAL, L., VRÁNA, K., ANSORGE, L., FIALA, D., BOROVEC, J. *Určení podílu erozního fosforu na eutrofizaci ohrožených útvarů stojatých povrchových vod*. Dílčí zpráva projektu NAZV ev. č. Q1102265 za rok 2011. ČVUT v Praze, 2011, 81 s.
- [3] PECHAR L., CHMELOVÁ, I., POTUŽÁK, J., ŠULCOVÁ, J. *Dynamika dusíku a fosforu v eutrofních rybnících*. 2009. In: Sborník příspěvků Konference Revitalizace Orlické nádrže. 6.-7. října 2009. Písek.
- [4] POTUŽÁK, J. ; DURAS, J. ; BOROVEC, J, RUCKI, J. *Rybníky Dehtář a Hejtmán - látkové bilance*. 2010. Sborník příspěvků. Konference Revitalizace Orlické nádrže 2010, Písek, 12.-13.10. 2010.
- [5] DURAS, J., POTUŽÁK, J. *Látková bilance fosforu v produkčních a rekreačních rybnících*. 2012. Vodní hospodářství. 6: 210-216.
- [6] VOLLENWEIDER, R. A. *Scientific fundamentals of the eutrofication of lakes and flowing waters with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrofication*. OECD, Paris, 1968, 159 p.
- [7] DILLON, P. J., RIGLER, F. H. *The phosphorus-chlorophyll relationship in lakes*. Limnology and Oceanography, 1974, 19 (5): 767–773.
- [8] LARSEN, D. P., MERCIER, H. T. *Phosphorus retention capacity in lakes*. Journal of the Fisheries Research Board of Canada, 1976, 33: 1742–1750.
- [9] OECD. *Eutrophication of Waters – Monitoring, Assessment and Control*. Final report. OECD Cooperative Programme on Monitoring of Inland Waters. Vollenweider, R. A. and Kerekes, J (eds.). Organisation for Economic Development and Co-operation. Paris. 1982, 332 s.
- [10] HEJZLAR, J., ŠÁMALOVÁ, K., BOERS, P., KRONVANG, B. *Modelling phosphorus retention in lakes and reservoirs*. Water, Air and Soil Pollution: Focus, 2006, 6: 487–494.

- [11] REYNOLDS, C. AND DAVIES, P. *Sources and bioavailability of phosphorus fractions in freshwaters: a British perspective*. 2001. *Biological Reviews*, 76(1): 27-64.
- [12] PETERS, R. H. *Phosphorus availability in Lake Memphremagog and its tributaries*. 1981. *Limnol. Oceanogr.*, 26(6): 1150-1161.
- [13] FIALA, D., ROSENDORF, P. *Plošné zdroje fosforu v povodí VN Orlík*. In Očásková I. *Revitalizace Orlické nádrže 2009*. Písek, 6.10.2009. Písek: Vysoká škola technická a ekonomická v Českých Budějovicích, 2009, s. 75-86. ISBN 978-80-87278-29-1.
- [14] MIKŠÍKOVÁ, K., DOSTÁL, T., VRÁNA, K., ROSENDORF, P. *Transport sedimentu a fosforu při výlovu malých vodních nádrží*. 2012. *Vodní hospodářství*. 6: 203-209.
- [15] MILLIER, H. K. G. R., HOODA, P. S. *Phosphorus species and fractionation – Why sewage derived phosphorus is a problem*. 2011. *Journal of Environmental Management*. 92: 1210-1214.
- [16] NEAL, C., JARVIE, H. P., NEAL, M., LOVE, A. J., HILL, L., WICHAM, H.. *Water quality of treated sewage effluent in a rural area of the upper Thames Basin, southern England, and the impacts of such effluents on riverine phosphorus concentrations*. 2005. *Journal of Hydrology*. 304: 103-117.
- [17] SHARPLEY, A. N., SMITH, S.J., JONES, O.R., BERG, W. A., COLEMAN, G. A. *The Transport of Bioavailable Phosphorus in Agricultural Runoff*. 1992. *Journal of Environmental Quality*. 21: 30-35.
- [18] FIALA, D., ROSENDORF, P. *Plošné zdroje fosforu v povodí VN Orlík a její eutrofizace*. *Vodní hospodářství*, 2010. s. 199-202.
- [19] FIALA, D., ROSENDORF, P. *Variabilita odnosu fosforu ze zemědělské půdy v měřítku mikropovodí*. *Vodní hospodářství*, 2011. VTEI 6/2011, s. 27-31.
- [20] FUČÍK, P.; KAPLICKÁ, M.; ZAJÍČEK, A.; KVÍTEK, T. *Vyhodnocení monitoringu jakosti vod v malém zemědělsko-lesním povodí: diskrétní a kontinuální přístup*. *Vodní hospodářství*, 2010. 8/2010, s. 213-217.
- [21] RICHTR J., HEJZLAR J., SEMANČÍKOVÁ E. *Koncentrace a formy fosforu v odtoku z malých zemědělských povodí v povodí nádrže Orlík*. In Očásková I. *Revitalizace Orlické nádrže 2009*. Písek, 6.10.2009. Písek: Vysoká škola technická a ekonomická v Českých Budějovicích, 2009, s. 65-74.
- [22] KOPÁČEK, J., PROCHÁZKOVÁ, L., HEJZLAR, J., BLAŽKA, P. *Trends and seasonal patterns of bulk deposition of nutrients in the Czech Republic*. 1997. *Atmospheric Environment*, 31(6): 797-808.
- [23] ROSENDORF, P., TUŠIL, P., DURČÁK, M., SVOBODOVÁ, J., BERÁNKOVÁ, T. A VYSKOČ, P. *Metodika hodnocení všeobecných fyzikálně-chemických složek ekologického stavu útvarů povrchových vod tekoucích*. 2011. Závěrečná zpráva dílčí části projektu SFŽP č. 02671012 (MŽP). VÚV TGM, v.v.i., prosinec 2011, 20 s.
- [24] DILLON, P.J., KIRCHNER, W.B. *The effects of geology and land use on the export of phosphorus from watersheds*. 1975. *Water Research*. 9(2): 135-148.
- [25] VODNÍ DÍLO STANOVICE [online]. Povodí Ohře, státní podnik [citováno dne 20.8.2013] Dostupné na: <<http://www.poh.cz/vd/stanovice.htm>>
- [26] HEJZLAR, J. *Metodika bilanční analýzy zdrojů živin v povodí*. 2010. Biologické centrum AV ČR, Hydrobiologický ústav. České Budějovice. 11 s.
- [27] REDDY, K. R., KADLEC, R. H., FLAIG, E., GALE, P. M. *Phosphorus Retention in Streams and Wetlands: A Review*, 1999. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 29:1, 83-146,
- [28] ŽÁKOVÁ, Z. (ed.) *Stanovení trofického potenciálu vody*. 1981. Metodická příručka. Brno, DT ČSVTS, 104 s.
- [29] TNV 75 7741. *Mikrometoda stanovení toxicity a trofického potenciálu řasovým testem*. 1997. Hydroprojekt a.s., Praha, 15 s.

CO ŘÍKAJÍ RYBY O KVALITĚ VODNÍCH EKOSYSTÉMŮ

Petr Blabolil^{1,2}, Milan Říha¹, Jiří Peterka¹, Marie Prchalová¹, Mojmír Vašek¹, Tomáš Jůza¹, Martin Čech¹, Vladislav Draštík¹, Michal Kratochvíl¹, Milan Muška¹, Michal Tušer¹, Jaroslava Frouzová¹, Daniel Ricard¹, Tomáš Mrkvička¹, Zuzana Sajdllová^{1,2}, Lukáš Vejřík^{1,2}, Marek Šmejkal^{1,2}, Jakub Borovec¹, Josef Matěna¹, David Boukal^{1,2}, Jan Kubečka¹

¹ Biologické centrum AV ČR, v.v.i., Hydrobiologický ústav,

Na Sádkách 7, 370 05 České Budějovice, Česká republika

² Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Přírodovědecká fakulta, Branišovská 31a, 370 05 České Budějovice, Česká republika

Abstrakt

Byla vytvořena první česká metodika hodnocení ekologického potenciálu silně ovlivněných a umělých vodních útvarů pomocí společenstev ryb. Před vlastním vývojem metodiky byla vypracována typologie vodních útvarů rozlišující mezi útvary v různých nadmořských výškách a různou průměrnou hloubkou. K vytváření metodiky byly použity údaje z monitoringu nádrží standardizovanou metodou odlovů ryb mnohoočkovými tenatními sítěmi. Výběr indikátorových metrik spočíval ve statistických analýzách citlivosti jednotlivých indikátorů k nejvýznamnějšímu stresoru – eutrofizaci. Na základě těchto analýz byly vybrány nejspolehlivější indikátory, které navíc splňovaly požadavky Rámcové směrnice vodní politiky (2000/60/ES), tedy zahrnující hodnocení četnosti, složení a věkové struktury rybího společenstva. Pro každou nádrž byl kombinací vybraných indikátorů spočten poměr ekologické kvality (Ecological Quality Ratio, EQR), který vyjadřuje míru odchýlení aktuálního od maximálního ekologického potenciálu nádrže. Dále byla provedena validace spolehlivosti EQR, a to za prvé s indexem popisujícím degradaci prostředí, a za druhé pomocí časové stability EQR u nádrží s daty zahrnujícími více let vzorkování. Validace prokázaly schopnost námi vyvinutého indexu (vyjádřeného hodnotami EQR) rozlišit mezi silně a slabě antropicky degradovanými nádržemi a malou časovou variabilitu tohoto indexu. Tato metodika tak splňuje požadavky na ní kladené Rámcovou směrnicí vodní politiky (2000/60/ES) a může být použita k hodnocení ekologického potenciálu silně ovlivněných a umělých vodních útvarů.

Klíčová slova: Rámcové směrnice vodní politiky, ekologický potenciál, silně ovlivněné vodní útvary.

Abstract

The first Czech methodology for the assessment of ecological potential of heavily modified water bodies and artificial water bodies based on fish communities was developed. The first step of developing the methodology was preparing the typology of water bodies. The typology distinguishes between water bodies of different altitudes and with and without thermal stratification. Fish were sampled by multimesh gillnets following European standard procedures. The selection of fish metrics was based on statistical analyses in which metrics (fish community indicators) were correlated with the most common stressor – eutrophication. The analysis detected several sensitive metrics (metrics showing the best correlation with the stressor) in which ecological class boundaries were set. Afterwards, combination of sensitive metrics was used for calculation of the ecological quality ratio (EQR) for each of the reservoir sampled. The EQR expresses the deviation between a reservoir's current ecological status and its maximum potential. The next step consisted of validating the

EQR with an independent pressure index and verifying the time stability of ecological potential assessment. The metrics used in the methodology fulfill all the obligations set forth in the Water Framework Directive (2000/60/EC), which include assessment of the composition, abundance and age structure of fish fauna.

Keywords: Water Framework Directive, ecological potential, heavily modified water bodies.

Úvod

Kvalita ekosystému povrchových vod je v současné době velice aktuálním tématem v rámci Evropského společenství [1]. Je totiž dobře známou skutečností, že lidská společnost tyto vody poměrně značně ovlivnila a stále ovlivňuje, a bohužel málokdy pozitivním směrem. Je tak vynakládána relativně velká snaha v celé EU, jak negativní vlivy na povrchové vody zmírnit a částečně je navrátit do „historicky“ původního stavu. A to nejen z hlediska kvality vody, ale i z hlediska dalších složek systému, protože ekologická kvalita je definována v holistickém pojetí jako soubor ekologických prvků zahrnujících biologická společenstva, chemické, morfologické a hydrologické charakteristiky [1]. V první fázi této obnovy byla věnována pozornost především přirozeným vodním tělesům, jako jsou řeky a jezera. V současné době se však obrací pozornost i k vodním útvarům člověkem výrazně modifikovaným či zcela umělým a do této kategorie u nás spadají veškeré významnější stojaté vody (velikost nad 50 ha).

Výrazně modifikované či zcela umělé útvary byly vybudovány k naplnění různých požadavků lidské společnosti a z hlediska jejich funkčnosti není možné je navrátit do „historicky“ původního stavu, protože by pak pozbyly svůj účel a úlohu. Je však možné zlepšit kvalitu jejich ekosystému a přitom zachovat poslání daného vodního tělesa. Zde se používá porovnání s nejpodobnějším přirozeným útvarem (např. pro nádrž je to jezero) a hledání podobně kvalitního stavu jako platí pro tyto přirozené systémy. Dojde tím tak aspoň k částečnému návratu do „přirozenějšího“ stavu, který bude zachovávat funkce výrazně modifikovaných či umělých útvarů, ale i kvalitu životního prostředí obecně.

Prvním krokem v procesu zlepšování kvality je definice kvalitního a méně kvalitního (degradovaného) ekologického stavu vodních útvarů. Pro tento účel jsou vypracovány tzv. indexy ekologické kvality, a to zvlášť pro jednotlivé složky ekosystému. Biologické složky, které jsou v tomto procesu hodnoceny, zahrnují fytoplankton, vodní makrofyty, bentické bezobratlé a ryby. Cílem této studie je popis metodiky pro hodnocení ekologické kvality výrazně modifikovaných či umělých útvarů pomocí rybího společenstva. Ryby jsou v tomto hodnocení klíčovou složkou a pomocí dobře nastaveného hodnocení jejich společenstva se dá dobře rozeznat míra degradace ekologické kvality daného vodního útvaru. Rybí společenstvo má totiž zásadní vliv na bi-

ologické procesy ve vodních ekosystémech [2,3]. Ryby zahrnují několik trofických úrovní od býložravců po vrcholové predátory, a jsou proto využívány při biomanipulativních opatřeních cílených na zlepšení kvality vody [4]. Zároveň jsou to i organismy citlivé na širokou škálu environmentálních faktorů. Navíc jsou ryby relativně dlouhověké, čímž odrážejí aktuální, i dlouhodobé stresory. Růst ryb je striktně závislý na podmínkách prostředí a díky značné mobilitě odráží podmínky z rozsáhlého území. Rybí druhy jsou široce rozšířeny, proto lze vzájemně porovnávat rybí společenstva a zabývat se rozdíly. Na rozdíl od zbylých částí biologického hodnocení jsou rybí druhy poměrně snadno určitelné.

Materiál a metody

Vymezené vodní útvary

Na území ČR spadají do hodnocení ekologického potenciálu podle Rámcové směrnice dvě kategorie vodních útvarů, a to silně ovlivněné a umělé vodní útvary. První kategorie silně ovlivněných vodních útvarů je dále členěna na nádrže a rybníky. Umělé vodní útvary jsou pouze hydricky revitalizované důlní jamy. Pro tyto útvary byla metodika hodnocení ekologického potenciálu pomocí rybího společenstva vytvořena pro kategorii nádrží, která byla aplikována i na kategorii umělých vodních útvarů. Z hodnocení ekologického potenciálu pomocí rybího společenstva byla vyřazena podkategorie rybníků. Rybník je podle zákona 99/2004 (zákon o rybářství) [5], ve znění pozdějších předpisů, definován jako vodní dílo, které je vodní nádrží určenou především k chovu ryb, ve kterém lze regulovat vodní hladinu, včetně možnosti jeho vypouštění a slovení (§ 2 odst. 1 písm. c zákona). Rybářské obhospodařování zcela rozhoduje o struktuře rybího společenstva, které je velmi odchýlené od přirozeného stavu. Jelikož je chov ryb primárním účelem (tj. účel za, kterým byly rybníky vybudovány, který musí být brán v potaz při určování ekologického potenciálu) těchto vodních těles, není příliš účelné rybí společenstvo v těchto útvarech hodnotit.

Prozatím nebylo možné vytvořit metriky reflektující specifika umělých útvarů. Umělé vodní útvary spadající do hodnocení ekologického potenciálu jsou hydricky revitalizované důlní jamy: Barbora, Medard, Milada a Most. Až na jezero Barbora, jsou ostatní útvary velice mladé (některé krátce po napuštění jiné stále ještě ve stádiu napouštění). V takto mladých ekosystémech stojatých vod dochází ke značným sukcesním změnám rybí obsádky, kdy se mění jak druhová skladba, tak i četnost ryb z roku na rok [6]. Až po odeznění prvotní fáze dojde k ustálení obsádky, kdy převládnu druhy, jež jsou pro dané podmínky vodního tělesa nejlépe adaptovány [7]. Údaje o rybí obsádce, které jsou v současnosti z těchto umělých jezer k dispozici, tak dobře nevypovídají o podmínkách prostředí. Není tak možné dobře určit specifické metriky, které by přesně reflektovaly ekologický stav v těchto tělesech. Jediným ustáleným útvarem tohoto typu je revitalizovaná důlní jáma Barbora, samovolně zatopena již v 70. letech. Bohužel pouze jeden útvar tohoto typu nenabízí porovnání rybích obsádek s útvary podobného typu a rozdílnou mírou vlivu lidské činnosti. Vytvoření vlastních indikátorů a jejich kalibrace je tak v případě jediného vodního útvaru zatím nemožná. Z tohoto důvodu je ekologický potenciál posuzován na základě metodiky vyvinuté pro nádrže. Ač tento stav není ideální, implementace metodiky pro nádrže nemusí nutně výrazně ovlivnit dosažené výsledky, protože rybí obsádky v obou typech útvarů (nádrže a umělé jezero) jsou zastoupeny identickými druhy a reagují podobně na faktory okolního prostředí.

Typologie

Rybí společenstva jsou ovlivňována řadou přirozených podmí-

nek, přičemž mezi hlavní z nich byly zařazeny nadmořská výška a průměrná hloubka. Dle těchto faktorů jsou vodní útvary kategorizovány do skupin, pro které byly definovány soubory metrik.

Prvním faktorem pro kategorizaci nádrží je nadmořská výška, kde jsou členěny skupiny na:

nadmořská výška < 200 m n.m. - nížinné vodní útvary

nadmořská výška 200–700 m n.m. - útvary středních poloh

nadmořská výška > 700 m n.m. - horské vodní útvary

Druhý faktor je průměrná hloubka, která zároveň dobře odráží absenci/presenci letní teplotní a kyslíkové stratifikace vodního sloupce. Kategorie jsou rozděleny následujícím způsobem:

průměrná hloubka < 5 m - polymiktické útvary

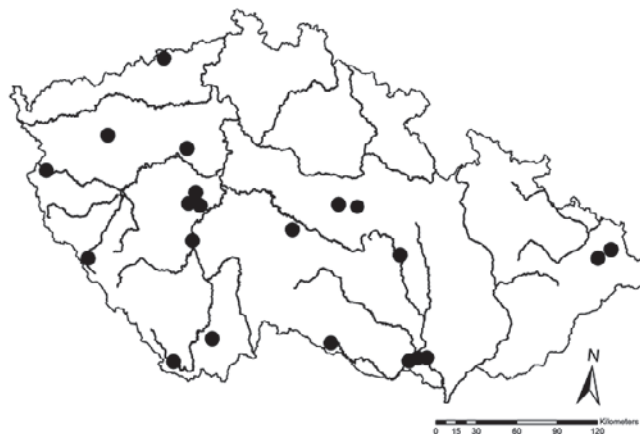
průměrná hloubka > 5 m - stratifikované útvary

Použité údaje

Údaje o rybím společenstvu použité pro vytváření metodiky hodnocení pochází z databáze Oddělení ekologie ryb a zooplanktonu Hydrobiologického ústavu BC a dále pro jednu nádrž byly získány z Ústavu biologie obratlovců AV ČR v.v.i. Celkem byly k analýzám použity údaje z 20 útvarů ležících v různých částech České republiky (obrázek 1). Všechny vodní útvary byly vzorkovány během posledních devíti let, sedm z nich pak opakovaně.

Rybí společenstva byla vzorkována podle platné certifikované národní metodiky odlovů a zpracování vzorků ryb stojatých vod [8] (v inovované obsáhlejší verzi [9]) konkrétně metodou odlovů mnohočkovými tenatními sítěmi splňující kritéria české a evropské normy (ČSN EN 14 757) [10]. Jedná se o metodu, která poskytuje robustní výsledky o většině rybích druhů z prakticky všech habitatů vodního útvaru. Je jednoduše použitelná v praxi. Je používána pro obdobný účel v mnoha státech Evropské unie [11], díky tomu bude možné dosažené výsledky hodnocení jednoduše používat v navazujících procesech standardizace a interkalibrace v rámci evropského společenství.

Úlovky ryb tenatních sítí byly spočteny zvlášť pro bentické tenatní síť (BT) a pelagické tenatní síť (PT), případně průměrná hodnota z obou těchto typů dohromady (PBT). Naše druhy ryb patří mezi typické r-strategie, pro něž je charakteristická vysoká produkce potomstva s následnou vysokou mortalitou, a také velké výkyvy v množství potomků z roku na rok [12]. Z těchto důvodů byly pro vytváření metrik použity téměř výhradně údaje o složení a početnosti ryb starších jak jeden rok. Tedy, pokud není uvedeno jinak, je dále v textu uvažována pouze tato kategorie ryb starších než jeden rok.



Obrázek 1. Orientační poloha nádrží v rámci ČR (černé body), z nichž byla použita data k vytvoření CZ-FBI.

Tabulka 1. Výčet vybraných metrik pro stratifikované vodní útvary a nastavené hranice ekologických tříd. V závorce skóre pro výpočet EQR (viz kap. 4.3.).

Metrika	Tenatní síť	Nejhorší (1)	Střední (3)	Nejlepší (5)
Biomasa ryb u hráze ve vrstvě 0-5 m [kg.1000 m ⁻²]	PT	> 35	17-35	< 17
Biomasa ryb na přítoku ve vrstvě 0-5 m [kg.1000 m ⁻²]	PT	> 70	35-70	< 35
Početnost ryb [ind.1000 m ⁻²]	BT	> 600	300-600	< 300
Zastoupení biomasy cejna velkého [%]	BT	> 10	5-10	< 5
Zastoupení početnosti ježdíka obecného [%]	BT	> 20	10-20	< 10
Zastoupení biomasy okouna říčního [%]	PT	< 10	10-20	> 20
Zastoupení biomasy perlína ostrobřichého [%]	BPT	< 1	1-5	> 5
Zastoupení biomasy lososovitých ryb [%]	BPT	< 2 při > 700 m n.m.		> 2 při < 700 m n.m.
Přítomnost 0+ ryb šesti běžných druhů [počet druhů]	BPT	< 2	2-3	> 3

Výsledky

Stratifikované nádrže

Pro stratifikované nádrže bylo na základě literárních údajů vybráno nejprve 56 kandidátských metrik, které byly podrobeny testu ve vztahu k celkovému fosforu (dále uváděno jako TP, total phosphorus). TP byl vybrán jako zástupce nejsilnějšího antropomorfního stresoru eutrofizace. Použité koncentrace TP pro každou nádrž reflektovaly přirozený sezónní cyklus (použity pouze koncentrace ve vegetační sezóně – duben až říjen), přirozenou retenci v nádrži (průměr ze třech až čtyř lokalit na podélném profilu nádrže) a dlouhodobější vývoj v dané nádrži (průměr přes tři roky – rok vzorkování plus dva předchozí).

Vybrané metriky musely projevovat těsnou statistickou závislost na TP (v testu použita lineární regrese) a zároveň tato závislost a její sklon musely být podloženy literárními a expertními podklady. U takto vybraných metrik byly poté na základě expertního odhadu a dokumentu Central/Baltic Lake Inter-calibration (dále jen C/BLI) [13] nastaveny hranice ekologických tříd (tabulka 1).

Podle Rámcové směrnice vodní politiky by měly metriky pro hodnocení ekologického potenciálu pomocí složky ryby zohledňovat následující parametry rybního společenstva: 1) četnost, 2) složení a 3) věková struktura.

První tři metriky se týkají parametru četnosti. Biomasa ryb narůstá se zvýšeným přísunem živin, proto se používá jako indikátor eutrofizace, ať na národní úrovni [13, 14], tak i v celoevropském měřítku [11]. V použité metrice jsou využity pouze údaje z pelagických tenatních sítí vzorkujících volnou vodu ve vrstvě 0-5 m, protože zjištěná závislost mezi touto metrikou a TP byla mnohem těsnější než v případě benthických sítí či obou typů dohromady (BPT). Dále byla tato metrika rozdělena zvlášť pro hodnocení biomasy ryb v přítokové a hrázové části. Tento krok reflektuje přirozený úbytek živin na podélném gradientu nádrže (přítok – hráz) a podchycuje tak stav biomasy v obou těchto lokalitách (dobrý vs. špatný pouze v přítokové části či na celém podélném profilu). Hranice ekologických tříd jsou nastaveny v přítokové části na dvojnásobek hrázové (tabulka 1).

Početnost shodně jako biomasa narůstá se zvýšeným přísunem živin [11, 13, 14]. V této metrice jsou použity údaje tentokrát z benthických tenatních sítí, ze všech lokalit a hloubkových vrstev dohromady, jedná se tak o integrovaný údaj za celou nádrž.

Dalších pět metrik pokrývá kritérium druhového složení. Biomasa cejna velkého (*Abramis brama*) i početnost ježdíka obecného (*Gymnocephalus cernua*) narůstají se zvyšující se trofíí ekosystému, čímž dochází k podstatnému nárůstu jejich zastoupení ve společenstvu [13, 15, 16]. Zastoupení cejna v biomase benthických tenatních sítí vykazovalo vyšší statistickou závislost na TP než zastoupení v pelagických sítích či v kombinaci benthických a pelagických. Ježdík je malotělý druh (váha dospělé ~ 50-100 g) žijící v juvenilním i adultním stádiu převážně při dně, z tohoto důvodu byla vybrána metrika zastoupení tohoto druhu v početnosti pouze v benthických sítích.

Okoun říční (*Perca fluviatilis*) je opakem předchozích dvou indikátorových druhů. Jeho zastoupení ve společenstvu klesá s nárůstem eutrofizace i strukturních změn v ekosystému [13, 15]. Tento trend se nejlépe projevil v jeho zastoupení v pelagických sítích.

Indikační význam perlína ostrobřichého (*Scardinius erythrophthalmus*) je především v jeho silné vazbě na ponořená makrofyta, která jsou nezbytná k jeho reprodukci. Jde tedy o indikátor kvality litorálu. Perlín je na našem území široce rozšířen a zároveň nebývá cíleně podporován rybářským managementem. Přítomnost indikátorového fytofilního druhu je žádoucí, neboť je tato reprodukční strategie poměrně častá u dalších našich rybích druhů [17].

Lososovité druhy čeledi Salmonidae jsou vázány na studené dobře prokysličené vody, a jsou tak dobrými indikátory hypolimnia bez kyslíkových deficitů v letním období. V nádržích < 700 m n.m. však nejsou pro tyto druhy často optimální podmínky ani za ideálního ekologického stavu (především druhy rodu *Salmo* a *Thymalus*) či by se zde za optimálních podmínek vyskytovaly, ale jejich rozšíření není celoplošné (druhy rodu *Coregonus*). V nádržích < 700 m n.m. je tak presence (zastoupení > 2 % v biomase úlovku všech tenatních sítí) těchto druhů pouze doplňkovou metrikou (presence zlepšuje ekologickou kvalitu, absence ji však nesnižuje). Naproti tomu v horských podmínkách (> 700 m n.m.) jsou druhy čeledi Salmonidae přirozenou komponentou ekosystému stojatých vod [18], a jejich absence (zastoupení < 2 % v biomase úlovku všech tenatních sítí) referuje sníženou ekologickou kvalitu těchto vod.

Poslední kritérium hodnocení věkové struktury je obsaženo v metrice přítomnosti 0+ ryb šesti běžných druhů. Místo pracovního a značně nejistého přímého určení věkové struktury je zde použito kritérium přítomnosti 0+ ryb. Tato metrika má ve většině případů své logické opodstatnění, protože i pokud jsou

nádrže silně negativně ovlivněné lidskou činností, a přesto zde probíhá přirozená reprodukce ryb, nelze je hodnotit jako zcela zničené ekosystémy. V použité metrice jsou uvažovány na našem území široce rozšířené druhy z čeledi kaprovitých, a to cejn velký, ouklej obecná (*Alburnus alburnus*), plotice obecná (*Rutilus rutilus*), a z čeledi okounovitých candát obecný (*Sander lucioperca*), ježdík obecný a okoun říční.

Tato metrika není použitelná při hodnocení jednoho typu společenstva, a to okounovitých obsádek. V ekologicky kvalitních vodních útvech se setkáváme s vysokým zastoupením okouna říčního. Pokud jeho biomasa přesáhne 20% hranici, nazýváme tento stav jako okounovitou obsádku [19]. Takové cenné rybí společenstvo má svá specifika. Patří mezi ně cyklování populace, kdy se střídají silné a slabé ročníky. Silný ročník okouna po přechodu na rybožravý typ potravy redukuje 0+ ryby včetně vlastního potomstva, následkem čehož jsou v této fázi presence a počet 0+ ryb zanedbatelné. Jde o zcela přirozený jev, který však neznačí neschopnost reprodukce uvažovaných druhů, ale silný predanční tlak. Tento jev by neměl mít vliv na hodnocení ekologického potenciálu útvaru. Proto pokud zastoupení okouna přesáhne 20 % biomasy ryb ve všech tenatních sítích, metrika přítomnost 0+ ryb není použita.

Polymiktické nádrže

V případě polymiktických nádrží byl příliš malý počet údajů pro statistickou analýzu (do této kategorie byly zahrnuty pouze čtyři nádrže, ze kterých jsou dostupná data o rybím společenstvu). Z literárních údajů je evidentní, že složení rybího společenstva v těchto tělesech je poměrně odlišné oproti stratifikovaným nádržím. Z tohoto důvodu byly metriky a rozdělení do ekologických tříd pro tento typ nádrží převzaty z dokumentu C/BLI [13]. Metriky však byly částečně upraveny pro podmínky našich vodních útvarů (tabulka 2).

* Hranice ekologické třídy před lomítkem se vztahuje k útvarům < 200 m n.m., hodnota za lomítkem pak pro útvary > 200 m n.m.

Vybrané a upravené metriky jsou obdobného charakteru jako pro stratifikované nádrže. Pozměněné jsou hranice ekologických tříd. Až na poslední metriku jsou uvažovány výhradně benthické tenatní sítě. Shodně jako v systému stratifikovaných nádržím i zde platí vyřazení poslední metriky při zastoupení okouna říčního > 20 %.

Tabulka 2. Výčet vybraných indikátorů pro polymiktické vodní útvary a nastavené hranice ekologických tříd. V závorce skóre pro výpočet EQR (viz kap. 4.3.).

Metrika	Tenatní síť	Nejhorší (1)	Střední (3)	Nejlepší (5)
Biomasa ryb [kg.1000 m ⁻²]*	BT	> 116 / >60	60-116 / 30-60	< 60 / <30
Zastoupení biomasy cejna velkého [%]	BT	> 39,5	20-39,5	< 20
Zastoupení biomasy okouna říčního [%]	BT	< 5	5-10,3	> 10,3
Zastoupení početnosti ježdíka obecného [%]	BT	> 20	10-20	< 10
Přítomnost 0+ ryb šesti běžných druhů [počet druhů]	BPT	< 2	2-3	> 3
Zastoupení biomasy okouna říčního [%]	PT	< 10	10-20	> 20
Zastoupení biomasy perlína ostrobříkého [%]	BPT	< 1	1-5	> 5
Zastoupení biomasy lososovitých ryb [%]	BPT	< 2 při > 700 m n.m.		> 2 při < 700 m n.m.
Přítomnost 0+ ryb šesti běžných druhů [počet druhů]	BPT	< 2	2-3	> 3

Postup výpočtu indexu ekologické kvality na základě složení rybích společenstev

Index ekologické kvality na základě složení rybích společenstev (Czech Fish Based Index, CZ-FBI) je vyjádřen pomocí tzv. poměru ekologické kvality (Ecological Quality Ratio, dále uváděno jako EQR). EQR sumarizuje vliv všech metrik zařazených do hodnocení a podle jeho hodnoty je určen ekologický potenciál daného vodního útvaru. Jeho výpočet je proveden dle dokumentu C/BLI [13]. Metriky jsou rozděleny do jednotlivých ekologických tříd a těmto třídám je přiřazeno skóre: 1 pro nejhorší stav, 3 střední stav a 5 pro nejlepší stav (tabulky 1 a 2). V dalším kroku se již vypočítá EQR daného útvaru podle vzorce:

$$EQR = (\text{Sum} - \text{Min}) / (\text{Max} - \text{Min})$$

kde Sum je součet skóre všech metrik pro danou nádrž, Min je nejnižší možné skóre (počet metrik), Max je nejvyšší možné skóre (pětinásobek počtu metrik). Hodnoty EQR nabývají rozsahu mezi 0 a 1, přičemž hodnota 0 odpovídá nejvíce degradovanému ekosystému (všechny metriky daného útvaru mají skóre 1) a hodnota 1 odpovídá maximálnímu ekologickému potenciálu (všechny metriky daného útvaru mají skóre 5).

Hodnoty EQR byly rozděleny na 25 % kvantily, které určují ekologický potenciál daného útvaru:

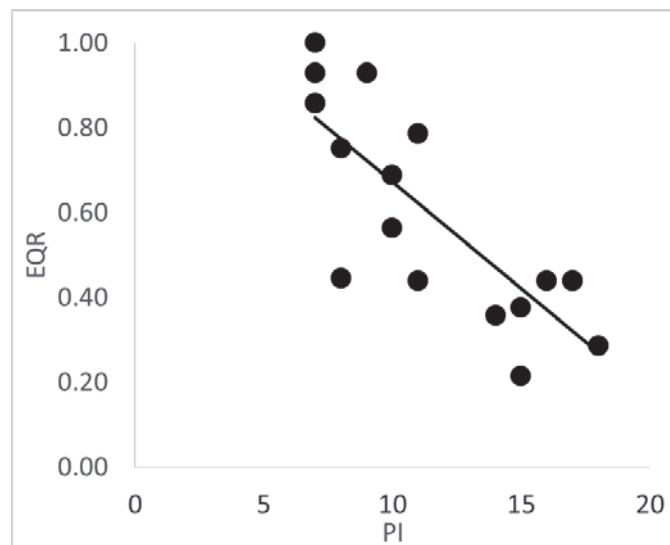
EQR	1,00-0,75 – dobrý ekologický potenciál
	0,74-0,50 – střední ekologický potenciál
	0,49-0,25 – poškozený ekologický potenciál
	0,24-0,00 – zničený ekologický potenciál

Validace funkčnosti CZ-FBI pomocí indexu degradace prostředí

K validaci vytvořeného CZ-FBI byl použit index degradace prostředí (Pressure index, dále uváděno jako PI) [20]. Tento index hodnotí stresory, které ovlivňují rybí společenstvo v dané nádrži. Validaci schopnost PI spočívá v nezávislosti na EQR. Principem je, že nádrže s vysokým PI (silně degradovaným prostředím) by měly dosahovat nízkých hodnot EQR. Tak je potvrzeno, že EQR včetně hranic pro CZ-FBI je dobře nastaveno a dokáže rozlišit mezi nádržemi s nízkým a vysokým stupněm degradace prostředí.

V PI jsou obsaženy stresory eutrofizace (vyjádřeno jako aktuální míra odchýlení od referenčního stavu), kolísání hladiny, břehové úpravy, rybářské využití, rekreační využití a zastoupení biomasy nepůvodních druhů. Skóre indexu bylo vypočteno součtem skóre všech stresorů. Pouze v případě eutrofizace bylo

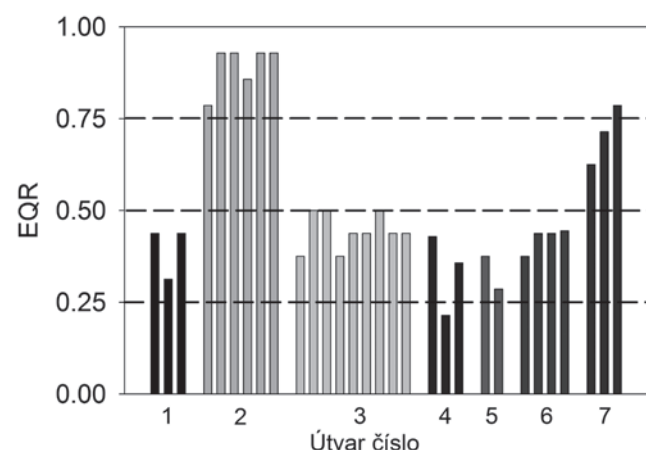
skóre zdvojnásobeno (váha stresoru eutrofizace je tak dvojnásobná oproti ostatním), neboť se jedná o nejdůležitější stresor v hodnocených útvarech. Výslednou závislost zobrazuje obrázek 2. Je patrný velmi těsný negativní vztah mezi EQR a PI, což značí dobrou detekční schopnost vyvinutého EQR a CZ-FBI.



Obrázek 2. Závislost poměru ekologické kvality pro stratifikované nádrže na indexu degradace prostředí. Koeficient determinance (R^2) nabývá hodnoty 0,639.

Meziroční variabilita CZ-FBI

Druhý přístup ověření funkčnosti vytvořeného CZ-FBI je jeho časová stabilita. K této analýze byly použity údaje z nádrží, ve kterých bylo vzorkování provedeno ve více letech. Pro všechna data z daných nádrží bylo vypočítáno EQR a posuzovalo se, zda hodnoty přesahují hranice ekologického potenciálu (25% kvantily) či nikoli. Výsledek byl i tentokrát uspokojivý, v pěti případech hodnoty EQR zůstaly v rozmezí shodného ekologického potenciálu (obrázek 3).



Obrázek 3. Časová stabilita poměru ekologické kvality sedmi vodních útvarů vzorkovaných v letech 2004-2012, pro něž byly dostupné údaje o rybím společenstvu. Čárkované úsečky znázorňují hranice ekologického potenciálu.

Závěr

Byl vytvořen první Český multimetrický index, který hodnotí ekologický potenciál silně ovlivněných a umělých vodních útvarů na základě rybích společenstev (CZ-FBI). Skládá se z devíti

metrik pro stratifikované útvary a pěti metrik pro polymiktické útvary. Použité metriky splňují požadavky Rámcové směrnice vodní politiky [1], tedy hodnocení četnosti, složení a věkové struktury rybního společenstva silně modifikovaných a umělých vodních útvarů. Validace prokázaly schopnost vyvinutého indexu (vyjádřeného hodnotami EQR) rozlišit mezi silně a slabě antropicky degradovanými nádržemi a malou časovou variabilitu tohoto indexu. Tato metodika tak splňuje požadavky na ní kladené Rámcovou směrnicí vodní politiky (2000/60/ES) a může být použita k hodnocení ekologického potenciálu silně ovlivněných a umělých vodních útvarů pomocí.

Je však nutno dodat, že námi vyvinutý CZ-FBI byl vytvořen na základě informací ze 17 stratifikovaných a 4 polymiktických nádrží. Z větší části českých nádrží chybí srovnatelné informace, a proto je třeba stanovený index považovat za nejlepší možný kompromis mezi jeho potřebou a množstvím dostupných informací. Biologické systémy jsou značně variabilní, a tak je nasnadě potřeba co nejúplnější databáze. Kdyby byly k dispozici informace ze všech 54 nádrží, byla by vypovídající hodnota dat podstatně větší a definice ekologických závislostí statisticky přesnější. Jednoznačným závěrem této studie je tady také potřeba v co nejbližší době prozkoumat rybí společenstvo každého silně modifikovaného útvaru alespoň jedenkrát, aby bylo možné metodiku zpřesnit na co nejlepší možnou míru.

Použitá metoda pro vytváření metodiky hodnocení je založena z velké části i na expertním odhadu a na limitech analogických jezerních systémům [13]. Tento systém by se mohl zdát náchylný na chyby způsobené subjektivním přístupem řešitelů. To však vyvrací silná negativní korelace vyvinutého CZ-FBI s indexem degradace prostředí a dobrá časová stabilita CZ-FBI. Minimalizace subjektivního přístupu je většinou dosažena implementací sofistikovaného statistického aparátu [11]. V našem případě jsme však od tohoto přístupu prozatím upustili, a to díky malému datovému souboru vykazujícímu velkou variabilitu ve složení a četnosti společenstva. Datový soubor vykazující tyto dvě charakteristiky (nedostatek dat a velká variabilita) je totiž sofistikovanými statistickými modely téměř nehodnotitelný, protože dosažené výsledky jsou slabé či málo důvěryhodné. Je tak zřejmé, že ke zlepšení hodnocení ekologické kvality útvarů stojatých vod by výrazně pomohl větší soubor dat umožňující sofistikované statistické zpracování. Nezbyvá než doporučit uživatelům nádrží, aby při vzorkování postupovali podle platné certifikované národní metodiky monitorování [8, 9] a dodržovali doporučení Rámcové směrnice vodní politiky [1], že monitoring rybního společenstva by měl probíhat s tříletou frekvencí.

Poděkování

Studie byla podpořena projektem OPVK CZ.1.07/2.3.00/20.0204 (CEKOPOT) spolufinancovaným Evropským sociálním fondem a státním rozpočtem České republiky a projektem 05611212 (METEPO) financovaným Státním fondem životního prostředí.

Literatura

- [1] ÚŘEDNÍ VĚSTNÍK, *Směrnice 2000/60/ES Evropského parlamentu a Rady z 23. října 2000 ustavující rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky*, Aktualizovaný pracovní překlad s anglickým originálem. Praha, MŽP, Odbor ochrany vod, 2000, s. 98.
- [2] HRBÁČEK J., *Typologie und produktivität der teichartigen gewässer*. Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie, 1958, 13: 394-399.
- [3] HRBÁČEK J., DVOŘÁKOVÁ M., KOŘÍNEK V., PROCHÁZKOVÁ L., *Demonstration of the effect of fish stock on species composition and the intensity of metabolism of the whole plankton association*. Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie, 1961, 14: 192-195.
- [4] CARPENTER S. R., KITCHELL J. F., HODGSON J. R., *Cascad-*

ing trophic interactions and lake productivity. *BioScience*, 1985, 35: 634-639.

[5] SBÍRKA ZÁKONŮ ČR. Předpis č. 99/2004 Sb. Zákon o rybníkářství, výkonu rybářského práva, rybářské stráž, ochraně mořských rybolovných zdrojů a o změně některých zákonů (zákon o rybářství). Částka 32/2004.

[6] PETERKA J., ADÁMEK Z., BLABOLIL P., BOUŠE E., ČECH M., DRAŠTÍK V., FROUZOVÁ J., HAVEL L., HOHAUSOVÁ E., JANKOVSKÝ M., JAROLÍM O., JURAIDA P., JŮZA T., KOČVARA L., KRATOCHVÍL M., KUBEČKA J., MUŠKA M., PRCHALOVÁ M., RICHTA J., ŘÍHA M., SAJDLOVÁ Z., SOUKALOVÁ K., TUŠER M., UHLÍŘOVÁ A., UHLÍŘ F., VAŠEK M., VEJŘÍK L., VESELÝ L., VLASÁK P., *Ryby nádrže Milada*. 92–111. ŠUTERA V. a kolektiv (eds.). Příroda nádrže Milada - území po zatopení lomu Chabařovice. Lesnická práce, s. r. o., 2012, s. 207.

[7] ŘÍHA M., KUBEČKA J., VAŠEK M., SEĎA J., MRKVIČKA T., PRCHALOVÁ M., MATĚNA J., HLADÍK M., ČECH M., DRAŠTÍK V., FROUZOVÁ J., HOHAUSOVÁ E., JAROLÍM O., JŮZA T., KRATOCHVÍL M., PETERKA J., TUŠER M., *Long-term development of fish populations in the Řimov Reservoir*. Fisheries Management and Ecology, 2009, 16: 121–129.

[8] KUBEČKA J., PRCHALOVÁ M., *Metodika odlovu a zpracování vzorků ryb stojatých vod*. Praha: Metodiky VÚV TGM, 2006, s. 22. ([http://www.mzp.cz/C1257458002FoDC7/cz/prehled_akceptovanych_metodik_vod/\\$FILE/OOVstojate_ryby-20061001.pdf](http://www.mzp.cz/C1257458002FoDC7/cz/prehled_akceptovanych_metodik_vod/$FILE/OOVstojate_ryby-20061001.pdf))

[9] KUBEČKA J., FROUZOVÁ J., JŮZA T., KRATOCHVÍL M., PRCHALOVÁ M., ŘÍHA M., *Metodika monitorování rybích společenstev nádrží a jezer*. České Budějovice: Biologické centrum AV ČR, v.v.i., Hydrobiologický ústav, 2010, s. 64. (<http://www.hbu.cas.cz/fishedu/wfd/metodika.monitorovani.ryb.obs.nadrzi.a.jezera.pdf>)

[10] CSN EN 14 757, *Jakost vod – Odběr vzorků ryb tenatními sítěmi* (Water quality – Sampling of fish with multimesh gillnets). 2005, CEN TC 230.

[11] ARGILLIER C., CAUSSÉ S., GEVREY M., PÉDRON S., BORTOLI J. DE, BRUCET S., EMMERICH M., JEPPESEN E., LAURIDSEN T., MEHNER T., OLIN M., RASK M., VOLTA P., WINFIELD I. J., KELLY F., KRAUSE T., PALM A., HOLMGREN K., *Development of a fish-based index to assess the eutrophication status of European lakes*. Hydrobiologia, 2013, roč. 704, č. 193–211.

[12] JŮZA T., VAŠEK M., KUBEČKA J., SEĎA J., MATĚNA J., PRCHALOVÁ M., PETERKA J., ŘÍHA M., JAROLÍM O., TUŠER M., KRATOCHVÍL M., ČECH M., DRAŠTÍK V., FROUZOVÁ J., HOHAUSOVÁ E., ŽALUDÍK J., *Pelagic underyearling communities in a canyon-shaped reservoir in late summer*. Journal of Limnology, 2009, 68: 304–314.

[13] RITTERBUSH D., *Central/Baltic Lake Fish intercalibration: Proposal of an alternative option to assure that national good/moderate class boundaries correspond to comparable levels of ecosystem alteration*. Draft proposal discussed at meeting on November 18, 2011 In The Institute of Inland Fisheries in Potsdam-Sacrow, Germany. 2011, s. 37.

[14] SØNDERGAARD M., JEPPESEN E., JENSEN J. P., AMSINCK S. L., *Water Framework Directive: ecological classification of Danish lakes*. Journal of Applied Ecology, 2005, 42: 616–629.

[15] JEPPESEN E., JENSEN J. P., SØNDERGAARD M., LAURIDSEN T., LANDKILDEHUS F., *Trophic structure, species richness and biodiversity in Danish lakes: changes along a phosphorus gradient*. Freshwater Biology, 2000, 45: 201–218.

[16] MEHNER T., DIEKMANN M., BRÄMICK U., LEMCKE R., *Composition of fish communities in German lakes as related to lake morphology, trophic state, shore structure and human-use intensity*. Freshwater Biology, 2005, 50: 70–85.

[17] BALON E. K., *Reproductive guilds in fishes: A proposal and definition*. Journal of the Fisheries Research Board of Canada, 1975, 32: 821–864.

[18] GASSNER H., WANZENBÖCK J., ZICK D., TISCHLER G., PAMMINGER-LAHNSTEINER B., *Development of a fish based lake typology for natural Austrian lakes > 50 ha based on the reconstructed historical fish communities*. International Review of Hydrobiology, 2005, 90: 422–432.

[19] KUBEČKA J., *Succession of fish communities in reservoir of Central and East Europe*. 153–168. STRAŠKRABA M., TUNDISI J. G., DUNCAN A. (eds.), Comparative Reservoir Limnology and Water Quality Management, Kluwer Academic Publishers, 1993, s. 291.

[20] GASSNER H., LUGER M., *ALFI (Austrian lake fish index): A multimetric index for the assessment of lake fish fauna of alpine lakes*. Federal Agency for Water Management, Institute for Water Ecology, Fisheries and Lake Research, 2012 Austria. s. 10.

JE REÁLNÉ A VŮBEC MOŽNÉ ODSTRAŇOVAT ZVÝŠENOU MĚROU FOSFOR NA ČOV V OBCÍCH DO 1 TIS. EO??

Ivana Očásková et al.

Ivana.Ocaskova@seznam.cz, tel. 607 798 125

Abstrakt

Autoři příspěvku získali zkušenost s koordinací projekční přípravy a realizace projektů ČOV a kanalizace v obcích v rámci zájmového území, které je zranitelné vůči zvýšeným dotacím fosforu v povrchových vodách. Tyto projekty se týkají sídel o velikosti do 1tis. EO, většinou však do 500 EO a i mnohem menších. U obcí této velikosti stávající legislativa odstraňování fosforu, natož zvýšenou měrou, vůbec nepožaduje. Znamená to, že tak musí vznikat a být realizovány pouze projekty, které fosfor redukuje jen velmi omezeně? Může objektivně odborně informovaný, přesvědčený a osvětlený investor (tj. obec) připravit, postavit a provozovat vodohospodářskou infrastrukturu, která důsledně eliminuje fosfor? Umožňuje vůbec stávající legislativa vznik kvalitních projektů, které odbourávají zvýšenou měrou fosfor? Brání nám nějak platné zákony a legislativní normy naplňovat ve vztahu k fosforu kvalitativně lepší praxi, než tyto závazně požadují? Jaký pozitivní vliv může mít důsledná příprava a koordinace realizace těchto projektů na jejich věcnou správnost a ekonomickou udržitelnost? Jaké jsou limity projektů v těchto malých obcích a s jakými úskalími se potýkají jejich samosprávy? Autoři příspěvku se pokusí, na základě svých praktických zkušeností, představit a na reálných příkladech doložit tyto a mnohé další aspekty.

Klíčová slova: *eliminace fosforu u malých bodových zdrojů; koordinace projekční přípravy a realizace.*

Úvod

Autoři příspěvku byli organizátory konference oslovení, aby se podělili o své zkušenosti při přípravě a realizaci projektů čistíren odpadních vod a kanalizace v malých obcích. Tento příspěvek nemá ambici hodnotit jakékoliv odborné souvislosti a fakta daného tématu (např. platné legislativní předpisy a normy, nastavení pravidel dotačních titulů, praxi dotčených orgánů státní právy atp.), jeho cílem je pouze rekapitulovat postřehy z tříleté praxe při přípravě přibližně třiceti takových projektů, případně přinést pozitivně inspirující informace. Nejedná se tedy o příspěvek odborný, ale ryze praktický.

Jaká je zpravidla výchozí situace malých obcí?

Pod pojmem „malé obce“ jsou v příspěvku nadále uváděny zejména obce do 1tis. EO, s nimiž mají autoři příspěvku konkrétní zkušenosti. Výchozí situace v obcích od 1tis.EO do 2tis. EO se ale dle našich poznatků zpravidla nijak zásadně neliší.

V malých obcích je obvykle vybudována nesoustavná jednotná kanalizační síť, která často nezahrnuje celé území obce. Tímto typem kanalizace jsou nyní většinou odváděny veškeré vody z obce: (a.) odpadní – přepady septiků a zaústění domovních čistíren odpadních vod atp., (b.) dešťové vody – z jednotlivých nemovitostí a povrchů komunikací a (c.) nezářivka i balastní vody, tj. drobné vodoteče, prameny a průsaky. Stávající kanalizační síť byla zpravidla budována v rámci tzv. „akcí Z“,

to znamená brigádní svépomocí občanů těchto obcí, většinou v 60-80tých letech 20. století. Setkali jsme se ale i s jednoduchou kanalizací z třicátých let i mnohem starší. Není tedy divu, že zpravidla neexistují jakékoliv informace o jejím přesném uložení a neznámý je často i její aktuální stav. Obvyklým materiálem staveb „akcí Z“ pak bylo betonové potrubí, které je nyní, v závislosti na jeho stáří a opotřebení, nezářivka v neuspokojivém stavu.

Překvapením jistě také není, že malé obce zpravidla nemají centrální čistírny odpadních vod. Jen novější nemovitosti či obecní bytovky mívají vlastní malé ČOV, často nepříliš funkční. Zcela malé obce, cca do 150 EO, pak obvykle nemají nejen vlastní centrální ČOV, ale i jakoukoliv kanalizaci.

Současně je nutno objektivně konstatovat, že malé obce v současné době nemají naprosto žádnou šanci dostavět odpovídající kanalizaci a centrální ČOV z vlastních prostředků. Konkrétní situace jednotlivých obcí se liší dle jejich velikosti a výběru aktuálního rozpočtového určení daní, avšak platí, že např. obce o velikosti 300-500 EO zpravidla hospodaří s ročním rozpočtem ve výši cca 3-5mil.Kč. Investiční náklady projektů ČOV a kanalizace těchto obcí se však obvykle pohybují ve výši minimálně 15mil. Kč. Malé obce také dosud často nevybírají žádné stočné a nemají tedy vytvořen žádný fond na obnovu kanalizační sítě a případné další investice.

Jaké jsou zákonné povinnosti malých obcí?

Konkrétní povinnosti malých obcí ve vztahu ke kvalitě povrchových vod a při přípravě a realizaci projektů ČOV a kanalizace stanovuje příslušný vodoprávní úřad a platné legislativní normy. Obce pravidelně aktualizují povolení k vypouštění odpadních vod, v nichž jim vodoprávní úřad stanovuje podmínky odběru vzorků z volných kanalizačních výústí a požadavky na kvalitu vody. Dle našich zkušeností nemá v současné době většina obcí problém splnit požadavky předepsané v jejich aktuálním povolení k vypouštění odpadních vod, často tomu velmi napomáhá značné ředění odpadních vod přítomnými dešťovými a balastními vodami. Dalším důležitým faktorem také je, že malé obce jsou povinny sledovat, dle svých platných povolení k vypouštění odpadních vod, zpravidla pouze tři základní ukazatele kvality vody – biochemickou spotřebu kyslíku, chemickou spotřebu kyslíku a nerozpuštěné látky. Nepociťují tak obvykle žádné problémy s kvalitou vypouštěných odpadních vod. Situace, kdy obci tzv. „nevychází vzorky“, jsou dle našich poznatků zcela výjimečné a dochází k tomu obvykle u kanalizačních výústí s malým podílem dešťových a balastních vod. Pro limnology pak jistě není překvapivý fakt, že pokud by byly v pravidelných vzorcích stanovovány i koncentrace živin, byl by rázem výsledný náhled na kvalitu vod v malých obcích zcela jiný, nezářivka velmi nelichotivý. Pro ilustraci, několik kontrolních vzorků, v rámci nichž byly stanovovány i koncentrace živin, jsme v praxi zaznamenali a například koncentrace celkového fosforu dosahovala obvykle výše 0,1 - 0,5 mg/l, setkali jsme se však i s hodnotami 1 - 3 mg/l,

a to, bohužel imisními!, koncentracemi v drobných vodotečích pod příslušnou obcí.

Současně je nutno konstatovat, že závaznou povinnost k vybudování kanalizace a centrálního mechanicko-biologického čištění mají v této chvíli pouze sídla o velikosti nad 2tis. EO. Pokud se malá obec rozhodne připravit projekt ČOV a kanalizace, nevyplývá z platné legislativy povinnost, pokud nestanoví vodoprávní úřad jinak, aby tato ČOV odbourávala i živiny.

Malé obce a eliminace fosforu – dává to vůbec smysl?

Z fakt a informací uvedených v předchozích odstavcích tohoto sdělení se zdá, že zvýšenou eliminací fosforu v malých obcích nelze v současné době naprosto zvažovat, je nutno se spokojit pouze s předčištěním odpadních vod v septicích, případně ČOV bez III. stupně čištění, a spoolehnot se na samočisticí schopnost povrchových vod. Limnologická veřejnost však velmi dobře ví, že je tato retenční schopnost často vyčerpána, výrazně překročena a odráží se tak v menší či větší míře v podobě eutrofizace vodních nádrží a nedobrého ekologického stavu vodních toků. Může mít tedy tento problém v současné době vůbec nějaké prakticky reálné řešení?

Z našeho pohledu je velkým příslibem možnost využití financování projektů ČOV a kanalizace malých obcí ze zdrojů strukturálních fondů EU a národních dotačních titulů. Je si však potřeba uvědomit, že v současné době je pouze dobrovolnou iniciativou vedení malých obcí takové projekty připravovat a ucházet se o financování jejich realizace z těchto zdrojů a pokud tak činí, nejsou tyto obce zpravidla povinny, pokud nestanoví vodoprávní orgán jinak, budovat čistírny odpadních vod s třetím stupněm čištění, tedy ani mechanicko-biologické čistírny. Možnost využití dotačních titulů je z pohledu kvality povrchových vod tedy jen příslibem, který může a nemusí být využit. Vhodnou cestou, která se dle našich zkušeností osvědčila, je pak odpovědná a odborná pomoc malým obcím při projektování přípravě a realizaci jejich projektů.

Malé obce se totiž od těch větších velmi zásadně liší i v personálním obsazení svých úřadů. Zatímco mají třeba obce s rozšířenou působností své specializované odbory a pracovníky zodpovědné za přípravu investičních projektů a žádostí do dotačních titulů a menší města alespoň specializované odborně zaměřené odbory (např. životního prostředí), obce do 1tis. EO mají obvykle jen nemnoho administrativních pracovníků, kteří musí zvládat poměrně rozsáhlou agendu související s výkonem státní správy a samosprávy. V obcích do 500 EO pak na obecním úřadě bývá na plný úvazek zaměstnána pouze jedna účetní a uvolněný starosta, v obcích cca do 150 EO je pak obvykle jen neuvolněný starosta, tj. vykonávající vedle této funkce aktivně i své povolání, a účetní na částečný úvazek. Z uvedeného je tedy zcela zřejmé, že malé obce jsou velmi znevýhodněny i z hlediska personálního obsazení a pokud příslušný starosta není shodnou okolností profesí z vodohospodářského oboru, je zcela odkázán na pomoc specializovaných firem. Většina jich je však příliš úzce odborně specializována – tj. věnuje se např. jen projekci, přípravě žádostí, technickému doзору, provozování vodohospodářské infrastruktury atp., a není-li jejich práce vhodně koordinována k požadovanému cílovému efektu, může docházet k mnohým problémovým situacím. Výjimkou pak nebývá určitá nekonceptnost příprav – nedostatečné stanovení základní koncepce (definování záměru) a následné změny technického řešení spojené s úpravami projektových dokumentací, s tím spojené vícenásledky atd. Z hlediska úspěšné přípravy a realizace projektů je navíc velmi vhodné a přínosné, aby investor a budoucí provozovatel velmi důsledně hájil své zájmy – volbu pro jeho případ optimálního technického řešení, investiční i provozní ekonomickou udržitelnost, požadavky občanů obce

atp., a to od samotné přípravy budoucího investičního záměru až po vlastní provoz.

Náležitosti přípravy projektů ČOV a kanalizace

Příprava a realizace vodohospodářských projektů je sama o sobě velmi náročná. Počátkem každého projektu je investiční záměr, který je nutno promítnout do příslušných plánovacích podkladů a musí s nimi být v souladu – např. územní plán obce, zásady územního rozvoje kraje, plány oblasti povodí, plán rozvoje vodovodů a kanalizací atp. Už ve fázi definování vlastního investičního záměru je tedy nutno zvážit jeho proveditelnost, a to včetně té ekonomické. Projekty je také potřeba od počátku připravovat tak, aby vyhověly požadavkům příslušných dotačních titulů. Následuje zpracování dokumentace k územnímu rozhodnutí, vyřízení územního rozhodnutí, zpracování dokumentace ke stavebnímu povolení a vyřízení stavebního povolení. Obec se pak uchází o investiční prostředky na realizaci vlastní akce ve výzvách aktuálně zveřejňovaných dotačních titulů. V rámci některých dotačních titulů dosud postačovalo doložit pravomocné územní rozhodnutí často však i stavební povolení. Je-li pak žádost obce úspěšná, je nutno zpracovat prováděcí projektovou dokumentaci, uspořádat výběrová řízení na zhotovitele stavby a další dodavatele služeb, zajistit kofinancování projektu obvykle minimálně ve výši 20% nákladů realizace a předložit veškeré podklady k uzavření smlouvy s poskytovatelem dotace.

Z uvedeného je zřejmé, že se jedná o velmi náročný a dlouhodobý přípravný proces. Je navíc spojen s nutností minimálně předinvestování (do proplacení z případné dotace) a financování neuznatelných přípravných prací, např. v úrovni obcí do 500 EO ve výši minimálně 600-800 tis.Kč bez DPH. Od vytyčení původního investičního záměru do zahájení zkušebního provozu tak uplynou minimálně čtyři roky, zpravidla však mnohem, často násobně, delší období (i dvacet let). Příprava takových projektů tedy přesahuje volební období příslušného obecního zastupitelstva. Výstavba projektů ČOV a kanalizace je navíc obvykle občany obce vnímána víceméně negativně. Je spojena s přibližně roční rozsáhlou stavební činností, omezením dopravy, zásahem do povrchů komunikací atp. Alespoň částečné stavební úpravy spojené minimálně s vyřazením funkce septiků musí provést i vlastníci jednotlivých nemovitostí. Zásadní změnou pro občany malých obcí pak je povinnost úhrady stočného. Dosud totiž obvykle neplatí žádné či pouze symbolické stočné a jeho navýšení bývá po výstavbě ČOV a kanalizace, z důvodu zajištění ekonomické udržitelnosti této investice, zpravidla skokové (minimálně na úroveň 20-25,-Kč/m³). Není tedy nijak nadnesené, že zastupitelstva a starostové malých obcí, které se do přípravy a výstavby projektů čištění odpadních vod v současné době pouští, patří mezi mimořádně v dobrém slova smyslu osvědčená. Současně ale musí každý svůj krok velmi pečlivě a zodpovědně zvažovat, a to s maximálním ohledem k občanům obce a svým finančním možnostem. Vždyť jen zajištění kofinancování akce je často spojeno s uzavřením úvěrové smlouvy, zpravidla cca na 10 let, a jsou pak nezanedbatelně utlumeny další rozvojové aktivity obce.

Zkušenost s přípravou a realizací projektů ČOV a kanalizace v malých obcích

V předchozím textu jsme ve stručnosti popsali úskalí a specifika, se kterými se obvykle potýkají vedení malých obcí. Z uvedeného vyplývá, že je jejich výchozí situace při případné přípravě projektů ČOV a kanalizace zpravidla poměrně obtížná. Pokud tedy chce vodohospodář či limnolog pomoci nalézt pro malé obce řešení vedoucí k požadované eliminaci fosforu, je dle našich zkušeností věcně přínosné jejich situaci pochopit.

Vedení těchto obcí a mnozí jejich občasně jsou totiž zpravidla naslouchajícími partnery, kteří mají vůli a rádi by pomohli zlepšit stav životního prostředí a kvalitu povrchových vod, jen mají velmi omezené možnosti finanční a v neposlední řadě se musí chovat také zodpovědně, a to právě zejména ekonomicky. Vedení těchto obcí naopak dle našich zkušeností velmi ocení odpovědného odborného partnera, který jim pomůže zvolit pro ně nejvhodnější řešení z pohledu technologického, kvality vody, budoucího bezproblémového provozu a v neposlední řadě ekonomického a bude nápomocen při koordinaci projekční přípravy, realizace akce a provozu, tak aby byly v maximální možné míře hájeny zájmy investora = obce a realizace příslušných projektů byla úspěšná a co nejrychlejší.

Závěr

Ale vraťme se závěrem k otázce z úvodního abstraktu tohoto příspěvku. Může objektivně odborně informovaný, přesvědčený a osvědčený investor (tj. obec) připravit, postavit

a provozovat vodohospodářskou infrastrukturu, která důsledně eliminuje fosfor? Ano, dle našich zkušeností, pokud chce, může. Žádné platné zákony a normy nikomu nebrání, při dodržení všech ostatních souvisejících legislativních úprav, uplatňovat a nastolit ve vztahu k nakládání s komunálními odpadními vodami kvalitativně lepší praxi, než tyto závazně požadují. Projekty připravené z vlastní pozitivní iniciativy bývají vždy mnohem úspěšnější, než ty vynucené legislativou. Situace malých obcí však není z mnoha důvodů jednoduchá, a pokud se v jejich vedení náhodou nevyskytuje vodohospodář znalý problematiky a všech odborných souvislostí, tak se v této věci i obtížně orientují. Při vnímání a respektování jejich specifik, tedy malé obce spíše ocení osvětlení odborných souvislostí a odbornou pomoc při případném nalezení nejvhodnějšího technického a proveditelného řešení zohledňujícího jejich situaci. Hluboce si osobně vážíme práce starostů a zastupitelů malých obcí, a to zejména těch, kteří se do přípravy a realizace podobných projektů pouští. Rozhodně to není klišé!

BODOVÉ ZDROJE A PROBLEMATIKA JEJICH HODNOCENÍ

Jan Potužák¹, Jindřich Duras², Michal Marcel, Vladimír Rohlík

¹Povodí Vltavy, státní podnik, Emila Pittera 1, 370 01 České Budějovice, +420 724 308 205, jan.potuzak@pvl.cz

²Povodí Vltavy, státní podnik, Denisovo nábřeží 14, 304 20 Plzeň, +420 602 429 682, jindrich.duras@pvl.cz

Abstrakt

Většina údolních nádrží a rybníků v České republice trpí vysokou mírou eutrofizace. Jednou z hlavních příčin je vysoká koncentrace živin resp. fosforu ve vodě. Přísun fosforu do stojatých vod z bodových zdrojů hraje jednu z hlavních rolí. V rámci bilančního monitoringu státního podniku Povodí Vltavy bylo podrobně sledováno několik významných čistíren odpadních vod v povodích rybníků Rožmberk, Buzický a vodní nádrže Švihov s cílem získat údaje o celkovém ročním množství fosforu, vypouštěného těmito ČOV. Výsledky ukázaly, že v rámci běžné vodohospodářské praxe často pracujeme s údaji, které vliv bodových zdrojů výrazně podhodnocují. Snadno pak dojde k nadhodnocení vlivu zdrojů pošných a difuzních.

Klíčová slova: bodové zdroje; eutrofizace; bilance fosforu; emise fosforu.

Abstract

Most of current water reservoirs and fish ponds are hyper-eutrophic water bodies. Point sources play a crucial role of the most important sources of phosphorus in their catchments. We studied several important waste water treatment plants in the catchments of fish pond Rožmberk, Buzický and water supply reservoir Švihov. The aim of the study was to quantify the whole annual amount of phosphorus discharged into recipient. Results showed that we often use in practice of water management data which considerably underestimate influence of point sources. For that reason the influence of non-point sources could be overestimated easily.

Keywords: point sources; eutrophication; phosphorus budget; phosphorus emissions.

Úvod

Eutrofizace povrchových vod se v posledním více jak půlstoletí stala závažným globálním problémem. Její negativní projevy jsou nejčastěji spojeny s nadměrnou produkcí řas a sinic, což zhoršuje jakost vody ve vodních zdrojích a omezuje tím např. jejich rekreační využívání. Eutrofizace vnitrozemských vod je obvykle spojena s nárůstem koncentrace fosforu, méně pak dusíku [1].

V České republice zaznamenáváme v současnosti zvýšené koncentrace fosforu a s tím spojenou značnou míru eutrofizace na většině údolních nádrží, rybníků a dolních úseků řek. Jednou z příčin je nadměrný přísun živin (fosforu) z povodí. Obecně, hlavním zdrojem fosforu v povodích je vypouštění komunálních odpadních vod (bodové zdroje), ale významné může být i zemědělské hospodaření a rybářství [2]. Význam bodových zdrojů na celkovém vnosu fosforu do vodních nádrží dobře ilustrují některé bilanční studie, které byly vypracovány v posledních několika letech. Autoři bilanční studie zdrojů fosforu a dusíku v povodí vodní nádrže Orlík vyčíslili podíl bodových zdrojů na celkovém vnosu P do nádrže na 55% s tím, že v eutrofizaci

nejpostiženějším povodí řeky Lomnice se jejich podíl pohyboval v průběhu roku od 42 – 85% [1, 3]. K podobným výsledkům dospěli také autoři bilanční studie povodí vodní nádrže Mostiště, kde vyčíslili podíl bodových zdrojů na celkového vnosu fosforu na 51% [4]. Je tedy zřejmé, že při plánování nápravných opatření vedoucích k potlačení eutrofizace daného povodí se musíme na prvním místě věnovat právě bodovým zdrojům.

Odpadní vody z bodových zdrojů se do recipientů dostávají obvykle prostřednictvím čistíren odpadních vod (ČOV), k nimž se naše pozornost nejčastěji upíná, ať už jde o budování nových či intenzifikaci stávajících.

Pokud chceme zjistit, jakou měrou se bodový zdroj prostřednictvím ČOV podílí na zatížení povrchových vod fosforem, vycházíme nejčastěji z rozborů provozovatele, které jsou ve formě hlášení každoročně předávány příslušnému vodoprávnímu úřadu. Při tom přihlížíme k výsledkům tzv. kontrolní činnosti. Na první pohled se zdá, že spolehlivých informací pro posouzení účinnosti, případně k provedení bilančního hodnocení ČOV ve vztahu k emisím fosforu je dostatečné množství. Není tomu ale vždycky tak. Podle nařízení vlády č. 61/2003 Sb. ve znění nař. vl. č. 229/2007 Sb. a nař. vl. č. 23/2011 Sb. (dále NV 61): „Odběry by neměly být prováděny za neobvyklých situací, při přívalových deštích a povodních.“ To je z pohledu kontroly běžného provozu ČOV jistě v pořádku, ovšem nedozvíme se nic o fungování ani o emisích z ČOV za deště a vůbec nic ani o funkci jakéhokoli odlehčení. Přitom právě období srážek je z pohledu emisí fosforu zásadně důležité. V závislosti na nastaveném odlehčovacím poměru část odpadních vod prochází čistícím procesem jen částečně a část není čištěna vůbec. Tyto vody představují mimo jiné i významný zdroj P pro recipient. Množství fosforu, které se za těchto situací dostává do toku či nádrže nelze z běžně dostupných informací kvantifikovat. K tomu se může přidat špatně nastavený odlehčovací poměr, případně celkově špatná funkčnost odlehčení jako takového (zanesený odlehčovací kanál, netěsnosti atd.), či nevhodné nakládání s aktivovaným kalem a rázem se ČOV může stát daleko významnějším zdrojem fosforu než by z pravidelných hlášení vyplývalo. Už z uvedených informací, které jsou ve vodohospodářské veřejnosti obecně známy, je zřejmé, že získat údaje o skutečném vstupu znečišťujících látek z bodových zdrojů do povrchových vod je obtížné a že vycházet z dat předávaných znečišťovateli povede s jistotou k systematickému podhodnocování úlohy bodových zdrojů také při hodnocení emisí fosforu.

Tento příspěvek si klade za cíl ukázat výsledky, které byly získány podrobným „nestandardním“ bilančním monitoringem několika vybraných ČOV, sledovaných v rámci živinových bilancí rybníků a vodních nádrží a porovnat tyto výsledky s hodnotami, se kterými běžně pracujeme v rámci výpočtu vodohospodářských bilancí.

Materiál a metody

Výsledky, které jsou v tomto příspěvku použity, byly získány v rámci bilančního živinového monitoringu rybníků a vod-

ních nádrží, který je součástí provozního monitoringu státního podniku Povodí Vltavy. V příspěvku bude prezentována zvláště problematika významných bodových zdrojů v povodí rybníků Rožmberk, Buzický a vodní nádrže Švihov sledovaných v letech 2010–2012. Charakteristika lokalit a podrobný popis odběrových schémát lze nalézt v publikacích: [5, 6]. Výpočet bilancí fosforu a celkových látkových odnosů ze zájmových povodí bylo provedeno dle [1, 7].

Výsledky a diskuze

Rybník Rožmberk, ČOV R.A.B a Třeboň

Rybník Rožmberk je největším rybníkem (449 ha) v povodí údolní nádrže Orlík a současně i největším rybníkem České republiky. Díky velké ploše povodí (více než 1 200 km²) se rybník Rožmberk stává významným „hráčem“ z pohledu akumulace vody v povodí. Neoddiskutovatelný je také jeho vliv na transformaci živin a jeho následný dopad na střední a dolní tok řeky Lužnice, která patří mezi nejdůležitější dopravní tepny fosforu do VN Orlík. Z pohledu trofie lze rybník Rožmberk označit za hypereutrofní a již v minulosti byl podezříván z výrazně negativní fosforové bilance a označen za velkého „producenta fosforu“ [8]. Uvažovalo se o staré zátěži uvolňované postupně z bahna a také o vlivu rybářského hospodaření. Abychom zjistili příčinu této negativní živinové bilance provádíme již od roku 2010 v rámci projektu „Revitalizace Orlické nádrže“ pravidelný živinový bilanční monitoring cílený především na látkovou bilanci fosforu.

V prvním roce 2010 byla zjištěna negativní bilance P. Rybník uvolnil 2,56 t P rok⁻¹. Celkový specifický přísun P do rybníka Rožmberk v roce 2010 byl poměrně vysoký: 5,75 g m⁻². Celkový specifický odnos P z povodí rybníka Rožmberk činil v podmínkách roku 2010 18,8 kg km⁻² rok⁻¹, což je ve srovnání s ostatními námi sledovanými rybníky hodnota spíše nižší (např. rybník Hrusický 38,2 kg km⁻² rok⁻¹, Dehtář 23,3 kg km⁻² rok⁻¹, Staňkovský s vysokou lesnatostí povodí 15,7 kg km⁻² rok⁻¹). Reálná retence P rybníkem Rožmberk byla –10%. Potenciální retence (vypočítána na základě doby zdržení vody v rybníce [7]) byla v podmínkách roku 2010 odhadnuta na 29% (7,35 t P rok⁻¹). Rozdíl zjištěné a potenciální možné retence tedy činil téměř 10 tun (!). To je i v látkové bilanci tak velké vodní nádrže, jako je Orlík, velké číslo.

Z hlavních přítoků měla největší podíl na vnosu P velkovýkrmna prasat R.A.B+ČOV Třeboň: 35% (8,90 t P rok⁻¹), dále pak řeka Lužnice: 32% (8,13 t P rok⁻¹) a Prostřední stoka: 26% (6,42 t P rok⁻¹). Vstupy z rybářského hospodaření byly prakticky zanedbatelné a dosahovaly přibližně 2% celkového vstupu P za rok.

Rok 2011 byl z pohledu bilance celkového P poněkud odlišný. Rybník během roku zadržel 0,3 t P. Celkový specifický přísun P byl nižší než v roce předešlém: 3,15 g m⁻². Celkový specifický odnos P z povodí rybníka Rožmberk činil 10,0 kg km⁻² rok⁻¹. Reálná retence P byla 2% (0,3 t P rok⁻¹). Potenciální retence P byla v podmínkách roku 2011 odhadnuta na 31%

(4,20 t P rok⁻¹). Rybník tedy zadržel o 3,9 t P rok⁻¹ méně, než by teoreticky mohl. Největší podíl na vnosu P, měla řeka Lužnice 40% (5,43 t P rok⁻¹), která byla následována R.A.B s ČOV Třeboň s podílem 35% (4,78 t P rok⁻¹) a Prostřední stokou s 18 % podílem (2,49 t P rok⁻¹). K celkovým ročním bilancím P (2010 i 2011) je ještě nutné doplnit, že v obou případech byl hlavní zdroj fosforu přísun z povodí (> 95%) a méně než li 5% pocházelo ze vstupů z rybářského hospodaření.

Největším zdrojem fosforu pro Rožmberk byla v roce 2010 velkovýkrmna prasat R.A.B společně s ČOV Třeboň. V roce následujícím došlo k výraznému poklesu vnosu fosforu z tohoto zdroje. To bylo způsobeno především tím, že v roce 2011 došlo k silnému omezení a následnému ukončení provozu ve velkovýkrmně prasat R.A.B. Současně došlo k výstavbě nové ČOV Třeboň (vybavené chemickým srážením P). Ta byla od srpna 2011 uvedena do zkušebního provozu. V roce 2010, kdy ještě plně fungoval R.A.B probíhalo čištění odpadních vod z tohoto provozu a odpadních vod z města Třeboň v jedné společné ČOV umístěné v areálu R.A.B. Přecházející odpadní vody, které odtékaly z ČOV se dočišťovaly v soustavě čtyř biologických rybníků. Odtok z posledního, čtvrtého biologického rybníka ústí přímo do rybníka Rožmberk.

Díky podrobnému bilančnímu monitoringu bylo odhaleno kromě nevhodné manipulace s biologickými rybníky (často v rozporu s vodoprávním povolením) i několik nevidovaných „černých“ výpustí z areálu R.A.B, které představovaly pro Rožmberk významný kontinuální zdroj fosforu (odlehčování OV bylo zaznamenáno při každé návštěvě). Koncentrace P celkového v odpadní vodě odtékající z „černých“ výpustí dosahovaly hodnot blízkých se 20 mg l⁻¹.

Tabulka 1 ukazuje srovnání množství celkového fosforu, které oteklo z provozu R.A.B a ČOV Třeboň společně s biologickými rybníky (BR) (celkem) v letech 2010 a 2011 a ČOV Třeboň (bez R.A.B a biologických rybníků, které již nebyly zapojeny do čištění OV) v roce 2012. V tabulce jsou uvedena množství fosforu vypočtená z hlášení provozovatele (p), z kontrolní činnosti vodohospodářské laboratoře Povodí Vltavy České Budějovice (kč) a výsledky získané pravidelným bilančním monitoringem („Bilanční monitoring PVL“). Z výsledků v roce 2010 je patrný výrazný rozdíl mezi hodnotami provozovatele, příp. z kontrolní činnosti a hodnotami získanými pravidelným monitoringem. Rozdíl se pohyboval kolem 6,5 tuny P ročně! V roce 2011 se tento rozdíl přibližně o polovinu snížil v důsledku útlumu velkochovu a nabíhání nové ČOV. V roce 2012 již celoročně fungovala nová ČOV Třeboň. Dočišťování odpadních vod neprobíhalo přes soustavu biologických rybníků a vyčištěné OV byly svedené přímo do rybníka Rožmberk. Celkové roční množství P, které se dostává z ČOV do rybníka se snížilo na 0,5 t ročně. Pokud k tomu připočteme i množství fosforu, které oteklo ze soustavy biologických rybníků (sedimenty se starou zátěží P) dostáváme se na přibližně 1,4 t P ročně. Oproti roku 2010 se tedy jedná o pokles o přibližně 84%.

Tabulka 1. Roční množství celkového fosforu (Pc), které oteklo z ČOV a R.A.B Třeboň v letech 2010–2012. Hodnoty jsou vypočtené jednak z hlášení provozovatele (p) a jednak z výsledků kontrolní činnosti (kč) státního podniku Povodí Vltavy (PVL). Výsledky z roku 2012 jsou bez odtoku z R.A.B. (ukončení provozu). BR – biologické rybníky.

Lokalita	Rok	ČOV + BR p/kč PVL Pc [t rok ⁻¹]	ČOV + BR Bilanční monitoring PVL Pc [t rok ⁻¹]	Rozdíl [t rok ⁻¹]
R.A.B + ČOV	2010	2,4/2,5	8,9	6,5/6,4
R.A.B + ČOV	2011	1,3/1,4	4,9	3,6/3,5
ČOV	2012	0,5/0,5 (ČOV bez BR)	1,4	0,9

Tabulka 2. Roční množství celkového fosforu (Pc), které odtéklo z ČOV Blatná v r. 2012. Hodnoty jsou vypočtené jednak z hlášení provozovatele (p) a jednak z výsledků kontrolní činnosti (kč) státního podniku Povodí Vltavy (PVL). Jako odlehčení byla zachycena pouze výpust odlehčující před nátokem na ČOV.

Lokalita	Rok	ČOV odtok p/kč PVL Pc [t rok ⁻¹]	ČOV + odlehčení Bilanční monitoring PVL Pc [t rok ⁻¹]	Rozdíl [t rok ⁻¹]
ČOV Blatná	2012	2,1/2,2	4,0	1,9

Rybník Buzický, ČOV Blatná

Rybník Buzický (60 ha) leží nedaleko města Blatná a je posledním rybníkem na Mračovském potoce před jeho zaústěním do řeky Lomnice. Ta je spolu s říčkou Skalicí důležitým eutrofičním faktorem pro otavské rameno VN Orlík. Do Buzického rybníka je sveden odtok z ČOV Blatná. Před jejím vybudováním sloužil rybník k přímému čištění odpadních vod. Na rybníce je v současnosti uplatňován dvouhorkový systém produkce tržní ryby (dominuje kapr).

I přes vysoký roční specifický přísun fosforu, který přesahoval 8 g m⁻², a přes svůj silně hypertrofní charakter, vykazoval Buzický rybník pozitivní látkovou bilanci fosforu. Během roku 2012 rybník zadržel 3,2 t P! Reálná retence byla 66%, zatímco retence P vypočtená na základě teoretické doby zdržení (67 dní) byla pouze 45%.

Celkový specifický odnos fosforu z povodí Mračovského potoka nad rybníkem Buzický činil 103 kg km⁻² rok⁻¹. Hlavní podíl na takto vysokém odnosu fosforu mělo město Blatná, které se podílelo více než 80% na celkovém vstupu P do rybníka Buzický. V absolutních číslech se jednalo o bezmála 4,0 t P rok⁻¹ (tab. 2). Jedním z důvodů takto vysokého odnosu fosforu bylo, že ČOV Blatná dosud není vybavena technologií na srážení P. Hlavním důvodem ale byl fakt, že velké množství fosforu se do rybníka Buzický dostávalo z odlehčení ČOV. V průběhu roku bylo zjištěno, že odlehčovací kanálem odtékala odpadní voda i v období bezdeštného počasí, a to vlivem dlouhodobě nevyhovujícího hydraulického řešení stokové sítě (prakticky při každé druhé návštěvě bylo zaznamenáno odlehčování). Problém sice je dlouhodobě známý, ale emise znečištění nebyly nijak podchytené a tedy ani vykazované, takže ani tlak na zlepšení nebyl dostatečný. A kde není tlak na řešení, tam ani k žádnému zlepšení situace, jak pozorujeme v praxi, nedochází.

Orientační představu, o jaké množství P se může jednat, získáme, pokud porovnáme námi zjištěné hodnoty s hodnotami, které udává v hlášení provozovatel ČOV. Pro upřesnění uvádíme, že námi zvolený odběrový profil byl pod soutokem odlehčovacího kanálu a odtoku z ČOV, kdežto provozovatel (i PVL v rámci kontrolní činnosti) odebírá vzorky přímo v odtoku z ČOV nad zaústěním odlehčení. Rozdíl mezi emisí P zjištěnou (4,0 t P rok⁻¹) a emisí deklarovanou provozovatelem ČOV (2,1 t P rok⁻¹) činil za rok 2012 téměř 48%, což představovalo množství 1,9 t P rok⁻¹ (tab. 2)! Na základě výsledků z kontrolní činnosti bychom dospěli k přibližně shodným číslům, která deklaruje provozovatel (2,2 t P rok⁻¹). Je tedy zřejmé, že bychom s použitím deklarovaných emisí P pracovali s výrazně podhodnocenými údaji a Buzický rybník bychom vyhodnotili chybně - jako neutrální: ani nezadržel, ani neuvolnil.

Pokud se vrátíme k celkovému specifickému odtoku P z povodí Mračovského potoka nad Buzickým rybníkem a vypočítáme tento odtok bez započtení ČOV Blatná, dostaneme se na hodnotu 21,1 kg km⁻² rok⁻¹. V povodí Mračovského potoka je relativně velké množství drobných obcí, které nemají centrální čištění odpadních vod. Zároveň se zde nachází velké množství rybníků, které mohou svou retenční kapacitou přispívat k potlačení nadměrného živinového zatížení z bodových zdrojů. Podle výsledků, které jsme získali odběrem několika melioračních per v povodí Buzického rybníka se odnos fosforu ze zemědělsky

obhospodařovaných pozemků v tomto povodí pohybuje v rozptětí 4–8 kg km⁻² ročně. Otázkou tedy zůstává, mezi které zdroje rozdělit zbývající P: cca 13–17 kg km⁻² za rok. Jaký je podíl rybářského hospodaření a co přičíst na vrub obcím? V současné době je prováděn plošně rozsáhlý screening rybníků v povodí jak Mračovského potoka tak i celého povodí řeky Lomnice. V povodí Mračovského potoka je relativně malý podíl rybníků, které by byly významně průtočné. Jsou zde spíše rybníky, které tento tok ovlivňují převážně v období zvýšených průtoků, případně v období výlovů. Lze tedy odhadnout, že jejich podíl na celkovém vnosu P do Mračovského potoka nebude ve srovnání s vnosem z bodových zdrojů tak výrazný. Tuto úvahu bude možné upřesnit až po skončení monitoringu.

ČOV Pelhřimov

Město Pelhřimov je největším sídelním útvarům v povodí vodárenské nádrže Švihov na Želivce. Logicky bychom předpokládali klíčový význam odpadních vod z Pelhřimova pro zachování stále ještě nízké úrovně eutrofizace naší největší a nejdůležitější vodárenské nádrže. Údaje deklarované znečišťovatelem hovořily od r. 2005 o emisích 1,45–1,98 t P za rok, což se po transformaci předzdrží Sedlice nezdálo oproti celkovému ročnímu vstupu P do Švihova v úrovni cca 11 t (2011) příliš dramatické.

ČOV Pelhřimov sice disponuje poměrně účinným srážením P, ovšem ČOV je hydraulicky nedostatečná, takže už mírná srážková činnost znamená odlehčování nečištěných odpadních vod. Akumulační dešťové zdrže na zachycení nejznečištěnějšího podílu odpadní vody proplachující kanalizační řad nejsou v Pelhřimově k dispozici. Odlehčování je tedy ve městě přímo do recipientu (potok Bělá) a hlavní podíl odpadní vody je odlehčován za česlemi ČOV do soustavy dvou biologických rybníků (BR) ležících v nivě Bělé. Rybníky sice tvoří kaskádu, ale voda může být do každého z nich z Bělé připouštěna a naopak z rybníků může více nebo méně řízeně (česle se ucpávají listím) do Bělé odtékat. Vzhledem ke komplikovanosti hydrologické situace byla sledována říčka Bělá nad Pelhřimovem - pod Kulíkovým rybníkem (sportovní rybolov), který jakost vody stabilizoval, a pak až pod oběma BR, ještě před zaústěním potoka Olešná. Tak byl zachycen vliv města Pelhřimova jako celku, nikoli pouze vliv prostřednictvím odpadních vod procházejících „předpisově“ skrz ČOV. Nad Pelhřimovem byly průtoky měřeny přístrojem Flow-Tracker, pod BR pracuje limnigraf (profil Radětín).

Výsledky ukázaly dobrý stav průtočného Kulíkova rybníka nad Pelhřimovem, odkud odtékalo průměrně (IV.-XII.) 0,11 mg.l⁻¹ P celk. Příznivou situaci dokládá i specifický látkový odnos P z plochy povodí vztažený k odtoku z tohoto rybníka: 9,12 kg km⁻² rok⁻¹. Odnos P je vzhledem k poměrně hustě osídlenému a zemědělsky využívanému povodí velmi nízký a ukazuje na schopnost Kulíkova rybníka zadržovat P. Bilanční sledování ale tento rybník nezahrnovalo.

Kontrastem k dobře fungujícímu Kulíkovu rybníku byly oba BR přijímající odlehčované odpadní vody. Horní z nich nesl trvale známky těžké hypertrofie se silným zatížením organickými látkami a s napjatým kyslíkovým režimem. Dolní byl stále ještě silně hypertrofní: P celk. 0,5–2,3 mg.l⁻¹, N-NH₄ 0,5–8,2 mg.l⁻¹. Nedobrá stav rybníků je evidentně důsledkem obrovského látkového přetěžování.

Tabulka 3. Roční množství celkového fosforu (Pc), které oteklo z města Pelhřimov v r. 2012. Hodnoty jsou vypočtené jednak z hlášení provozovatele ČOV (p) a jednak z výsledků kontrolní činnosti ČOV (kč) státního podniku Povodí Vltavy (PVL). Bilanční monitoring zahrnuje kromě odlehčení i všechny další vlivy na území Pelhřimova.

Lokalita	Rok	ČOV odtok p/kč PVL Pc [t rok ⁻¹]	ČOV + odlehčení Bilanční monitoring PVL Pc [t]	Rozdíl [t rok ⁻¹]
ČOV Pelhřimov	2012	1,24/2,4	4,5 (IV.-IX.) / ~6 (I.-XII.)	~4,8

Výsledky monitoringu v roce 2012 ukázaly vodu v Bělé pod BR jako vysoce zatíženou sloučeninami fosforu: Pcelk průměrně 0,50 mg.l⁻¹ s maximy 0,7-2,1 mg.l⁻¹. Po propočtech látkové bilance bylo zjištěno, že zatímco profilem pod Kulíkovým rybníkem proteklo za sledované období IV.-XII. 0,57 t P, pod Pelhřimovem včetně BR to bylo 5,08 t, tedy o zhruba 4,5 t P víc. Tento rozdíl se po extrapolaci na celý rok 2012 zvýší na ~6 t. Pokud bychom v bilančním hodnocení zdrojů P v povodí vycházeli pouze z údajů deklarovaných znečišťovatelem, pracovali bychom zde pouze se zhruba 20% skutečného zatížení (tab. 3) a pro zbylou část bychom hledali zdroje někde jinde, např. mezi zdroji plošnými či difuzními.

Bilanční hodnocení v roce 2012 také ukázalo, že město Pelhřimov je pro VN Švihov skutečně zcela dominantním zdrojem fosforu, bez jehož vyřešení budou další – byť i nákladné – protieutrofizační aktivity málo účinné. Výsledky získané v roce 2012 prověřujeme v letošním roce a předběžné výsledky v zásadě potvrzují naše loňská zjištění.

Závěry

V rámci bilančního monitoringu rybníků Rožmberk a Buzický a vodárenské nádrže Švihov jsme získali podrobnější informace o fungování a významu několika poměrně velkých bodových zdrojů znečištění.

Za nejdůležitější závěr považujeme jednoznačné doložení předpokládané skutečnosti, že hodnocení bodových zdrojů fosforu, tedy měst a obcí, pouze na základě údajů deklarovaných provozovateli ČOV vede k zásadnímu podhodnocení jejich významu. Toto podhodnocení pak zkruskuje popis situace v hodnoceném povodí a vede k nesprávnému nastavení priorit opatření, která mají za cíl snížení eutrofizace. Důsledkem je neefektivní vynaložení finančních prostředků.

Při řešení bodových zdrojů znečištění je velmi důležité zabývat se fungováním celé lokality za srážkoodtokových událostí. Zásadní je už nakládání se srážkovými vodami (podpora zasaňování, dalšího využití, omezování zpevněných ploch, odvádění vody mimo splaškovou kanalizaci...), protože to má určující dopad na dimenzování ČOV, dešťových zdrží, odlehčení... a v důsledku samozřejmě na látkové vlny probíhající vodotečí. Právě tyto látkové vlny nesou eutrofizačně nejrizikovější sloučeniny P a představují významný podíl na látkové bilanci P.

Rybníky mají přirozeně dānu schopnost účinné retence P [např.: 7, 9, 10, 11], která může znamenat výrazné omezení vlivu P z bodových zdrojů. Pokud jsou ale technologické problémy ČOV či stokové sítě řešeny (nikde nevykazovaným!) přetěžováním rybníka, jsou silně negativní dopady na bilanci P – a na možnosti jejího řešení – nevyhnutelné.

Za důležité považujeme také upozornit na to, že protieutrofizační úsilí není možné bez soustavné a podstatné(!) intenzivnější

ší a podrobnější kontroly bodových zdrojů znečištění, než jaká je běžně praktikována. Právě v rámci bilančních monitoringů se pravidelně setkáváme s nějakým problémem. Může jít o nesprávné či neobdobné provozování ČOV (malé obce), o nevyhovující, zastaralé a ne zcela funkční technologie, o dlouhodobě neřešené problémy ČOV či stokové sítě. Obvykle pouze podněty dobře podložené získanými poznatky mohou vést ke zlepšení situace [11]. Bilanční monitoring má tedy nezastupitelné místo v každém protieutrofizačně zaměřeném projektu.

Poděkování

Tento příspěvek byl zpracován za použití dat s částečným příspěvkem Mze – programu NAZV, projektu QI102A265.

Literatura

- [1] HEJZLAR J., BOROVEC J., POLÍVKA J., ŽALOUDEK J. *Ověřovací studie metodiky vyhodnocení zdrojů fosforu a dusíku v povodí nádrže Orlík na subpovodích Lomnice a Skalce*. Biologické centrum AV ČR, v.v.i., Hydrobiologický ústav České Budějovice, 22s, 2010a.
- [2] HEJZLAR J., BOROVEC J. *Fosfor ve vodních ekosystémech – formy, stanovení, koloběhy*. Sborník z konference Cynobakterie, Brno, Česká republika Maršálek B, Halousková O. (edit), 85 – 95 s, 2004.
- [3] HEJZLAR J., BOROVEC J., MOŠENEROVÁ, P., POLÍVKA, J., TUREK, J., VOLKOVÁ, A. ŽALOUDEK, J. *Bilanční studie zdrojů fosforu a dusíku v povodí nádrže Orlík*. Biologické centrum AVČR, v.v.i., Hydrobiologický ústav. České Budějovice, 2010b.
- [4] HEJZLAR J., DURAS J., KOMÁRKOVÁ J., TUREK J., ŽALOUDEK J. *Vodárenská nádrž Mostiště: Vyhodnocení monitoringu nádrže a povodí*. Biologické centrum AVČR, v.v.i., Hydrobiologický ústav. České Budějovice, 2007.
- [5] DURAS J., POTUŽÁK J. *Nový způsob monitoringu rybníčních lokalit zaměřený na látkové bilance*. Sborník semináře Revitalizace Orlické nádrže, 12.-13.10.2010, Písek. Vysoká škola technická a ekonomická v Českých Budějovicích. ISBN 978-80-254-9014-3: pp. 93-97, 2010.
- [6] POTUŽÁK J., DURAS J., BOROVEC J., ROHLÍK V., LANGHANSOVÁ M., KUBELKA A. *První výsledky živinové bilance rybníku Rožmberk s posouzením vlivu na řeku Lužnici*. Sborník semináře Revitalizace Orlické nádrže, 12.-13.10.2010, Písek. Vysoká škola technická a ekonomická v Českých Budějovicích. ISBN 978-80-254-9014-3: pp. 99-118, 2010.
- [7] HEJZLAR J., ŠÁMALOVÁ K., BOERS P., KRONVANG B. *Modeling phosphorus retention in lakes and reservoirs*. Water, Air and Soil Pollution: Focus 6: 487-494, 2006.
- [8] LANGHANSOVÁ M. *Rybník Rožmberk 2000-2001*. Interní zpráva Povodí Vltavy, s.p., České Budějovice, 10s, 2002.
- [9] POTUŽÁK J., DURAS J. *Jaké riziko představují rybníky v procesu eutrofizace vodních nádrží*. Vodní nádrže 2012, 26.-27. září 2012, Brno, Česká republika, Kosour D. (Edit.), str. 68-71, 2012.
- [10] POTUŽÁK J., DURAS J. *Rybníky jako účinný nástroj pro snižování živinového zatížení povodí*. Vodárenská biologie 2013, 6.-7.2.2013, Praha, ČR, Říhová – Ambrožová J. (Edit.). str. 32-40, 2013.
- [11] MARCEL M., DURAS J. *Vodárenská nádrž Žlutice a rybníky v jejím povodí*. Vodárenská biologie 2013, 6.-7.2.2013, Praha, ČR, Říhová – Ambrožová J. (Edit.). str. 41-47, 2013.

PŘEDZDRŽE V POVODÍ VN ŠVIHOV – LÁTKOVÁ BILANCE, ÚČINNOST RETENCE FOSFORU

Jakub Dobiáš¹, Karel Forejt, Jindřich Duras, Michal Marcel, Marek Liška

¹Povodí Vltavy, státní podnik, Holečkova 8, 150 24 Praha, jakub.dobias@pvl.cz

Abstrakt

Látkové bilance živin představují účinný nástroj, který umožňuje posuzovat zdroje živin v povodích. Pro naši největší vodárenskou nádrž VN Švihov na Želivce má velký význam především látková bilance fosforu. V jejím povodí jsou vybudovány tři předzdrže (VN Némčice, VN Trnávka a VN Sedlice). Vyznačují se sice značným eutrofním charakterem, ale tím současně dobře plní ochrannou funkci VN Švihov a významně zamezují přísunu fosforu do nádrže. Laboratoře státního podniku Povodí Vltavy provádějí pravidelný intenzivní monitoring, který spolu s údaji o množství vody (z limnigrafických stanic) umožňuje vyhodnotit látkovou bilanci. Autoři prezentují nejdůležitější výsledky z posledních let. Retence fosforu v předzdržích kolísá a v rámci sezóny má proměnlivou účinnost, velké množství celkového fosforu je zachyceno během letních měsíců, obdobně je tomu u fosforečnanového fosforu. Procento zachycení látek je úzce spojeno s hydrologickým režimem v povodí, dále s odtokovým režimem vody z nádrže a v neposlední řadě s látkovým složením přitékající povrchové vody.

Klíčová slova: látková bilance; retence; fosfor; nádrž.

Abstract

Mass balance of nutrients is an effective tool that allows to assess the sources of nutrients in the catchments. For our largest drinking water reservoir has a great importance especially mass balance of phosphorus. In the water reservoir Švihov are built three retention dams (Němčice, Trnávka and Sedlice). They all have considerable eutrophic character, but thanks to this, they protect Švihov reservoir and significantly prevent phosphorus input into the reservoir. Laboratory of the Vltava River, state enterprise carry out regular intensive monitoring, which together with data from limnigraphic stations allows to perform calculations of mass balances. The authors present the most important results of the last years. Retention of phosphorus in the three retention basins fluctuates and the season has variable efficacy. A large number of total phosphorus is captured during the summer months, similar to phosphate phosphorus. The percentage of interception is closely linked to the hydrological regime in the basin, drainage mode and finally with concentration of phosphorus on the basin tributary.

Keywords: mass balance; retention; phosphorus; water reservoir.

Úvod

Vodárenská nádrž Švihov je největší nádrží svého druhu v České republice zásobující více než 1,2 mil. obyvatel pitnou vodou. Jako taková je kvalita vody v nádrži a jejím povodí dlouhodobě intenzivně sledována. Nadměrný přísun živin z povodí do nádrže negativně ovlivňuje kvalitu vody. Pro VN Švihov má zásadní význam přísun fosforu, který je v porovnání s dal-

šími živinami v relativním nadbytku [3]. Je tedy zásadním limitujícím prvkem pro autotrofní organismy, především pak sinice a v našich vodách určuje úživnost celého ekosystému [1,3]. Měla by mu tedy být přisuzována přinejmenším stejná, nebo vyšší pozornost, než-li dusíku. V povodí VN Švihov jsou vybudovány tři předzdrže, významně přispívají k retenci živin a erozních partikulí, což je také jejich primární účel. Na účinnost zadržování má vliv látkové složení přitékající vody, velikost průtoku, roční období a způsob manipulace vody v předzdržích, především pak jejich odtokový režim. Pro dlouhodobé a udržitelné snížení přísunu fosforu do vod je ovšem velmi důležité racionálně posoudit jeho hlavní zdroje v povodí a prioritně se soustředit na ty největší [2].

Předzdrže Sedlice a Trnávka se nacházejí na dvou hlavních páteřních tocích povodí VN Švihov, VN Sedlice na řece Hejlovce (od nádrže nazývané Želivkou) a VN Trnávka na Trnavě, obě tyto řeky spolu s dalšími významnějšími toky odvodňují oblast o velikosti cca 1200 km² (Želivka 848 km² a Trnava 341 km²). Třetí nádrž, VN Némčice, se nachází na Sedlickém potoce (odvodňující území cca 96 km²), který ústí přímo do vzdutí VN Švihov a tím významně ovlivňuje kvalitu vody.

Hlavní přítok do VN Sedlice (Hejlovka) je ovlivněn výrazným bodovým znečištěním antropogenního původu z říčky Bělá, která protéká městem Pelhřimov. Jankovský potok, ústící přímo do VN Sedlice, přináší živiny převážně ze zemědělsky obhospodařovaných oblastí. Samotná nádrž je typická velmi krátkou relativní dobou zdržení (Tab. 1) a je nejvíce eutrofní. Odtok z vodní nádrže je zajišťován šachtovým přiváděčem na vodní elektrárnu v hloubce 5 – 7 m, základovou výpustí se udržuje pouze asanační průtok. Vodní tok Trnava ústí do Želivky pod obcí Želiv, přináší znečištění ze zemědělsky intenzivně obhospodařovaných oblastí a znečištění z aglomerace Pacov. Na Trnavě byla se vznikem VN Švihov vybudována předřadná vodní nádrž VN Trnávka, která je v přítokové části rozdělena ponořeným stupněm. V oblasti před ponořeným stupněm jsou vyvedeny odpadní vody z papíren CEREPA Červená Řečice. Plochou největší předřadná nádrž má krátkou teoretickou dobu zdržení (Tab. 1), odtok z ní probíhá základovou výpustí, což je důležité pro vývoj stratifikačních poměrů během léta a účinnost retence fosforu v nádrži [3]. Pod soutokem vodních toků Želivky a Trnavy se nachází bilanční profil Želivka – Poříčí, který z pohledu jakosti i množství vody (5,35 m³.s⁻¹ za sledované období) představuje hlavní přítok do vodárenské nádrže. Další významné toky pro povodí VN Švihov vtékají již přímo do nádrže, jsou to levostranné přítoky Martinický, Blažejovický a konečně Sedlický potok ústící do VN Švihov cca 4,5 km od odběrného objektu. Na Sedlickém potoce byla vybudována objemově nejmenší (Tab. 1) předřadná nádrž Némčice na zachycení znečištění ze zemědělsky obhospodařované krajiny Čechtice a okolí. Voda může z nádrže odtékat buď z hloubky cca 2 – 3 m pod nornou stěnou, nebo spodní výpustí, která se však prakticky nepoužívá.

Aktuálně je pro kvalitu vody v povodí VN Švihov zcela zásadním zdrojem živin rozpuštěný fosfor z bodových zdrojů, přede-

Tabulka 1. Parametry předzdrží VN Švihov.

Parametr	Sedlice	Trnávka	Němčice
Objem [m ³] / zatopená plocha [ha]	2,22.10 ⁶ / 38,3	6,7.10 ⁶ / 84	1,16.10 ⁶ / 24,5
Průměrná / maximální hloubka [m]	5,1 / 15	6,2 / 11	3,9 / 9
Dlouhodobý roční průtok [m ³ .s ⁻¹]	2,58	2,06	0,45
Teoretická doba zdržení [den]	4 - 15	20 - 50	20 - 60

vším lidských sídel [2]. Plošné zdroje (zemědělské plochy včetně orné půdy) jsou díky erozi také významným zdrojem živin, ovšem převážně dusíku, který růst sinic (oproti rozpuštěné formě fosforu) výrazně neovlivňuje. Z hlediska priorit je nejméně významnou živinou dusík z bodových zdrojů, který je po oxidaci na dusík nitrátový a vypuštění z ČOV za určitých podmínek dokonce i žádoucí a může zamezit uvolňování reaktivního fosforu ze sedimentu (redoxní poměry při vyčerpání kyslíku u dna nádrže) [3]. Retence živin v předřadných nádržích může významně přispět k eliminaci zvýšených koncentrací celkového fosforu na odtoku, snížení podílu fosforečnanového fosforu a omezení jeho závislosti na průtoku v letním období. Bilanční hodnocení živin pak přináší komplexnější přehled o pohybu a přísunu živin do toků a nádrží.

Materiál a metody

Průměrné průtoky z limnigrafů v měrných profilech na vodních tocích v povodí VN Švihov pocházejí ze záznamů automatických monitorovacích stanic měřících denní průměrné průtoky, minima, maxima a další charakteristiky. Pro vlastní hodnocení látkových bilancí se vycházelo z průměrných měsíčních úhrnů vody a průměrných měsíčních koncentrací, z toho byly vypočteny průměrné roční hodnoty za celé sledované období, roky 2006-2010. Povodí Vltavy, státní podnik sledovalo použité fyzikálně-chemické ukazatele (rozpuštěný kyslík, N-NO₃, N-NH₄, P_{celk.} a P-PO₄) na přítocích VN Švihov s frekvencí čtyřikrát za měsíc, včetně profilů přítoku a odtoku předzdrží. Rozdíl mezi koncentracemi fosforu na vstupu a výstupu určil retenci fosforu v nádržích. Samotné předřadné nádrže byly sledovány jednou měsíčně.

Výsledky a diskuse

Bilanční hodnocení živin na přítocích VN Švihov přináší komplexní pohled na množství znečištění přinášené jednotlivými toky. Mezi profily Hejlovka, nacházejícím se nad soutokem s Bělou (průměrný roční průtok 0,974 m³.s⁻¹) a Želivka – Kojčice, který je lokalizován pod soutokem (roční průtok 1,863 m³.s⁻¹) dochází k významnému navýšení P_{celk.} (o 3,5 t ročně za sledované období) a N-NH₄ (o 10,2 t), které je přičítáno městu Pelhřimov a okolí. V úseku Želivky mezi přítoky Bělá a Trnava je významnějším přítokem Jankovský potok (roční průtok 0,842 m³.s⁻¹), který je zaústěn do jednoho z ramen VN Sedlice, kde se nachází mnoho drobných vodních toků, které se v bilanci projeví až v profilu Poříčí. Vnos látek do Želivky Jankovským potokem činil v ročním průměru za sledované období 2 t P_{celk.}, 145 t N-NO₃ a 2,3 t N-NH₄. Vodní tok Trnava představuje na soutoku s Želivkou 38 % celkového ročního průtokového množství z obou toků (roční průtok 2,101 m³.s⁻¹). Posouzení bilancí je komplikováno upouštěním vody z nádrže Trnávka a blízkému vyústění odpadních vod z ČOV Želiv. Bilance ukazatelů znečištění byla stanovena na 3,7 t P_{celk.}, 453 t N-NO₃ a 12,7 t N-NH₄. I přes samočisticí procesy a pozitivní vliv předzdrží docházelo pod soutokem toků v profilu Poříčí (roční průtok

5,359 m³.s⁻¹) k dalšímu nárůstu znečištění o 0,4 t P_{celk.} a N-NO₃ o 173 t (u N-NH₄ byl zaznamenán úbytek o 10 %, což činí v ročním průměru cca 3 t). Zároveň však vzrostl i průtok (o 0,553 m³.s⁻¹). Uvedené navýšení tak lze přisuzovat drobným tokům, které nejsou sledovány, popřípadě nepřesností v měření průtoků. Celková bilance v profilu Poříčí byla 11,5 t P_{celk.}, 1111 t N-NO₃ a 25,3 t N-NH₄.

Celkový vnos látek do VN Švihov počítaný z uvedených průtoků činí (průměrné roční hodnoty za sledované období): 15 t P_{celk.}, 1477 t N-NO₃ a 30,2 t N-NH₄ (roční průměrný průtok: 6,645 m³.s⁻¹). Z hlediska velikosti přítoků do VN Švihov je nejvýznamnější Želivka (81 % z průměrného průtoku za sledované období), Martinický potok (11 %), Sedlický potok (6 %) a Blažejovický potok (2 %). Velikost průtoků zhruba odpovídá bilančnímu zastoupení živin a intenzitě přísunu fosforu, ale kvalitu vody ve vodárenské nádrži může významně ovlivnit i vnos látek ze Sedlického potoka (Obr. 1), který přitéká do nádrže blízko hráze.

Positivní vliv VN Sedlice a VN Trnávka je výrazněji viditelný na průměrných ročních koncentracích P_{celk.} v podélném profilu Želivky. Zatímco v profilu Kojčice (po soutoku s Bělou, nad VN Sedlice) se koncentrace celkového fosforu (roční průměry za sledované období) pohybovaly v rozmezí 0,085 – 0,115 mg.l⁻¹, v profilu pod VN Sedlice (Poříčí) to bylo 0,055 – 0,08 mg.l⁻¹. Obdobné snížení během sledovaného období je vidět i na podélném profilu vodního toku Trnava po průchodu VN Trnávka. Koncentrace P_{celk.} pod papírnami v Červené Řečici před VN Trnávka byly v rozmezí 0,07 – 0,115 mg.l⁻¹, koncentrace na odtoku z nádrže pak ve všech letech vyjma roku 2006 splňovaly vodárenský limit 0,05 mg.l⁻¹ (rozmezí 0,035 – 0,065 mg.l⁻¹).

Charakteristiky zatížení fosforem ukazují na přítoku do VN Němčice výrazné periodické zvyšování koncentrací P_{celk.} i P-PO₄ v letním období (Obr. 1), naopak nejnižší přísun fosforu je ve sledovaných letech v zimě a na jaře při vyšších průtocích způsobených odtáváním sněhu. Podíl P-PO₄ (dostupná forma fosforu pro autotrofní organismy) na přísunu P_{celk.} je vysoký především v létě a zimě (měsíční průměr za sledované období až 64 %) a jeho závislost na průtoku je negativní (Obr. 1), což může být způsobeno naředěním znečištění z aglomerací vyšším průtokem. Po průtoku nádrží je na Obr. 2 vidět markantní zlepšení parametrů, které způsobují eutrofizaci vod. Došlo ke snížení dlouhodobých letních vysokých koncentrací P_{celk.}. Výrazné je i snížení letního podílu P-PO₄ na celkovém fosforu v létě a jeho závislost na průtoku byla výrazně potlačena.

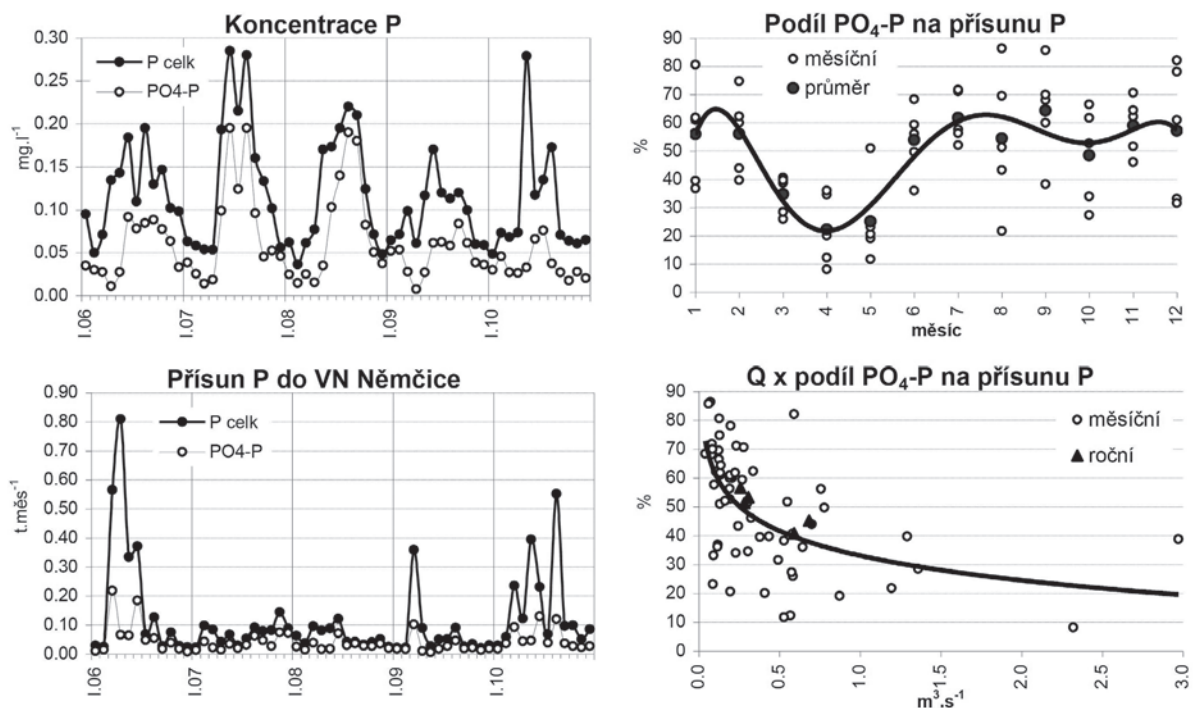
Obdobný retenční účinek na zatížení fosforem má i VN Trnávka. Na přítoku jsou nejvyšší koncentrace P_{celk.} v létě (maxima měsíčních průměrů za sledované období: 0,11 – 0,43 mg.l⁻¹) s vysokým podílem P-PO₄ (až 50 %), který je negativně závislý na průtoku. Po průchodu nádrží došlo k výraznému snížení letních koncentrací P_{celk.} (maxima měsíčních průměrů za sledované období: 0,053 – 0,18 mg.l⁻¹). Dále byl snížen podíl P-PO₄ na P_{celk.}, v létě ovšem stále docházelo k jeho navýšení, byť bylo oproti přítoku mírnější. To je důsledkem vypouštění vody z nádrže základovou výpustí. Živiny, které vznikají rozkladem biomas nebo přitékají povrchovou vodou a zasouvají se do hy-

polimnia (tzn. i $P-PO_4$), se kumulují u dna a snáze přecházejí do odtoku.

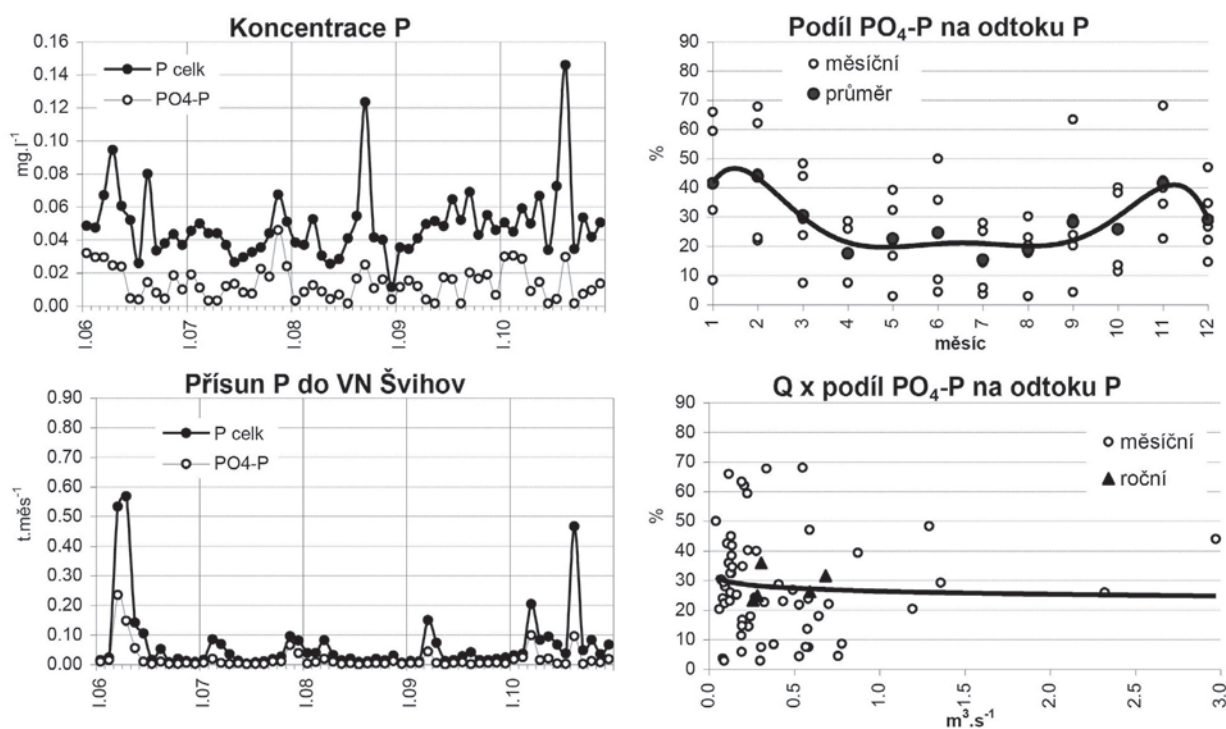
Účinnost retence fosforu ve VN Némčice byla dle bilančních charakteristik v jednotlivých měsících (během sledovaných let 2006-2010) proměnlivá, maximálních hodnot bylo dosaženo v letních měsících, kdy u $P_{celk.}$ bylo dosaženo až 90% a u $P-PO_4$ 97% účinnosti, v zimě je účinnost naopak nejnižší (Obr. 3). Vysoká retenční účinnost je spojená především s nízkými průtoky vody, při zvýšených průtocích se účinnost retence fosforu předzdrže

sníží. Nejnižší účinnost byla zaznamenána při povodňových průtocích nebo v období, kdy do nádrže přitékaly velmi nízké koncentrace fosforu (Obr. 1). V jednotlivých letech bylo zachyceno 39-57% $P_{celk.}$, průměrně 46%. Bilanční vyjádření retence fosforu v tunách (Obr. 3) ukazuje maximální retenci $P_{celk.}$ v první polovině léta a $P-PO_4$ v polovině druhé. V jednotlivých letech bylo zachyceno 0,41 – 0,98 t, průměrně pak 0,6 t.

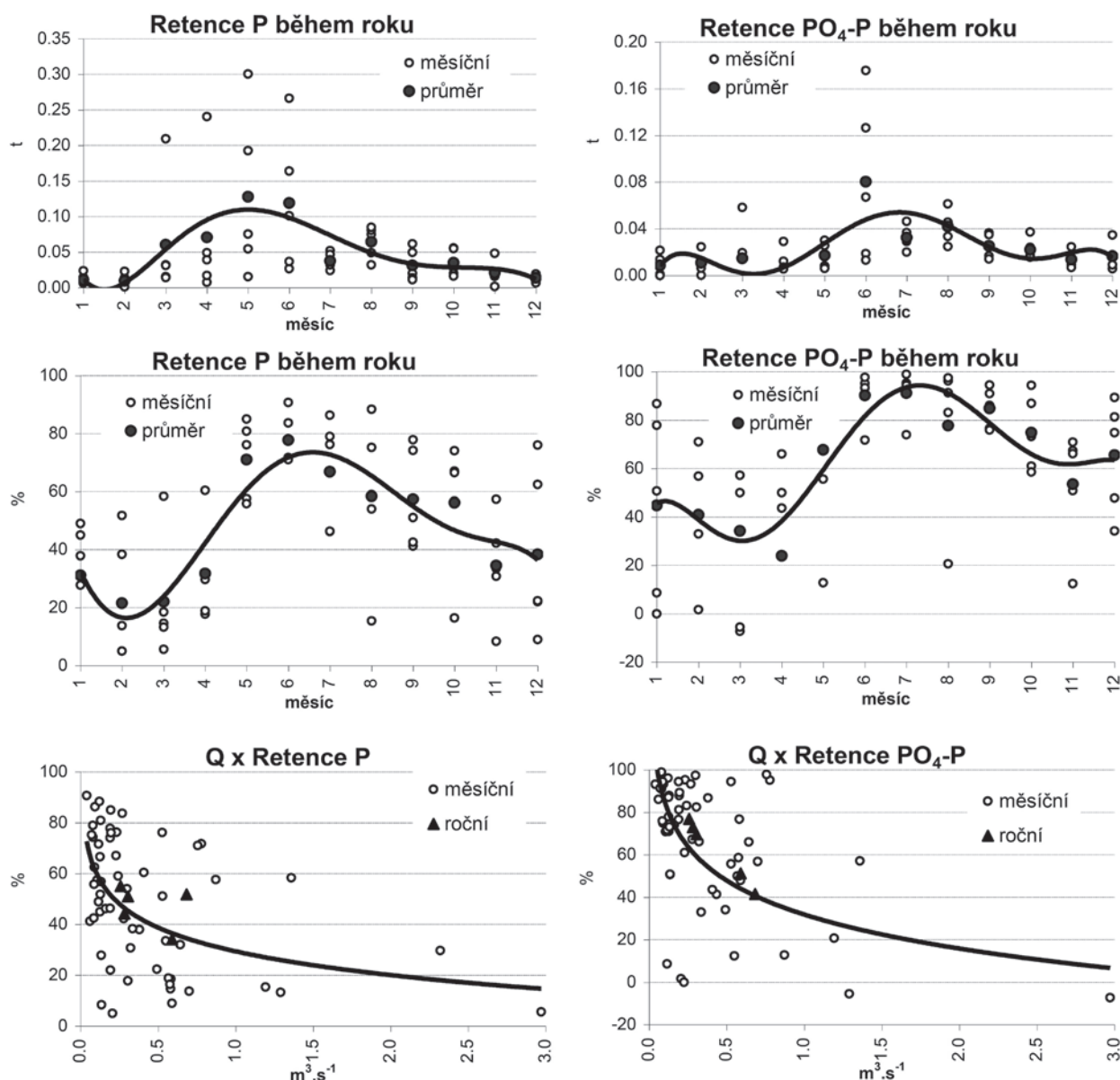
Schopnost retence živin ve VN Trnávka je proměnlivá a závisí na míře znečištění přitékající povrchové vody a na hydrolo-



Obrázek 1. Sedlický potok, charakteristiky zatížení fosforem na přítoku do VN Némčice v letech 2006-2010.



Obrázek 2. Sedlický potok, charakteristiky zatížení fosforem na odtoku z VN Némčice v letech 2006-2010.



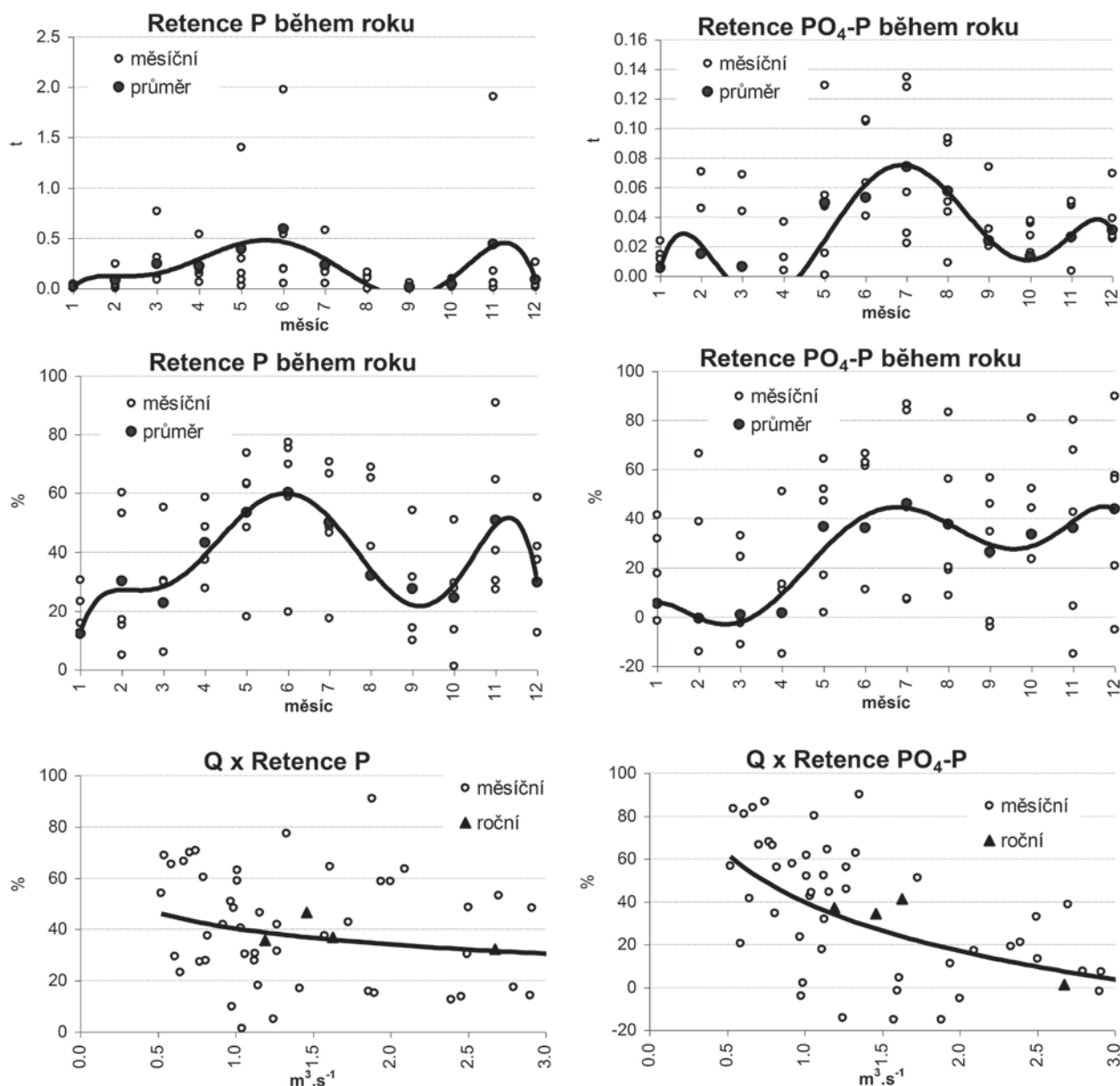
Obrázek 3. Retence fosforu ve VN Němčice v období 2006-2010.

gických podmínkách. Nejvyšší účinnosti (až 91 %) retence $P_{celk.}$ a $P-PO_4$ bylo dosaženo v létě (Obr. 4), u $P-PO_4$ se ale objevily epizodicky záporné hodnoty (až -61 %). Retence $P_{celk.}$ není viditelně závislá na průtoku, u $P-PO_4$ je tato závislost zřetelně negativní, což znamená, že za zvýšených průtoků a povodňových stavů se účinnost nádrže při retenci fosforečnanového fosforu snižuje. V jednotlivých letech bylo nádrží zachyceno 20 – 60 % $P_{celk.}$ (průměrně 39 %), což je v porovnání s VN Němčice méně. Přestože jsou teoretické doby zdržení podobné a VN Trnávka je navíc opatřena ponořeným stupněm, příčinou nižší účinnosti zachytu $P_{celk.}$ je odpouštění vody základovou výpustí. Podobně tomu u těchto dvou nádrží bylo i se schopností zadržovat dusíkaté látky (0,8 % oproti 17 % $N-NO_3$ ve VN Němčice a 3,7 % oproti 20,4 % $N_{celk.}$ ve VN Němčice). Na bilančním vyjádření retence fosforu v tunách (Obr. 4) je u $P_{celk.}$ zřetelná maximální retence během května a června, u $P-PO_4$ je to od června do srpna. V jednotlivých letech (2006-2010) bylo zachyceno 0,81 – 4,89 t $P_{celk.}$ (průměrně 2,37 t).

Do VN Sedlice přitéklo v období let 2006-2010 zhruba 30 t $P_{celk.}$. Pro výpočet retence jsou k dispozici data pouze z roku

2010, kdy vzhledem k těžbě sedimentů v horní nádrži Vřesník oteklo z nádrže cca 9,3 t $P_{celk.}$, to je o zhruba 10 % více, než byl součet vnosů Želivky a Jankovského potoka. Vzhledem ke krátké době zdržení můžeme předpokládat 20-30 % účinnost retence.

Retenční schopnost předzdrží byla prověřena i během extrémně vysokých průtoků při povodňové události v červnu letošního roku. Na VN Trnávka byla při nejvyšším průtoku dne 3. 6. 2013 (denní průtok na profilu Červená Řečice: 28,14 $m^3 \cdot s^{-1}$) účinnost retence fosforu zřetelně nižší (17 %), než za běžného stavu. Z bilančního hlediska nádrž zadržela 73 kg $P_{celk.}$ za den. Bezprostředně po povodních 17. 6. 2013 byla retence dokonce negativní (-4,4 % při průtoku 4,36 $m^3 \cdot s^{-1}$), což bylo zřejmě způsobeno vyplavením části sedimentů z nádrže. Retenční schopnost se ovšem relativně rychle obnovila, 24. 6. 2013 při běžném denním průměrném průtoku 2,49 $m^3 \cdot s^{-1}$ byla již účinnost retence fosforu cca 36 % (6,45 kg $P_{celk.}$ za den), což je téměř dlouhodobý průměr za období 2006 - 2010. Ve VN Sedlice se účinnost retence $P_{celk.}$ (přinášeného především z města Pelhřimov) během povodní výrazněji ne-



Obrázek 4. Retence fosforu ve VN Trnávka v období 2006-2010.

změnila, při nejvyšším denním průměrném průtoku $47,17 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (3. 6. 2013) byla 39%, o dva týdny později při průtoku $3,38 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ byla 32%. Výrazný byl ovšem rozdíl v hmotnostním vyjádření, kdy 3. 6. 2013 nádrž zadržela 529 kg P_{celk} za den a o 14 dní později 16,33 kg za den. Pro VN Němčice se během nejvyšších průtoků (3. 6. 2013; $20,34 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) nepodařilo získat potřebná data, o dva týdny později se účinnost retence P_{celk} pohybovala kolem 50 %.

Závěr

Na účinnost zadržování živin má vliv látkové složení přítékající vody. Uvedené výsledky poukazují na důležitost vlivu bodových zdrojů, které jsou zásadním zdrojem fosforu pro VN Švihov, což dokládá i objem znečištění z města Pelhřimov vnášený do povodí vodním tokem Bělá. Retence živin v předzdržích je dále závislá na průtoku, kde při vyšších průtocích (až povodňových stavech) se schopnost zadržovat fosfor snižuje. Je tedy potřeba věnovat zvýšenou pozornost sledování vnosu živin během vysokých srážek a povodňových událostí. Bilance živin jsou za povodňových stavů většinou nepřesné a téměř vždy

významně podhodnocené. Dalším faktorem ovlivňujícím retenci živin je i způsob manipulace s vodou v nádrži. V letních měsících za anoxických podmínek přechází $P-PO_4$ ve VN Trnávka snáze do odtoku v důsledku vypouštění vody základovou výpustí. Ideální je stav na VN Němčice, kde voda odtéká z nádrže 2 – 3 m pod hladinou, živiny jsou tak zachycovány v sedimentu a zároveň nedochází k úniku sinic z hladiny, které by jinak mohly inkulovat VN Švihov.

Dusík je odstraňován v nádržích především denitrifikací $N-NO_3$ v anoxickém prostředí v sedimentech, na účinnost má vliv koncentrace dusíku na přítoku a rychlost difuze do sedimentu. Průměrná retence klesala spolu s průměrnou koncentrací na přítoku (VN Němčice: $10,6 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$, VN Trnávka: $7,5 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$, VN Sedlice: $5,4 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$). S vysokou retencí živin v předzdržích souvisí i vysoká míra zazemňování (ve sledovaném období zachycovaly nádrže v průměru 80 % nerozpuštěných látek). Proto je nutné počítat s pravidelnou těžbou sedimentů, která je periodicky prováděna, je však velmi nákladná.

Povodí VN Švihov je urbanistická a vysoce zemědělsky obhospodařovaná krajina (58 % orné půdy), tím se vodárenská

nádrž vystavuje zvýšenému přísunu živin z plošných i bodových zdrojů. Dokud nebudou vyřešeny emise fosforu kompletně přímo u zdrojů, je třeba využívat vysokou retenční schopnost živin (především fosforu) třech předzdrží v povodí nádrže co možná nejvíce. VN Němčice zadržela za sledované roky 2006-2010 celkem cca 3 t $P_{\text{celk.}}$ (účinnost 46 %), VN Trnávka pak 12 t (účinnost 39 %), účinnost VN Sedlice se pro nedostatek dat odhaduje na 20 – 30 %. Vysoká účinnost retence živin ve VN Němčice pozitivně ovlivňuje bilanci fosforu, což má zásadní vliv na kvalitu vody v jezerní části vodárenské nádrže v blízkosti hráze. Díky průchodu vody předzdržemi klesá podíl $P-PO_4$ na $P_{\text{celk.}}$ a snižují se i jeho letní maxima, což je zásadně důležité pro udržení nízké trofie samotné vodárenské nádrže VN Švihov.

Literatura

- [1] HECKY, J. and KILHAM, P. *Nutrient limitation of phytoplankton in freshwater and marine environments: A review of recent evidence on the effects of enrichment*. Limnology and Oceanography, 1988, roč. 33, č. 4, s. 796-822.
- [2] JARVIE, H.P., NEAL, C., WITHERS, P.J.A. *Sewage-effluent phosphorus: A greater risk to river eutrophication than agricultural phosphorus?* Science of the Total Environment, 2006, č. 360, s. 246-253.
- [3] KALFF, J. *Limnology*. 2nd ed. Prentice Hall, 2001. 592 s. ISBN 0130337757.
- [4] MILLIER, H.K.G.R., HOODA, P.S. *Phosphorus species and fractionation – Why sewage derived phosphorus is a problem*. Journal of Environmental Management, 2011, č. 92, s. 1210-1214.

METODIKA HODNOCENÍ OHROŽENOSTI VODNÍCH NÁDRŽÍ EUTROFIZACÍ ZPŮSOBENOU PŘÍSUNEM EROZNÍHO FOSFORU

Josef Krása¹, Tomáš Dostál¹, Pavel Rosendorf², Josef Hejzlar³, Jakub Borovec³

¹ *Fakulta stavební, ČVUT v Praze, Katedra hydromeliorací a krajinného inženýrství, Praha*

² *Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v.v.i., Praha*

³ *Biologické centrum AV ČR, v.v.i., Hydrobiologický ústav, České Budějovice*

Abstrakt

Vodní nádrže v ČR jsou dlouhodobě ohroženy jednak eutrofizací (podmíněnou přebytkem dostupného fosforu), jednak sedimentem, a dále toxickými látkami (rozpuštěnými, ale často rovněž vázanými na sediment). S narůstající extremitou klimatu ve středoevropském regionu je v posledních letech zanášení nádrží ještě eskalováno. Za účelem celorepublikového posouzení rizika eutrofizace povrchových vod je řešen projekt QI102A265 „Určení podílu erozního fosforu na eutrofizaci ohrožených útvarů stojatých povrchových vod“. Prezentovaná metodika se skládá z několika částí: posouzení stavu trofie povrchových vod a ohroženosti nádrží; bilanční vyhodnocení jednotlivých zdrojů ve velkých povodích na vstupu do povrchových vod i v celém schématu povodí; kvantifikace erozního smyvu; kvantifikace transportu sedimentu do jednotlivých nádrží; určení celkového a rozpuštěného fosforu pocházejícího z eroze, resp. určení eutrofního potenciálu erozního smyvu. Stručně jsou zmíněna možná ochranná opatření proti vstupu erozního smyvu do nádrží.

Klíčová slova: *Transport splavenin; zanášení nádrží; eutrofizace; vodní eroze; transport fosforu.*

Abstract

Water reservoirs in the Czech Republic are endangered by eutrophication (subject to an excess of available phosphorus), accumulation of sediment, and toxic substances (dissolved, but often also bound to sediment). With the increasing climate extremity in Central Europe during recent years, reservoirs' silting has escalated. For the purpose of the national risk assessment of eutrophication of surface water, the project QI102A265 was designed („The proportion of the erosion of phosphorus to eutrophication risk of stagnant surface water bodies“). The presented methodology consists of several components: assessment of the eutrophication risk and vulnerability for particular reservoirs; balancing P resources in large catchments; quantification of erosion washes; quantification of sediment transport in individual tanks; determination of total and dissolved phosphorus originating from erosion. At the end there are briefly mentioned possible protective measures against the entry of erosion washes into reservoirs.

Keywords: *Sediment transport; reservoirs' silting; eutrophication; soil erosion; phosphorus.*

Úvod

Jedním z požadavků Rámcové směrnice o vodách EU je zajištění dobrého stavu či potenciálu vodních útvarů. Dobrý stav/potenciál je definován celou řadou parametrů včetně eutrofizace. Vodní útvary především stojatých vod v ČR jsou silně ohroženy právě eutrofizací díky vysokému přísunu živin, zejména pak fosforu ve všech jeho podobách. Významným zdrojem fosforu zejména v zemědělské krajině jsou i plošné zdroje znečištění, které zde představuje zejména eroze a transport splavenin, na něž je fosfor ve zvýšené míře vázán. Otázkou je, zda tyto erozní zdroje přispívají významně eutrofizaci nádrží, nebo fosfor vázaný na částice není spuštěním eutrofizačního procesu důležitý.

Zjištění tohoto významu je jedním z cílů projektu NAZV QI102A265 „Určení podílu erozního fosforu na eutrofizaci ohrožených útvarů stojatých povrchových vod“. Účelem projektu je zajistit možnosti efektivního vodohospodářského řešení pro zabezpečení dlouhodobě udržitelné kvality vody významných vodních nádrží při zachování jejich plné funkčnosti. Definováním zdrojových ploch sedimentu v povodích a jejich skutečného efektu na zanášení nádrží budou lokalizována místa vhodná pro návrhy retenčních prvků a protierozních opatření a budou vyčísleny transportované objemy sedimentu v řešených povodích. Dále bude vypočtena bilance celkového zatížení vybraných útvarů stojatých povrchových vod fosforem včetně zhodnocení jeho vlivu na eutrofizaci těchto útvarů.

Konečným výsledkem projektu tak bude naplnění požadavků Rámcové směrnice pro vodní politiku EU, která ukládá provést analýzu významných vlivů a v případě, že vodní útvary neplní environmentální cíle, vyžaduje přijetí účinných opatření. Posouzení skutečného stavu nádrží a jejich závislosti na erozních procesech v povodí povede k lepšímu managementu v ochraně a organizaci dotčených povodí a k dosažení dobrého stavu nebo potenciálu vodních útvarů.

Hlavním přínosem projektu bude přímé uplatnění výsledků, souvisejících s hodnocením podílu plošného znečištění (erozního smyvu) na zatížení útvarů stojatých vod fosforem, při aktualizaci Plánů oblastí povodí v roce 2014. Výsledky projektu budou pilotně využity státním podnikem Povodí Vltavy jako spolupříjemcem projektu v aktualizovaných Plánech oblastí povodí Horní Vltavy, Berounky a Dolní Vltavy a po ověření metodiky také v ostatních oblastech povodí na území ČR.

Dalšími přínosy budou:

- Metodika pro hodnocení vnosu znečištění (především fosforu) z plošných zdrojů do vodních toků a nádrží

- Specifikace oblastí vhodných pro efektivní realizaci ochranných opatření (protierozní opatření, a zachycování sedimentu, ...)

Očekává se racionalizace zavádění všech potřebných opatření v rámci ochrany a organizace povodí, která se projevují:

- snížením zanášení řešených nádrží,
- zlepšením kvality vody na tocích i v nádržích a zabezpečení lepší funkčnosti nádrží,
- snížením ohroženosti zemědělské půdy vodní erozí a povrchovým odtokem.

Základní principy metodiky

Posouzení stavu trofie povrchových vod a ohroženosti nádrží. Nejprve jsou stanoveny environmentální cíle pro fosfor v tekoucích vodách (mezní koncentrace dlouhodobě monitorovaného celkového fosforu) a doporučeny rovnice pro porovnání mezních koncentrací na přítoku do nádrže s charakteristikami konkrétní nádrže [1]. Tento krok předchází určení zdrojů a následnému rozboru povodí a je podrobně rozebrán v souvisejících příspěvcích (Mgr. Rosendorf, RNDr. Borovec).

Stanovení jednotlivých zdrojů v povodích na vstupu do vodního toku je prvním krokem ke zjištění základního spouštěče eutrofizace cílové nádrže. Všechny zdroje jsou stanoveny formou vstupních koncentrací P do toku a převedeny na formu biologicky dostupného fosforu (BAP), resp. rozpuštěného reaktivního fosforu (P_{rozp} , SRP). Pro kvantifikaci vstupu fosforu prostřednictvím bodových zdrojů znečištění jsou jako výchozí využity dva rozdílné typy podkladů, jejichž informace se vzájemně doplňují. Velcí provozovatelé povinně poskytují údaje o vypouštění do souhrnné vodní bilance. Druhou skupinou použitých údajů jsou data o nakládání s odpadními vodami v obcích a jejich částech v jednotlivých krajích, zpracované v Plánech rozvoje vodovodů a kanalizací (PRVKÚK). Všechny údaje jsou umístěny do mapy pro jednotlivé části obcí a doplněny průměrnými vypouštěními množstvími (dle počtu hlášených obyvatel) v místech chybějící evidence.

Neerозní fosfor ze zemědělských ploch převládající v odtoku za běžných srážko-odtokových situací je kvantifikován jako násobek specifického odtoku, přispívající plochy a průměrné dlouhodobé koncentrace rozpuštěného fosforu pro převládající půdní typy získané monitoringem VÚV TGM. Pro **lesní plochy** jsou průměrné koncentrace rovněž získány monitoringem a násobeny specifickým odtokem.

Samostatnou kapitolou je určení eutrofního potenciálu **rybníčního hospodaření** a významu **rekreačního využití** nádrží. Jedná se o zdroje velmi specifické, jejichž význam výrazně kolísá v jednotlivých lokalitách ČR a získání podrobných dat je značně náročné. Rybníčnímu hospodaření se podrobně věnují ostatní příspěvky této konference (RNDr. Duras).

Erozní fosfor je stanoven pomocí podrobného modelování erozního smyvu a transportu sedimentu v celé ploše povodí; následně s využitím eutrofizačního potenciálu jednotlivých pozemků orné půdy je vstup dotažen do úrovně transportu celkového i rozpuštěného fosforu do toků i v systému toků a nádrží. Podrobně je tomuto zdroji věnována následující kapitola.

Hodnocení dlouhodobého významu zdrojů fosforu na vstupu do toků v povodí však nedostatečně charakterizuje prostorový a časový význam jednotlivých typů zdrojů pro skutečnou eutrofizaci hodnocené nádrže. Všechny vstupy fosforu jsou brány rovnocenně a porovnávají se pouze celková množství. Z pohledu základního srovnání produkce fosforu v jednotlivých zdrojích je to přístup vhodný, pro hodnocení eutrofizace nádrží je to však přístup silně zjednodušující.

Dalším krokem je proto **bilanční vyhodnocení významu**

jednotlivých zdrojů v celém schématu povodí s využitím dat dlouhodobého monitoringu fosforu v dostupných měrných profilech povodí. Modelované hodnoty transportu erozního fosforu jsou porovnávány s přírůstky fosforu v jednotlivých profilech nasčítanými z ostatních známých zdrojů.

Výpočet erozního smyvu a transportu sedimentu do cílové nádrže

Veškeré dosavadní projekty v ČR řešící podobná měřítka (tedy povodí velikosti tisíců až desítek tisíc km²) postupovaly celistvým přístupem a schéma transportu splavenin sestavovaly z dílčích povodí (v nejpodrobnějším případě IV. řádu č. h. p.). Zde jsme se rozhodli pro distribuovaný přístup, který umožňuje zpětnou identifikaci zdrojů splavenin do úrovně části konkrétního pozemku. Jako modelový nástroj byl vybrán model WATTEM/SEDEM [3], umožňující v uvedeném měřítku řešit všechny tři fáze výpočetního schématu: (i) transport splavenin přímo z pozemku (bilanci smyvu a depozice v závislosti na transportní kapacitě daného místa svahu), (ii) transport vodními toky (včetně bilance vstupu z pozemků a všech přítoků do všech úseků říční sítě) a (iii) bilanci ve všech průtočných nádržích (ve vazbě na příslušné toky, v závislosti na poměru zachycení splavenin).

Uvedené řešení předpokládá získání veškerých polohopisných údajů v maximální možné podrobnosti, má-li být konektivita drah povrchového odtoku reprezentována alespoň částečně věrohodně a mají-li být ve schématu všechny drobné toky i nádrže v povodích. Erodovatelné pozemky (včetně trvalých travních porostů) lze převzít z registru zemědělské půdy LPIS a databáze ZABAGED. Digitální model terénu (DMT) pro stanovení odtokových drah byl adaptován ze stereoskopicky pořízeného modelu GEODIS DTM v rozlišení 10 m. Toto rozlišení bylo převzato jako bazální pro celé modelování transportu splavenin i fosforu a lze je doporučit jako vhodné pro řešení podobného rozsahu i v budoucích aplikacích.

Vodní toky jsou převzaty z vrstvy „A02 – vodní tok (jemné úseky)“ databáze DIBAVOD, nicméně její adaptace pro zajištění funkční topologie s vyloučením obtokových a slepých ramen, různých převodů a přivaděčů, ošetření minimální délky úseků, aby nevypadaly ze systému při převodu do desetimetrového rozlišení rastru, polohopisné navázání na nádrže, to vše jsou náročné, nicméně nezbytné geoinformační a programovací úlohy.

Pro určení poměru zachycení (TE) v nádržích je třeba znát jejich objem a dlouhodobý průtok, neboť TE je závislý na teoretické době zdržení [4]. Cílem je do schématu zahrnout všechny mapované nádrže identifikované jako průtočné. Databáze nádrží DIBAVOD nicméně disponuje v ČR více než 70 tisíci objekty, přičemž odhadovaný počet nádrží v ČR se pohybuje cca do 30 tisíc. Kromě pojmenovaných nádrží jsou proto v celorepublikové databázi ponechány pouze objekty s plochou přesahující 0,25 ha. K nim byly přiřazeny hodnoty objemů a průměrných průtoků ze všech dosažitelných databází, přičemž u objemu se jedná pouze o zlomek celkového počtu (cca 3000 z 20477), u průtoku ještě řádově méně. Zbylé objemy byly dopočteny dle ploch a charakteristických lokalit, průtoky potom na základě celorepublikově odvozené mapy ročního specifického odtoku (podle známých údajů z literatury a hlášených profilů ČHMÚ). Mapa specifického odtoku je dalším samostatným geoinformačním výstupem řešení, který bylo nutno realizovat samostatným výzkumem po zjištění, že nejsou dostupné ani dlouhodobé průtoky v nádržích, ani úsekový model průtoků v tocích, ani výše uvedená mapa.

Po kombinaci všech výše uvedených získaných nebo vytvořených zdrojů dat je namodelován dlouhodobý (roční průměrný) transport splavenin až do řešených vodních útvarů.

Stanovení eutrofizačního potenciálu erozního smyvu v povodí

Určení výsledného eutrofizačního potenciálu erozního smyvu se následně dělí na dva možné přístupy.

Prvním postupem je **modelování transportu celkového erozního fosforu** stejnými principy jako modelování transportu sedimentu. Na základě mapy celkového fosforu v půdách a poměru obohacení [5] je určen obsah erodovaného fosforu. Model WATEM/SEDEM byl adaptován tak, aby bylo možno modelovat přímo transport celkového fosforu v povodí [1]. Tento postup byl testován a aplikován na všechna řešená povodí, přičemž problémem postupu zůstává určení podílu rozpuštěného (nebo uvolnitelného) fosforu v erozním smyvu (který lze takto stanovit pouze paušálně značně nepřesně jako jednotky procent fosforu celkového). Navíc obsah celkového fosforu v půdách není ideálním prediktorem obsahu rozpuštěného fosforu ve vodě zatížené sedimentem z daného pozemku, jak bylo prokázáno Borovcem a kolektivem [6, 7].

V průběhu řešení projektu byly hledány způsoby upřesnění určení eutrofizačního potenciálu erozního smyvu a jako vhodný lokálně stanovitelný prediktor se ukázala **informace o zásobenosti půd fosforem** (výluh dle Mehlich3 – P_{M3}), z níž lze odvodit i množství P, které může přispívat k eutrofizaci nádrže. Výhodou je, že tento parametr je velmi podrobně a pravidelně monitorován během agrochemického zkoušení půd ČR. Agrochemické zkoušení zemědělských půd (AZP) provádí podle zákona č. 156/1998 Sb. Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský.

Hodnoty P_{M3} je třeba z bodové informace plošně vyjádřit pro všechny půdní bloky databáze LPIS vstupující do výpočtu. Přepočtem lze následně určit procentní podíl rozpuštěného fosforu (resp. BAP) na celkovém fosforu vstupujícím z daných pozemků do vodního toku. To je řešeno tak, že do transportního schématu modelu WATEM/SEDEM (opět formou upraveného faktoru erodovatelnosti půdy) je zahrnut nejen celkový celkový fosfor (po aplikaci poměru obohacení na hodnoty koncentrace celkového fosforu v půdě), ale také rozpuštěný fosfor uvolněný z částic po vstupu do toků. Výstupem takto upraveného modelu jsou pak celková roční množství sedimentů, celkového fosforu a rozpuštěného fosforu potenciálně uvolňovaného ze sedimentů erozního původu v tocích. Při transportu rozpuštěného fosforu říční sítí a nádržemi nelze uplatňovat poměr zachycení jako u sedimentu (protože se jedná o rozpuštěnou formu, nikoli sedimentující částice), ale používá upravená retenční funkce, která umožňuje výpočet jeho zachycení odlišně od sedimentu. Příspěvek rozpuštěného fosforu z eroze je pak transportován schématem toků a nádrží do závěrové nádrže povodí v podstatně větší míře než je tomu u sedimentu.

Vypočtené hodnoty jsou dále opět porovnávány s naměřenými koncentracemi v zjednodušeném bilančním modelu.

Závěr

Výše uvedená metodika charakterizuje dlouhodobý význam zdrojů v povodí řešené nádrže pro eutrofizaci. V konkrétních letech úměrně hydrologické situaci se mohou poměry zdrojů významně změnit, to je pak vždy třeba posoudit bilančním modelem sestaveným přímo pro hodnocené období.

V případě dostatku kvalitních dat monitoringu v dostatečném počtu profilů, a to včetně zachycení epizodních situací, především v době kulminačních průtoků, lze bilanční model použít ke kalibraci a verifikaci uvedené metodiky pro konkrétní povodí.

Po vyhodnocení řady velkých povodí v ČR lze konstatovat, že erozní smyv není obvykle dominantním zdrojem rozpuštěného fosforu a tedy nepodmiňuje vznik eutrofizace v nádrži, nicméně modelování i měření prokazují významné přísuny sedimentu do nádrží, jež jsou provázány dalšími negativními důsledky (zákal, zaplňování zásobního prostoru, toxicita). Intenzivní prosazování protierozních a zachytných opatření v zemědělsky využívané krajině je proto v zájmu ochrany kvality našich povrchových vod nejen z pohledu eutrofizace.

Poděkování

Výzkum je realizován v rámci projektu NAZV QI102A265 „Určení podílu erozního fosforu na eutrofizaci ohrožených útvarů stojatých povrchových vod“ a metodika řešení je aktualizována s podporou projektu TA ČR č. TA02020647 „Atlas EROZE - moderní nástroj pro hodnocení erozního procesu“.

Literatura

- [1] KRÁSA J. ET AL. – Určení podílu erozního fosforu na eutrofizaci ohrožených útvarů stojatých povrchových vod; dílčí zpráva projektu NAZV č. QI102265 za rok 2010; FSv ČVUT v Praze, 2010.
- [2] KRÁSA J. ET AL. – Určení podílu erozního fosforu na eutrofizaci ohrožených útvarů stojatých povrchových vod; dílčí zpráva projektu NAZV č. QI102265 za rok 2011; FSv ČVUT v Praze, 2012.
- [3] VAN ROMPAEY A. - VERSTRAETEN G. - VAN OOST K. - GOVERS G. - POESEN J.: Modelling mean annual sediment yield using a distributed approach. *Earth Surface Processes and Landforms*. 2001. 26 (11), 1221-1236.
- [4] DENDY, F.E., AND W.A. CHAMPION. Sediment Deposition in U.S. Reservoirs. MP-1362. U.S. Dept. Agr., Agr. Res. Serv., 1978.
- [5] SHARPLEY A. N.: Dependence of runoff phosphorus on extractable soil phosphorus. *J. Environ. Qual.*, 1995, 24, 920-926.
- [6] BOROVEC J., JAN J., HEJZLAR J., KRÁSA J., ROSENDORF P. Eutrofizační potenciál erozních částic v nádržích, sborník konference Vodní nádrže 2012, 26. - 27. 9. 2012, Brno, Česká republika, Kosour D. (edit.), str. 57 - 61.
- [7] JAN J., BOROVEC J., KOPÁČEK J., HEJZLAR J. What do results of common sequential fractionation and single-step extractions tell us about P binding with Fe and Al compounds in non-calcareous sediments? *Water Research* 47 (2013) p. 547-557.

ODNOS FOSFORU A DUSÍKU Z DESETI MIKROPOVODÍ V POVODÍ VN DALEŠICE

Daniel Fiala

Výzkumný ústav vodohospodářský, T. G. Masaryka, v.v.i.,
Podbabská 30, 160 00 Praha 6, 220 197 348, fiala@vuv.cz

Abstrakt

V rámci projektu „Model jakosti vody v povodí VD Dalešice“ bylo vybráno deset mikropovodí k ročnímu sledování koncentrace klíčových živin (N, P a C) a průtoku (Q). Smyslem mimořádného monitoringu bylo efektivní získání dat nutných pro zpřesnění odnosu látek z výhradně plošných zdrojů znečištění, resp. jejich jednoznačné odlišení od podílu bodových zdrojů na celkovém zatížení nádrže. Spolu s výhradně zemědělskými (8) a zcela lesními mikropovodími (2), byly rovněž s měsíční frekvencí odebírány prosté vzorky charakterizující odnosy z rybníčních soustav (2) a větší toky (4), včetně uzávěrového profilu na páteřním toku Jihlavy. Odběry na těchto 16 profilech pokrývají celé spektrum poměru zdrojů běžných pro naši krajinu. Synchronní odběry na blízkých profilech (3 páry a čtveřice) umožňují spolehlivě charakterizovat nejen dominantní zdroje, ale i retenci či eliminaci látek během transportu říční sítí. Příspěvek shrnuje hlavní výsledky monitoringu mikropovodí nalézajících se v povodí Jihlavy nad VD Dalešice a vyzdvihuje nezbytnost jejich dlouhodobého sledování.

Klíčová slova: Fosfor; dusík; eutrofizace; plošné zdroje znečištění; zemědělská mikropovodí.

Abstract

There were ten headwaters sampled monthly for N, P and C within the project „Model of water quality in the Jihlava river watershed above the Dalešice reservoir“. These characterizing non-point sources (8 for agricultural land and 2 for forest) were included into extraordinary monitoring altogether with profiles under fish pond systems (2) and larger streams (4). Resulting network of 16 profiles covers whole range of source apportionment usually met in the Czech Republic. Because of synchronized sampling the results enable us to appoint major sources of pollution and estimate retention and/or elimination of nutrients within the river network. Goal of the article is to summarize main results from observed headwaters and highlight importance of their monitoring for water management.

Keywords: Phosphorus; nitrogen; eutrophication; non-point sources of pollution; agricultural headwaters.

Úvod

Klíčovým fenoménem trvale poutajícím pozornost správců povodí i laické veřejnosti v ČR jsou vodní květy sinic, jakožto nejmarkantnější projev živinami obohacovaných uměle zadržovaných vod. Prvkem dlouhodobě limitujícím primární produkci fytoplanktonu je samozřejmě i v našich vodách fosfor [1]. Pouze účinným snížením jeho koncentrací lze v povrchových vodách docílit snížení biomasy primárních producentů, resp. koncentrace chlorofylu a, jakožto jejího markeru [2].

Je proto smutným paradoxem, nakolik se: a) za posledních patnáct let prosadila mnohem nákladnější opatření snižující vstupy dusíku, nadto pouze v jeho minoritních, tj. komunálních zdrojích; b) nakolik málo pozornosti věnujeme adekvátnímu hodnocení plošných zdrojů (P i N) a c) nakolik málo nás trápí nejistota spojená s celkovým vnosem látek uzávěrovým profilem do nádrží a tedy budoucí nejistota ne-li nemožnost vykázat jejich případné změny po zavedení případných nápravných opatření [3]. Domnívám se, že nezbytným důsledkem těchto tří skutečností je nejistý odhad poměru zdrojů [4] nebo nerealistické zhodnocení jejich vlivu na procesy v nádržích resp. v tocích (týká se zejména fosforu ale i dusíku), tedy v posledku argumentační slabiny. Bodem a) uvedený vývoj vodního hospodářství je tímto podle mého názoru z nemalé míry umožněn, avšak nikoli způsoben! Paralelní linkou tohoto vývoje v posledních letech jsou detailnější analýzy již několika povodí přehradních nádrží z pohledu zdrojů podílejících se na zatížení fosforem (P) a dusíkem (N), resp. na jejich eutrofizaci. Jen nemálo modelů z nich vzešlých je ale založeno na datech adekvátně (místně či časově) reprezentujících plošné zdroje znečištění [5]. Vzhledem k jejich obtížnější kvantifikaci, vzhledem ke všeobecné důvěře ve vykázanou bilanci N a P z bodových zdrojů a s ohledem na nejistotu spojenou s celkovým odnosem látek z povodí do nádrží, považuji za urgentní tři cíle (tedy chceme-li si odpomoci od negativního trendu, tj. řízení založeného více na tradici a síle autorit, než na datech a evidenci): 1) je třeba vybudovat celorepublikovou síť mikropovodí s výhradně zemědělským užitím půdy poskytující správcům povodí dlouhodobě relevantní data o plošných zdrojích, tj. sledovaná alespoň v exemplárních počtech pomocí automatických zařízení, 2) je třeba postupně revidovat množství, kvalitu a časovou povahu emise fosforu z hlavních bodových zdrojů v daných povodích a 3) je nezbytné instalovat vyspělou monitorovací techniku na uzávěrových profilech do přehrad v nejkritičtějších stavech.

Poměrně snadným a pravděpodobně prvním krokem by mohla být síť zemědělských mikropovodí, výhradně bez komunálních zdrojů. Výše uvedený stav je pochopitelně založen historicky, kdy státní monitorovací síť provozovaná původně ČHMÚ a posléze správci povodí byla zaměřena na znečištění (organické i toxické) z bodových zdrojů. Občasné používání dat bývalé ZVHS, jakožto báze reprezentujících zemědělské zdroje, je ale v případě fosforu zcela a v případě dusíku podstatně zkreslené [6]. U prvního je příčinou přítomnost byť i drobných komunálních zdrojů, u druhého delší trasa toku v méně porušeném korytě, popř. procházející rybníky, tj. místy podstatné denitrifikace a/nebo transformace. Národně lze prospěšnost či přínos této změny (existence monitoringu mikropovodí) dokumentovat na čerstvých výsledcích získaných v rámci projektu „Model jakosti vody v povodí VD Dalešice“, což je také věcným cílem tohoto článku.

Materiál a metody

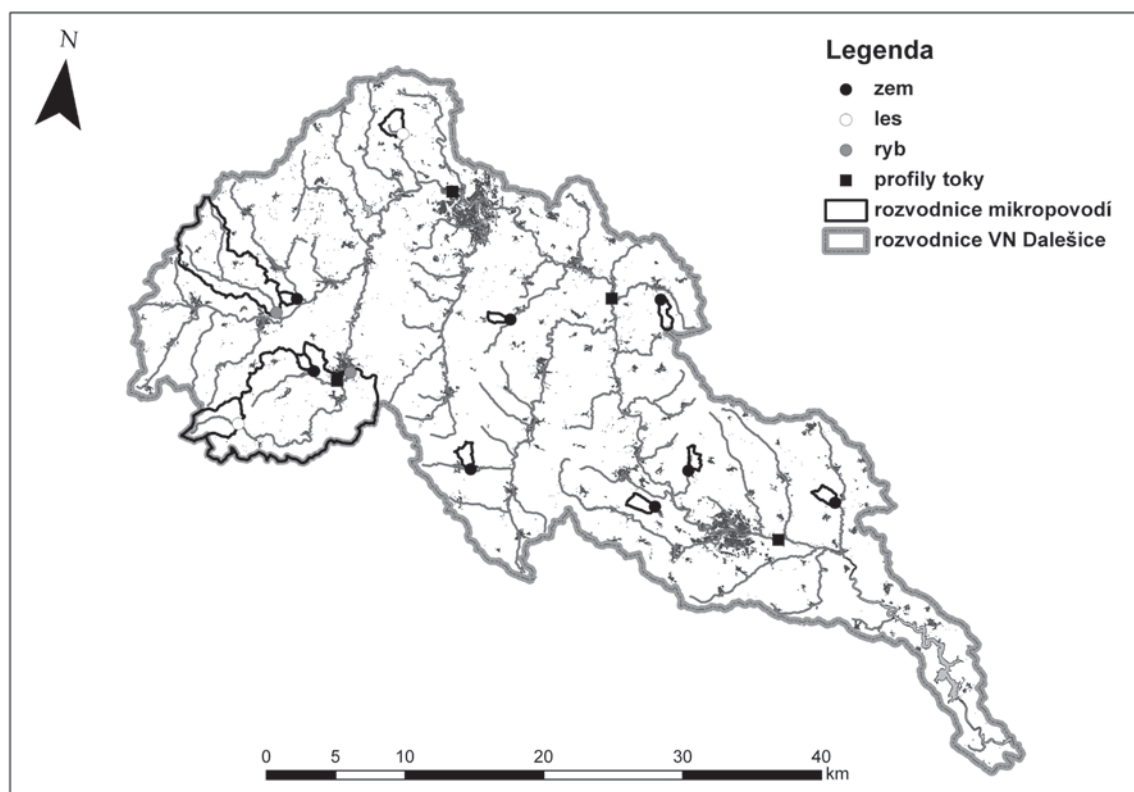
S ohledem na harmonogram projektu „Model jakosti vody v povodí VD Dalešice“ bylo na základě mapových podkladů

Tabulka 1. Charakteristiky mikropovodí (2+8), povodí rybníčních profilů (2) a „referenčních“ profilů na tocích (4) odpovídajících síti bývalé ZVHS a podnikům Povodí s.p.

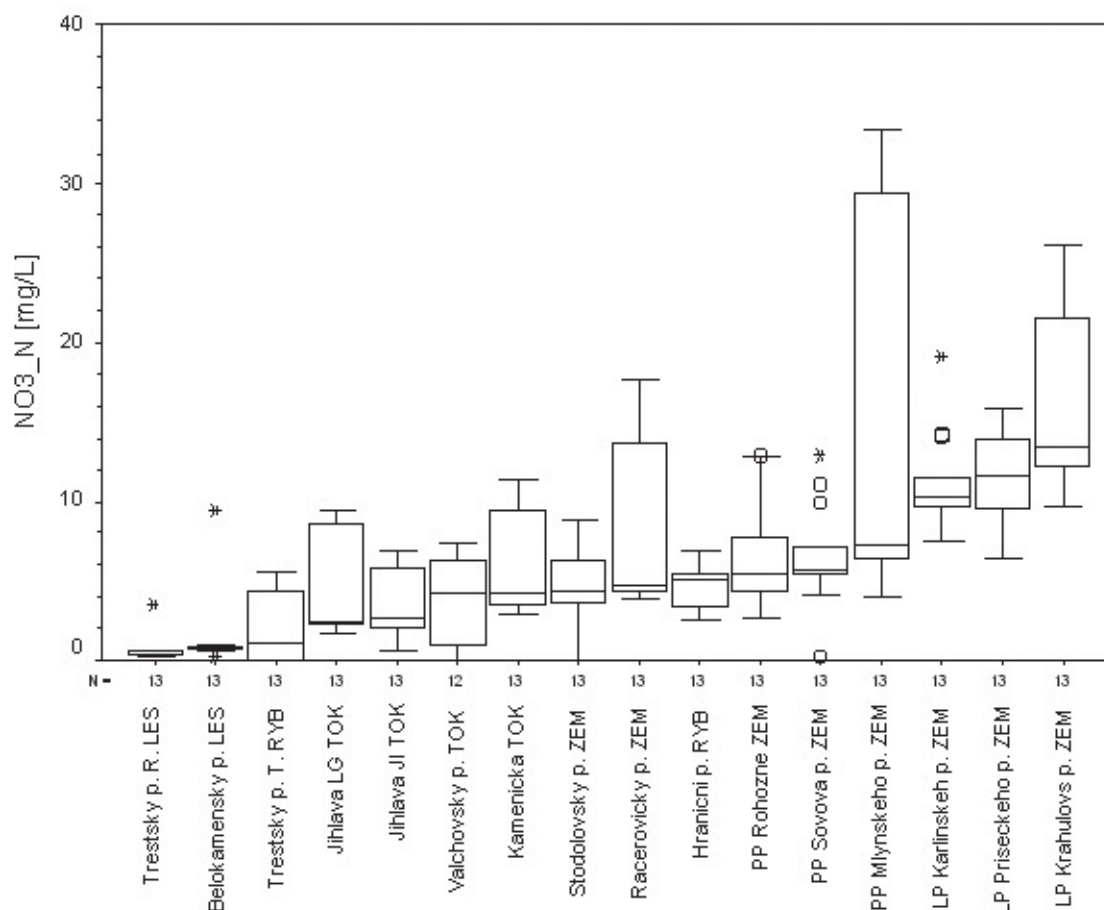
Tok a profil	charakter	plocha	o.p.	TTP	les	půdní typ	
		[km ²]	[%]	[%]	[%]		[%]
Bělokamenský p. nad ryb. Lomák	les	2,27	0	1	99	KAD	96,5
Třeštský p. nad Řídelovem	les	7,57	0	0	100	POK	100,0
Račerovický p. nad Račerovicemi	zem	1,15	52	19	22	KAT	75,7
LP Krahulovského p. Krahulov	zem	1,59	93	0	1	PSP	69,0
PP Mlýnského p. Valdík	zem	1,34	88	1	7	KTK	98,7
LP Karlínského p.a Brtnička	zem	1,46	72	23	0	KAD	99,7
LP Příseckého p.	zem	0,81	58	10	28	KAD	87,2
PP Rohozné ústí	zem	0,83	57	4	29	KTK	100,0
PP Sovova p. Čenkov	zem	0,94	71	16	7	KAD	100,0
Stodolovský p. Kamenice	zem	1,41	45	45	1	KPK	94,1
Hraniční p. Batelov	ryb	27,1	31	24	31	ryb	1,3
Třeštský p. Třešť	ryb	71,8	26	14	48	ryb	1,0
Valchovský p. Třešť	tok	22,9	41	20	33	-	-
Kamenička ústí	tok	27,7	49	27	19	-	-
Jihlava MotorPAL	tok	377	37	19	38	-	-
Jihlava LG Ptacov	tok	962	42	17	33	-	-

vytipováno a v květnu 2012 jednorázově odebráno 24 potenciálních profilů vhodných pro charakterizaci plošných zdrojů znečištění (kromě 16 mikropovodí s výhradně zemědělskými zdroji bylo pět zcela lesních povodí a tři profily pod rybníčními soustavami). Dvanáct z nich bylo vybráno k jednoráznému sledování podle předem definovaných kritérií: i) proporční zastoupení hlavních půdních typů, ii) rovnoměrné rozložení

v ploše povodí charakterizující gradient klimatických a morfologických podmínek a iii) dostupnost pro celoroční vzorkování. S výhradou dvou „rybníčních“ profilů byla striktně uplatněna podmínka absence byť nejmenších komunálních zdrojů, které jsou zejména v případě fosforu výrazně zkreslující. Výběr profilů (tab.1) tak spolehlivě reprezentuje plošné zdroje znečištění v povodí nádrže (1136 km² z toho nad vzdutím VD Dalešice se



Obrázek 1. Mapa povodí VN Dalešice (zde vč. VN Mohelno) s rozložením zemědělských (zem) a lesních (les) mikropovodí, „rybníčních“ profilů (ryb) a dalších sledovaných profilů (tok).



Obrázek 2. Koncentrace dusičnanového dusíku ve sledovaných profilech výhradně zemědělských (ZEM) a lesních (LES) mikropovodí a jejich srovnání s profilem na větších tocích.

nachází 745 km²). Pro potřeby matematického modelu (MIKE Basin, DHI®) byly do mimořádného monitoringu zařazeny ještě čtyři profile na větších tocích, včetně uzávěrového profilu Jihlavy u LG Ptáčov. Vzhledem k tomu, že jsou spolu s jedním „rybníčním“ profilem přímo převzaté ze sítě bývalé ZVHS (2) nebo svým umístěním a velikostí povodí odpovídají profilům pravidelného monitoringu podniků Povodí (3), poslouží v tomto příspěvku jako referenční (tab. 1).

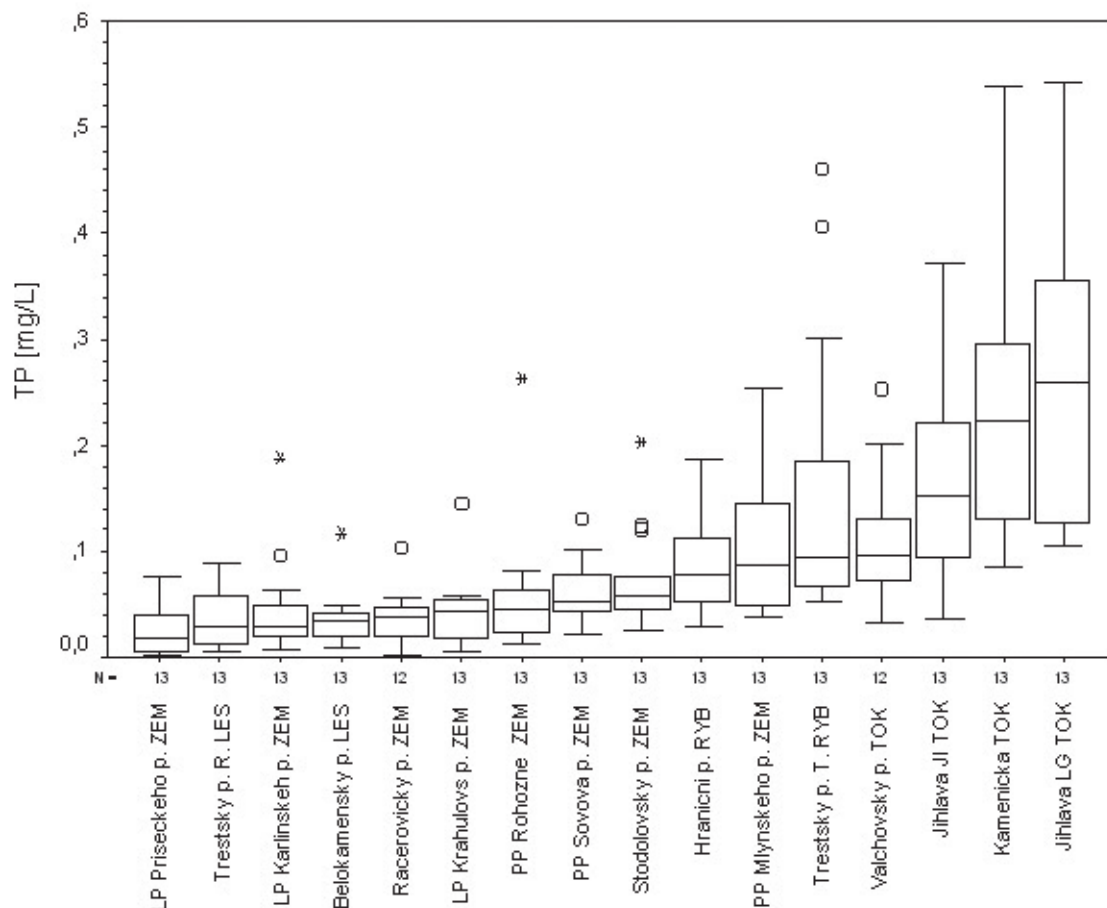
Na uzávěrových profilech deseti mikropovodí byly umístěny Cippolettiho přelivy (maximální kapacita 20–30 l/s), s jejichž pomocí byl jednorázově měřen průtok přímou metodou. Na ostatních profilech a v situacích většího průtoku byl použit Flow Tracker (SonTech) měřící pomocí Dopplerova efektu rychlost proudu ultrazvukem. Prosté vzorky byly odebrány pracovníky Povodí Moravy s.p. v měsíčních intervalech od května 2012 do dubna 2013. Ve dnech 27. a 28. 2. 2013, v době intenzivního tání sněhu a půdy, byl uskutečněn třináctý mimořádný odběr s cílem zachytit pravděpodobně zvýšené koncentrace dusičnanů v odtoku ze zemědělských mikropovodí. Synchronní vzorkování 16 profilů (obr.1) probíhalo vždy ve dvou po sobě následujících dnech a odběrové schéma bylo i prostorově harmonizováno se schématem provozního monitoringu Povodí Moravy s.p. tak, aby odběry probíhaly vždy po proudu od horní části povodí. Díky této organizaci je možné spolehlivě charakterizovat nejen dominantní zdroje, ale i odhadnout typovou retenci či eliminaci látek během transportu říční sítí. Výsledky provozního monitoringu ani celková kvantifikace odnosů látek či prostorové výstupy modelu zde nebudou uvedeny.

Ve vzorcích byly v akreditované laboratoři Povodí Moravy s.p. analyzovány nerozpuštěné látky při 105°C (SS), organické

ký uhlík jako CHSK_{Cr} (COD), tři druhy anorganického dusíku (NH₄-N, NO₂-N a NO₃-N) a celkový dusík (TN). Sumou tří iontů je doložen rozpuštěný anorganický dusík (DIN). Dále byly stanovovány rozpuštěný reaktivní fosfor (SRP), rozpuštěný celkový fosfor (TDP) a celkový fosfor (TP). Partikulovaný fosfor (PP) je určen doložením (PP=TP-TDP), stejně jako rozpuštěný organický fosfor (DOP = TDP-SRP). Mez detekce pro SRP = 0,010 mg/l a pro TP = 0,005 mg/l. Statistické analýzy byly provedeny pomocí SPSS®.

Výsledky a diskuse

Po extrémně suchém jaru a výrazně suchém létu roku 2012, přišel srážkově průměrný podzim a nadprůměrná zima. Jako letošního roku bylo doprovázeno výraznou vlnou jarního odtoku z bohaté sněhové pokrývky. Tomuto hydrologickému trendu odpovídaly v základě obecně známé sezónní průběhy koncentrace NO₃-N, které ale dosáhly až nadprůměrných hodnot během jara resp. po období tání sněhu (druhé nejvyšší maximum Krahulovský p. = 26,2 mg/l). Srovnání jednotlivých profilů spolehlivě odlišilo nejen pozadové hodnoty v lesních povodích (roční průměr = 1,1 mg/l) ode všech ostatních, ale výrazně rozlišilo i prakticky všechna zemědělská povodí mezi sebou navzájem (roční průměry v rozmezí 4,72 – 16,5 mg/l). Střední hodnoty na rybníčních profilech a tocích se pohybovaly přesně mezi oběma skupinami (obr. 2). Koncentrace Z faktorů vysvětlujících změny v koncentracích dusičnanů působila nejsilněji plocha orné půdy (o.p.) a trvalých travních porostů (TTP), méně již množství aplikovaných hnojiv a zanedbatelně pak specifický odtok a plocha odvodnění. To se odrazilo ve vysoké vysvětle-



Obrázek 3. Koncentrace celkového fosforu ve sledovaných profilech (zkratky jako obr. 2).

né variabilitě při dosažení velmi uspokojivé nejistoty modelu: $FWM_NO_3-N = 0,242 \times o.p. - 0,159 \times TTP + 0,513$; $R^2 = 0,81$; $p = 0,003$. Jednoduchým způsobem odhadnutý specifický odnos se pohyboval v rozmezí 850 – 5700 kg/km².rok. TN byla v průměru z cca 90 % tvořena právě dusičnany a to prakticky u všech profilů.

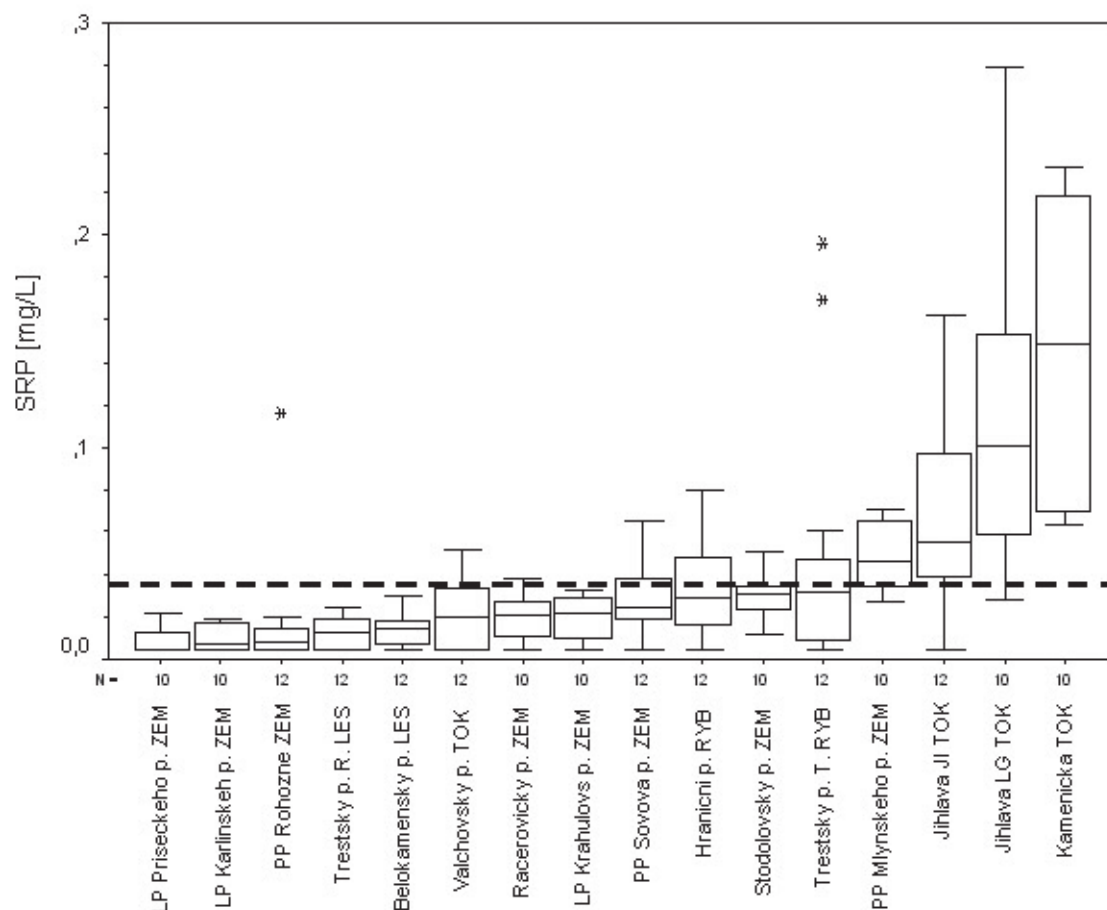
Při hodnocení odnosu celkového fosforu (obr. 3) a zejména jeho řasám nejpřístupnější formě SRP (obr. 4) jsou výsledky mnohem uniformnější. Nejenže lesní povodí zdaleka nedosáhla výrazně minimálních hodnot TP (roční medián = 0,030 mg/l je ale i tak nižší, než u zemědělských mikropovodí, ($p < 0,05$), ale hlavně zemědělská povodí s výjimkou Mlýnského potoka (roční medián = 0,086 mg/l) zůstala prakticky nerozlišena (roční medián = 0,045 mg/l). Spolehlivě se od souboru mikropovodí oddělila jak dvě rybníční povodí, tak zejména všechny profily na větších tocích. Původem této „inverze“ ve srovnání s dusíkem nemůže být nic prostšího, než opačná majorita emisí z plošných resp. bodových zdrojů. Podstatným detailem je nadto chování poměru SRP/TP, které u plošných zdrojů víceméně osciluje kolem 40 %, zatímco u větších toků stoupá až k 75 %. Pod některými rybníky může naopak v letním období klesnout pod 20 % (Valchovský p.). Zcela výrazný je sezónní průběh s výrazným letním maximem na silně zatížených profilech (kam patří i pravostranný přítok Mlýnského potoka). Roční odnosy lze předběžně odhadnout v rozmezí 2,2 – 13,8 kg/km².rok. Nutno poznamenat, že za celou dobu sledování a na všech profilech byla pouze v jediném případě zachycena erozní odtoková událost (Račerovický p.: 10.7.2012; COD = 608 mg/l; SS = 6850 mg/l a dokonce TP = 3,3 mg/l). Na druhou stranu je velmi povzbuzující a předchozí výsledky (VÚV 2006-2010 [7,8]) silně

potvrzující, že kritickou hranici 0,035 mg/l BAP překročily svými mediány pouze tři ze čtyř větších toků a již zmíněný přítok Mlýnského potoka, který se tak stává prioritním úkolem pro podrobný průzkum terénu s podezřením na téměř havarijní situaci. Dodejme, že u zemědělských mikropovodí vystoupil horní kvartil nad tuto mez dokonce u jediného profilu.

Víceméně z formálních důvodů je třeba se alespoň letmo dotknout i atmosférické depozice. Vzhledem k velikosti toku, který se řádově shoduje s odnosem P během základního a/nebo vyrovnaného průtoku [9], by bylo nanejvýš praktické měřit tuto veličinu přímo. Postačující by bylo technicky spolehlivé měření týdenních BULK vzorků obsluhou hrází, protože rozhodující je pouze to množství, které dopadá přímo na hladinu přehrad.

Co však není tak markantní z pořadí jednotlivých mediánů (obr. 3 a 4), vyplne z bližšího srovnání párů (resp. čtveřice) blízko po proudu se nalézajících profilů, odlišujících se však zásadně přítomností jiných kategorií zdrojů (obr. 5 a 6). Medián koncentrace SRP na Valchovském potoce po „opuštění“ zemědělského mikropovodí stagnoval, a na Třeštském potoce se medián koncentrace SRP dokonce lehce snížil. Je teoreticky možné, že v prvním případě je stagnace pouze rybníky maskovaný vzestup, zatímco ve druhém případě se pravděpodobně jedná o retenci v delším úseku toku. Vzhledem k faktu, že u celkového fosforu nebyla ani v jednom případě na následujícím profilu zaznamenána ani stagnace ani pokles koncentrace, jeví se nejpravděpodobnějším vysvětlením v obou případech postupná a výrazná transformace nejpřístupnější formy P, kterou bez dalších měření nebude než odhadnout.

Slibnější výsledky byť triviálního odhadu v tomto směru poskytuje párování u koncentrace dusičnanů, protože poklesy

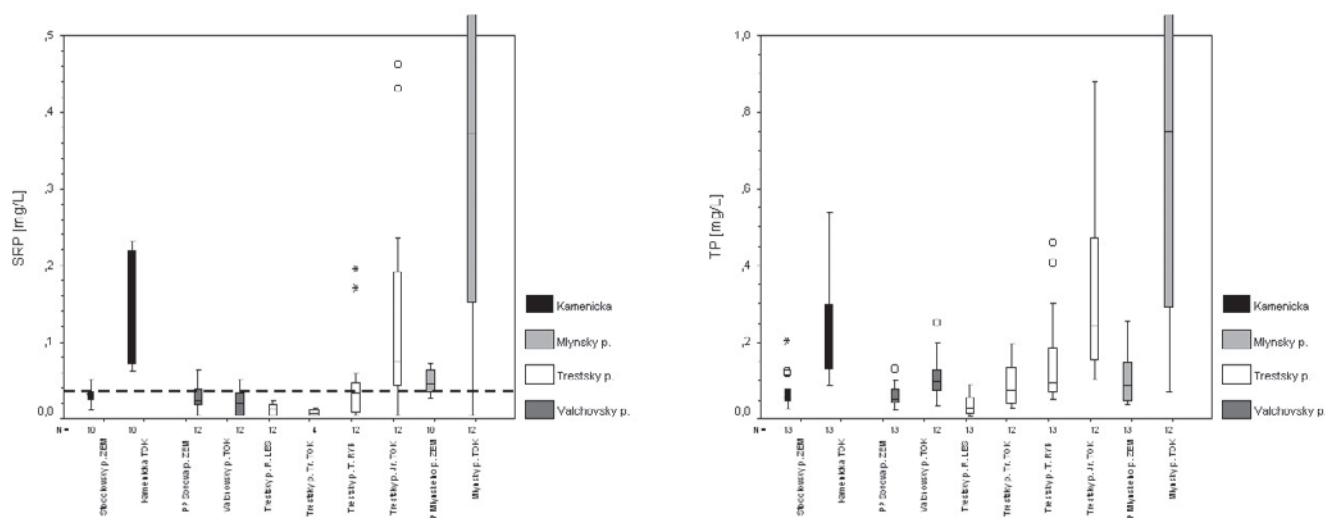


Obrázek 4. Koncentrace rozpuštěného reaktivního fosforu ve sledovaných profilech (zkratky jako obr. 2). Přerušovanou čarou je vyznačena hodnota 0,035 mg BAP/L považovaná za hranici eutrofní vody.

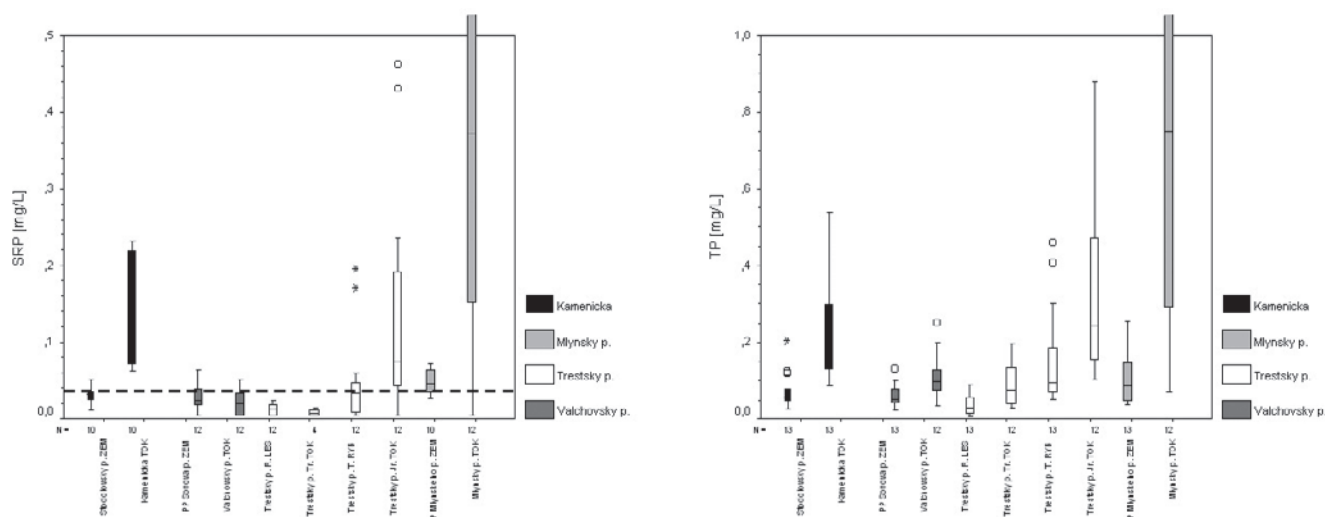
jsou zde markantní (Valchovský p.) až násobné (Mlýnský p.) a v případě dolního toku Třeštského potoka je patrná silná stagnace průměrů, byť medián mírně stoupá. Popsat hlavní místa čisté ztráty dusíku alespoň prostorově, tj. identifikovat pravděpodobná místa denitrifikace, však bude obtížnější, zejména s ohledem na zároveň probíhající asimilaci N do biomasy, natož tuto kapacitu bez českých měření kvantifikovat.

Závěr

Synchronní odběry v různých profilech, které se charakteristicky liší poměrem plošných a bodových zdrojů, umožňují spolehlivé zhodnocení kvalitativního rozdílu mezi nimi a tedy i jejich různého dopadu na vodní ekosystémy. Studie názorně dokumentuje nezbytnost vzorkování výhradně zemědělských,



Obrázek 5. Porovnání koncentrací SRP (vlevo) a TP (vpravo) mezi páry profilů ležících blízko pod sebou, kdy první pár reprezentuje mikropovodí (zkratky jako obr. 2) a druhý popř. další reprezentují profily pod komunálními zdroji znečištění. Přerušovaná čára značí koncentraci 0,035 mg BAP/L (viz obr. 4).



Obrázek 6. Porovnání koncentrací $\text{NO}_3\text{-N}$ (vlevo) a TN (vpravo) mezi páry profilů ležících blízko po proudu za sebou (viz obr. 5).

popř. lesních mikropovodí pro adekvátní popis plošných zdrojů, resp. odhad jejich podílu oproti zdrojům bodovým. Základní výhody spočívají v měření hodnot fatálně nepokřivených (týká se fosforu; +++ skokový nárůst v úsecích ovlivněných komunálními zdroji a – retence v říční síti) nebo přinejmenším silně ovlivněných (týká se dusíku; -- výrazný pokles v úsecích ovlivněných denitrifikací a – transformace v říční síti do méně přístupných forem). Kvantitativní vyjádření popsanych změn bude nicméně předmětem výstupu z modelu MIKE Basin, popř. příspěvku v příštím roce. Nárokem, na který v případě ustavení mikropovodí pracovníci laboratoří pravděpodobně brzy narazí, bude zvýšený nárok na pečlivost při zpracování vzorků s velmi nízkou koncentrací P, od odebírání až po měření vzorků, vč. jejich mezilaboratorního srovnávání.

Poděkování

Data byla pořízena v rámci projektu „Model jakosti vody v povodí VD Dalešice“ (hlavní koordinátor Pöry Environment, a.s. Brno), který jako téměř jediný z mnoha podobných nezačal tlustou čarou „žádná nová měření, čísel je dostatek“, ale velkorysým ročním doplněním deseti mikropovodí a dalších šesti profilů. Za celoroční vzorkování profilů patří poděkování kolegům z Povodí Moravy s.p. pod vedením Mgr. Dušana Kosoura. RNDr. Ing. Jaroslavu Rožnovskému, CSc (ČMÚH, pob. Brno) děkuji za operativní informaci o hloubce a zámrazu půdy v povodí. Příspěvek byl vypracován s podporou grantu NAZV QI102265.

Literatura

- [1] HRBÁČEK, J. (1971): Jsou fosfáty hlavní příčinou eutrofizace jezer a přehradních nádrží? - *Vesmír* 50(4): 125.
- [2] DILLON, P.J. and RIGLER, F.H. (1974): The Phosphorus-Chlorophyll Relationship in Lakes. - *Limnol. Oceanogr.* 19(5): 767-776.
- [3] FIALA, D. a ROSENDORF, P. (2010): Rozpočtový schodek nebo informační deficit - současné možnosti bilance přísunu fosforu do VN Orlická a nejistoty z nich vyplývající. - In: Borovec, J. and Očásková, I., eds. *Revitalizace Orlické nádrže 2010*, pp. 39-45, BC AVČR.
- [4] KRONVANG, B., VAGSTAD, N., BEHRENDT, H. et al. (2007): Phosphorus losses at the catchment scale within Europe: An overview. - *Soil Use Manage* 23(SUPPL. 1): 104-116.
- [5] HEJZLAR, J., DURAS, J., KOMÁRKOVÁ, J. et al. (2007): Vodárenská nádrž Mostiště: vyhodnocení monitoringu nádrže a povodí 2006 pp. 1-134, Biologické centrum AV .R, v.v.i., Hydrobiologický ústav.
- [6] ŽÍŽALA, D., NOVÁK, P. a FUČÍK, P. (2011): Analýza vývoje jakosti povrchových vod v souvislosti se změnami využití krajiny v povodí horní Vltavy. - *Vodní hospodářství* 60(12): 334-338.
- [7] FIALA, D. a ROSENDORF, P. (2010): Plošné zdroje fosforu v povodí VN Orlická a její eutrofizace. - *Vodní hospodářství* 60(7): 199-202.
- [8] FIALA, D. a ROSENDORF, P. (2011): Variabilita odnosu fosforu ze zemědělské půdy v měřítku mikropovodí. - *VTEI - příloha Vodního hospodářství* 53(6): 27-31.
- [9] FIALA, D. a ROSENDORF, P. (2009): Zemědělská půda v ČR – plošný zdroj znečištění vod fosforem (Kröpfelová, L. and Šulcová, J., eds. *Sborník příspěvků z XV. konference ČLS a SLS*, pp. 60-62, ČLS.

IDENTIFIKACE ZDROJŮ POTENCIÁLNÍHO PLOŠNÉHO ZEMĚDĚLSKÉHO ZNEČIŠTĚNÍ V POVODÍ JIHLAVY

Petr Karásek, Jana Konečná, Eva Nováková

*Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i., Lidická 25/27, 602 00 Brno,
tel. 541 126 273, karasek.petr@vumop.cz*

Abstrakt

Intenzivní zemědělské využívání krajiny, zejména na svažitých územích a na lehkých propustných půdách s sebou nese možná rizika kontaminace vodních útvarů. Plošné zdroje potenciálního zemědělského znečištění povrchových vod byly rozděleny do 4 skupin: orná půda při březích povrchových vodních toků a ploch, orná půda na erozně ohrožených svazích, orná půda na půdách s rizikem zrychlené infiltrace a s odvodněním. Metodami matematického modelování v prostředí GIS byly vytvořeny mapy výše zmíněných dílčích potenciálních rizik plošného zemědělského znečištění v zájmovém povodí řeky Jihlavy ($P = 1\,155\text{ km}^2$). Výsledky a dosažené poznatky byly následně syntetizovány a integrovány do komplexní mapy rizik plošného zemědělského znečištění. Jednotlivým možným typům plošných zdrojů vstupu kontaminantů do povrchových vod byly přisouzeny váhy, které byly v prostředí GIS vynásobeny nad příslušnými plochami. Vznikla tak databázová vrstva hodnot rizika znečištění vod z plošných zemědělských zdrojů. V kategorii s nejvyšším rizikem kontaminace povrchových vod z plošných zemědělských zdrojů se v zájmovém povodí vyskytuje plocha 64 km^2 (tj. 11 % výměry zemědělské půdy v povodí).

Klíčová slova: eroze; infiltrace; GIS; ochrana vody; odvodnění.

Abstract

Intensive farming in the landscape, especially on steep land and permeable soils, brings possible risks of contamination of water bodies. Sheet sources of agricultural contamination of surface water was divided into 4 groups: arable land near banks of water bodies, arable land on erosively threatened slopes, arable land on soils with risk of accelerated infiltration and with drainage system. Using methods of mathematical modelling in the GIS maps of mentioned particular potential risks of sheet agricultural pollution were created for studied catchment of the Jihlava river ($A = 1.155\text{ km}^2$). Results and achieved findings were synthesized and integrated into a complex map of sheet agricultural pollution risks. Significance levels were attributed to particular possible types of sheet sources of surface water contamination. Then they were multiplied over appropriate layers in GIS. Thereby a database layer of values of water contamination risk from sheet agricultural sources was created. Category of the highest risk of surface water contamination from sheet agricultural sources takes area 64 km^2 (it is 11 % of agricultural land in the catchment).

Keywords: erosion; infiltration; GIS; water protection; drainage.

Úvod

Dlouhodobé nešetrné a intenzivní zemědělské hospodaření vyvolává negativní změny a degradaci půd v České republice. V souvislosti s nenahraditelnou ztrátou úrodné svrchní vrstvy půdy vodní erozí dochází ke snižování půdní úrodnosti, poškození chemických, fyzikálních a biologických vlastností celého půdního profilu. Problematika degradace půd a nutnost její ochrany je jedním z diskutovaných témat již desítky let. K dalším negativním důsledkům vodní eroze patří i vstup nerozpustných látek (a také fosforu a dusíku) do povrchových vod, což může za určitých podmínek zvyšovat eutrofizaci s jejími projevy ovlivnění vodního prostředí [1].

Přestože jsou půda a voda úzce související složky životního prostředí, není jejich ochrana řešena komplexně. Na znečištění vodních útvarů se značnou mírou podílí i vyplavování látek z půdního profilu. Zde hraje významnou úlohu přítomnost půd náchylných ke zrychlené infiltraci a zejména přítomnost hydromelioračních odvodňovacích systémů. Právě v těchto místech hrozí riziko zvýšeného vyplavování látek z průmyslových hnojiv (především dusičnanů a fosforečnanů) aplikovaných na zemědělskou půdu [2], což v dlouhodobém časovém horizontu vede k negativnímu ovlivnění kvality povrchových i podzemních vod.

Největší rozmach výstavby odvodňovacích staveb byl v období intenzifikace a socializace zemědělské výroby v sedmdesátých až osmdesátých letech minulého století. Celková plocha odvodněné zemědělské půdy v roce 1995 činila $1,064,999\text{ ha}$. Takzvaná systematická drenáž byla mnohdy budována i v místech, která z hlediska jejich morfologických, hydrologických a pedologických charakteristik byla vhodná k jinému využití než k intenzivní zemědělské produkci [3].

Intenzivní zemědělské využívání krajiny, zejména na svažitých územích a na lehkých propustných půdách s sebou nese možná rizika kontaminace vodních útvarů. Řada vlastníků a nájemců zemědělských pozemků si však nepřipouští, resp. nechce připouštět zhoršení kvality půdy a vody vlivem nešetrného hospodaření. V tomto příspěvku je předložena metoda stanovení rizikových lokalit, u nichž dochází nebo může docházet k negativním jevům z hlediska kvality vody. Použitá metoda je postavena na multikriteriální analýze rizikových faktorů ovlivňujících erozní a infiltrační procesy na zemědělsky obhospodařovaných pozemcích.

Materiál a metody

Studie byla provedena na povodí řeky Jihlavy po vodní nádrží Mohelno (plocha povodí $1\,155\text{ km}^2$). Krajina je v současnosti intenzivně zemědělsky využívána. Zemědělský půdní fond zaujímá 49,9 % plochy povodí (orná půda 37,1 %, trvalé travní porosty 12,7 %). Lesy se rozkládají na 31,5 % území, zbytek (18,6 %) jsou ostatní a vodní plochy. Průměrná svažitost povodí činí 5°,

při tom 80,5 % území spadá do kategorie do 7°. Silně sklonitá území nad 7° zaujímají 19,5 % plochy povodí.

Vstupní data tvoří vektorové geografické vrstvy, které pro účely následné syntézy bylo nutno převést do rastrového formátu s rozlišením 10x10 m na 1 pixel. Výsledná syntetická vrstva nashromážděných údajů (vrstev vstupních parametrů) má shodné prostorové rozlišení – a to 10x10 m na 1 pixel. Toto rozlišení splňuje požadavky na dostatečně přesné a kvalitní údaje.

Jako základní, a z hlediska lokalizace plošných zdrojů znečištění vody v povodí nejdůležitější, byly vybrány 4 tematické vrstvy (resp. parametry): vodní eroze, půdy se zrychlenou infiltrací, realizované odvodnění, vzdálenost bloků orné půdy od břehových linií. Tyto tematické vrstvy zprostředkovávají (z pohledu ochrany vody) uživateli samy o sobě prostorovou informaci o rizikových oblastech. Hodnocené parametry jsou klasifikovány v kategoriích od 1 do 5, kdy 5 znamená nejvyšší riziko ohrožení půdy a vody. Každý hodnocený parametr má tak stanovenou svoji váhu (dle míry vlivu) od 1 do 5. Riziko plošného zemědělského znečištění bylo identifikováno na základě následujících dílčích kritérií (parametrů) a jejich klasifikaci uvádí tabulka 1.

Vodní eroze - dlouhodobý průměrný erozní smyv G

Analýza potenciální ohroženosti vodní erozí je založena na postupu podle metodiky „Ochrana zemědělské půdy před erozí“ (Janeček et al., 2012). Výpočet byl proveden metodou USLE 2D. Vstupními daty byla pedologická databáze platná v ČR (MZe, 2011), DMT vytvořený ze základní báze geografických dat (ZABAGED, 2011), databáze půdních bloků a jejich využití (LPIS, MZe, 2012), vodní toky a vodní plochy z databáze platné v ČR (DIBAVOD).

Zranitelnost zemědělských půd z hlediska zrychlené infiltrace

Pomocí metodiky Nováka, Slavíka a kol. [4] a s využitím souvisejícího užitého vzoru [5] byla vytvořena digitální rastrová vrstva relativní zranitelnosti zemědělských půd z hlediska zrychlené infiltrace. Mezi silně zranitelné půdy z hlediska zrychleného transportu vody a rozpuštěných látek půdním profilem patří zejména mělké, lehčí a skeletovité půdy.

Přítomnost hydromelioračních odvodňovacích staveb

Přítomnost odvodňovacích staveb na zemědělském pozemku má přímý vliv na zrychlený i podzemní a fosforečnanů z pozemku do povrchových i podzemních vod. Vrstva staveb zemědělského odvodnění půd byla převzata z databáze bývalé ZVHS. Tematická rastrová vrstva těchto staveb byla zpracována v rozsahu 2 atributů – podle přítomnosti odvodňovací stavby pod blokem orné půdy.

Vzdálenost zemědělské půdy od povrchových vod

Na podkladě databáze LPIS byla vytvořena digitální rastrová vrstva klasifikující zemědělské půdní bloky do 5 kategorií dle vzdálenosti části konkrétního půdního bloku od břehové linie vodního toku nebo vodní plochy. První kategorie (tedy nejmenší riziko negativního ovlivnění vody přímým vstupem půdních částic a nežádoucích látek) je situována do vzdálenosti vyšší než 100 m od recipientu. Další kategorie jsou uvedeny v tabulce 1.

Použité metody identifikace rizikových ploch orné půdy z hlediska možného negativního ovlivnění kvality vody byly aplikovány prostřednictvím geografického informačního systému (GIS) v několika krocích:

- shromáždění vstupních datových podkladů (informace o využití území, pedologické charakteristiky půd, morfologické charakteristiky území, vrstva hydromelioračních odvodňovacích staveb),
- zpracování vstupních datových podkladů do jednotné geodatabáze a tvorba informačních vrstev, stanovení výchozích parametrů,
- klasifikace stanovených vstupních parametrů dle jednotného systému,
- stanovení váhové hodnoty klasifikovaných parametrů,
- syntéza vstupních informací a zpracovaných mapových výstupů.

Výsledky a diskuse

V zájmovém povodí se nachází celkem 35,4 % slabě až velmi silně erozně ohrožených zemědělských půd (tab. 2). To znamená, že protierozní ochranu je třeba uplatnit na 150 km² orné půdy. Terénní průzkumy v roce 2013 prokázaly, že na ohrožených svazích se často pěstují plodiny s nízkým ochranným účinkem vůči vodní erozi (např. kukuřice).

Tabulka 1. Klasifikace vstupních parametrů.

Vstupní parametry (vrstvy)	Klasifikace parametru	Bližší specifikace parametru	Váha
Vodní eroze - dlouhodobý průměrný erozní smyv G (t/ha/rok)	0 - 4	nevýznamný	1
	4,1 - 8	slabý	2
	8,1 - 12	střední	3
	12,1 - 24	vysoký	4
	> 24	velmi vysoký	5
Zranitelnost zemědělských půd z hlediska zrychlené infiltrace	1	velmi vysoká	3
	2	vysoká	5
Přítomnost odvodňovacích staveb	0	ne	1
	1	ano	5
Vzdálenost bloků zemědělské půdy od útvarů povrchových vod (m)	> 100	velmi vzdálené	1
	50,1 - 100	vzdálené	2
	25,1 - 50	blízké	3
	5,1 - 25	přiléhající	4
	0 - 5	těsně přiléhající	5

Tabulka 2. Erozní ohroženost zemědělské půdy v povodí Jihlavy.

Stupeň ohrožení	G (t.ha ⁻¹ .rok ⁻¹)	Podíl plochy zem. půdy (%)
Nevýznamné	0 - 4	64,5
Slabé	4 - 8	20,6
Střední	8 - 12	7,9
Vysoké	12 - 24	5,7
Velmi vysoké	Více než 24	1,2

Tabulka 3. Zastoupení ploch orné půdy s rizikem zrychlené infiltrace.

Rychlost infiltrace	km ²	% plochy povodí
Velmi vysoká	19,68	1,7
Vysoká	210,95	18,2

V povodí bylo zjištěno 19,68 km² orné půdy s velmi vysokým rizikem zrychlené infiltrace vody do půdního profilu a následně i s potenciálně zrychleným transportem rozpuštěných živin a kontaminantů do povrchových vod (tab. 3). Odvodňovací systémy se nacházejí na 7,02 % plochy povodí (81,1 km²). Z pohledu plošného zemědělského znečištění bylo dále zjištěno celkem 66,95 km² orné půdy v příbřežních oblastech. Jedná se o výměru bloků s alespoň jednou hranicí blízkou vodnímu útvaru a tedy s potenciálně extrémním rizikem přímé kontaminace povrchových vod (tab. 4).

Jak dokládá tabulka 5, nejvyšší syntetické riziko kontaminace povrchových vod z plošného zemědělského znečištění (zahrnující riziko erozního smyvu, blízkosti orné půdy k vodním útvarům, vstupu látek infiltrací a z odvodňovacích systémů) bylo identifikováno na ploše 64 km² (tj. 11 % výměry zemědělské půdy v povodí).

Tabulka 4. Kategorizace bloků orné půdy podle vzdálenosti od vodních toků a ploch.

Vzdálenost (m)	Počet bloků	Plocha celých bloků (km ²)
Do 5	453	66,95
5,1 – 25	772	24,06
25,1 – 50	431	12,39
50,1 – 100	662	63,71
Nad 100	1982	127,39

Tabulka 5. Kategorizace zemědělské půdy podle potenciálního rizika kontaminace povrchových vod.

Míra rizika	Plocha (km ²)
Bez rizika	683,5
Mírné riziko	180,1
Střední riziko	226,7
Vysoké riziko	64,4

Povodí Jihlavy se rozkládá v oblasti českého krystalinika, jehož vysokou erozní ohroženost a zranitelnost zrychlenou infiltrací živin a rizikových látek potvrdili ve svých výzkumech např. [6 a 7]. Kvalitu vody v řece Jihlavě monitoruje soustavně Povodí Moravy, s.p. [8]. Dlouhodobě je Jihlava řazena do III. třídy jakosti vod. Organické znečištění je nejvýznamnější v horní části toku, ve středním úseku se projevuje vliv nádrží Mohleno a Dalešice, kde dochází k jeho významnému odbourávání. Také obsahy dusíku a fosforu jsou nejvyšší v horním a středním úseku toku. Intenzivní zemědělská činnost v povodí má nepopíratelně na kvalitě vody svůj podíl.

Závěr

Jeden ze současných cílů společnosti je omezit negativních trendy degradace půdy a vody. Cíl je zřejmý – dostat zemědělskou produkci alespoň částečně do režimu trvale udržitelného hospodaření. Většina autorů se ve vědecké literatuře i v řadách odborné veřejnosti shodne na nutnosti ochrany půdy a vody. Problémy a rizika jsou známé. Předkládaný postup metody lokalizace rizikových pozemků by měl vhodným způsobem cílit nápravná opatření do nejohroženějších částí území. Nástrojů k prosazování potřebných změn je několik. Patří mezi ně pozemkové úpravy, územní plánování, plány povodí, dotační politika, ale i přístup místních samospráv, nájemců a vlastníků pozemků, aj.

Postup popsáný v tomto článku upozorňuje na nutnost komplexního pohledu problematiku ochrany půdy a vody. Syntéza všech vybraných parametrů slouží k lokalizaci nejohroženějších pozemků, do kterých by se případné návrhy na opatření ke zmírnění nepříznivého stavu měly zaměřit. Typ a rozsah opatření je možné specifikovat s ohledem na konkrétní rizikové faktory identifikované v dílčích analýzách procesu a při respektování charakteru území a způsobu využití. Z dlouhodobého ekonomického hlediska se jeví jako výhodnější degradaci půdy a vody předcházet než řešit jejich následky.

Poděkování

Príspevek byl zpracován v rámci řešení projektu 444/2400.

Literatura

- [1] JANEČEK, M. a kol. *Ochrana zemědělské půdy před erozí*. Praha : ČZU v Praze, 2012, 113 s. ISBN 978-80-87415-42-9.
- [2] FUČÍK, P. a kol. *Posuzování vlivu odvodňovacích systémů a ochranných opatření na jakost vody v zemědělsky obhospodávaných povodích drobných vodních toků*. Metodika. Praha : VÚMOP, v.v.i., 2010, 90 s. ISBN 978-80-87361-00-9.
- [3] KULHAVÝ, Z., et al. Management of agricultural drainage systems in the Czech Republic. *Irrigation and Drainage*, 2007, No. 56, pp. 141-149. ISSN 1531-0361.
- [4] NOVÁK, P., SLAVÍK, J. a kol., 2012: *Metodický postup tvorby syntetické mapy zranitelnosti podzemních vod*. Certifikovaná metodika. Praha : VÚMOP, v.v.i., 2012, 44 s.
- [5] KVÍTEK, T., NOVÁK, P., MICHlíČEK, E., SLAVÍK, J., FILIP, R. *Syntetická mapa zranitelnosti podzemních vod*. Praha : VÚMOP, v.v.i., GEOTEST Brno, a.s., 2009, Česká republika, UV 20352, UPV Praha 6, 15.12.2009.
- [6] KVÍTEK T., DOLEŽAL F. Vodní a živinový režim v povodí Kopaninského potoka na Českomoravské vrchovině. *Acta Hydrologica Slovaca*, 2003, 4, č. 2, s. 255-264. ISSN 1335-6291. ISSN 1335-6291.
- [7] KVÍTEK, T., et al. Changes of nitrate concentrations in surface waters influenced by land use in the crystalline complex of the Czech Republic. *Physics and Chemistry of the Earth*, 2009, 34, pp. 541-551. ISSN 1474-7065.
- [8] <http://www.pmo.cz/download/rocnka-2011-12.pdf>

PAN-EVROPSKÉ KAMPAŇ MONITORINGU ENDOKRINNÍCH DISRUPTORŮ A DALŠÍCH MIKROPOLUTANTŮ V ODPADNÍCH, POVRCHOVÝCH A PODZEMNÍCH VODÁCH

**Luděk Bláha¹, Barbora Jarošová¹, Klára Hilscherová¹, Martin Beníšek¹,
John P. Giesy², Robert Loos³, Bernd Gawlik³**

¹ Masarykova univerzita, RECETOX, Kamenice 5, 625 00 Brno, tel. 549 493 194

² University of Saskatchewan, Saskatoon, SK, Canada

³ European Commission, Joint Research Centre, Ispra, Italy

Abstrakt

Specificky působící mikropolutanty (např. látky toxické pro hormonální regulace - endokrinní disruptory, léčiva apod.), jsou klíčovým problémem kontaminace vod v Evropě. Tato prezentace stručně představuje širší téma a možnosti sledování endokrinních disruptorů (a dalších bioaktivních kontaminantů) s využitím analytických a bioanalytických metod. Dále jsou prezentovány konkrétní výsledky několika celoevropských kampaní jejichž cílem bylo sledování mikropolutantů a jejich specifických účinků (zejména estrogenita, dioxinová toxicita) ve vodách a také v čistírenských kalech. Diskutovány jsou důsledky a rizika pro kvalitu vod ve vodních nádržích.

Klíčová slova: estrogenita; endokrinní disruptory; biodekce; bioanalytika.

Abstract

Title: Pan-European monitoring campaigns of endocrine disruptors and other micropollutants in waste-, surface- and underground waters. Abstract: Specifically acting micropollutants (e.g. endocrine disruptors, pharmaceuticals, etc.) represent a major problem of contamination in European waters. This presentation briefly summarizes broader field and possibilities to monitor endocrine disruptors (and other bioactive contaminants) using analytical and bioanalytical methods. Further, specific results of several pan-European monitoring campaigns are presented, which aimed to monitor micropollutants and their specific effects (estrogenicity, dioxin-like effects) in waters and waste sludge. Related risks for water quality in freshwater reservoirs are discussed.

Keywords: estrogenicity; endocrine disruption; biodection; bioanalytical methods.

Úvod

Velké množství různých chemikálií již bylo identifikováno jako látky, které ovlivňují hormonální regulace u přírodních organismů i člověka, tj. endokrinní disruptory (endocrine disrupting compounds - EDCs). Kromě toho se však v komplexních matricích (např. přírodní voda) vyskytují další doposud neidentifikované látky nebo různé transformační produkty apod., jejichž analytika je omezená a účinky málo charakterizované. Proto je nutné hodnotit kvalitu komplexních vzorků (vod) s využitím různorodých technik, aby bylo možné lépe charakterizovat potenciální rizika EDC a dalších bioaktivních mikro-

polutantů. Cílem této studie bylo charakterizovat hladiny nových typů kontaminantů (emerging contaminants) včetně EDC v rámci pan-Evropských „snapshot“ monitorovacích kampaní, které kombinovaly cílené chemické analýzy jednotlivých látek s biologickým testováním ED-aktivit v komplexních vzorcích.

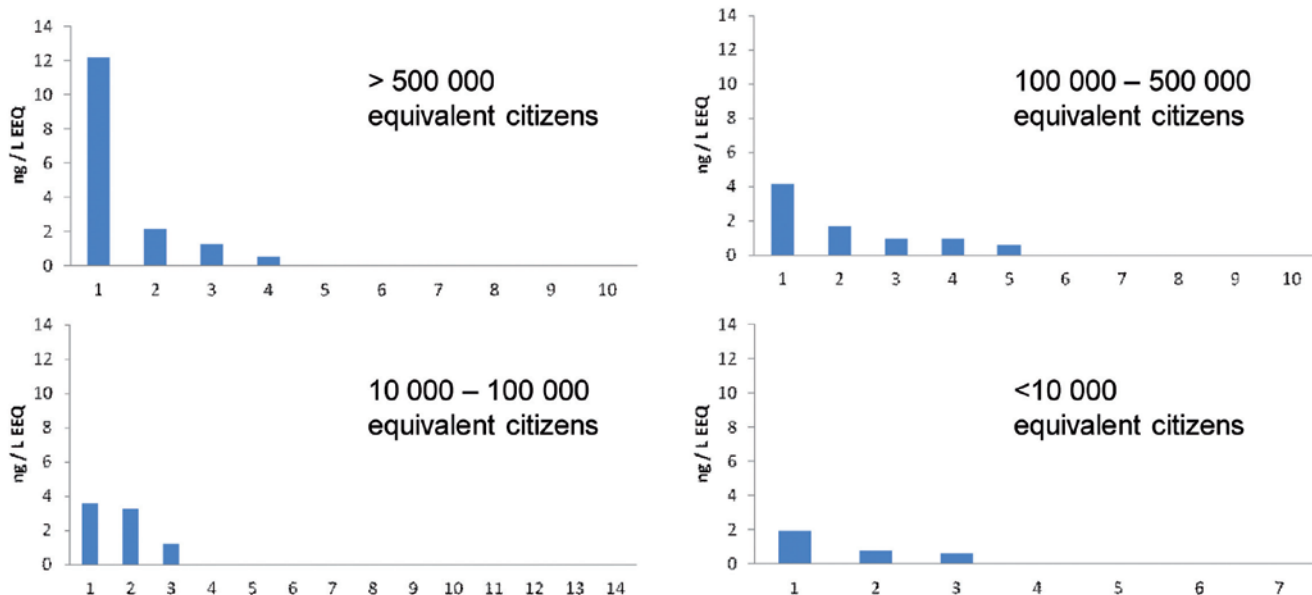
Materiál a metody

Studie zahrnuje několik vzorkovacích kampaní, které byly organizovány z EC JRC Ispra. V rámci monitoringu bylo získáno celkem 337 vzorků z 30 zemí, které zahrnovaly podzemní vody [1], povrchové vody, odpadní vody a také kaly z čistíren odpadních vod (ČOV). Vzorky byly získány vždy v rámci definovaného období („snapshot“) tak, aby poskytly informace o situaci v celé EU. Vzorky byly následně distribuovány do řady spolupracujících laboratoří (včetně laboratoří RECETOX v Brně), kde byly realizovány chemické analýzy (více než 200 analytů) a biologická hodnocení estrogenní a dioxinové aktivity (in vitro reportérové biodekční systémy MVLN a H4IIE.luc [2,3]).

Výsledky a diskuse

Tato prezentace ukazuje jen vybrané přehledové výsledky kampaní. Pro jednoduchost jsou v textu prezentovány jen informace z odpadních vod, které jsou nejvýznamnějším zdrojem EDC a dalších mikropolutantů. S ohledem na četnost výskytu, maximální a průměrné koncentrace byly jako nejvýznamnější polutanty ve vodách EU identifikovány následující skupiny látek: umělá sladidla (Sucralose, Acesulfame K), perfluorované látky (PFOA, PFHxA, PFHpA, PFOS), repelent DEET, benzotriazoly (inhibitory koroze), léčiva (Bisoprolol, Carbamazepine, Ciprofloxacin a mnoho dalších), organofosfátové retardanty hoření (TBP, TBP, TCEP a další), x-ray kontrastní média (amidotriazoic acid, Iohexol, Iopromid atd.), pesticidy (Terbutylazine, MCPA, Mecoprop, Diuron) a také antibakteriální látka Triclosan.

Monitoring s využitím biodekčních in vitro nástrojů prokázal významnou estrogenitu - z celkové počtu 75 vzorků odpadních vod bylo 27 pozitivních (viz obrázek 1) s maximálními hodnotami až 18 ng/l estrogenních ekvivalentů (EEQ). Tyto hodnoty velmi významně převyšují limity (Environmental Quality Standards - EQS) pro vybrané látky (např. 0,05 ng/L pro ethinylestradiol), které jsou nyní navrhovány v rámci legislativy EU (rámcová směrnice o vodě). Byla také pozorována dioxinová toxicita v 21 vzorcích, ale efekty byly relativně menší (maximálně 0,4 ng TCDD-ekvivalentů / L; dioxinově aktivní látky jsou zpravidla vázány na odpadní kaly).



Obrázek 1. Estrogenní aktivity (EEQ - ng ekvivalentů 17beta-estradiolu / L) v odpadních vodách v Evropě (podle kapacit ČOV). Na ose X jsou identifikační kódy (identifikace ČOV nemůže být prezentována); žádné hodnoty - efekty pod limitem detekce (EEQ < 0.5 ng/L).

Studie ukazuje, že odstraňování řady kontaminantů (včetně EDC) je v současných technologiích ČOV nekompletní a např. estrogenní látky jsou stále uvolňovány ve významných hladinách. S ohledem na vyšší koncentrace EDC, byly tyto látky doposud studovány především v blízkosti jejich hlavních zdrojů (tedy ČOV či lidská sídla). Nicméně, také vodní nádrže, které leží dále po toku od potenciálních zdrojů jsou zřejmě ovlivněna přítomností různých typů biologických látek. Ty se v nádržích zřejmě vyskytují v relativně menších koncentracích než v případě ČOV, ale i tak nelze vyloučit jejich negativní účinky s ohledem na velmi nízké koncentrace, u kterých byly prokázány biologické účinky např. u ryb (viz nahoře zmíněná hodnota EQS). Rizika mikropolutantů v nádržích jsou tedy předmětem dalšího výzkumu, kterému se budou věnovat některé právě zahájené projekty jako např. pětiletý EU FP7 projekt SOLUTIONS zahájený v roce 2013.

Naše studie také ukazují na potenciál bioanalytických in vitro nástrojů a jejich využití v monitoringu „účinků“. I přes značný pokrok mají současné chemické analytické metody stále řadu omezení (cílená analýza omezeného spektra látek, stále nedostatečné detekční limity - zejména v případě estrogenů), která překonávají právě biodekční metody (hodnocení účinků celé směsi, dobrá citlivost). Kombinace obou přístupů v monitoringu tedy přináší významnou přidanou hodnotu. Předmětem diskuze stále zůstává relevance získaných in vitro dat, ale v současné době naše vyvíjí návrhy limitů („in vitro PNEC“), které umožní širší využití biodekčních metod v hodnocení kvality vod.

Závěry

Pan-Evropské monitorovací studie poskytují unikátní informaci o výskytu a koncentracích mikropolutantů ve vodách EU. Studie prokázaly význam řady látek z různých skupin (pesticidy, domácí a průmyslové chemikálie, léčiva), které by měly být prioritně monitorovány a řízeny. Výzkum také ukazuje, že estrogenní aktivity představují významné nebezpečí pro vodní biotu ale také zdraví člověka a monitorovací programy by měly zahrnout jejich sledování s využitím citlivých bioanalytických technik.

Literatura

- [1] LOOS, R., G. LOCORO, S. COMERO, S. CONTINI, D. SCHWESIG, F. WERRES, P. BALSAA, O. GANS, S. WEISS, L. BLÁHA, M. BOLCHI AND B. M. GAWLIK *Pan-European survey on the occurrence of selected polar organic persistent pollutants in ground water*. Water Research, 2010, 44 (14): 4115-4126.
- [2] JAROŠOVÁ, B., L. BLÁHA, B. VRANA, T. RANDAK, R. GRABIC, J. P. GIESY AND K. HILSCHEROVÁ. *Changes in concentrations of hydrophilic organic contaminants and of endocrine-disrupting potential downstream of small communities located adjacent to headwaters*. Environment International, 2012, 45: 22-31.
- [3] JÁLOVÁ, V., B. JAROŠOVÁ, L. BLÁHA, J. P. GIESY, T. OCEĽKA, R. GRABIC, J. JURČÍKOVÁ, B. VRANA AND K. HILSCHEROVÁ. *Estrogen-, androgen- and aryl hydrocarbon receptor mediated activities in passive and composite samples from municipal waste and surface waters*. Environment International, 2013 - in press

PROBLEMATIKA VÝSKYTU PESTICIDŮ V POVODÍCH VODÁRENSKÝCH ZDROJŮ

Marek Liška, Karel Forejt, Milan Koželuh, Kateřina Soukupová a Václav Tajč

Povodí Vltavy, státní podnik, Praha 5, Holečkova 8, 150 24 Praha 5, tel. +420 251 050 708, marek.liska@pvl.cz

Abstrakt

Výskyt pesticidních látek v povrchových vodách je závislý na velikosti aplikované dávky, svažitosti terénu a srážkovém režimu. Maximálních koncentrací v tocích dosahují pesticidní látky v období aplikace po rychlé srážkové události, zpravidla v květnu a červnu. V povodí Vltavy jsou pesticidy významně zatížená povodí řek Sázava, Želivka, Úhlava a Radbuza. V povodích vodárensky využívaných toků Želivky a Úhlavy jsou nejčastěji ve vyšších koncentracích nalézány zejména následující pesticidní látky: terbuthylazin, acetochlor, acetochlor ESA, metazachlor, metazachlor ESA, metolachlor ESA, alachlor ESA a linuron, nárazově lze nalézt i zakázaný atrazin. V povodí VN Švihov jsou nejvíce pesticidy ohroženy přítoky Sedlický potok, Martinický potok a řeka Trnava. V povodí řeky Úhlavy jsou nejvýznamnějšími zdroji Točnický potok, Příchovický potok, Losinský potok a Poleňka.

Klíčová slova: *pesticidy; povodí; VN Švihov; VN Klíčava; řeka Úhlava.*

Abstract

The occurrence of pesticides in surface water depends on size of applied dose, slope of the terrain and precipitation mode in the year. Pesticides reach the maximum concentration in the period of application after a rapid rainfall, usually in may and june. In the Vltava River basin, there are significantly loaded by pesticides the basins of rivers Sázava, Želivka, Úhlava and Radbuza. Terbuthylazin, acetochlor, acetochlor ESA, metazachlor, metazachlor ESA, metolachlor ESA, alachlor ESA, linuron and occasionally the forbidden atrazine, are the most frequently found pesticides in basins of drinking water resources. In the basin of water reservoir Švihov, the following affluents are the most threatened by pesticides: Sedlický Brook, Martinický Brook and Trnava River. In the basin of the Úhlava River, the most significant sources of pesticides are the basins of Točnický Brook, Příchovický Brook, Losinský Brook and the Poleňka River.

Keywords: *pesticides; catchment; Švihov reservoir; Klíčava reservoir; Úhlava river.*

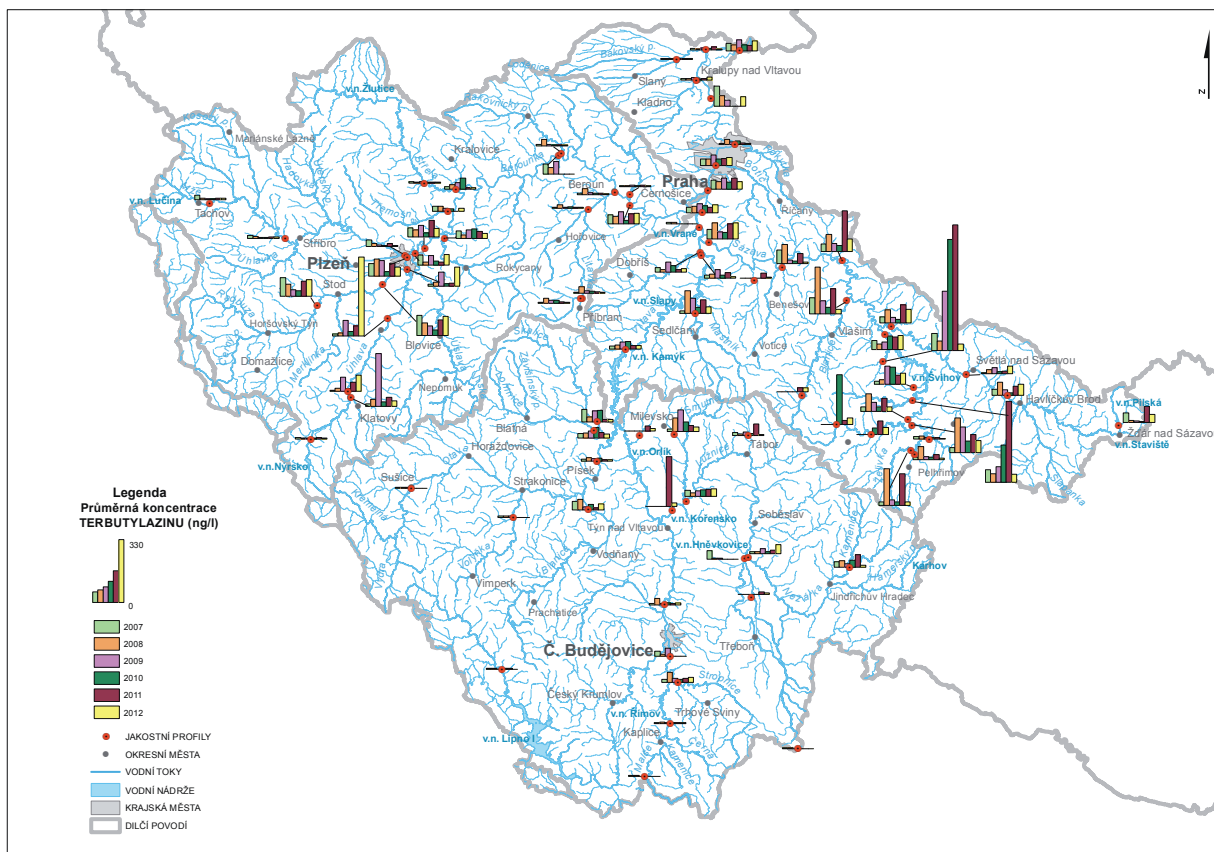
Úvod

Povodí vodárenských zdrojů (tj. nádrží a toků), která se nachází v intenzivně zemědělsky využívaných oblastech, jsou často kontaminována pesticidními látkami. Pesticidy představují skupinu látek, která se do povrchových vod většinou dostává z plošných zdrojů znečištění. Nejvíce se používají v zemědělství jako tzv. selektivní herbicidy, zejména při pěstování technických plodin, nebo jako tzv. totální herbicidy používané k ošetřování povrchů infrastruktur (parkoviště, železniční koridory atd). Zásadní vliv na koncentraci pesticidních látek ve vodách

má zejména velikost aplikované dávky pesticidů, období jejich aplikace, charakter povodí a hydrologická situace v daném roce. V zemědělství se obvykle komerční přípravky aplikují na jaře a na podzim. Výskyt těchto látek v povrchových vodách je závislý na srážkovém režimu. Pokud jsou v období aplikací časté nebo intenzivní srážky, dochází ke smyvu či rychlému vymývání látek z půdního horizontu. Povrchovým nebo podpovrchovým odtokem se dostávají do vodních toků, kde se vyskytují ve vyšších koncentracích, ale po relativně kratší dobu. Naopak v suchých letech se vyskytují ve vodách v menších koncentracích, ale období jejich výskytu je delší, neboť jejich uvolňování do vodních toků je pozvolné a jejich metabolizace v půdě intenzivnější. V povrchových vodách vodárenských toků se v současné době ve významných koncentracích nacházejí a s vysokou frekvencí vyskytují zejména následující dusíkaté pesticidy: terbuthylazin, acetochlor, metazachlor, glyphosate a tzv. uronové pesticidy: linuron, diuron, chlortoluron a isoproturon. Bohužel je nutné konstatovat, že se v povodích vodárenských toků a nádrží vyskytují také pesticidní látky, jejichž užívání je Státní rostlinolékařskou správou zakázáno, např. atrazin (zákaz aplikace od roku 2005), alachlor (zákaz aplikace v roce 2008). Řada dusíkatých pesticidů se v povrchových vodách vyskytuje také v tzv. metabolizovaných formách, které vznikají přeměnou „rodičovské“ pesticidní látky po její aplikaci na zemědělskou půdu. Ze skupiny chloracetanilidových pesticidů jsou zatím analyzovány formy OA (oxalamic acid) a ESA (ethan sulfonic acid), tj. jejich kyselé deriváty. U chloracetanilidových pesticidů se originální „rodičovská“ látka ve vodě buď vůbec nenajde, nebo jen v období aplikace či v podstatně nižších koncentracích. Uvedené metabolity mají v průběhu roku odlišnou kinetiku vyplavování z půdního profilu, kolísají zpravidla méně než koncentrace originálních „rodičovských“ pesticidů a podle nalézáných koncentrací v tocích se jedná o stabilnější formy, které se odbourávají jen velmi pomalu. Vzhledem k širokému používání pesticidních látek jsou v zemědělsky využívaných povodích právě koncentrace těchto metabolitů značně vysoké.

Metody

Vodohospodářské laboratoře státního Povodí Vltavy již několik let provádějí v souladu s plánem monitoringu povrchových vod v dílčím povodí Horní Vltavy, Berounky, Dolní Vltava ostatních přítoků Dunaje, intenzivní monitoring pesticidních látek. Z hlediska monitoringu vodárenských zdrojů je pozornost zaměřena zejména na povodí VN Švihov, jako našeho největšího zdroje povrchové vody, která se používá pro úpravu na vodu pitnou. Dále je v posledních letech intenzivní pozornost také věnována povodí Úhlavy a Klíčavy. V uvedených vodárenských povodích probíhá pravidelný celoroční monitoring kvality vody s odběrovou měsíční frekvencí, ve vegetačním období je sledování intenzivnější. Ve vodárenských povodích je dále prováděno podrobnější sledování za účelem odhalení dalších zdrojů kontaminace pesticidními látkami v mikropovodích.



Obrázek 1. Koncentrační mapa terbutylazinu (roční průměry 2006-2011) - území povodí Vltavy.

Pro analýzy pesticidních látek je ve vodohospodářských laboratořích státního podniku Povodí Vltavy používána metoda vysokoučinné kapalinové chromatografie s hmotnostní detekcí LC-MS/MS.

Výsledky a diskuse

V povodí Vltavy lze za oblasti významně zatížené pesticidy označit zejména zemědělsky využívaná povodí řek: Sázavy, Želivky, Úhlavy a Radbuzy (obr. 1). V povodí Lužnice, Otavy a horní části Vltavy (po VN Orlick) se tyto látky dosud vyskytují pouze v nízkých koncentracích, nebo v maloplošně omezených oblastech.

Monitoring pesticidních látek v povodí VN Švihov probíhá již od roku 2005, od roku 2012 byl zahájen intenzivní screeningový monitoring pesticidních látek v povodí řeky Úhlavy. Od září 2012 je intenzivně sledováno také povodí vodárenské nádrže Klíčava, kde byl monitoring zacílen zejména na sledování důsledků vodohospodářské havárie, při které došlo ke kontaminaci přítoků i samotné VN Klíčava pesticidy, zejména atrazinem.

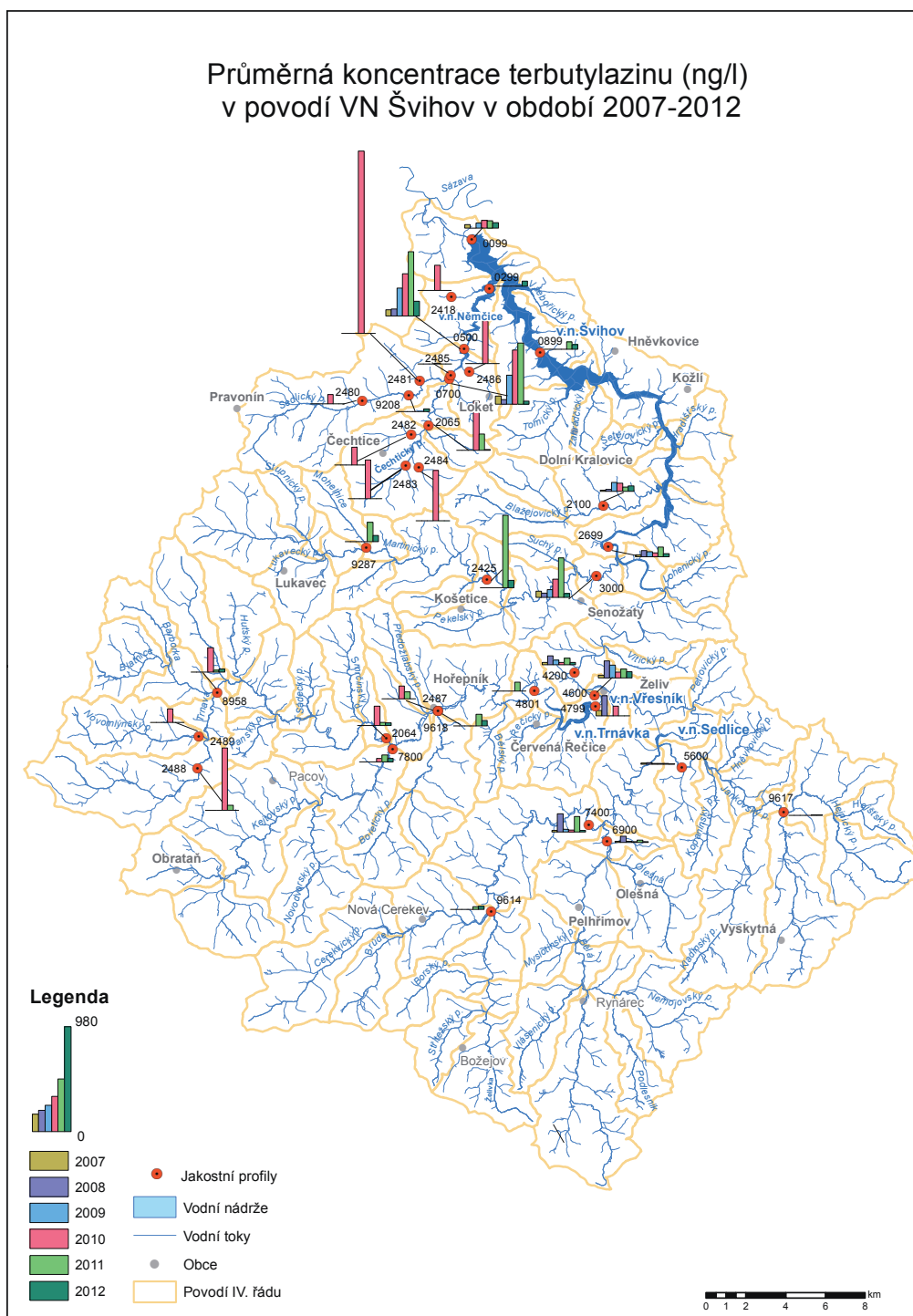
V dalším textu je popsána situace výskytu pesticidních látek v povodí řeky Želivky a v povodí řeky Úhlavy. Oba „vodárenské“ toky jsou zdrojem surové vody pro úpravu na vodu pitnou, avšak s významným rozdílem. V povodí Želivky je surová voda pro její úpravu na vodu pitnou odebírána z vodárenské nádrže Švihov, do které ústí řeka Želivka a další přítoky. Objem nádrže VN Švihov je cca 260 mil m³, teoretická doba zdržení přibližně 430 dní, což má významný vliv na kvalitu vody z hlediska její stability. Z řeky Úhlavy je surová voda odebírána na úpravu přímo z řeky, kvalita odebírané vody je tak velmi proměnlivá.

Povodí VN Švihov

Vodárenská nádrž Švihov na Želivce je situována v intenzivně zemědělsky obhospodařované krajině, plocha povodí

VN Švihov je 1178 km². Podíl zemědělsky obhospodařovaných ploch v povodích jednotlivých přítoků se pohybuje v rozmezí 50 – 80%. Na většině polí se pěstují technické resp. širokořádkové plodiny, zejména kukuřice, řepka a brambory, ve velkém měřítku se používají prostředky na ochranu rostlin. Za nejvíce kontaminované toky lze označit řeku Trnavu, Martinický potok a Sedlický potok, který ústí nedaleko hráze nádrže, viz koncentrační mapa Obr. 2. Z hlediska vývoje koncentrací pesticidních látek má VN Švihov v systému „nádrž-povodí“ tlumící a vyrovnávací funkci, což je dáno dlouhou dobou zdržení cca 430 dní a rozdílnou kvalitou vody v přítocích, která se v nádrži mísí. Ve vzdutí nádrže, v prostoru před hrází, jsou koncentrace pesticidních látek o několik řádů nižší oproti maximálním hodnotám na výše jmenovaných přítocích a nijak výrazně neoscilují. Na příkladu terbutylazinu je zřejmé, že koncentrace celý rok kolísá v rozpětí cca 30 – 90 ng/l, obdobně je tomu i u metabolizovaných forem pesticidů, avšak jejich koncentrace jsou vyšší. Tento stav je výhodný pro technologii úpravy vody, protože odebírá surovou vodu s vyrovnanou kvalitou.

Vývoj koncentrace terbutylazinu v povodí Sedlického potočka s intenzivním zemědělským využitím ilustruje Obr. 3. Z grafu je dobře patrná kinetika vyplavování terbutylazinu z půdního profilu v různých vodních letech (2007, 2008 - suché roky, 2006, 2010 vodné roky, 2009, 2011 průměrně vodné roky). Nejvyšší koncentrace terbutylazinu byly naměřeny v letech 2006, 2009, 2010 a 2011. V roce 2012 byl zaznamenán pokles koncentrace terbutylazinu v Sedlickém potoce. Uvedený pokles v roce 2013 je již tak výrazný, že lze předpokládat, že pravděpodobně došlo ke snížení aplikačních dávek terbutylazinu a to buď změnou osevních postupů, tj. náhradou kukuřice jinými plodinami, kde se nepoužívá tento pesticid. Nebo byl terbutylazin nahrazen jiným pesticidem, používání terbutylazinu v pásmech hygienické ochrany vodárenských zdrojů bylo v roce 2012 legislativně omezeno.

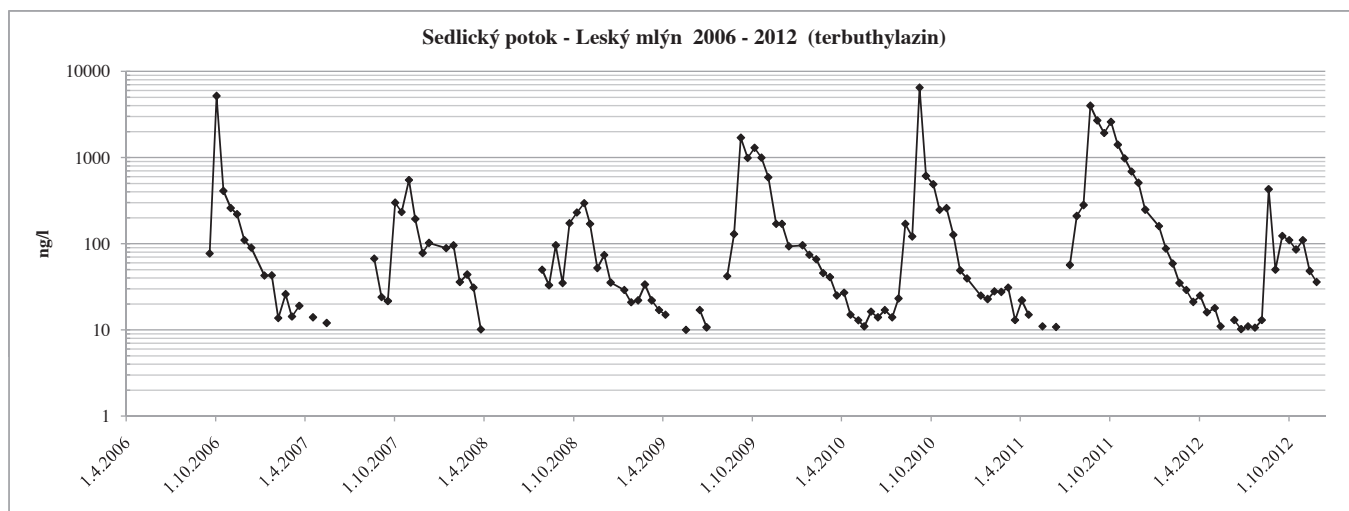


Obrázek 2. Koncentrační mapa terbutylazinu v povodí VN Švihov – roční průměry 2007-2012.

Nejvyšší koncentrace pesticidních (rodičovských) látek se na přítocích VN Švihov vyskytují zejména v období jejich aplikace, tj. v pozdním jaru a na počátku léta u některých látek pak ještě v podzimních měsících. Na jaře jsou zaznamenávány vysoké koncentrace terbutylazinu, acetochloru, metazachloru a některých uronových pesticidů, např. linuronu. U forem kyselých derivátů pesticidů (formy ESA a OA u chloracetanilidů) je roční vývoj jejich koncentrací v tocích více vyrovnaný, nezávisí v takové míře na velikosti aplikované dávky v sezóně jako u rodičovských látek, určitá závislost na srážkovém režimu a období aplikace je však dobře patrná. Obr. 4 charakterizuje roční vývoj koncentrace acetochloru a jeho metabolitů ESA a OA, jako typického zástupce chloracetanilidových pesticidů.

Povodí řeky Úhlavy

Vodohospodářské laboratoře státního podniku Povodí Vltavy ve spolupráci s Krajským úřadem Plzeňského kraje, Magistrátem města Plzně a Plzeňskou vodárnou začaly v roce 2012 provádět intenzivní screeningový monitoring pesticidních látek v povodí řeky Úhlavy s cílem vytypování pesticidy nejvíce zatížených povodí v jednotlivých přítocích Úhlavy. Plocha povodí Úhlavy po odběr surové vody je cca 915 km², míra zornění se v úseku od VN Nýrsko pohybuje v rozmezí 20-60 %. Pozornost byla zaměřena jednak na monitoring profilů v podélném profilu řeky Úhlavy od VN Nýrsko po odběrový profil surové vody v Plzni Doudlevecích, ale také na screening významných přítoků: Točnický potok, Třebýcinka, Poleňka, Příchovický potok, Divoký potok, Losinský potok a Drnový potok. Po vyhodno-



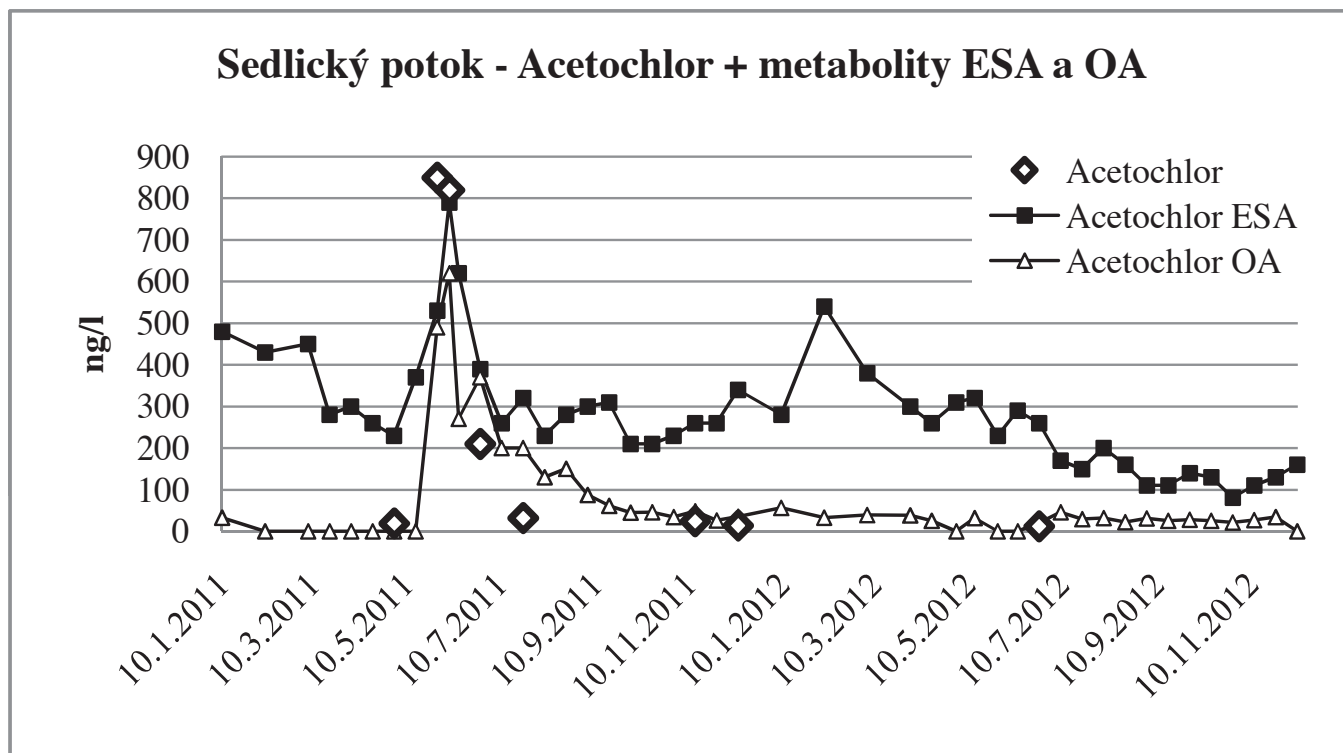
Obrázek 3. Vývoj koncentrace terbutylazinu v zemědělském povodí Sedlického potoka s intenzivním pěstováním technických plodin (v letech 2006 – 2012 s různou intenzitou srážkové činnosti).

cení výsledků byl v roce 2013 tento monitoring dále rozšířen do horních oblastí jednotlivých přítoků a o některé další drobné levostranné přítoky Úhlavy. Mezi nejčastěji nalézané pesticidní látky v povodí Úhlavy patří terbutylazin, acetochlor, alachlor, metolachlor, metazachlor, dimetachlor, atrazin, dále metabolity alachloru, acetochloru, metazachloru, metolachloru (formy OA a ESA) a některé další látky např. insekticid DEET nebo tebuconazol. Průměrné hodnoty terbutylazinu jsou patrné z Obr.5. Za nejvýznamnější zdroje pesticidních látek v povodí Úhlavy lze označit povodí Třebčinky, Poleňky, Točnického a Losinského potoka. Lze konstatovat, že kvalita surové vody, odebírané plzeňskou vodárnou k úpravě na vodu pitnou je výrazným způsobem dotčena zemědělským hospodařením v povodí Úhlavy. U některých pesticidních látek jsou v profilu Úhlava-Plzeň Doudlevec překračovány

legislativní limity vyhlášky č. 428/2001 Sb., ve znění pozdějších předpisů, příloha č. 13 (Požadavky na jakost surové vody).

Povodí VN Klíčava a důsledky pesticidové havárie

VN Klíčava se nachází ve středních Čechách a leží na dvou nepřilís vydatných přítocích Klíčavy a Lánského potoka. Nádrž Klíčava je využívána jako zdroj surové vody, zásobuje pitnou vodou město Kladno a další obce. Povodí nádrže je z velké části lesnaté, bez intenzivního zemědělského využití, na rozdíl od předešlých dvou příkladů. Pouze menší část v oblasti horní části povodí Klíčavy je využívána k zemědělské činnosti, z těchto důvodů nebyla na tento zdroj dosud, z hlediska monitoringu pesticidů, zaměřena intenzivní pozornost. V září 2012 byla



Obrázek 4. Vývoj koncentrace acetochloru a jeho forem ESA a OA v povodí Sedlického potoka v letech 2011 a 2012.



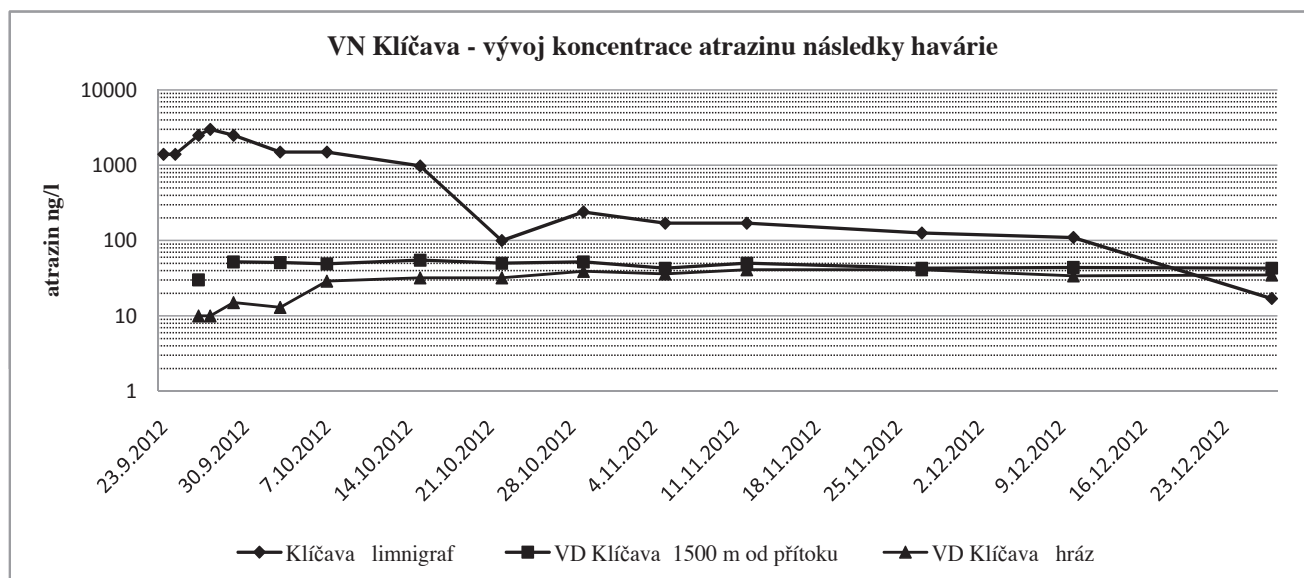
Obrázek 5. Průměrná koncentrace terbutylazinu a jeho metabolitů v povodí řeky Úhlavy v roce 2012 (sledované období V.-X.).

nahlášena ekologická havárie na přítoku do Klíčavy, v lokalitě Jelení luh (vzdálenost od hráze nádrže cca 5,5 km), kde byly v lese v okolí toku nalezeny pytle s neznámou látkou. Pozdější laboratorní analýzy ukázaly, že se z velké části jednalo o atrazin, tj. o látku, jejíž používání bylo již od roku 2005 zakázáno. Většinu závadné látky se přivolané sanační firmě podařilo odstranit, látka byla většinou ještě v obalech, pouze malá blíže nespecifikovaná část již byla smyta deštěm do půdy a do rybníka situovaného níže po směru toku. Monitoring této havárie ukázal, že i poměrně malé množství pesticidní látky postačuje ke kontaminaci velkého množství vody, což je dáno zejména velmi vysokou rozpustností pesticidů ve vodě. Z grafu (obr. 6) je zřejmý vývoj koncentrací atrazinu na přítoku do VN Klíčava a postupný vzestup koncentrace atrazinu v celé nádrži. Maximální hodnoty na přítoku do nádrže se v době havárie pohybovaly okolo hodnoty 3 000 ng/l, na počátku vzdutí (1 500 m od přítoku) se maximální koncentrace naředila na cca 55 ng/l

a na profilu hráz se pak dlouhodobá koncentrace atrazinu ustálila v rozmezí hodnot cca 5 – 40 ng/l.

Vliv ochranných pásem (resp. pásem hygienické ochrany) a dalších technických opatření v povodí na výslednou koncentraci pesticidů v tocích v zemědělských povodích

Pesticidní látky jsou většinou velmi dobře rozpustné, některé se rychle rozkládají a vytváří metabolické formy a velmi snadno pronikají půdním profilem. Z uvedeného vyplývá, že úzce vymezená pásma okolo vodárenských nádrží, případně zóny diferencované ochrany podél toku, nemohou výrazně eliminovat vstup pesticidních látek do toků, neboť pesticidy se do povrchových i podzemních vod dostávají povrchovým a podzemním odtokem. V povodí VN Švihov jsou vybudovány tři představné retenční nádrže (VN Němčice, VN Sedlice a VN Trnávka), které velmi dobře zachycují



Obrázek 6. Vývoj koncentrace atrazinu na přítoku do VN Klíčava, 1500 m od počátku vzduť a v oblasti hráze, v období po havarijním stavu (IX–XII 2012).

živiny a erozní materiál. Erozní materiál v nich sedimentuje a fosfor navázaný na částicích se výrazným způsobem metabolizuje. Z hlediska zachycování pesticidů jsou však, vzhledem k jejich rozpustnosti, neúčinné. Jedinou možností, jak zabránit kontaminaci vodárenských zdrojů pesticidními látkami, je velkoplošné omezení používání prostředků na ochranu rostlin v povodích drobných přítoků vodárensky využívaných toků.

Závěry

Výskyt pesticidních látek v povrchových vodách je závislý na velikosti aplikované dávky, svažitosti terénu a srážkovém režimu. Pokud jsou v období aplikací časté nebo intenzivní srážky, dochází k rychlému smyvu a vymývání látek z půdního horizontu. V suchých obdobích se naopak dostávají do toků v nižších koncentracích, avšak po delší dobu. Maximálních koncentrací dosahují pesticidní látky v období aplikace, tj. v květnu a červnu. Některé pesticidy se používají i v podzimních měsících. Deriváty resp. metabolity pesticidních látek mají v povrchových vodách víceméně stabilní koncentraci, která není hydrologickými událostmi ovlivněna v takové míře jako u rodičovských látek.

V povodí Vltavy lze za pesticidy významně zatížené oblasti označit zejména zemědělsky využívaná povodí řek Sázavy, Želivky, Úhlavy a Radbuzy. V povodí Lužnice, Otavy a horní části Vltavy se tyto látky vyskytují pouze v nízkých koncentracích, nebo v maloplošně omezených oblastech. Dusíkaté pesticidy v povodích vodárenských toků pocházejí zejména ze zemědělsky využívaných oblastí, zpravidla mimo I. a II. ochranné pásmo (resp. PHO) a zóny diferencované ochrany. Dusíkaté pesticidy triazinového a uronového typu představují značné riziko pro

vodárensky využívané toky, neboť jsou velmi dobře rozpustné a nedochází téměř k jejich žádnému odbourávání v podélném profilu toku ani v nádržích.

Ve vodárenských povodích Želivky a Úhlavy jsou nejčastěji nalezeny následující pesticidní látky: terbuthylazin a jeho metabolity, acetochlor a jeho metabolity, dimetachlor, metazachlor a jeho metabolity, metolachlor a jeho metabolity, metabolity alachloru, uronové pesticidy linuron, diuron, dále pak v současné době nově sledovaný glyphosate (účinná látka přípravku Roundup) včetně metabolitu AMPA, látka DEET a některé další. Ve vodárenských povodích lze nárazově, ale nalézt i vyšší koncentrace pesticidu atrazin, jehož používání bylo zakázáno již v roce 2005! Atrazin byl rovněž nalezen ve vysokých koncentracích na přítoku vodárenského toku Klíčava, v září 2012 při ekologické havárii.

V povodí VN Švihov jsou nejvíce pesticidy ohroženy přítoky Želivky: Sedlický potok, Martinický potok a řeka Trnava. V povodí řeky Úhlavy jsou nejvýznamnějšími zdroji Točnický potok, Příchovický potok, Losinský potok a Poleňka.

Z hlediska kvality surové vody pro její úpravu na vodu pitnou je kvalitativně stabilnějším zdrojem VN Švihov, neboť kvalita vody není výrazně ovlivněna měnící se dynamikou hydrologických stavů a aplikacemi pesticidů tak, jako je tomu v případě Úhlavy. Pozitivní zprávou je, že pesticidní látky lze z vody odstraňovat za pomoci sofistikovaných, avšak velmi nákladných technologií úpravy vody, např. při použití sorpce přes aktivní uhlí, popř. jejich koncentraci snížit ozonizací.

Z hlediska dalšího vývoje se pro aktuální modifikaci monitoringu kvality vody jeví jako perspektivní začít využívat hodnocení družicových snímků zemědělsky využívaných povodí, neboť osevní postupy a využití zemědělských ploch se může každoročně měnit, což může mít přímý vliv na výslednou koncentraci pesticidních látek v jednotlivých tocích.

VNOS LÁTEK DO VN ŠVIHOV POVODŇOVOU VLNOU V ROCE 2013

Marek Liška, Jakub Dobiáš, Jindřich Duras, Kateřina Soukupová, Jan Válek

Povodí Vltavy, státní podnik, Holečkova 8, 150 24 Praha 5, tel. +420 251 050 708, marek.liska@pvl.cz

Abstrakt

V historii nádrže VN Švihov proběhly 3 významné povodně (v letech 2002, 2006 a 2013), přičemž vliv povodně na kvalitu vody byl dostatečně zdokumentován pouze v letech 2006 a 2013. Povodeň v roce 2006 probíhala na jaře, v roce 2013 proběhla povodeň v letním období. Hydraulické charakteristiky nádrže, tj. velký objem vody, dlouhá teoretická doba zdržení, odpouštění nádrže pouze přes „hladinový“ bezpečnostní přeliv a v případě červnové povodně 2013 i výrazná teplotní stratifikace měly pozitivní vliv na kvalitu vody v místě vodárenského odběru a negativní důsledky pro úpravu vody byly tak minimalizovány. Letní povodeň 2013 se projevila dočasným zvýšením koncentrace fosforu v nádrži a zvýšením koncentrace některých pesticidů (terbuthylazinu), a to zejména v horních 2/3 zásobního prostoru nádrže. Jarní povodeň r. 2006 se naopak projevila zejména dočasným zvýšením koncentrace dusičnanů.

Klíčová slova: povodně; povodí; VN Švihov; fosfor; zákal; pesticidy.

Abstract

In the history of the Švihov reservoir, there have happened three important floods (in years 2002, 2006 and 2013). The flood influence on water quality was sufficiently surveyed only in 2006 and 2013. The flood in 2006 became in the spring, in 2013 the flood happened in the summer. The hydraulic characteristics of the reservoir, i.e. great water volume, long retention time, reservoir discharge entirely over surface safety spillway, and also sharp temperature stratification during the flood in

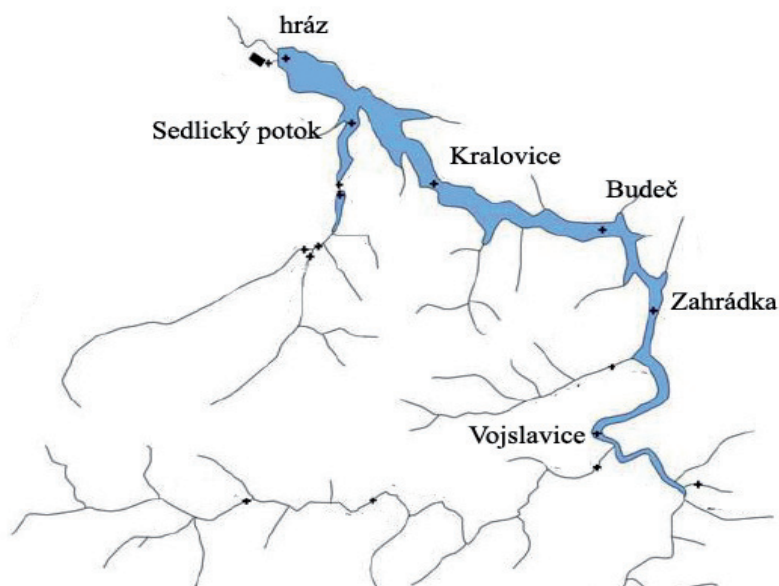
June 2013, had positive impact on water quality in the water withdrawal place and negative consequences for the water treatment plant were minimized. The summer flood in 2013 was shown through the temporary increase of phosphorus concentration in the reservoir and the rise in concentration of some pesticides (e.g. terbuthylazine), namely in upper two thirds of reservoir. On the contrary the spring flood in 2006 was manifested through the temporary increase of nitrate concentration.

Keywords: flood; catchment; Švihov reservoir; phosphorus; turbidity; pesticides.

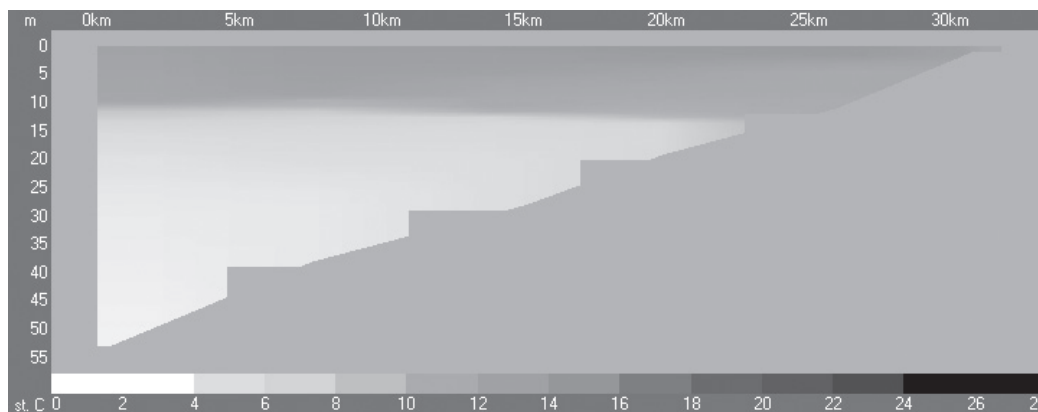
Úvod

VN Švihov na řece Želivce je největší vodárenskou nádrží v České republice. Objem nádrže je při maximální hladině zásobního prostoru 266,6 mil m³, plocha nádrže činí 14,3 km², délka vzdutí 38 km, max. hloubka u hráze je 52 m. Vodou z nádrže je zásobováno přibližně 15 % obyvatel ČR, současný odběr surové vody se pohybuje okolo hodnoty 3 m³.s⁻¹. Nádrž je dlouhá, korytovitá s dlouhou teoretickou dobou zdržení (cca 430 dnů), to je výhodné zejména z pohledu samočisticích procesů, které mají za standardních hydrologických podmínek dostatek času zbavit vodu velké části znečišťujících látek a zabezpečit tím poměrně vyrovnanou kvalitu vody v oblasti hráze, tedy v místě vodárenského odběru.

Pozitivní vliv samočisticích procesů se týká zejména fosforu, jenž určuje stupeň eutrofizace nádrže, tedy intenzitu rozvoje řas a sinic. Koncentrace celkového fosforu za standardních hydrologických podmínek klesají v podélném profilu nádrže z hodnot 0,030–0,060 mg/l v přítokové části nádrže na 0,007–0,020 mg/l v oblasti hráze. Tomuto gradientu odpovídá i gradient biomasy řas a sinic. Z hydrobiologického pohledu je dlouhodo-



Obrázek 1. Situační schéma VN Švihov s vyznačením odběrových profilů.



Obrázek 2. Teplotní stratifikace na podélném profilu nádrže v době nástupu povodně.

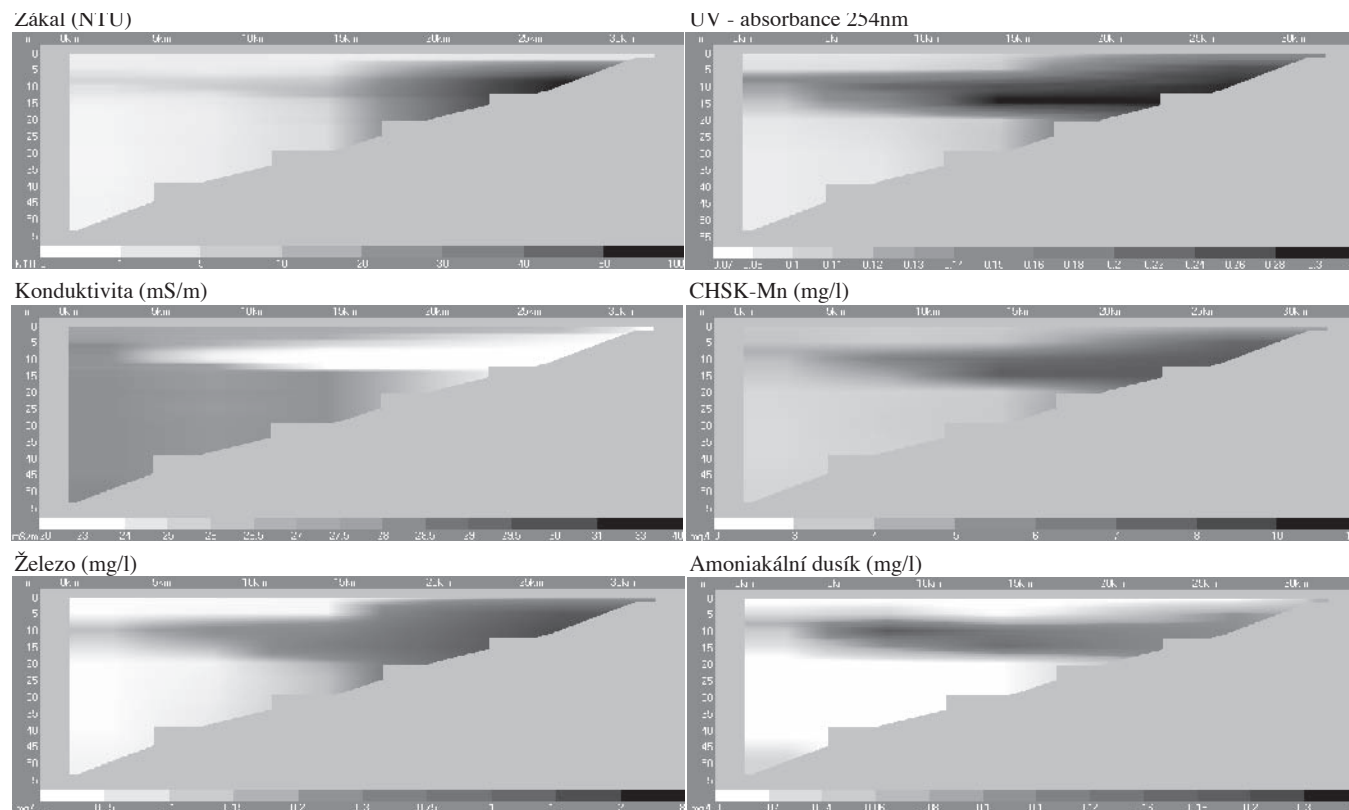
bě citlivým obdobím časné jaro s vyššími průtoky, kdy se v některých letech stává, že teplejší (lehčí) voda přítoků postupuje při hladině po studené mase vody nádrže až ke hrázi, kde takto jednorázově vnesený fosfor může podpořit z vodárenského hlediska nepříjemný rozvoj planktonních řas. Za standardních hydrologických podmínek je kyslíkový režim nádrže příznivý. Kyslíkové deficity se začínají tvořit začátkem léta v horní třetině nádrže, kde je úživnost nádrže největší a samočistící procesy, jež kyslík spotřebovávají, nejintenzivnější. Kyslíkové deficity se s postupem vegetační sezóny rozšiřují směrem ke hrázi, kde se soustřeďují hlavně do hloubky kolem 15 m (oblast tzv. metalimnia). Zásoba rozpuštěného kyslíku v hypolimniu dolní části nádrže však udržuje relativně příznivé podmínky až do října, na jehož konci dojde k promíchání celého vodního sloupce.

Na kvalitu vody v nádrži má zcela zásadní vliv celkový objem vody v nádrži a dynamika jejího přítoku. Z hlediska kvality vody představují povodňové stavy problém významný avšak krátkodobý, podstatně významnější vliv na vývoj kvality vody má větší

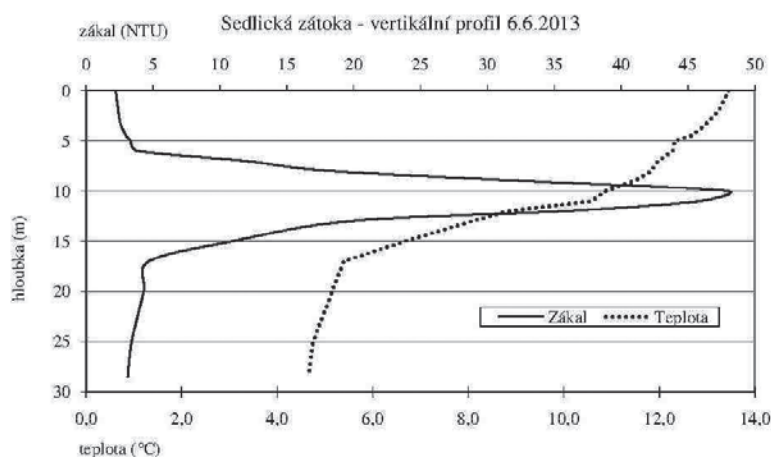
snížení objemu vody v nádrži vlivem suchého období. V historii nádrže VN Švihov se odehrály 3 významné povodňové stavy: v letech 2002, 2006 a 2013. Vliv povodně na kvalitu vody byl dostatečně zdokumentován pouze v letech 2006 a 2013.

Materiál a metody

Součástí sledování vlivu povodně na VN Švihov je jak monitoring množství vody protékající nádrží, tak monitoring kvality vody. Hydrologický monitoring je realizován kontinuálně sítí limnigrafických stanic na všech významnějších přítocích do nádrže a limnigrafu na jejím odtoku. Kvalita vody ve VN Švihov je v rámci společného monitoringu laboratorní státního podniku Povodí Vltavy a kontrolních laboratoří PVK a.s. sledována v pravidelných měsíčních intervalech. Při nástupu povodňových stavů je intenzita sledování zvýšena (perioda cca 3 - 7 dní) tak, aby byl průchod povodní nádrží dostatečně zmonitorován. Při „povodňovém“ monitoringu je kladen hlavní důraz na zma-



Obrázek 3. Podélný profil VN Švihov - distribuce povodňové vody v nádrži, cca 10 dní po začátku povodně (11.6.2013), parametry zákal, UV absorbance, CHSK_{Mn}, železo, amoniakální dusík a konduktivita.



Obrázek 4. Sedlická zátoka VN Švihov – intenzita zákalu ve vertikálním profilu, maximum v cca 10 – 12m.

pování distribuce povodňové vody v nádrži. K tomu byla v obou letech využita multiparametrická sonda YSI 6920 vybavená turbidimetrickým čidlem. Monitoring kvality vody byl většinou prováděn na celém podélném profilu nádrže na vybraných svislicích (obr. 1). Po identifikaci příslušné hloubky s povodňovou vodou byly odebrány vzorky vody pro laboratorní analýzy, zejména fosforu, dusíku a specifických organických látek se zaměřením na pesticidní látky, současně byly většinou odebrány vzorky vody ze standardních hloubkových horizontů (0, 5, 10, 20m....dno) na celém podélném profilu nádrží, zejména pro analýzy dusíku a fosforu

Výsledky a diskuse

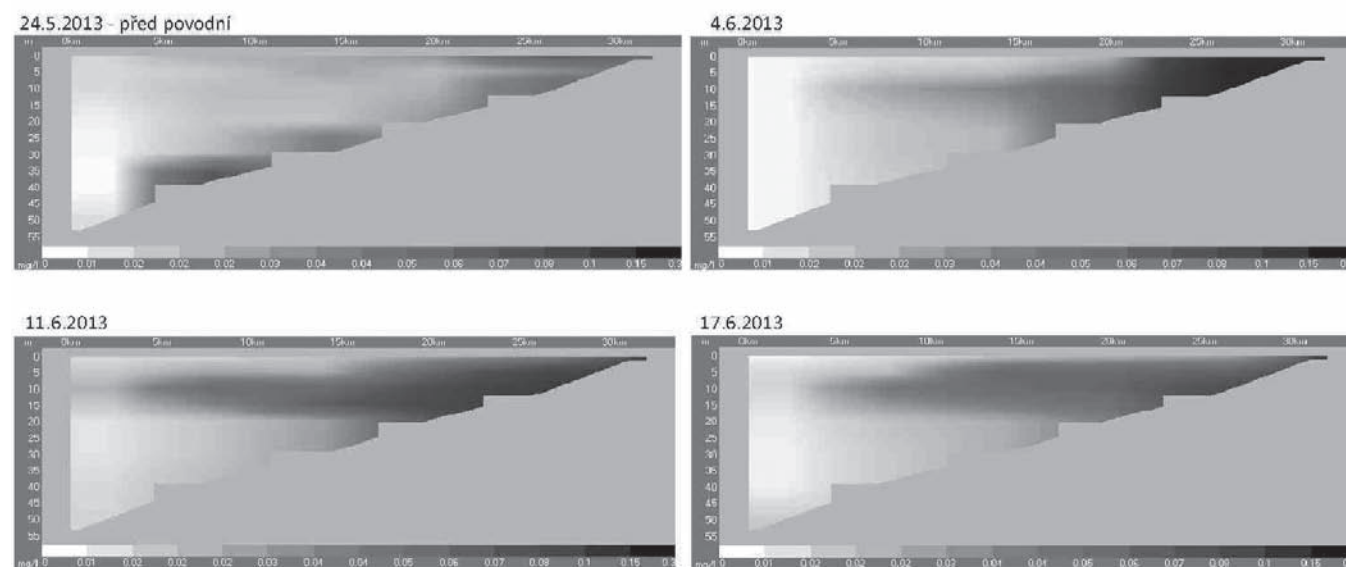
Oba poslední povodňové stavy se od sebe výrazně odlišovaly ročním obdobím, průběhem povodně a důsledky pro kvalitu vody v nádrži Švihov.

Letní povodeň 2013 a její vliv na kvalitu vody VN Švihov

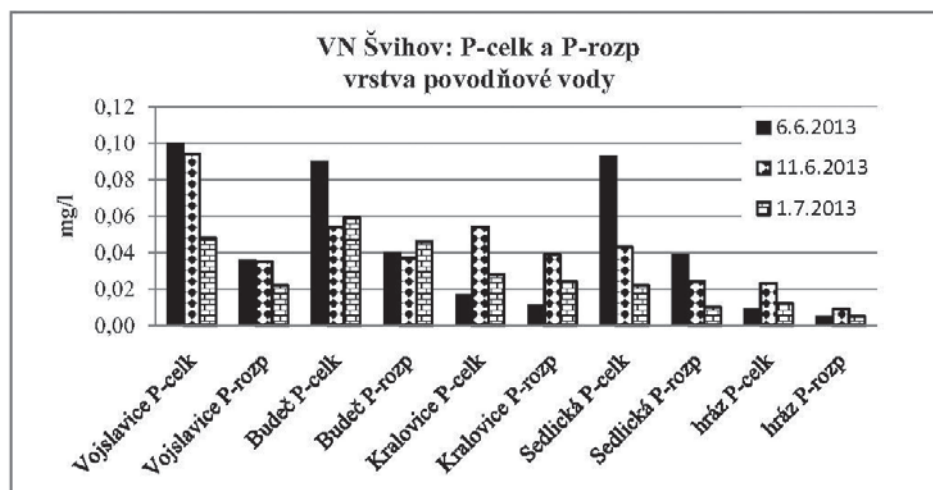
Na počátku června kdy byla nádrž a její povodí zasaženo povodní, došlo k významnému „promytí“ půdního profilu v celém povodí nádrže. Do nádrže přitékala zakalená voda se zvýšenou

koncentrací fosforu a některých specifických organických látek. V průběhu červnové povodně došlo k výměně cca 15-20 % celkového objemu vody v nádrži. Nádrž byla v době nástupu povodně již výrazně teplotně stratifikována (obr. 2), tj. bylo vytvořeno zřetelné teplotní rozhraní mezi horní a spodní vodou v nádrži, přibližně v hloubce 11 – 15m.

Vliv nastupující povodně se začal na drobných přítocích VN Švihov projevovat dne 1.6.2013, na hlavním přítoku Želivka a Sedlickém potoce s navazující předzdrží VN Němčice, pak s několikanásobným zpožděním (od 4.6. 2013). Povodňová voda se zařadila v hlavním přítoku do nádrže do vrstvy vody v hloubce cca 8 – 15 m (podle aktuální teploty přítokové vody) a takto postupovala celou nádrží. Vytvořil se tzv. zkratový proud, kdy nádrž protékala povodňová voda výhradně v horních vrstvách nádrže, což bylo velmi dobře detekováno pomocí měření zákalu (multiparametrická sonda vybavena turbidimetrickým senzorem). Přibližně za 10 dní od začátku povodně se dostala povodňová voda z hlavního přítoku ke hrázi nádrže. Postup povodňové vody nádrží a její distribuci dokumentuje obr.3, jsou zde vykresleny zvýšené hodnoty parametrů zákal, UV absorbance, CHSK_{Mn}, železo, amoniakální dusík a naopak snížené hodnoty konduktivity v „iontově slabé“ povodňové vodě.



Obrázek 5. Podélný profil VN Švihov - distribuce fosforu v nádrži v průběhu povodně.

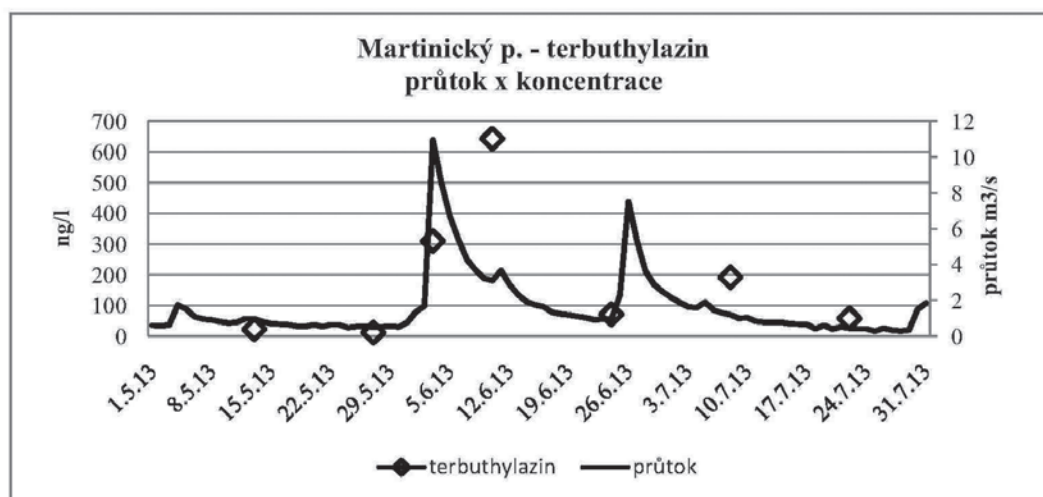


Obrázek 6. Podélný profil VN Švihov - znázornění poměru celkového a celkového rozpuštěného fosforu v průběhu povodně.

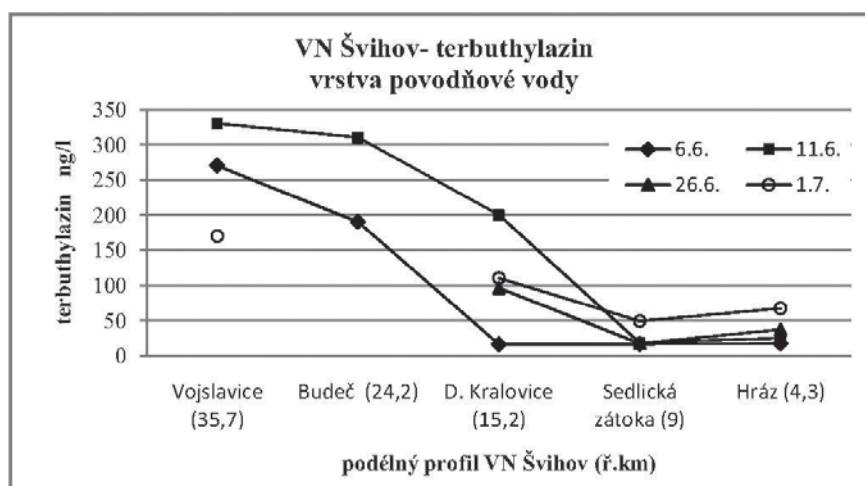
Nádrž byla po celou dobu povodně manipulována v rámci retenčního prostoru, tj. byla odpouštěna pouze horním přelivem, což významně omezilo vmíchávání povodňové vody do oblasti vodárenského odběru. Vodárenský odběr byl po celou dobu povodně realizován z odběrového okna v hloubce cca 34 m. Značným rizikem pro kvalitu vody v blízkosti vodárenského odběru byla voda ze Sedlického potoka, který do nádrže ústí v blízkosti hráze a odvodňuje rozsáhlé zemědělsky využívané povodí. Povodňová voda ze Sedlického potoka se dostala k profilu hráze o několik dní dříve, než voda z hlavního přítoku. Na přítoku Sedlického potoka sehrála pozitivní roli retenční předzdrž VN Němčice, kde zásoba čisté „předpovodňové“ vody sloužila k dočasné blokaci povodňové vody a ovlivnění vlastní nádrže VN Švihov tak bylo zpožděno a jeho účinky tlumeny. Zakalená povodňová voda se v zátoce Sedlického potoka ve VN Švihov zařazovala přibližně do hloubky 10 m (obr. 4).

Povodeň ovlivnila kvalitu vody v nádrži zejména přísunem erozních partikulí obohacených fosforem a splachem pesticidních a dalších látek ze zemědělské půdy. Povodeň významně neovlivnila dlouhodobě stabilní koncentraci dusičnanů v nádrži, která se pohybuje v hodnotách do 30 mg/l. Hlavním důvodem byla skutečnost, že povodeň proběhla na počátku léta, tj. v období, kdy je již koncentrace dusičnanů v půdě v povodí nádrže téměř na svém ročním minimu.

Fosforová bilance VN Švihov byla však povodňovým stavem ovlivněna výrazněji. Koncentrace fosforu v přítokových částech nádrže byly řádově vyšší než je obvyklé. V centrální „bazénové“ části (zejména pak v hypolimniu) se koncentrace celkového fosforu udržovaly pod limitem pro vodárenské toky, tj. hodnoty nižší než 0,050 mg/l (u hráze do 0,02 mg/l) a nebyly tak povodní zásadně ovlivněny. Časový postup „fosforového mraku“ nádrží velmi dobře dokumentuje (obr. 5). Maximální hodnoty celkového fosforu se na počátku vzdutí pohybovaly kolem hodnoty 0,1 mg/l, s postupným poklesem v podélném profilu nádrže. Povodňový stav dočasně, avšak významně změnil poměr celkového a celkového rozpuštěného fosforu. Ve vzorcích odebraných z povodňové vrstvy vody v nádrži (v hloubce 10 – 15 m) byly koncentrace až řádově vyšší ve prospěch celkového fosforu (obr. 6). Ze zjištěných výsledků plyne, že za povodňových stavů má partikulovaný fosfor erozního charakteru na celkovém přísunu fosforu do nádrže převažující podíl. Z hlediska „pohotovostního“ zdroje energie pro eutrofizační procesy však nemá významnější vliv, protože partikule, na které je navázán, relativně rychle sedimentují. Zjistili jsme, že poměr koncentrací rozpuštěného a celkového rozpuštěného fosforu se opět dostal do standardního poměru za cca 20 dnů od kulminace povodně. Důsledky této „partikulární“ fosforové dotace mohou však hrát svoji roli v době letních anoxií, kdy se fosfor snáze uvolňuje z dnových sedimentů.



Obrázek 7. Vývoj koncentrace terbuthylazinu v závislosti na průtoku – Martinický potok.



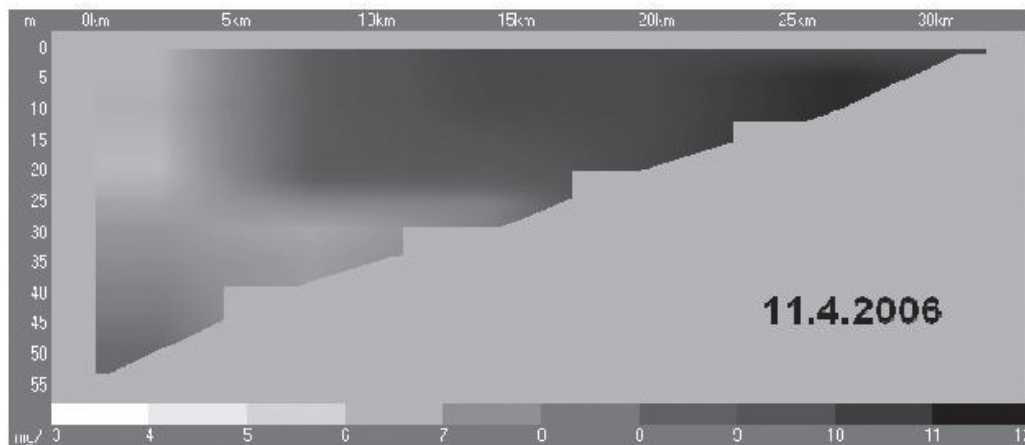
Obrázek 8. Koncentrace terbutylazinu na podélném profilu VN Švihov v průběhu povodně.

Povodeň měla také vliv na zvýšení koncentrací některých organických látek v nádrži. Bylo zaznamenáno zřetelné zvýšení koncentrace některých pesticidních látek (terbutylazin, metolachlor, metabolity dusíkatých pesticidů, glyphosate) ve vrstvě povodňové vody v nádrži, tj. v rozmezí hloubek cca 8 – 13 m. Z výsledků analýz je zřejmé, že došlo ke splachu čerstvě aplikovaných pesticidů z polí a jiných ošetřovaných ploch. Ve vzorcích odebraných 6.6.2013 byla ve stopových koncentracích detekována rezidua některých kongenerů polychlorovaných bifenyliů, které byly pravděpodobně navázány na pevné částice sedimentu v povodí přítoků VN Švihov, jež se účinkem vysokých průtoků dostaly do vlnosu do vodního sloupce. Ve vzorcích vody odebraných 11.6.2013 již tyto látky nalezeny nebyly, hodnoty všech sledovaných kongenerů PCB již byly pod mezí detekce. Intenzivní srážky měly významný vliv na vyplavení pesticidních látek z půdy v povodí, koncentrace terbutylazinu se v maximálních hodnotách na některých přítocích pohybovala přes 1000 ng/l. Na příkladu Martinického potoka je velmi dobře patrná závislost koncentrace terbutylazinu na průtoku, tj. na srážkách (obr.7). V samotné VN Švihov přispěla povodeň k lokálnímu dočasnému zvýšení koncentrace pesticidních látek, zejména terbutylazinu. S první povodňovou vodou hlavním přítokem do nádrže přitékala voda o koncentraci terbutylazinu cca 300 ng/l, během 14 dnů se následně v horní polovině nádrže dočasně zvýšila v horních 15 metrech z původních cca 30 ng/l na cca 200 ng/l. Na profilu hráz v horní vrstvě vody

stoupla koncentrace tohoto pesticidu z cca 30 ng/l na 67 ng/l; tj. cca na dvojnásobek. Zde došlo již k značnému naředění čistou předpovodňovou vodou. Koncentrace terbutylazinu v Sedlické zátoce byly poměrně nízké, cca do 50 ng/l (obr.8), což je pravděpodobně důsledek útlumu aplikací této látky v povodí Sedlického potoka v průběhu posledního roku. Díky účinné manipulaci nádrže přes horní přeliv zůstaly koncentrace terbutylazinu v místě vodárenského odběru ve 34 m, téměř beze změn, tj. na hodnotě cca 35 ng/l.

Jarní povodeň r. 2006 a její důsledky pro VN Švihov

V průběhu zimního období 2005–2006 spadlo v povodí Želivky velké množství sněhových srážek, které vytvořily značnou zásobu vody ve sněhu. Sněhová pokrývka vytrvala až do pozdního jara. Kombinace rychlého vzestupu teplot na konci března a poměrně intenzivní dešťové srážkové činnosti způsobila výrazný vzestup hladin vodních toků a vznik povodňových stavů. Za dobu jarní povodně se v nádrži vyměnilo 50–70 % objemu akumulované vody. Čelo kalné povodňové vody se nacházelo 10 dnů po kulminaci přítoku cca 8 km před hrází. Nádrž nebyla v jarním období výrazně vertikálně teplotně stratifikována, přítoková voda postupovala nádrží v horních vrstvách cca 0–25 m. Na přítoku do nádrže přitékala „jarní“ voda bohatá na dusičnany (v rozpětí cca 35 – 50 mg/l, obr.9. V prostoru před hrází (úsek Hráz – Borovsko) však byla značná zásoba původní čisté vody (s koncentrací dusičnanů cca 25–30 mg/l), což mělo pozi-



Obrázek 9. Podélný profil VN Švihov - distribuce dusičnanového dusíku v nádrži při povodni v r. 2006.

tivní vliv na kvalitu surové vody odebírané úpravnou vody Hulice. Postupně docházelo k míchání této čisté předpovodňové vody s vodou povodňovou. Důsledkem bylo pouze velmi mírné a dočasné zvýšení výsledného obsahu dusičnanů ve spodních odběrových etážích u hráze nádrže (s maximální hodnotou - 35 mg/l NO_3^-).

Po odeznění největší hydraulické zátěže se jemný zákal rychle odsadil, voda s nejvyšší koncentrací N-NO_3^- převážně protekla horními vrstvami nádrže a opustila VN Švihov bezpečnostním přelivem. Současně s dusíkem se v nádrži zvýšil i obsah fosforu, kvůli vyšší koncentraci fosforu v povodňové vodě se brzy vytvořilo vegetační zbarvení - neobvyklá biomasa řas s koncentrací chlorofylu a cca 30 $\mu\text{g/l}$. Protože však klimatické podmínky nepřály rozvoji rozsivek v celém vodním sloupci (nedostatečně intenzivní míchání vody), k výraznějšímu negativnímu vlivu na kvalitu surové vody nedošlo. Z výsledků je zřejmé, že následky povodně pro úpravnu vody byly daleko nižší než by mohly být v případě výměny celého objemu vody v nádrži. Velká retenční kapacita nádrže Švihov zde sehrála významnou pozitivní roli.

Závěry

V historii vodárenské nádrže Švihov se odehrály 3 významné povodňové stavy - v letech 2002, 2006 a 2013, vliv povodně na kvalitu vody byl dostatečně zdokumentován pouze v letech 2006 a 2013. Obě povodně (2006 a 2013) se lišily obdobím, ve kterém probíhaly a způsobem průtoku vody nádrží. Hydraulické charakteristiky nádrže, tj. velký objem vody, dlouhá teo-

retická doba zdržení, odpouštění nádrže přes „hladinový“ bezpečnostní přeliv a v případě červnové povodně 2013 i výrazná teplotní stratifikace měly z hlediska důsledků povodně na kvalitu vody v místě vodárenského odběru příznivý vliv. V obou případech byl tak minimalizován negativní vliv povodně na kvalitu surové vody pro úpravnu vody v Hulicích. Povodní ovlivněná voda po většinu období odtékala zejména v horní vrstvě přes bezpečnostní přeliv, odběr surové vody pro vodárnu provozovaný v hloubce 34 m tak nebyl povodní výrazně ovlivněn. V obou případech byla nádrž víceméně naplněna a dostatečná zásoba „čisté“ vody zajistila, i přes povodňový stav, bezproblémový provoz úpravní.

Tzv. předvypouštění vody z nádrže v „předpovodňovém“ období je často diskutovaným a kontroverzním tématem. Vodní dílo Švihov je naše největší vodárenská nádrž, která slouží pro odběr surové vody pro úpravnu vody v Hulicích, která dodává pitnou vodu hlavnímu městu a řadě obcí Vysočiny a Středočeského kraje, zásobuje okolo 15 % obyvatel ČR. Zkušenosti z obou výše zmíněných povodní, tak i zkušenost ze suchého období 1993 – 1995 ukazují na to, že je z pohledu kvality vody velmi riskantní zásadně snižovat objem vody v nádrži a to i v podmínkách „předpovodňových“ stavů. Hlavní funkcí VD Švihov je akumulace vody pro její úpravu na vodu pitnou, nádrž nemá primárně funkci ochrany před povodněmi a z hlediska managementu nádrže je proto nutno ctít účel za jakým byla nádrž vybudována. Tuto tezi potvrdily i výsledky studie Hejzlar, J. 2006. „Stanovení rizik manipulací na jakost vody a zabezpečení odběru v nádržích VD Švihov a VD Římov ve vztahu na možnosti předvypouštění nádrží podle zásoby vody ve sněhu v povodí“, HbÚAV ČR.

ROZVOJ AKVATICKÉ VEGETACE NA VN ŠVIHOV V POSLEDNÍCH LETECH

Jindřich Duras¹, Tomáš Č. Kučera²

¹Povodí Vltavy, státní podnik, Denisovo nábřeží 14, 304 20 Plzeň, tel. +420 602 429 682, jindrich.duras@pvl.cz

²Povodí Vltavy, státní podnik, Denisovo nábřeží 14, 304 20 Plzeň, tel. +420 734 423 564, tomas.kucera@pvl.cz

Abstrakt

V letech 2012 a 2013 byl proveden průzkum akvatické vegetace na vodárenské nádrži Švihov, která je k přítomnosti ponořených makrofyt velmi dobře disponována nízkou fluktuací hladiny a vysokou průhledností vody. Tento předpoklad byl plně potvrzen. Bylo zjištěno celkem 16 taxonů s Ellenbergovou indikační hodnotou (EIH) 12 a 11 a 11 druhů s EIH 10. Zcela dominantním druhem byl stolítek klasnatý (*Myriophyllum spicatum*). U čtyř hlavních druhů byla zjištěna těsná závislost maximální kolonizované hloubky dna na změně průhlednosti vody v podélném profilu nádrže. Vliv expozice břehu světovým stranám a vliv rozběhové délky vlny se v případě VN Švihov nezdá zásadní. V souvislosti s hodnocením ekologického potenciálu HMWB bylo mimo jiné doporučeno vytvořit jednotný taxalist skórujících druhů vodní vegetace.

Klíčová slova: vodní makrofyty; nádrž Švihov; vegetace vodních nádrží; *Myriophyllum spicatum*

Abstract

Aquatic vegetation in drinking water reservoir Švihov was studied in 2012 and 2013. This reservoir is well disposed for growth of submersed macrophytes because of low water level fluctuation and high water transparency. This presumption was fully confirmed. It was found 16 taxons with Ellenberg indicative value (EIV) 12 and 11 and 11 species with EIV 10. Dominant species was European water milfoil (*Myriophyllum spicatum*). Four main taxons exhibited strong dependence of their maximum colonized depth on decrease of water transparency in longitudinal profile of the reservoir. Influence of exposition of shores to cardinal points or to fetch length seems to be not so crucial. It was recommended to set a taxalist of species relevant for evaluation of ecological potential of HMWB.

Keywords: aquatic macrophytes; Švihov Reservoir; submersed vegetation in reservoirs; *Myriophyllum spicatum*

Úvod

Vodní a na vodu vázané rostliny jsou důležitou složkou vodních ekosystémů [souhrnně např. 1], která ovlivňuje kromě všeobecné biodiverzity také například složení a vývoj společenstva ryb. Proto je pochopitelné, že Rámcová směrnice vyžaduje sledování a hodnocení společenstva vodních rostlin (tzv. makrofyt) při hodnocení ekologického stavu vodních útvarů a ekologického potenciálu silně ovlivněných a umělých vodních útvarů.

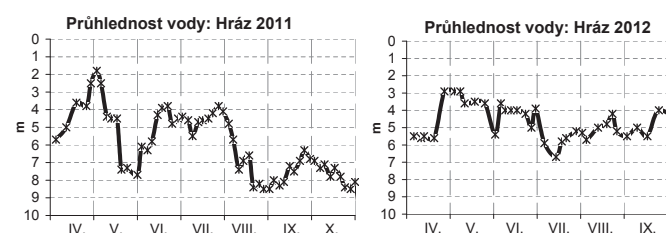
Potíž je, že zatímco údaje o akvatické vegetaci tekoucích vod, rybníků a přírodních jezer jsou v zásadě dostupné, informace o vodních makrofytech nádrží přehradního typu jsou velmi

vzácné. Ačkoli byla zpracována metodika pro monitoring makrofyt stojatých vod už v roce 2006 [2] a přestože živou odbornou diskusí prošla i inovovaná metodika podle zkušeností získaných přímo na vodních nádržích [3], ke sběru dat docházelo jen výjimečně. K dispozici je zpráva o několika vodárenských nádržích v povodí Berounky a Horní Vltavy [4,5], z nichž ale některé nejsou samostatnými vodními útvary [6], a o nádržích nevodárenských, kde byl ale výskyt ponořené vegetace prakticky zanedbatelný [7, 8, 9, 10]. Proto i např. podklady pro metodiku hodnocení ekologického potenciálu silně ovlivněných vodních útvarů (HMWB), která je aktuálně zpracovávána, jsou v oblasti vodních makrofyt nedostatečné.

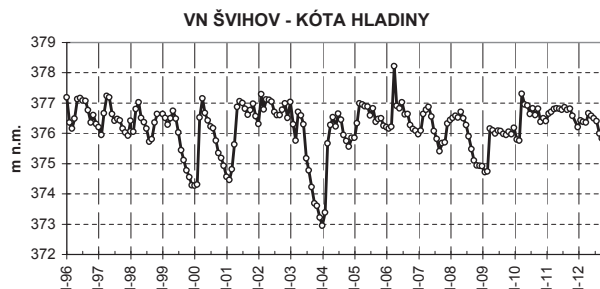
Cílem prezentovaného článku je poskytnout informace o neobvykle bohatém výskytu vodních rostlin na vodárenské nádrži Švihov na Želivce a přispět tak k diskusi na téma hodnocení vodních útvarů stojatých vod.

Lokalita

Vodárenská nádrž Švihov na Želivce je pro přítomnost vodních makrofyt velmi dobře disponována: průhlednost vody je vysoká (obr. 1) a fluktuace hladiny byla v posledních letech vlivem dlouhé teoretické doby zdržení vody (~1,5 roku) jen mírná (obr. 2). Z pohledu zkoumání vlivů, které ovlivňují přítomnost vodní vegetace, je v případě VN Švihov výhodný podélný gradient kvality vody, který se vyznačuje snižováním průhlednosti vody směrem od hráze k přítoku (obr. 3). Zajímavá je také velká rozloha a členitost břehů VN Švihov, protože nabízí k průzkumu široké spektrum stanovišť z pohledu expozice vůči větru či světovým stranám (obr. 4).

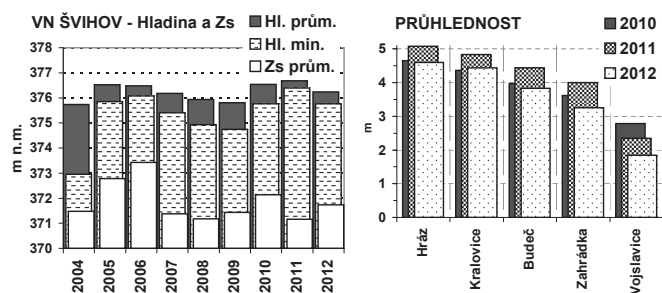


Obrázek 1: VN Švihov - sezónní průběh průhlednosti vody u hráze. Měření hrázňý.



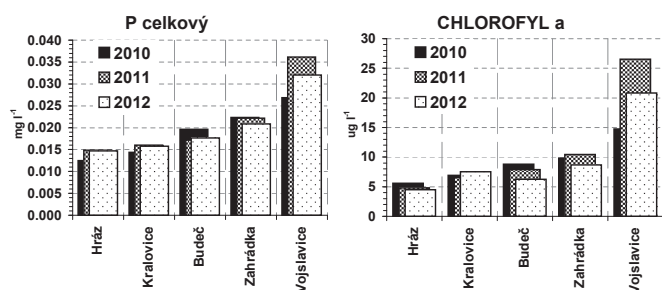
Obrázek 2. VN Švihov – dlouhodobý vývoj fluktuace hladiny vody. Měsíční průměrné hodnoty.

Důležitou charakteristikou VN Švihov je, že rybí obsádka je poměrně řídká (velmi blízko 100 kg.ha⁻¹) a býložravé ryby (amur, perlmán) jsou v ní zastoupeny minimálně.



Obrázek 3. VN Švihov. Vlevo: Vztah roční průměrné kóty hladiny vody, minimální kóty hladiny v daném roce a průměrné hodnoty průhlednosti vody za vegetační období (IV.-IX.), která je vyjádřena jako vzdálenost od průměrné výšky hladiny (udává průměrnou kótu dna, kam dopadalo množství slunečního záření odpovídající průměrné průhlednosti vody).

Vpravo: Průměrná průhlednost vody za vegetační období (IV.-IX.) v podélném profilu nádrže v letech 2010-2012.



Obrázek 4. VN Švihov - průměrná koncentrace P celkového a chlorofylu a (směsné epilimnetické vzorky) za vegetační období (IV.-IX.) v podélném profilu nádrže v letech 2010-2012.

Z pohledu vodních makrofyt je důležité i zásobení živinami. Obsah P ve vodě VN Švihov je velmi nízký (obr. 4), čemuž odpovídá i biomasa fytoplanktonu, která se promítá do průhlednosti vody (obr. 3).

Metodika

Na VN Švihov jsme prováděli botanický průzkum v srpnu 2012 a v srpnu 2013. První průzkum byl zaměřen na zjištění celkové situace: druhové pestrosti, rozmanitosti stanovišť a rozsahu porostů, který byl podle místních největší v historii nádrže.

V roce 2013 jsme se zaměřili především na to, v jakých hloubkách vody se jednotlivé druhy vyskytují a průzkum jsme soustředili na čtyři dílčí lokality, kde je soustavně prováděn také monitoring jakosti vody (obr. 5): oblast hráze, dále Dolní Kralovice okolo silničního mostu (7,1 km od hráze; plochy 4a, 4b a 4c), Budeč (12,7 km od hráze; 5a, 5b) a Zahradka (19,3 km od hráze; 6a, 6b). Vzdálenost od hráze vodního díla byla měřena po hladině, protože podle názoru autorů v případě vodní nádrže má lepší výpovědní schopnost než říční km. Zkoumány byly vždy plochy na levém i pravém břehu nádrže, protože se lišily expozicí světovým stranám (tedy i slunečnímu svitu).

Rostliny vzplývavé (natantní) a rostoucí nad hladinu vody (emergentní) byly zaznamenávány z loď, ponořená vegetace (submerzní) byla zkoumána při potápění na nádech, tzv. šnorchlováním. Výjimečně byl užito také víceméně kotvičky a akvaskopu. Potápění na nádech bylo favorizovanou metodou, protože podle našich zkušeností poskytuje oproti metodám aplikovatelným z loďky (kotvička, drapák, akvaskop, upravené hrábě na dlouhé násadě,...) řádově kvalitnější informace o vegetaci na dně nádrže. Přímé pozorování zachytí i roztroušené nebo vzácně se vyskytující druhy, stejně jako druhy rostoucí při dně (*Eleocharis acicularis*, rod *Elatine*), umožňuje zhodnotit celkové poměry na daném místě a bez potíží je možné pořídit fotodokumentaci. Snadno lze také odebrat vzorky rostlin a in situ zhodnotit jejich fyziologický stav, dobře se sleduje charakter dna včetně substrátu. Navíc získá hydrobiolog i bonus v informacích o plžích a mlžích, částečně i o rybách. Oproti náročnějšímu potápění přístrojovému má šnorchlování výhodu v neustálé komunikaci potápeče s kolegou v lodi, který může průběžně zapisovat hlášené informace, a také v daleko větší mobilitě, která umožňuje prozkoumat v krátkém čase velký úsek dna. Protože lze předpokládat, že v případě vodních nádrží bude při botanických průzkumech nezbytné využívat potápění na nádech (pokud ne přímo přístrojové potápění), upozorňujeme v této souvislosti na nezbytnost nepodceňovat bezpečnostní rizika. Za zásadní považujeme především potápěčskou bójku, která je vhodným (nejlépe plovoucím) provazem uvázána k opasku potápeče.

Průzkum nebyl zacílen na kvantitativní charakteristiku porostů v jednotlivých oblastech nádrže, protože tento přístup by znamenal řádové zvýšení časové náročnosti, a to zejména z důvodu velké rozdílnosti případných transektů, a tedy nutnosti zpracovávat jejich značné množství. Pro vyjádření hojnosti jednotlivých druhů bylo využito standardně používané Braun-Blanquetovy stupnice pokryvnosti [11], která byla mírně upravena – dva nejnižší stupně byly sloučeny v jeden (tab. 1). Hodnocení uvedené v tab. 3 je třeba chápat jako orientační, protože je integrující pro celý studovaný úsek nádrže. Podrobná

Tabulka 1. Braun-Blanquetova stupnice pokryvnosti [11] a její úprava pro průzkum na VN Švihov.

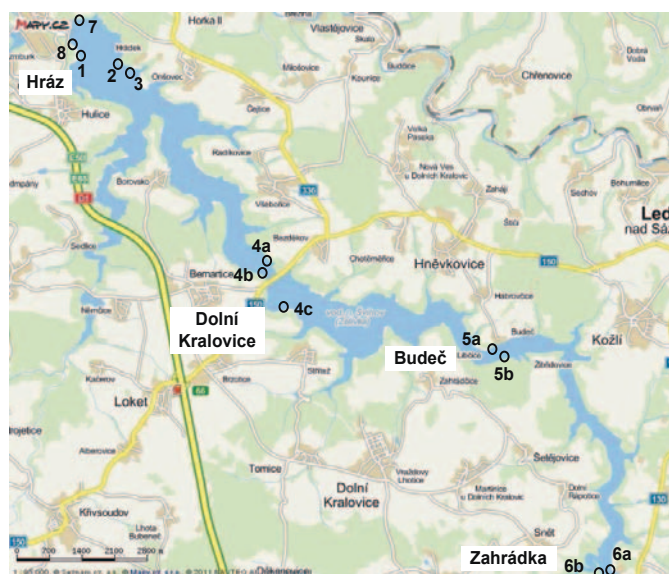
Pokryvnost	Stupeň Br.-Bl.	Upraveno
Ojedinelý výskyt ne zcela vitálních nebo mladých jedinců	r	1
méně než 1/100 analyzované plochy (<1%)	+	
menší než 1/20 analyzované plochy (1–5%)	1	2
1/20 až 1/4 analyzované plochy (5–25%)	2	3
druh pokrývá 1/4 až 1/2 analyzované plochy (25–50%)	3	4
druh pokrývá 1/2 až 3/4 analyzované plochy (50–75%)	4	5
druh pokrývá více než 3/4 analyzované plochy (75–100%)	5	6

hodnocení jednotlivých zkoumaných ploch by byla nad rámec tohoto sdělení.

Průzkum byl primárně zaměřen na ponořenou vegetaci, proto břehovým porostům byla věnována pozornost méně intenzivní a soustředěná výhradně na vegetaci sestupující do vody.

Hloubka vody byla měřena pomocí plochého závaží zavěšeného na provaze s vyznačenými délkovými intervaly. Všechny lokality byly snadno identifikovatelné podle mapy, takže ani nebylo nutné použití GPS. Při průzkumu byla pořizována fotodokumentace a odebírány vzorky makrofyt k pozdější determinaci.

Nomenklatura cévnatých rostlin užívaná v tomto článku byla sjednocena podle Kubátova Klíče [12].



Obrázek 5. VN Švihov – mapka dolní části nádrže od hráze až po lokalitu Zahradka. Kroužky označují polohu ploch, kde byl prováděn průzkum.

Taxonům rostlin zaznamenaným během průzkumu byla přiřazena tzv. Ellenbergova indikační hodnota (EIH) pro vlhkost, jak doporučuje metodika pro hodnocení makrofyt tekoucích vod [13]. Ellenberg [14] sestavil stupnici nároků jednotlivých střeoevropských taxonů rostlin na různé faktory prostředí. Z nich jsme využili 12 bodovou stupnici pro vlhkostní poměry. Vyšší číslo znamená vyšší afinitu k vodnímu prostředí, takže číslo 12 je přiřazeno striktně submerzním rostlinám. Charakteristiku stupňů nejdůležitějších pro hodnocení vodních makrofyt jsme shrnuli do tab. 2.

Výsledky a diskuse

Ve zkoumaném úseku VN Švihov bylo nalezeno (tab. 3) po 8 taxonech s EIH 12 a 11 a 11 taxonů s EIH 10. To je na poměry

přehradních nádrží velmi vysoký počet. Pokud je autorům známo, výrazně nejvyšší v ČR. Přítomnost invazního druhu vodního moru *Elodea nuttallii* zatím není potvrzena nezávislou expertizou (druh se od *E. canadensis* velmi těžko odlišuje). Pokud by potvrzena byla, jednalo by se o velmi významný nález, protože tento druh, který si podmaňuje Evropu, je zatím z ČR znám pouze ze dvou lokalit. Z pohledu ekosystému VN Švihov ale upřesnění determinace momentálně nemá význam.

Vzhledem k zásadnímu nedostatku informací o dosavadním vývoji makrovegetace ve VN Švihov nelze bohužel dobře odhadnout, jak probíhala sukcese a jak se zvyšovala druhová rozmanitost. V povodí VN Švihov je značné množství vodních ploch, takže o zdroj inokula zřejmě nebude velká nouze. Nelze proto vyloučit, že se počet taxonů vodních rostlin bude ve VN Švihov ještě zvyšovat.

Společenstvo vodních makrofyt na VN Švihov je ve všech zkoumaných částech nádrže jasně dominováno stolístkem klasnatým (*Myriophyllum spicatum*), což je velmi odolná rostlina s širokou ekologickou valencí. Botanici o této rostlině obvykle hovoří jako o „eutrofním druhu“, což považujeme jako velmi nepřesné. Jednak proto, že definice eutrofie hydrobotaniky je velmi volná až intuitivní a jednak proto, že např. právě stanoviště na VN Švihov za eutrofní považovat rozhodně nelze: obsah fosforu ve vodě je velmi nízký (obr. 4) a naprostá většina rostlin koření v chudém písčitém až štěrkovitém a tvrdém či kamenitém dně, kde jsme při makroskopickém průzkumu na živinami bohatší organický substrát nenarazili. Právě pro svoji nenáročnost a ekologickou plasticitu bývá stolístek klasnatý nacházen na vodních nádržích poměrně často, mnohdy zřejmě jako jediný zástupce hydrofyt s EIH 12 – např. na VN Klíčava a VN Žlutice [4].

Konkurenční výhodou stolísku je velmi rychlý růst, který mu umožňuje za vhodných světelných podmínek (např. stádium čiré vody koncem jara) rychle dosáhnout vrstev vody s dostatečným světelným požitkem. Tam pak může dobře přetrvávat i období se sníženou průhledností vody, přičemž ale sám zastiňuje ostatní, méně vzrůstné druhy rostlin. Proto jsme také při průzkumu VN Švihov nenalezli v zapojeném porostu stolísku žádný podrost. Uvedené vlastnosti pomáhají stolísku kolonizovat ze všech rostlin největší hloubky dna (obr. 6). V mělké vodě (<1m) byl stolístek klasnatý nacházen především v podobě drobných jednoletých semenáčků, protože tato rostlina nesnáší vymrzání za snížené hladiny v zimním období, a tak se v mělkém litorálu starší než tohoroční rostlinky neudrží. Proto jsou hustší (vytrvalé) porosty na VN Švihov vždy omezeny hloubkou, kam v posledních 3-5 letech zaklesla zimní hladina vody. Podobně je tomu i na jiných nádržích, kde může po suchém létě s hlubokým podzimním poklesem hladiny dojít prakticky k úplné likvidaci porostů stolísku (VN Žlutice). Regenerace pak trvá několik let [4], což může mít dopad na celý ekosystém nádrže, viz dále.

Tabulka 2. Charakteristika čtyř nejvyšších stupňů náročnosti cévnatých rostlin na vodní režim dle Ellenberga [14].

9	indikátory mokrého prostředí: těžiště na často zamokřených (často nedostatečně provzdušněných) půdách
10	indikátory střídavého zaplavitování: vodní rostliny, snášející dlouhou dobu bez vody vystupující nad půdní povrch
11	vodní rostliny: druhy kořenující ve dně, ale alespoň dočasně s listy vzplývajícími na vodní hladině
12	vodní rostliny: zcela nebo převážně rostoucí pod hladinou vody

Z pohledu významu pro vodní ekosystém můžeme stolístek klasnatý považovat za velmi důležitou rostlinu. Z běžné hydrobiologické praxe je zřejmé, že tato rostlina je vhodným podkladem jak pro epifytické nárosty, tak pro bezobratlé živočichy, včetně larev herbivorního hmyzu. Zároveň byla i v případě VN Švihov makroskopickým pozorováním při průzkumu potvrzena starší zkušenost, že pásy porostů stolítku jsou habitatem, jenž je preferován plůdkem různých druhů ryb, a také se jedná o stanoviště dravců, zejména štiky, okouna i sumce.

Z pohledu stability porostu stolítku klasnatého považujeme za zajímavé zjištění, že mezi roky 2012 a 2013 došlo prakticky k úplné výměně jeho biomasy. V roce 2012 byl rozsah jeho porostů co do biomasy kulminující. Místa, která byla stolístkem kolonizována, se vyznačovala v rozsahu optimální hloubky (obr. 7) pásem plně zapojeného porostu kvetoucích a plodných rostlin. V horní části vodního sloupce rostliny vytvářely typická rozvětvení a byly vzájemně hustě propleteny. S vysokou pravděpodobností se jednalo o rostliny starší než jeden rok. V roce 2013 nezbyly po loňské biomase žádné stopy - patrně byla organická hmota po odumření vegetace přemístěna

Tabulka 3. VN Švihov – seznam taxonů nalezených při průzkumu vodních makrofyt. Jednotlivým taxonům je přiřazen stupeň hojnosti na kolonizovatelném dně (mezi aktuální hladinou vody a dolní hranicí výskytu stolítku klasnatého) dle modifikované Braun-Blanquetovy stupnice (tab. 1). Zároveň je přiřazen i EIH (viz tab. 2); n – v daném roce taxon nesledován a nezhodnocen.

Počet	Taxon	EIH	2012	2013
8	<i>cf. Nitella flexilis</i>	12	1	1
	<i>Elodea canadensis</i>	12	2	2
	<i>Elodea nuttallii</i>	12		
	<i>Myriophyllum spicatum</i>	12	5	5
	<i>Potamogeton crispus</i>	12	1	1
	<i>Potamogeton pectinatus</i> (<i>Stuckenia pectinata</i>)	12	1	1
	<i>Potamogeton pusillus</i>	12	1	1
	<i>Potamogeton trichoides</i>	12	1	1
8	<i>Batrachium peltatum</i>	11	1	1
	<i>Batrachium sp.</i>	11	2	3
	<i>Butomus umbellatus</i>	11	1	1
	<i>Lemna minor</i>	11	1	1
	<i>Nymphaea candida</i>	11	1	n
	<i>Persicaria amphibia</i>	11	1	2
	<i>Potamogeton natans</i>	11	1	n
	<i>Schoenoplectus lacustris</i>	11	1	n
11	<i>Acorus calamus</i>	10	1	n
	<i>Alisma plantago-aquatica</i>	10	1	1
	<i>Callitriche hamulata</i>	10	1	?
	<i>Eleocharis acicularis</i>	10	3	3
	<i>Equisetum fluviatile</i>	10	1	1
	<i>Glyceria maxima</i>	10	1	1
	<i>Phragmites australis</i>	10	1	1
	<i>Sagittaria sagittifolia</i>	10	1	1
	<i>Sparganium erectum</i>	10	1	n
	<i>Typha angustifolia</i>	10	1	1
	<i>Typha latifolia</i>	10	1	1
5	<i>Alopecurus aequalis</i>	9	1	1
	<i>Iris pseudacorus</i>	9	1	1
	<i>Juncus articulatus</i>	9	1	n
	<i>Ranunculus sceleratus</i>	9	1	n
	<i>Elatine hexandra</i>	9	2	2
3	<i>Elatine hydropiper</i> (juv.)	8	1	1
	<i>Phalaris arundinacea</i>	8	2	2
	<i>Roripa palustris</i>	8	1	n

n - nezhodnoceno v terénu

pohyby vody na hlubší části dna, a to včetně přichycených sláviček a zřejmě i plžů. Sledování osudu této odumřelé biomasy by bylo zajímavé nejen z hlediska ekologického, ale také z pohledu možného ovlivnění kyslíkového či živinového režimu nádrže. V srpnu 2013 byly nalezeny téměř výhradně tohoroční rostliny, nepřilíš větvené, směřující sice přímo ke hladině, ale v době průzkumu stále zhruba 0,5-1,5 m pod hladinou. Pouze vzácně byly spíše v horní části nádrže pozorovány víceleté nepřilíš prosperující a „zaprášené“ rostliny.

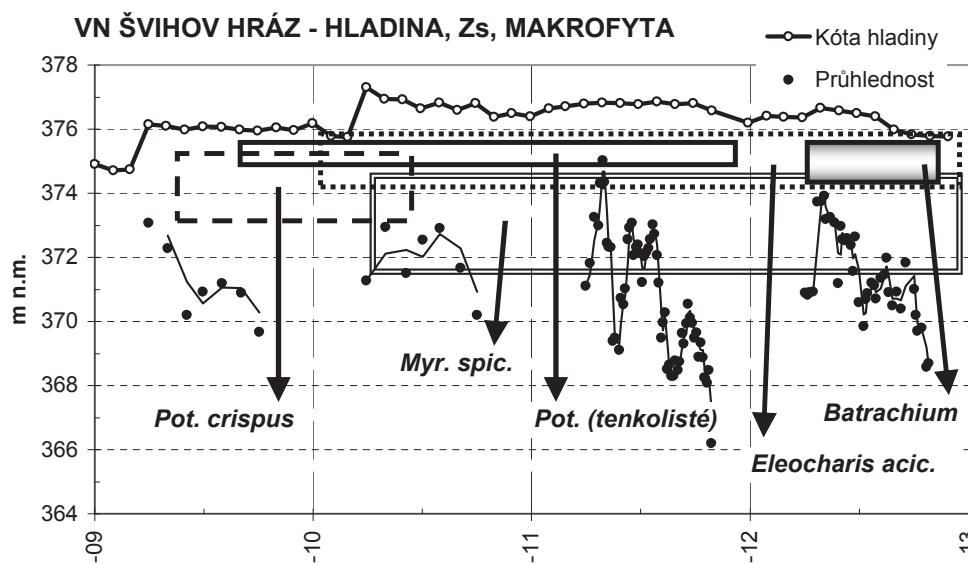
Podle totální směny biomasy lze také říci, že rychlost růstu stolítku klasnatého byla ve VN Švihov podstatně pomalejší, než jsme zjistili v mezotrofních rybnících (~1,8 m za měsíc), kde ovšem pórová voda obsahovala dostatek fosforu ve využitelné formě [15]. Toto zjištění potvrzuje, že stolístek klasnatý není typickou eutrofní rostlinou, alespoň ne ve smyslu, jak eutrofii chápou limnologové, ale že tato rostlina dokáže osídlit širokou škálu biotopů a na případný nedostatek živin reaguje pouze zpomalením rychlosti růstu.

Z typických hydrofyt (EIH 12) je třeba zmínit vodní mor, jehož přesná determinace nebyla ještě uzavřena (*Elodea canadensis* versus *E. nuttallii*). Tento druh se vyskytoval od hráze až po Budeč (v lokalitě Zahrádka nebyl nalezen) na jemně písčitém až šterkovitém dně, kde tvořil plazivé stonky. Vodní mor ale nebyl přítomen v souvislých porostech – na rozsáhlých úsecích dna, zejména v oblasti hráze, chyběl a byl nacházen jen ostrůvkovitě. Hustota porostů vodního moru byla od roztroušeného výskytu po úseky s téměř zapojeným porostem (hlavně lokalita 4c – obr. 5). Nej hustší porosty jsme našli na dně ve hloubce 1,3-1,6 m (kóta dna 374,90-375,20), nejčastěji ve společnosti bahničky jehlovité a s roztroušenými tenkolistými druhy rdestů a jednotlivými rostlinami lakušníku. Vodní mor zasahoval i hlouběji (u hráze do hloubky 2,0 m), ale pouze tam, kde nebyl prostor obsazen stolístkem nebo lakušníkem. Častým společníkem vodního moru byly zelené vláknité řasy, zejména rod *Oedogonium*, které rostliny moru hustě porůstaly.

Na hladině nádrže lze roztroušeně narazit na vitální úlomky rostlin vodního moru, takže postupně se s touto rostlinou bude možné setkat na dalších místech VN Švihov. Větrm jsou také fragmenty rostlin zanášeny do porostů břehové čáry, (chrostice, orobinec...), kde se uchycují. Obavu z expanze vodního moru zde asi není třeba mít, protože ve velmi chudém substrátu dna vytváří jen pomalu rostoucí plazivé stonky.

Rdest kadeřavý (*Potamogeton crispus*), EIH 12, je známý jako odolná rostlina snášející i eutrofní až hypertrofní poměry např. v návesních rybnících. Ve VN Švihov jsme nacházeli vzácně pouze ojedinělé exempláře obvykle nízkého vzrůstu, ale v dobrém fyziologickém stavu. Vyskytoval se jak v mělčinách (mladé rostlinky), tak ve hloubce až 3,6 m na dně písčitém až tvrdém. V roce 2012 jsme rdest kadeřavý zjistili v menším samostatném porostu velkých exemplářů v koncové části Sedlické zátoky s bahnitým dnem, kde průhlednost vody poklesla ke 2 m a voda byla zakalená dílem fytoplanktonem a dílem abiotickými částicemi. Zde rdest kadeřavý vypadal obdobně jako v eutrofních rybnících. V hlavní části VN Švihov tedy zřejmě rdest kadeřavý zůstane z důvodu nedostatku živin i nadále jen nevýznamnou příměsí vícedruhových porostů.

Tenkolisté rdesty (*Potamogeton pusillus*, *P. trichoides* a *P. pectinatus*) byly nacházeny poměrně řídké v hloubce 1,0-1,7 m ve skupinkách, zejména jako součást eleocharisových trávníků (*Eleocharis acicularis*). Zaznamenány byly také v zaplavených porostech chrostice rákosové (*Phalaris arundinacea*).



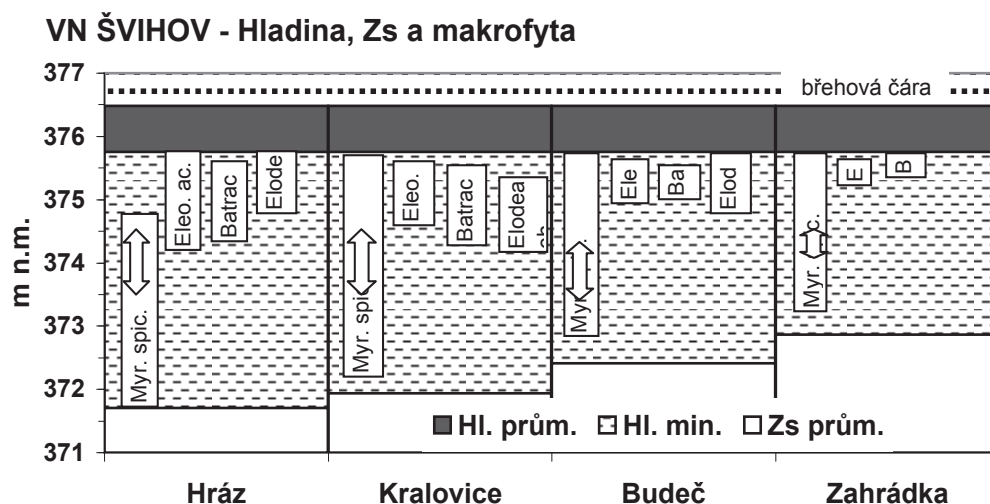
Obrázek 6. VN Švihov – vztah mezi fluktuací hladiny, průhledností vody a přítomností ponořené vegetace v oblasti hráze. Pot. = *Potamogeton* (rdest), Pot. (tenkolisté) = *P. pusillus*, *P. pectinatus* a *P. trichoides*, Myr. spic. = *Myriophyllum spicatum* (stolístek klasnatý).

Zatím neurčený druh lakušníku (*Batrachium sp.*, nekvetoucí, striktně submerzní rostliny) s EIH 11, byl v roce 2013 po stolístku klasnatém druhý biomasou nejvýznamnější druh ve VN Švihov. Zóna jeho maximálního výskytu a biomasy obvykle navazovala bezprostředně na horní hranici oblasti hustě osídlené stolístkem. Jednotlivé mladé rostlinky lakušníku bylo možné najít i v mělkých partiích, např. ve společnosti bahničky jehlovité. Další druh lakušníku, lakušník štítnatý (*Batrachium peltatum*) byl roztroušeně přítomen v mělké vodě (~50 cm) a netvořil významnější porosty.

Rdesno obojživelné (*Persicaria amphibia*), EIH 11 bylo na VN Švihov v obou letech zjištěno jako obecně rozšířený druh, vytvářející v mělké vodě podél břehové čáry (~50 cm) ostrůvky řídkých porostů. V zátocce Sedlického potoka vytvořilo rdesno obojživelné i malý ostrůvek na hluboké vodě (~1,8 m).

Rdesno obojživelné je odolný druh snášející dobře i terestrický způsob života, proto bývá nacházen i na stanovištích, která nejsou pro přítomnost vodní vegetace optimální. Na některých nádržích jsme rdesno obojživelné našli ve formě více či méně rozlehlých porostů (ostrovů) na hlubší vodě: VN Lučina – cca 1,5-2,0 m pod průměrnou kótou hladiny, VN Karhov – 1,9 m hloubky a VN Klíčava – kolem 1,5 hloubky. VN Lučina a Karhov jsou typické hnědou vodou s huminovými látkami (snížená dostupnost světla) a na VN Klíčava se jednalo zejména o horní části zátok, kde byla průhlednost vody snížena vlivem živin přinášených přítoky [4].

Z druhů rostlin s EIH 10 považujeme za nejdůležitější bahničku jehlovitou (*Eleocharis acicularis*), která dokáže porůstat i velmi nehostinná stanoviště tvrdého a dlouhodobě



Obrázek 7. VN Švihov – rozsah hloubek dna, kde se vyskytují zastoupené taxony vodních makrofyt: stolístek klasnatý, *Myriophyllum spicatum* - Myr. spic.; bahnička jehlovitá, *Eleocharis acicularis* - Eleo. ac.; lakušník, *Batrachium* - Batrac.; vodní mor, *Elodea sp.* - Elodea. Oboustrannou šipkou je vyznačena hloubka maximální hustoty a biomasy porostu. Hl. prům. – průměrná kóta hladiny za období 2010-2012, Hl. min. – minimální kóta hladiny za 2010-2012, Zs prům. – průměrná hodnota průhlednosti vody za období IV.-IX. let 2010-2012 vyjádřená jako vzdálenost od kóty prům. výšky hladiny.

obnažovaného a vymrzajícího dna. Zároveň vytváří i stabilní trvale ponořené „travníky“, v nichž nacházejí uplatnění i další druhy vodní vegetace (úzkolisté rdesty, vodní mor, lakušník, či úpory). Navíc je bahnička jehlovitá nadána schopností poměrně rychlé obnovy porostů, které byly poničeny labutěmi, bentofágními rybami či ledovou erozí. Na VN Švihov se bahnička jehlovitá vyskytovala jednak v pásu mělké vody (do hloubky ~50 cm), kam obvykle sestupovala z oblasti nad břehovou čarou. Pravidelně tvořila podrost s pokryvností do cca 60% v zaplavených stanovištích chrastice rákosové. Na dně ve hloubce 50-80 cm obvykle nerostla ani tato odolná rostlina, protože se jedná o plochu stresovanou jak vlnami při zaklesávání hladiny k podzimu, tak působením ledu v zimě. Od hloubky 80 cm pak sestupují eleocharisové travníky až do hloubky kolem 2,5 m (lokalita hráz), výše na nádrži byla zjištěna ve hloubkách menších (obr. 6 a 7). Bahnička jehlovitá byla nacházena jak na dně s jemným substrátem a vysokým podílem organického detritu (v porostech „drnu“ chrastice rákosové), tak na písčitém i šterkovitém dně. Podobná tolerance vůči substrátu a stejná schopnost vytvářet louky 2 m pod hladinou vody byla zjištěna i na VN Lučina a VN Žlutice [4].

Další druhy s EIH 10 (tab. 3) se držely v těsné blízkosti břehové čáry, kde horní hranice jejich porostů byla určena vlhkostními poměry břehu (suchý nebo zamokřený) a dolní hranice ledovou erozí za snížené hladiny v zimě. V životě vodního ekosystému VN Švihov se tak tato vegetace uplatňuje pouze za vyššího stavu hladiny, tedy na jaře, případně jako v roce 2013 po letních povodních.

Z druhů s nižšími hodnotami EIH stojí za zmínku především úpor šestimužný (*Elatine hexandra*), který v průhledné vodě dokáže vytvářet odolné trvale ponořené travníky společně s bahničkou jehlovitou. Na VN Švihov jsme ostrůvkovité porosty úporu šestimužného našli na poměrně plochem dně stanoviště č. 3 (obr. 5) ve hloubce 1,1-1,2 m.

Chrastice rákosová (*Phalaris arundinacea*), EIH 8, vytváří na VN Švihov jednak zaplavované porosty s druhově bohatým podrostem s bahničkou jehlovitou, tenkolistými rdesty, vodním morem a lakušníkem a jednak zasahuje významně do mělkého litorálu poléhavými stonky. Tím v některých lokalitách vzniká jakési částečné přemostění jinak sterilního dna ve hloubce zhruba 50-80 cm. Tak se tento úsek stává využitelným pro rozvoj epifytických nárostů i rybí obsádky.

Expozice břehů světovým stranám. Jedním ze záměrů průzkumu na VN Švihov bylo získat porovnání zhruba jižně a severně exponovaných partií břehů. Výsledky, které jsme získali, neumožňují provést plně takové porovnání, protože porovnávaných lokalit je málo a jejich variabilita je značná. To, co můžeme říci jistě, je, že pokud nějaké rozdíly na VN Švihov jsou, pak jsou velmi malé. Tento, byť zatím orientační, výsledek je v rozporu se zjištěním, které jsme učinili v předchozích letech na VN Klíčava, kde rozdíl v expozici břehů byl jednoznačný [4]. Příčinou rozdílnosti mezi oběma nádržemi je s vysokou pravděpodobností skutečnost, že hladina VN Klíčava je v hlubokém úzkém údolí, takže zastínění je silnější. Zároveň i dno prudce spadá dolů, takže zóna kolonizovatelná stolístkem je velmi úzká (1-2 m) a blízko břehu - navíc je většina délky břehů exponovaných severně a východně porostlá stromy až ke břehové čáře, takže efekt zastínění se uplatňuje obzvláště silně. V případě VN Švihov je údolí poměrně otevřené a zastínění se tak uplatňuje podstatně méně.

Expozice břehů vlnám. Tento faktor je často citován

jako jeden z určujících pro výskyt vodních makrofyt [9,10] – ovlivňuje nejen přímo makrofyta, ale také substrát, z něhož vlny vymývají jemnější částice. V případě VN Švihov nemůžeme vliv rozběhové délky vlny (angl. fetch length) potvrdit jako zásadní faktor působící na submerzní vegetaci, protože fluktuace hladiny je malá a příbojem intenzivně zasažený pás dna podél břehů je poměrně úzký. Tento pás se navíc do značné míry překrývá s pásmem ovlivněným působením ledu. Zároveň je VN Švihov nádrž s poměrně vysokou průhledností vody, takže většina dna kolonizovatelného ponořenou vegetací je již mimo dosah fatální abrazní či erozní akce vln.

Naše výsledky ale dokládají např. nižší horní hranici růstu stolítku v oblasti hráze (obr. 7), kde lze uvažovat o největší intenzitě abraze vln. Naše výsledky také napovídají, že vliv vln bude dobře doložitelný při porovnání se situací v mělkých partiích plochého dna v chráněných zátokách (částečně lokalita 4c, obr. 5), kde se zdá být substrát dna jemnější a vegetace ve hloubkách kolem 1 m bohatší. Naopak hlubší partie dna (zhruba >2 m hloubky) se na základě našich pozorování nezdají být mírou expozice větru (vlnám) významněji dotčeny. Tyto závěry je třeba dále prověřit cíleným a podrobnějším průzkumem.

Příbojem je nejvíce postižena vegetace v těsném okolí břehové čáry, tedy taxony s EIH 10-8 (tab. 3). Tuto vegetaci jsme ale systematicky nezkoumali, a proto nemůžeme vliv rozběhové délky vln hodnotit.

V roce 2012 jsme pozorovali přechodné snížení průhlednosti vody a silné „zaprášení“ porostů stolítku klasnatého v místech, kde vlny erodovaly jílovité partie břehu. Plochy postižené tímto jevem však byly plošně velmi omezené a z pohledu celé nádrže neměly větší význam.

MAX. HLOUBKA VÝSKYTU VODNÍCH MAKROFYT (m)

	Hráz	D. Kral.	Budeč	Zahrádka
<i>Myriophyllum spicatum</i>	(3.9)4.5-5.0	4.0-4.5	3.9-4.0	2.9-3.6
<i>Batrachium</i> sp.	1.8-2.4	2.0	1.8	1.3
<i>Elodea</i> sp.	1.5-1.8	2.0	1.6	
<i>Eleocharis acicularis</i>	2.2-2.5	1.3-2.0	1.7	1.4
Zs prům. 2010	4.65	4.37	3.97	3.62
Zs prům. 2011	5.08	4.83	4.43	4.00
Zs prům. 2012	4.60	4.43	3.83	3.25
Zs prům. 2010-2012	4.78	4.54	4.08	3.62

Tabulka 4. VN Švihov – maximální hloubka výskytu nejvýznamnějších taxonů submerzní vegetace při průzkumu v srpnu 2013 ve vztahu k průměrným hodnotám průhlednosti vody v jednotlivých lokalitách. Rozpětí udává hloubku v jednotlivých zkoumaných plochách v dané lokalitě. Hodnota v závorce je ojedinělým, netypickým, případem.

Podélný profil nádrže – gradient průhlednosti. Průhlednost vody je nejdůležitějším faktorem určujícím rozšíření vodní vegetace, protože dostupnost světla striktně limituje růst autotrofních organismů. Právě průhlednost tak determinuje hloubku s optimálním světelným požitkem (maximum růstu a hustoty porostů) a hloubku, kam až je akvatická vegetace schopna proniknout.

Výsledky získané průzkumem v podélném profilu VN Švihov shrnuje tabulka 4 a grafy na obr. 7. Je vidět, že byla nalezena těsná závislost mezi maximální hloubkou výskytu čtyř ve VN Švihov nejvýznamnějších taxonů rostlin a průhledností vody v jednotlivých lokalitách v podélném profilu nádrže. Závislost nalezená v obou grafech, byť jsou založené každý na jiném způsobu výpočtu hodnot průhlednosti, je v zásadě shodná,

protože kóta hladiny v době průzkumu se jen velmi málo lišila od průměrné kóty hladiny za období 2010-2012.

Pro nejhlobběji zasahující stolistek klasnatý platí, že maximální hloubka jeho výskytu odpovídá právě průměrné hloubce průhlednosti vody. Tím je také dán vztah pro maximální makrofyty kolonizovatelnou hloubku dna. Parožnatky, stélkaté řasy, jež jsou standardně zahrnovány do vodních makrofyt, jsou sice disponovány ke kolonizaci větších hloubek než cévnaté rostliny [u nás např. 16], ale z našich nádrží přehradního typu takové případy zatím popsány nebyly.

Pro ostatní submerzní taxony se nepodařilo získat o maximální hloubce jejich výskytu spolehlivé údaje, protože například druhy eleocharisových trávníků se zdají být limitovány nejen průhledností vody, ale také rozvojem vzrůstnějších druhů, tedy stolistkem klasnatým a lakušníkem. Také se nepodařilo nalézt všechny druhy na všech zkoumaných lokalitách. Samostatným průzkumem by stálo za to věnovat se tenkolistým rdestům, kterým se dařilo u hráze ve hloubce kolem 1,2-1,4 m, v lokalitě D. Kralovice ve hloubce kolem 1,6 m a v lokalitě Budeč ve hloubce až 1,7 m (na Zahrádce byly jen sporadicky zachyceny v dlouhodobě zaplavených porostech chrastice rákosové). Tyto rdesty se v terénu obtížně určují, vyskytují se roztroušeně a mezi ostatní vegetací snadno unikají pozornosti. Proto jsme v časově omezeném průzkumu nedokázali tuto problematiku podrobněji uchopit.

Zajímavá zjištění se týkají rdestu kadeřavého (*Potamogeton crispus*). Ten byl velmi řídko nacházen ve velmi různých hloubkách nezávisle na průhlednosti vody typické pro tu kterou lokalitu. Všechny nalezené rostliny byly slabě rostoucí. Jedná se zřejmě o jediný druh, který byl ve VN Švihov ostřeji limitován nikoli dostupností světla, ale nedostatkem živin. V úvahu připadá – vzhledem k nadbytku dusíku ve formě $N-NO_3$ – především limitace fosforem.

Využití výsledků pro hodnocení ekologického potenciálu. Hodnocení ekologického potenciálu silně ovlivněných vodních útvarů typu jezero by se o hodnocení vodních makrofyt mělo určitě opírat, protože jejich význam pro celý vodní ekosystém a jeho stabilitu je nesporný. Naším příspěvkem do diskuse na toto téma je:

Zdá se, že bude vhodné rozlišit kromě průtočnosti a hloubky jako samostatnou skupinu ještě nádrže úzké korytovité. Tam je

situace akvatické vegetace komplikována zastíněním. Rostliny se mohou vyskytovat na rychle spadajícím dně pouze v úzkém pásu blízko břehu, kde je vliv zastínění dle expozice světovým stranám velmi významný. U nádrží v otevřených údolích s tímto faktorem není třeba počítat.

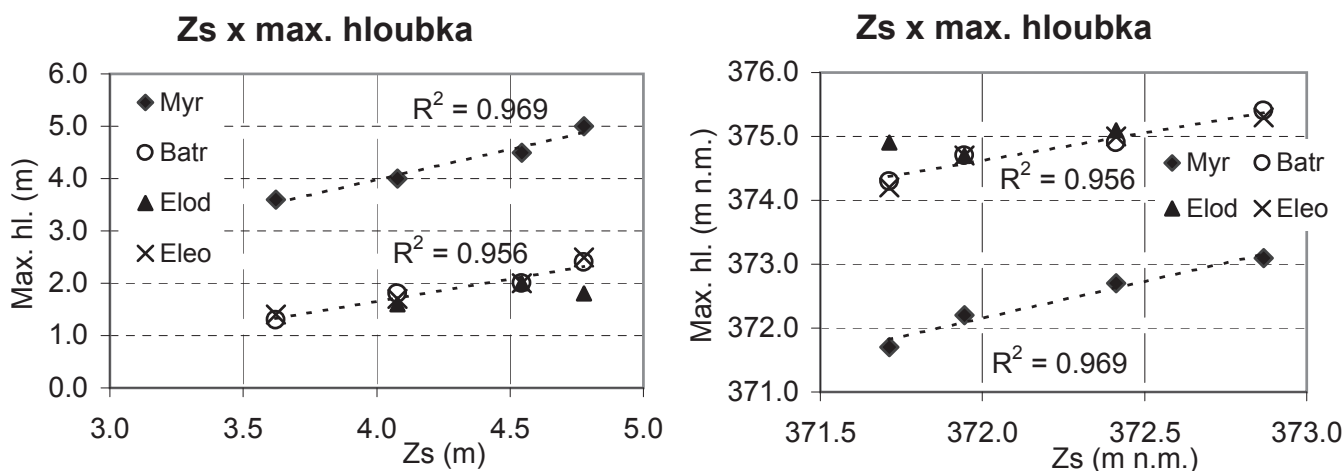
Lze doporučit sestavení seznamu tzv. skórujících druhů, podobně jako byl tento seznam vytvořen pro hodnocení vod tekoucích. Tento seznam by, podle názoru autorů, měl zahrnovat nejen druhy s EIH 12 a 11, ale také vybrané taxony s EIH nižším, např. *Eleocharis acicularis* či *Elatine hexandra*. K širší diskusi bude jistě otázka, zda ke skórujícím druhům zahrnout i *Phalaris arundinacea*, která může sestupovat až do vodního prostředí a být tam útočištěm dalším druhům vodních makrofyt, či rod *Typha*. K další diskusi se nabízí i otázka, zda vodní útvary typu rybník (nízká průhlednost, malá fluktuace hladiny během roku a totální vypuštění při výlovu...) by měly mít stejnou sestavu skórujících druhů, nebo zda by nemělo být zahrnuto více druhů s nižším EIH.

Při hodnocení přítomnosti makrofyt je vhodné pracovat jak s minimální tak s průměrnou výškou (kótou) hladiny vody. Minimální určuje nejvyšší kótu dna kolonizovatelnou druhy nesnášejícími vysychání a obvykle také ukazuje zónu, kde je dno rozrušováno ledem a nad níž hrozí vymrzání vegetace. Průměrná roční kóta hladiny se zdá být výhodná jako úroveň, ke které je možné vztahovat průměrnou průhlednost vody, i když není při aktuálním nedostatku údajů jisté, zda bude tento přístup vhodný pro všechny typy nádrží.

Zvážit bude jistě třeba opět i metodiku sledování makrofyt na vodních nádržích, tak aby zahrnovala všechny důležité (dále hodnocené) parametry. Variabilita složení, rozsahu a pokryvnosti vodních makrofyt je tak velká, že zřejmě není možné ji plně podchytit např. do porostních map. Výjimkou mohou být nádrže velmi chudě osídlené akvatickou vegetací. Kde je ovšem situace blízká poměrům na VN Švihov, tam takový přístup není prakticky možný.

Závěry

Průzkum VN Švihov v letech 2012 a 2013 potvrdil předpoklad značné druhové bohatosti a značné pokryvnosti kolonizovatelného dna vodní vegetací. Nádrž je k tomu vysokou



Obrázek 8. VN Švihov – závislost maximální osídlené hloubky dna na průměrné hodnotě průhlednosti vody za vegetační období (IV.-IX.) let 2010-2012. Graf vlevo vztahuje vše k aktuální hladině vody ve VN Švihov (376,70). Graf vpravo ukazuje hodnoty přepočtené na m nad mořem, přičemž hodnota průhlednosti je odečítána od průměrné kóty hladiny vody v letech 2010-2012 (376,49).

průhledností vody a nízkým rozsahem fluktuace hladiny velmi dobře disponována. Bylo nalezeno celkem 8 druhů s nejvyšší Ellenbergovou indikační hodnotou (EIH) 12, 8 druhů s EIH 11 a 11 druhů s EIH 10. Zcela převládajícím druhem byl v obou letech stolístek klasnatý (*Myriophyllum spicatum*). Je otázka zda tento druh považovat za „eutrofní“, když dokáže kolonizovat i živinami velmi chudé prostředí, byť za cenu nižší rychlosti růstu. Z druhů typických pro eutrofní vody byl nalezen ještě rdest kadeřavý (*Potamogeton crispus*), ovšem jen vzácně a v chudě rostoucích exemplářích – patrná zde byla limitace nikoli světlem, ale obsahem živin, především fosforu.

Maximální hloubka vody ještě obsazená vodními rostlinami byla v oblasti hráze 5,0 m pod aktuální hladinou, přičemž nejhluběji sestupujícím druhem byl po celé nádrži stolístek klasnatý. Bylo zjištěno, že maximální hloubka jeho výskytu v zásadě odpovídá průměrné průhlednosti vody za vegetační období, a tedy klesá v podélném profilu od hráze k přítoku. Porosty stolítku vystupovaly zhruba do výšky minimální roční kóty hladiny, protože nad ní byly likvidovány vymrzáním, případně činností ledu. Průhlednost se ukázala být hlavním limitujícím faktorem i pro *Batrachium* sp. a *Eleocharis acicularis*, méně i pro *Elodea* sp..

Druhově nejpestřejší byly oblasti společenstva trávníků bahničky jehlovité ve hloubce do cca 1,6 m, kde se prosadily i tři druhy tenkolistých rdestů, úpor šestimužný, vodní mor, parožnatky i drobné rostlinky dominantních druhů – stolítku a lakušníku. Otevřená zůstává otázka, zda sukcese ve smyslu rozšiřování početnosti druhů vodních rostlin bude ve VN Švihov pokračovat – pokud ovšem vydrží příznivé podmínky, zejména nízká fluktuace hladiny.

Vliv expozice světovým stranám se jako důležitý pro VN Švihov nepotvrdil, protože údolí této nádrže není sevřené a k efektu zastínění tak významněji nedochází. Vliv rozběhové délky vlny (fetch length) na ponořenou vegetaci nebyl shledán jako zásadní. Příboj sice vytváří podél břehů pásmo téměř holého dna ve hloubce cca (0)50–80 cm, ale submerzní rostliny zasahují z velké části mimo destrukční vliv příboje.

Autoři si závěrem dovolili formulovat ke zvážení několik doporučení ohledně hodnocení vodních makrofyt v silně ovlivněných vodních útvarech stojatých vod. Sem patří zejména potřeba vytvořit taxalist skórujících druhů, které budou pro hodnocení vodních nádrží používány.

Prezentovaný článek se snaží přispět k poznání výskytu vodní vegetace na našich vodních nádržích, protože se doposud stále jedná o problematiku velmi málo studovanou. Je ovšem třeba konstatovat, že pro naplnění alespoň základní úrovně poznatků je na tomto poli ještě vykonat mnoho práce.

Literatura

- [1] JEPPESEN E., SONDERGAARD M., SONDERGAARD M., CHRISTOFFERSEN K. [eds.]. *The structuring role of submerged macrophytes in lakes*.- Springer, 1997.
- [2] GRULICH V., VYDROVÁ A. *Metodika odběru a zpracování vzorků makrofyt stojatých vod*. VÚV T.G.M. Praha. 2006.
- [3] DURAS J., CHOCHOLOUŠKOVÁ Z., KUČERA T. Č. *Metodika odběru a zpracování vzorků makrofyt stojatých vod*. VÚV T.G.M. Praha. 2009.
- [4] DURAS J., CHOCHOLOUŠKOVÁ Z., KUČERA T. Č. *Průzkum vodních makrofyt vodárenských nádrží*. In: Ambrožová J., Tlustá P. (eds.): *Sborník konference Vodárenská biologie 2007*.
- [5] HEJZLAR J., HOHAUSOVÁ E., KOMÁRKOVÁ J., KOPÁČEK J., PETERKA J., DURAS J. *Vodárenská nádrž Nýrsko – vliv makrofyt na jakost vody*. Sborník konference „Vodárenská biologie 2005“, pp.173-179. Pardubice, 2005.
- [6] KUČERA T. Č. *Vodní nádrže Pilská, Láz a Obecnice. Závěrečná zpráva monitoringu vodních makrofyt*. Zpráva pro Povodí Vltavy, státní podnik. Plzeň, 2008.
- [7] KUČERA T. Č. *Vodní nádrž Hracholusky. Závěrečná zpráva monitoringu makrofyt*. Zpráva pro Povodí Vltavy, státní podnik. Plzeň, 2008.
- [8] KONDRYSOVÁ E. *Botanický průzkum VN Klabava (okr. Rokycany)*. Bakalářská práce. FPe ZČU v Plzni, 2013.
- [9] KROLOVÁ M., HEJZLAR J., ČÍŽKOVÁ H. *Faktory ovlivňující litorální makrofyty v nádrži s kolísající hladinou (VN Lipno)*. In: Říhová Ambrožová J. (ed.): *Vodárenská biologie 2013*, str. 67-71. Praha 2013.
- [10] KROLOVÁ M. *Factors affecting the occurrence of littoral vegetation in a reservoir with storage function*. Ph.D. Thesis, University of South Bohemia in České Budějovice, 2013.
- [11] MORAVEC J. et al. *Fytocenologie*. Academia, Praha, 1994.
- [12] KUBÁT K., HROUDA L., CHRTEK J. JUN. KAPLAN Z., KIRSCHNER J. ET ŠTĚPÁNEK J. *Klíč ke květeně České republiky*. – Academia, Praha. 928 p., 2002.
- [13] GRULICH V., KOČÍ M. *Metodika hodnocení ekologického stavu útvarů povrchových vod tekoucích pomocí biologické složky makrofyty*. VÚV T.G.M. 2012.
- [14] ELLENBERG H. et al. *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa*. 3.Aufl. Göttingen: Verlag Erich Goltze KG, 264 p., 2001.
- [15] DURAS J., KUČERA T. Č., BOROVEC J. *Submersed macrophytes in three recreational lakes with different treatment*. Abstract. In: Ferreira M.T. et al.: *Plants in hydrosystems: From functional ecology to weed research*, 27.-31.8.2012, Poznań, Poland, 2012.
- [16] KABRNA M., PŘIKRYL I. *Dlouhodobý vývoj kvality vody v zatopeném lomu Barbora*. Sborník konf. Jezera a mokřady ve zbytkových jamách po těžbě nerostů, 16.-18.4.2013. Most. Enki, o.p.s., 2013

VODÁRENSKÉ NÁDRŽE JIZERSKÝCH HOR

KVALITA VODY A JEJÍ ZMĚNY

¹⁾ Václav Koza, ²⁾ Luděk Rederer

¹⁾Povodí Labe, státní podnik, Víta Nejedlého 951, 500 82 Hradec Králové, tel. 495 880 770, koza@pla.cz

²⁾Povodí Labe, státní podnik, Víta Nejedlého 951, 500 82 Hradec Králové, tel. 495 880 667, rederer@pla.cz

Abstrakt

Státní podnik Povodí Labe má v oblasti Jizerských hor ve správě dvě vodárenské nádrže, které zásobují pitnou vodou celou Liberecko – Jabloneckou aglomeraci. Menší objemem, ale s delší historií je nádrž Souš. Naopak přibližně pětikrát objemnější vodní dílo Josefův Důl je vůbec nejnovější velká nádrž ve správě podniku Povodí Labe.

Povodí obou nádrží se nachází v horských polohách nad 700 m n. m. Podstatná část sběrného území je zalesněna bez významnějšího osídlení. Přesto u obou nádrží lze v průběhu uplynulých několika desítek let sledovat změny, které ovlivňují chemismus vody a následně i podmínky pro existenci živých organismů.

Byly zaznamenány okolnosti, které způsobily vymizení ryb a dlouhodobě bránily jejich opětovnému návratu. V posledních letech jsou naopak pozorovány situace, které přispívají k rozvoji života v obou vodních systémech. Zřetelný posun v možnostech poznání vývoje jakosti vody je zavedení pravidelného monitoringu, které správa povodí organizuje na přítocích od roku 1986 a na samotných nádržích od roku 1993.

Klíčová slova: vodárenská nádrž; acidifikace; fosfor, pikosinice Merismopedia.

Abstrakt

Povodí Labe, state enterprise has operated two water supply reservoirs that became the only source of drinking water to the entire Liberec - Jablonec agglomeration. The Sous reservoir is smaller water body than the Josefuv Dul reservoir. But the Sous history is several times longer than the second one. The Josefuv Dul reservoir is the latest large reservoir under administration of the Povodi Labe, s.e.

The watersheds of both reservoirs are located at higher elevations above 700 m asl. Substantial part of their basins consists of forests without significant settlement. Nevertheless, in both reservoirs, in the course of decades it is possible to observe some changes that affect the chemistry of the water and consequently the conditions for the existence of living organisms.

There were recorded the circumstances that caused the disappearance of fish and long term prevent their recurrence return. In the other side, we are observing the phenomena, which indicate unexpected development of life in both aquatic systems

Tabulka 1. Základní údaje o vodárenských nádržích.

Vodárenská nádrž	Uvedení do provozu	Kóta provozní hladiny (m n. m.)	Objem při provozní hladině	Maximální hloubka	Vodárenský odběr od roku	Soustavný monitoring od roku přítoky/nádrž
Souš	1915	766,45	5,1 mil. m ³	16 m	1974	1986 / 1993
Josefův Důl	1986	732,00	20 mil. m ³	38 m	1987	1986 / 1993

at recent years. The regular monitoring, which is organized by Povodi Labe, s.e. in the tributaries since 1986 and on own reservoirs since 1993, caused a distinct rise at level of research water quality evolution

Keywords: water supply reservoir; acidification, phosphorus, picocyanobacteria Merismopedia.

Úvod

V oblasti Jizerských hor je státní podnik Povodí Labe pověřen správou sedmi vodních nádrží. Čtyři z nich (Mšeno, Harcov, Fojtka a Mlýnice) jsou situovány na úpatí Jizerských hor. V těchto lokalitách je jakost vody v nádrži ovlivňována vedle přirozených faktorů také různým stupněm hustoty osídlení, zemědělským a také i průmyslovým využitím povodí nad vzdutím.

Zbývající tři nádrže (Bedřichov, Souš a Josefův Důl) jsou umístěny pod centrálním hřebenem Jizerských hor. Z jejich polohy lze usuzovat, že jakost vody v těchto nádržích bude stabilní a ovlivňována pouze přírodními procesy. Je však skutečností, že v delším časovém horizontu se i v horských lokalitách vliv člověka projevuje a důsledky lze nalézt i ve vodním prostředí.

Dvě z těchto tří horských nádrží (Souš a Josefův Důl) jsou významným zdrojem pitné vody pro hustě osídlené podhůří Jizerských hor. V této souvislosti se staly předmětem řady monitorovacích aktivit prakticky po celou dobu jejich existence. Lze tedy konstatovat, že vývoj kvality vodního prostředí je u těchto vodárenských nádrží dlouhodobě zdokumentován. Předmětem následujícího sdělení je především souhrn výsledků, které byly získány pravidelným monitoringem jakosti vody, který organizoval správce obou vodárenských nádrží.

O nádržích Souš a Josefův Důl

Obě nádrže se nachází přibližně ve stejné nadmořské výšce, vodní díla jsou vystavěna prakticky v sousedních údolích a vzdouvají několik horských toků odvodňujících nejvyšší horské polohy kolem 1000 m n. m. Také plocha povodí je u obou nádrží přibližně stejná – Josefův Důl 20,02 km² a Souš (včetně povodí Bílé Desné) 21,2 km².

Mnohé však od sebe obě vodní díla odlišuje. Kromě toho, že nádrž Souš je podstatně starší a původně nebyla určena k vodárenskému využití - dokonce „vodní“ rekreace má na této nádrži poměrně bohatou historii - liší se tyto nádrže objemem, dobou zdržení, maximální hloubkou a také využitím povodí nad ná-

drží. Nad nádrží Souš není žádné osídlení (s výjimkou hotelu *Montanie*, dříve *Darre*, jehož odpadní vody jsou odvedeny pod nádrž), ale vede zde komunikace II. třídy, která se v zimě uzavírá. V povodí nádrže Josefův Důl je několik rekreačně a turisticky využívaných objektů s produkcí odpadních vod, u kterých je možné předpokládat vliv na vodní toky.

Povodí obou nádrží postihla výrazná, desetiletí trvající epizoda *acidifikace*, způsobená imisním spadem z okolních elektráren. První poznatky o významném znečištění ovzduší jsou datovány kolem roku 1957 a v roce 1967 už jsou k dispozici průkazné výsledky dokumentující poškození lesních porostů imisemi [8]. Ve 2. polovině 80. let exhalace oslabily les natolik, že byla odlesněna podstatná část povodí vodárenské nádrže Souš (obrázek 1). Lesní porosty v povodí nádrže Josefův Důl byly naštěstí imisemi postiženy poněkud méně.



Obrázek 1. Odlesněné pláně v povodí vodárenské nádrže Souš v roce 1996.

Vodním dílem Souš se vzdouvají nejen vody z hydrologického povodí říčky Černá Desná, ale převádí se také voda ze sousedního povodí z oblasti bývalého vodního díla na Bílé Desné (*zbytky z tragédie roku 1916 – Protržená přehrada*). Na nádrži Josefův Důl k plánovanému převodu z Jeleního potoka a případně i z nejvýše položené nádrže v ČR – VD Bedřichov – již nedošlo.

Vodní dílo Souš je zdrojem pitné vody pro skupinový vodovod Jablonec n. Nisou, Železný Brod, Tanvald a nově i Harrachov. Nádrž Josefův Důl je zásobárnou pitné vody především pro krajské město Liberec.

O monitoringu

Nádrž Souš se po svém opětovném napuštění v roce 1927 stala předmětem zkoumání řady badatelů: např. Gessnera (1925), Wünsche (1930), bratří. Cyruse (1954), Sládečka (1955) a jiných [4]. Lze předpokládat, že před rokem 1966, kdy bylo rozhodnuto o vodárenském využití nádrže, byly pravidelně odbírány vzorky vody ke stanovení vhodné upravárenské technologie. Zda však byla na jejich základě zpracována podrobnější analýza zaměřená na některé limnologické aspekty autorům tohoto příspěvku není známo. Od roku 1975, kdy byl vodárenský odběr uveden do provozu, jsou již k dispozici denní rozborů surové i upravené vody zajišťované provozovatelem úpravní [8].

Poměrně zásadní přelom v přístupu správce nádrže ke sledování jakosti vody na nádrži nastal ke konci roku 1984. V období od 13. září do 1. října 1984 bylo nutné na základě rozhodnutí okresního hygienika převést pitnou vodu dodávanou z úpravní Souš. Příčinou byl průnik nadlimitního množství organismů do vodovodní sítě. V technologii úpravy se nedařilo odstraňovat

obrněnky rodu *Peridinium*, které byly součástí fytoplanktonního společenstva. Následně provedené rozborů v nádrži ukázaly, že rod *Peridinium* se zde vyskytuje v počtech kolem 150 jedinců/ml. Vzhledem k tomu, že chyběly aktuální údaje o dynamice výskytu této obrněnky v předchozím období, bylo nyní velmi obtížné zhodnotit, zda se jedná o přirozený stav v nádrži či zda je to důsledek mimořádné situace. Proto v průběhu příštího roku správce nádrže zajistil několik analýz vlastních vzorků a od roku 1986 byl zaveden systematický monitoring vodohospodářských laboratoří Povodí Labe na přítocích obou vodárenských nádrží v Jizerských horách včetně jednoduchých pozorování na nádrži.

Je velmi pravděpodobné, že ani před výstavbou vodárenské nádrže Josefův Důl nebyla zpracována ucelenější studie zabývající se limnologickým hodnocením jakosti vody v budoucím vodním díle. Účelově zaměřené vzorkování horských toků v zátopě budoucí nádrže prováděl kolem roku 1970 Hydroprojekt Praha jako generální projektant stavby. V letech 1981 – 1983 vzorkoval přítoky investor stavby – VRV Praha. Od roku 1984 prováděl své vlastní rozborů z přítoků budoucí provozovatel úpravní SčVaK Teplice i Krajská hygienická stanice. Od roku 1985 provádí nahodilé vzorkování i správce nádrže. Systematický monitoring přítoků napouštěné nádrže byl zahájen vodohospodářskými laboratořemi Povodí Labe v roce 1986 a od roku 1987 po uvedení úpravní do provozu jsou k dispozici každodenní měření prováděná laboratoří bedřichovské úpravní.

V souvislosti s projevy acidifikace se však v 80. letech minulého století stal říční systém Jizerských hor předmětem zkoumání i celé řady jiných institucí (například HMÚ Praha, VÚV Praha, VŠCHT Praha, CHKO JH, ČGÚ Praha aj.). Hodnocením výskytu těžkých kovů v sedimentu nádrže Souš se zabývala Univerzita Berlin [10].

V roce 1993 je správcem obou vodárenských nádrží zahájeno pravidelné limnologické šetření na pevně stanovených vertikálních hloubkových profilech uvnitř nádrží. Tím byl položen základ k monitorovací řadě nyní zahrnující informace za posledních dvacet jedna roků. Souběžně s tímto měřením se také odvíjí vědecký průzkum obou nádrží organizovaný pracovníky přírodovědecké fakulty Karlovy University – RNDr. Hořickou a RNDr. Švátorou.

O výsledcích

Jak je výše uvedeno aktuální historická databanka Povodí Labe obsahuje výsledky pravidelného monitoringu přítoků za posledních 28 let a data z monitoringu nádrží za 21 let. Vedle toho jsou k dispozici v digitální podobě i hydrologické a teplotní záznamy od roku 1982, které každý den zajišťují pracovníci dozorství. K hodnocení výpočetní technikou jsou z vodního díla Souš dostupné údaje za třicet dva roků. Z mladší nádrže Josefův Důl je tato řada z pochopitelných důvodů kratší. S takovým informačním bohatstvím se přirozeně objevuje otázka, zda se klimatické i vegetační změny v povodí obou nádrží promítly v dlouhodobém průběhu sledovaných parametrů. Podrobnější rozbor časových řad skutečně ukazuje tendence, které zřejmě vznikaly a vznikají jako reakce na měnící se půdní i vegetační poměry v ploše povodí.

Fyzikální parametry

Teplota vody při hladině je pro svou jednoduchost měření a velké množství dostupných údajů velmi vhodný parametr k posouzení trendů. Vlastní stanovení je odolné vůči drobným výchybkám, které působí denní režim nebo nevýznamné hydrologické epizody. Lze konstatovat, že podle měření na VD Souš prokazatelně od roku 1982 přibýlo dnů s vyššími teplotami. Také období s vysokými letními teplotami jsou častější a delší.

Jestliže v první měřené dekádě od roku 1982 je hladinová teplota vyšší nebo rovna 12° po **116 dní** v roce (*medián*), tak v poslední dekádě je toto období o více jak tři týdny delší (*medián 138 dní*). Zvýšení tepelného „požitku“ je zjištěno i při testování maximálních teplot v letním období. Průměr z patnácti nejvyšších teplot v první dekádě je **18,1°C** a za posledních deset let je tato teplota již **20,1°C**.

Průhlednost je také snadno měřitelný parametr a ve vegetačním období se měří na obou nádržích dvakrát týdně. U tohoto ukazatele jsou však k dispozici podstatně kratší datové řady, neboť se zjišťuje teprve od roku 2002. Znamená to, že etapa s acidifikací a následným odlesněním není tímto parametrem podchycena. To je zřejmě důvod proč na vodárenské nádrži Souš se charakteristické roční hodnoty průhlednosti pohybují stále kolem úrovně **350 cm**. Na nádrži Josefův Důl je zaznamenán trochu jiný vývoj. Zde se v letech 2004 a 2005 průhlednost pohybovala v úrovních přes **450 cm**. Od roku 2006 se v souvislosti se změnami ve složení fytoplanktonu a s rozvojem sinic zřetelně mění i průhlednost. Nyní se zde setkáváme s krátkodobými poklesy i **pod 200 cm** a charakteristickými hodnotami kolem **250 cm**.

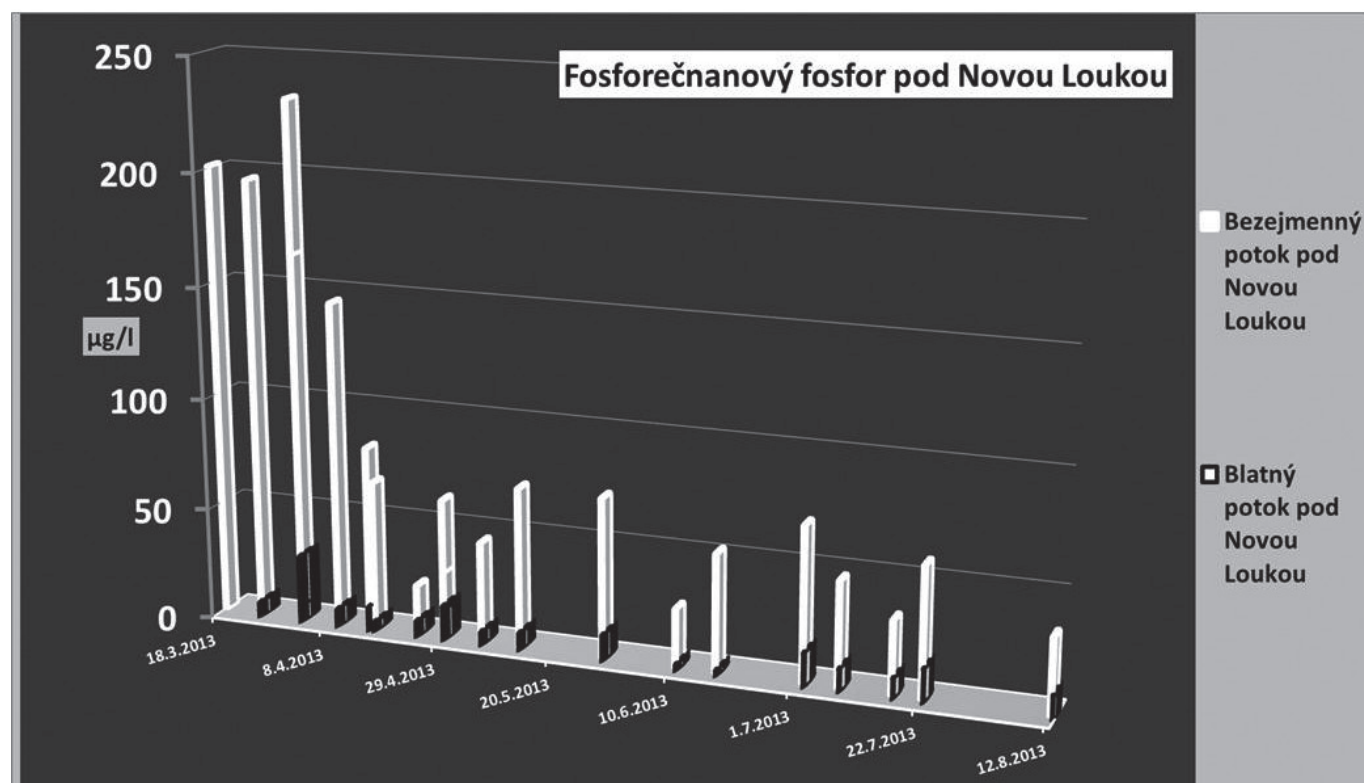
Chemické parametry

Hodnota pH je ve spojení s dlouhým obdobím acidifikace parametr často sledovaný a hodně vypovídá o průběhu této nepříznivé etapy. Jsou publikovány údaje z roku 1960, podle nichž se v počáteční fázi acidifikace hodnoty pH na nádrži Souš pohybovaly v rozmezí **3,7 – 4,6** [6]. Správce nádrže prováděl první měření na VD Souš v letech 1982 – 1984. Získané výsledky se od těch získaných téměř před čtvrt stoletím příliš nelišily a pohybovaly se v oblasti kolem 4,6. Tomu odpovídají i dobová zjištění na úpravně vody. Koncem 80. let je však pokles hodnoty pH pod 5 na přítocích obou nádrží zaznamenáván již jen výjimečně. Další zvýšení hodnot pH je zaznamenáno v 90. letech a interval mezi hodnotami 5 až 6 lze na přítocích považovat

za typický. V podobných relacích se objevují i první výsledky z komplexních šetření v 90. letech na obou nádržích. Hodnoty pH na nádrži Josefův Důl se v celoročním hodnocení pohybují kolem hodnoty 5 a méně. Naopak u nádrže Souš jsou měřeny hodnoty spíše vyšší – často nad 5,5. Výjimkou jsou však období s jarním táním sněhu, kdy je nádrž Souš vyplněna vodou s velmi nízkou alkalitou a pH dlouhodobě klesá pod hodnotu 5. Se zahájením leteckého vápnění nádrže na jaře roku 1996 se podařilo tuto pro úpravnu nepříjemnou fázi hydrologického cyklu odstranit.

Příznivý vzestup hodnoty pH v nádržích pravděpodobně dosáhl vrcholu v letech 2006 – 2007, kdy pH v nádrži Josefův Důl se pohybuje v úrovni kolem **5,5** a na pravidelně vápněné nádrži Souš dokonce nad **6,2**. Společně s příznivým vývojem na přítocích, kdy hodnoty pH kolem **6,4** jsou běžné, se podařil návrat a postupná stabilizace rybí obsádky. U obou nádrží se však v posledních deseti letech objevuje trend zvyšující se primární produkce a tak i na vápněním neošetřované nádrži Josefův Důl lze při hladině ve vegetačním období naměřit hodnoty pH až kolem 6,8.

Z výsledků měření, která jsou k dispozici z let 1960 – 1961 plyne, že množství **dusičnanového dusíku** se pohybovala od 0,7 mg/l po koncentrace pod mezí detekce používané metody stanovení. Ze stanovení, které prováděla laboratoř Povodí Labe od počátku 80. let však vyplývá, že koncentrace dusičnanového dusíku v nádrži se pohybovala standardně od 0,9 do 1,8 mg/l. Na přítocích obou nádrží byly tyto hodnoty ještě vyšší a přesahovaly úroveň 2 mg/l. Imisemi poškozená vegetace zřejmě nevyužívala veškerý dusík, kterým byla celá oblast dotována exhalacemi. Zřetelný zlom v odtoku dusičnanového dusíku z povodí nastává v letech 1993 – 1994, kdy je nastartována postupná obnova vegetačního krytu. Evidentní pokles odtoku dusíku je zaznamenán jak na přítocích do obou nádrží (z hodnot kolem **2 mg/l** v roce 1986 na dnešní úroveň **0,2 – 0,4 mg/l**) tak i v samotných nádržích (z hodnot kolem **1,5**



Graf 1. Zatížení fosforem cca 320 m pod rekreačně využívanou lokalitou Nová Louka. Do bezejmenného potoka je zaústěna ČOV Šámalovy chaty.

mg/l v roce 1993 až na dnešních **0,1 – 0,2 mg/l**). Přitom odtok dusičnanového dusíku je obecně nižší v povodí nádrže Souš, kde je v rámci rozsáhlejší obnovy vegetace poptávka po dusíku významně vyšší. V posledních dvou letech jsou zaznamenány ve vegetačním období i epizody, kdy množství dusičnanového dusíku v nádrži bylo tak nízké, že jej nebylo možné stanovit. Vznik takového dusičnanového nedostatku však může mít nežádoucí důsledky pro udržení fosforu ve formě nevhodné pro rozvoj fytoplanktonu [11].

Velmi obtížné je hodnotit dlouhodobé tendence v odtoku **fosforečnanového fosforu** z povodí a jeho přítomnost v nádrži. Dlouhodobě se fosfor v oblasti Jizerských hor vyskytuje ve velmi nízkých koncentracích, které se blíží mezi stanovitelnosti metody standardně používané laboratorii Povodí Labe. Takže většina dlouhodobých analýz nabízí pouze výsledky typu 10 µg/l nebo menší než 10 µg/l. Teprve od roku 2012 laboratoř správce nádrže disponuje i citlivější metodou, která již lépe a v detailech ukazuje dynamiku tohoto zásadního eutrofizačního elementu v nádržích. Z několika málo sad výsledků, které jsou k dispozici, lze určit, že koncentrace fosforečnanového fosforu v obou nádržích se pohybuje přibližně v rozmezí **2 – 5 µg/l**.

Mnohem zásadnějšího poznání při zkoumání pohybu této látky však bylo dosaženo během krátkodobého, intenzivního monitoringu potoků pod turistickým a rekreačním centrem Šámalova chata. Celá lokalita se nachází v povodí nádrže Josefův Důl. Z přiloženého grafu lze vyčíst, že bezejmenný přítok, do kterého jsou zaústěny vyčištěné odpadní vody z lokální ČOV je hojně dotován fosforem. V porovnání s vedlejším tokem bez splaškových vod jsou zejména v zimním období koncentrace $P-PO_4$ opravdu vysoké. Přibližně po dvou kilometrech toku se fosfor ze „Šámalovky“ stává součástí uzavřeného cyklu živin ve vodárenské nádrži.

Údaje o přítomnosti **hliníku** lze na přelomu 70. a 80 let čerpat z údajů soušské úpravní vody. Z nich vyplývá, že hodnoty přes 1000 µg/l zřejmě nebyly nijak vzácné. To odpovídá i výsledkům prvních měření Povodí Labe na přítocích z počátku 90. let, které signalizovaly epizodní překračování této vysoké koncentrace. V té době se však již objevují ojedinělé příznaky sestupného trendu, který je pozorován dodnes. Poslední tři roky se přítok hliníku ustálil na koncentracích mezi **200 – 300 µg/l**. Takový vývoj se odrazil i na koncentraci hliníku přímo v nádržích. Ještě kolem roku 1997 se ve vodním sloupci koncentrace hliníku pohybovala kolem hodnot 400 µg/l a nyní jsou měřena množství spíše poloviční. V minulosti byla nádrž Josefův Důl o něco bohatší na hliník než sousední Souš. V současnosti lze však z hlediska přítomnosti tohoto kovu považovat obě nádrže za rovnocenné.

O tom do jaké míry se vázaný fosfor stane dostupnou živinou vodního sloupce také rozhoduje utváření oxidoredukčních vztahů v nádrži. Mimo jiné hraje podstatnou roli v tomto systému také přítomnost **železa**. Jeho odtok je poměrně variabilní a míra jeho odtoku závisí i na geologickém podloží. Je typické, že v povodí nádrže Josefův Důl je největším zdrojem železa Červený potok.

Ze starších pramenů lze usoudit, že kolem roku 1960 se koncentrace na nádrži Souš pohybovaly v nižších úrovních 0,03 – 0,20 mg/l (*způsob odběru není znám*). Stejně koncentrace se objevují i ve výsledcích soušské úpravní v 80. letech. Na Josefově Dole jsou v tomto období koncentrace vyšší a dosahují až úrovně 0,65 mg/l. Na přelomu tisíciletí je na všech přítocích sledovaných laboratorii Povodí Labe zaznamenán zvýšený odtok železa, který charakterizují hodnoty 0,3 – 0,5 mg/l. Nyní je uvnitř nádrže Souš typická koncentrace od **0,1 do 0,2 mg**.

U nádrže Josefův Důl je však železo přítomno ve vyšší míře – kolem hodnot **0,3 mg/l**. Je pravděpodobné, že souběžně s úbytkem hliníku přebírá v obou nádržích větší úlohu v koloběhu fosforu právě železo, jehož vazby bývají méně stabilní.

Biologické parametry

Kyselé srážky i dočasná kumulativní deposice ve sněhu tak silně ovlivňovaly chemismus povrchových vod (pH, koncentrace rozpuštěného hliníku atd.), že byla ovlivněna i biologická složka. Prvním zaznamenaným indikativním jevem bylo vymizení **ryb** z vyšších nadmořských výšek [4]. Pravděpodobně ještě v období 1935 – 1952 byl nad přehradou Souš loven siven americký, pstruh potoční a snad i mník jednovousý [3]. Ke konci tohoto období je však zaznamenán již značný úbytek ryb. Tak tomu bylo v povodí a v samotné nádrži Souš na Černé Desné. V době napouštění nádrže Josefův Důl však zde byly podmínky pro vytvoření rybí obsádky natolik špatné, že nádrž byla až do roku 1999 bez ryb.

Stojaté vody v horských oblastech obvykle vykazují přírodní oligotrofní stav. Nepočetná a nepřilíš pestrá společenstva vodních organismů – řas a bezobratlých – mají indikační význam a jejich sledování jsou již více než dvě desetiletí zařazena do pravidelného monitoringu obou nádrží.

V nádrži **Souš** byly od zavedení pravidelného monitoringu začátkem 90. let zjišťovány hlavně acidoresistentní druhy planktonu.

Ve vzorcích **zooplanktonu** byly zastoupeny vířníci rodů *Keratella*, *Asplanchna*, *Brachionus*, perločky *Ceriodaphnia quadrangula*, *Holopedium gibberum*, *Bosmina longirostris*, a nepravidelně také *Chydorus sphaericus*. Klanonožci byli zastoupeni druhem *Acanthocyclops vernalis* a *Eudiaptomus gracilis*.

Později, od konce 90. let minulého století; po té, co vymizely sezónní extrémní hodnoty pH vody; se v planktonu objevily také druhy, které byly v nádrži zjišťovány před acidifikací – např. *Daphnia longispina* [1,2]. Přesto na základě našich výsledků dosud nelze dokumentovat „skokovou“ změnu ve složení ani v početnosti zooplanktonu, přestože v souvislosti s odezníváním acidifikace došlo k dalším indukovaným ekologickým změnám v povodí i přímo v nádrži. Jako dvě nejvýznamnější je možno uvést opětovné úspěšné řízené zalesnění povodí a umělá „re-introdukc“ ryb.

Údaje o složení a početnosti (resp. biomase) **fytoplanktonu** v nádrži Souš před nástupem acidifikace jsou útržkovité. Stejně jako v případě zooplanktonu lze konstatovat, že byly a jsou ve společenstvu zastoupeny acideoresistentní nebo acidofilní druhy v málo početných populacích. Pravidelně jsou zastoupeny obrněnky (*Dinophyta*) rodu *Peridinium*, *Gymnodinium* a *Heminidium*. Skrytěnky (*Cryptophyceae*) a zlativky (*Chrysophyceae*) jsou ve společenstvu zastoupeny pouze sezónně a opět v malých počtech.

Ve sledovaném období nelze vystopovat žádný zřejmý trend změny biomasy fytoplanktonu. Jako měřítko byla použita průměrná hodnota koncentrace chlorofylu v odběrovém termínu vypočtená z bodových vzorků odebíraných v podélném profilu nádrže.

Přestože nepříznivé důsledky acidifikace byly v době napouštění nádrže Josefův Důl nepřehlédnutelné, vlastní povodí nové nádrže bylo jedno z mála míst ve vrcholové části Jizerských hor, kde nedošlo k úplnému odlesnění.

Nekoordinované pokusy o zarybnění nádrže Josefův Důl přišly až po té, co měření „kyselosti“ prokazovala, že nedochází k sezónním extrémním poklesům hodnot pH pod 4. Řízená a správcem koordinovaná zarybnění nádrže bylo úspěšné až po roce 1999.

Podobně jako v nádrži Souš je ve společenstvu planktonních organismů i na **VD Josefův Důl** zastoupeno málo acidoresis-

tentních či acidotolerantních druhů. Nezanedbatelnou roli sehrála i ta skutečnost, že nová velká nádrž v extrémních podmínkách (s řadou „ekologických“ bariér) byla kolonizována vodními organismy jen pomalu. Proto početnosti (resp. biomasy) planktonních společenstev byly dlouho na velmi nízké úrovni.

Ve společenstvu **zooplanktonu** se postupně prosadila *Ceriodaphnia quadrangula* v doprovodu několika málo druhů vířníků (*Rotatoria*). Chudé společenstvo postupně doplnili klanonožci – *Eudipatomus gracilis*, *Cyclops strenuus* a *Acanthocyclops vernalis*. K významnějšímu nárůstu početnosti i také zvýšení pestrosti zooplanktonu došlo až v průběhu prvního desetiletí 21. století. Objevily se např. perloočky *Bosmina longirostris* a *Holopedium gibberum*. Tuto změnu dáváme do souvislosti jednak s odeznívající acidifikací, jednak s náhlou změnou ve struktuře fytoplanktonu.

Chudé a málo početné společenstvo **fytoplanktonu** bylo právě v tomto období na nádrži Josefův Důl obohaceno o pikoplanktonní sinice. Nejdříve se objevila sinice rodu *Synechococcus* a krátce nato, od roku 2006, také koloniální forma *Merismopedia cf. punctata*. Původní společenstvo obrněnek (rody *Peridinium*, *Gymnodinium*, *Hemidinium* a *Katodinium*) a skrytěnek (*Cryptomonas spp.*, *Plagioselmis lacustris*) doplnily také zlativky (*Chrysothrix*) a *Prymnesiophyceae*.

Právě drobné sinice ovlivnily sezónní vzestup početnosti z několika desítek na několik statisíc buněk na mililitr vody. Jsou to velmi malé organismy, a i když jejich příspěvek k biomase společenstva se nemůže projevit mnohonásobným navýšením, z našich údajů přesto plyne zřejmý trend nárůstu průměrné koncentrace chlorofylu. Tento trend je celkový a není ovlivněn pouze; na místní poměry „mimořádně“; vysokými koncentracemi chlorofylu v hladinové vrstvě na vrcholu vegetační sezóny. Populace sinic rodu *Merismopedia* se sice rozvíjí v druhé polovině léta v epilimnetické vrstvě vody, ale přetrvává a také se dále intenzivně pomnožuje i po tzv. podzimní cirkulaci nádrže. Opakovaně se podařilo zdokumentovat početné populace sinic v celém hloubkovém profilu vodního tělesa v průběhu zimy, kdy je nádrž pod ledovým a sněhovým příkrovem. Počty sinic se snižují až s nástupem jarní cirkulace a pokles na minimum je opakovaně zjišťován na konci jara.

Tato změna ve struktuře společenstva a početnosti fytoplanktonu v nádrži Josefův Důl nesouvisí jen s výše uvedeným odezníváním acidifikace, ale považujeme ji také jako indikativní znak narůstající trofie. Významné hydrologické epizody (např. v roce 2010) a související nárazový přísun živin do nádrže byly v rámci monitoringu zdokumentovány. Navazující doplňkový monitoring v povodí odhalil hlavní bodové zdroje fosforu (viz výše).

Slovo na závěr

Předkládané výsledky dlouhodobého monitoringu na obou vodárenských nádržích celkem přesvědčivě ukazují neocenitelný význam soustavného a stabilizovaného měření parametrů, které mohou identifikovat zásadní změny v chemismu i v biologii vodního režimu.

Analýza výsledků prokázala, že obě vodárenské nádrže se nachází v jakési *postacidifikační etapě*, kdy se zvýšila hodnota pH a snížil objem hliníku i dusíku odtékajícího z povodí. Je nastartován proces rozvoje „oživení“ v oblasti. Jeho důsledky

jsou vnímány veřejností především pozitivně. Návrat rybích společenstev do „mrtvých“ vod nebo úspěšnou obnovu lesních porostů není možné ani jiným způsobem hodnotit. Nelze však přehlédnout, že vazby, které vznikají v těchto horských, přirozeně oligotrofních systémech jsou více labilní a i relativně malé změny okolního prostředí mohou vyvolat významnou odezvu. V tomto smyslu je potřebné také hodnotit zaznamenané projevy eutrofizace a to zejména na vodárenské nádrži Josefův Důl. Lze předpokládat, že návratem ryb do obou nádrží (*siven*, *pstruh na Souši a siven*, *střevle na Josefově Dole*), se urychlil koloběh fosforu ve vodním prostředí. Přitom úloha náletu jako významného zdroje rybí potravy a současně i zdroje živin není dosud adekvátně vyhodnocena. Je však celkem jisté, že i minimální vzestup koncentrace dostupného fosforu může být dostatečným impulzem pro nebyvalý rozvoj fytoplanktonu (např. pikosinice *Merismopedia* na VD J. Důl). Situace je o to komplikovanější, že postacidifikační změny snížily v nádržích množství hliníku, který vytváří komplexy s fosforem se stabilnějšími vazbami a naopak byla posílena role železa, jehož vazby s fosforem jsou nestálé. Také pozitivní účinek dusičnanového dusíku jako oxidoredukčního pufru [11], v posledním období z nádrží téměř vymizel. O významu zvýšeného přísunu tepla ve vegetačním období lze sice spekulovat, ale předpokládáme, že to spíše bude „pro-růstový“ stimul.

S přihlédnutím ke všem těmto souvislostem je velmi důležité neprodleně zahájit seriózní debatu o tom, do jaké míry je únosné, nebo zda-li vůbec lze tolerovat další rozvoj turistických či rekreačních aktivit v horských povodích, které současně slouží jako velké zdroje pitné vody.

Literatura

- [1] GESSNER F., *Das Plankton der Isergebirgstalsperren*, Jahrb. d. Naturfreunde in Reichenberg, 1925, 48: 51-69
- [2] GESSNER F., *Die Biologie der Moorseen. Untersucht an den Moorstalsperren des Isergebirges*, Archiv Hydrobiologia, 20:, 1929, 1 – 64.
- [3] ŠIMEK Z., Rybářství na tekoucích vodách. Státní zemědělské nakladatelství, Praha 1954, 1. vydání, 442.
- [4] LHOTSKÝ O., *Dystrofní údolní nádrže Jizerských hor*, Vodní hospodářství 5:, 1963, 166 – 168.
- [5] ŠTĚPÁNEK M., BIŇOVEC J., CHALUPA J., JIŘÍK V., SCHMIDT P., ZELINKA D. M. *Water blooms in the CSSR*, Sborník VŠCHT, Technologie vody, Praha, 1963, 175 – 263.
- [6] PERMAN J., LHOTSKÝ O., *Über das Vorkommen von Wasserblüten in einigen Wasserbecken Nordböhmens*, Sborník VŠCHT, Technologie vody, Praha, 1963, 305 – 327.
- [7] CHLUM A., *Vodní dílo Josefův Důl*, Státní zemědělské nakladatelství Praha 1978.
- [8] KŘEČEK J., *Vodohospodářská funkce lesa v Jizerských Horách*, Sborník XXI Teplické vodohospodářské aktuality, ČSVTS SčVaK Teplice, 1988, 171 – 181.
- [9] KUCHAROVÁ M., KUCHAR M., *Srovnání a vývoj kvality surových vod v nádržích Souš a Josefův Důl a problémy související s jejich úpravou*, Sborník 1. celostátní konference Nádrže jako zdroj pitné vody, ČVTS České Budějovice 1990, 99 – 112.
- [10] DUSCHER K., *Untersuchungen zur Schwermetallbelastung im Sediment der Talsperre Souš*, Institut für Geographische Wissenschaften, Freien Universität Berlin, 1997, 123 ss.
- [11] DURAS J., Přehradní nádrže a kvalita vody. Už nemusíme vápnit ani zápat s dusičnany. Veronica číslo 3, XXIV ročník 2010, 1 – 4,
- [12] HOŘICKÁ Z., BÍMOVÁ T., PROCHÁZKOVÁ L., STUCHLÍK E., VONDRÁK D., *Biological recovery of reservoirs in the Jizera Mountains, the Czech Republic, from acidification*, Proceedings of the 28th Task Force meeting of the ICP Waters Programme in Verbania Pallanza, October 8 – 10. 2012, ICP Waters Report 112/2013, NIVA Oslo, 27 – 30,

JAK SE MĚNÍ NAŠE ACIDIFIKOVANÉ VODY

Jindřich Duras¹, Jan Potužák², Petr Vašek³, Josef Hejzlar⁴

¹Povodí Vltavy, státní podnik, Denisovo nábřeží 14, 304 20 Plzeň, tel. +420 602 429 682, jindrich.duras@pvl.cz

²Povodí Vltavy, státní podnik, Emila Pittera 1, 370 01 České Budějovice, tel. +420 724 308 205, jan.potuzak@pvl.cz

³1. Středočeská vodárenská a.s., Novohospodská 93, 261 01 Příbram, tel. +420 318 494 201, pvasek@iscv.cz

⁴Biologické centrum AVČR, v.v.i., Hydrobiologický ústav, Na Sádkách 7, 370 05 Č. Budějovice, tel. +420 389 025 876, hejzlar@hbu.cas.cz

Abstrakt

Acidifikace povrchových vod byla výrazným fenoménem rozmachu těžkého průmyslu. V posledních dvou desetiletích se ale charakter srážek změnil. Obsah dusičnanových iontů sice zůstal, ale klesl obsah síranů. Tím se snížila iontová síla srážkové vody a poklesla její agresivita ve vztahu k půdám, kde tak došlo např. k obnově koloběhu dusíku a ke změnám v hospodaření s organickými látkami. V souvislosti s ústupem acidifikace tak v povrchových vodách obvykle pozorujeme vzestup hodnot pH, pokles koncentrací Al, SO_4^{2-} , N- NO_3 a Ca a naopak zvýšení obsahu huminových látek (absorbance, CHSK_{Mn}) a v některých případech i zvýšení obsahu sloučenin P. Ve stojatých vodách dochází ke změnám v koloběhu P: ustupuje vazba P s Al a prosazuje se vliv Fe, jehož role je problematická v prostředí, kde jsou redox poměry destabilizovány nedostatkem dusičnanových iontů. Může tedy dojít k „odbrždění“ procesu eutrofizace. V rybí obsádce rychle nastupují kaprovité ryby a dopady jsou zřejmé i v dalších charakteristikách nádržového ekosystému. Je jasné, že ústup acidifikace znamená ve většině lokalit značné riziko pro vodárenské využití povrchových vod. V příspěvku jsou porovnány situace v různých oblastech povodí Vltavy: Tachovsko, Brdy, Jindřichohradecko a Šumava. Je demonstrována odlišnost vývojových trendů v jakosti vody a diskutovány možnosti dalšího vývoje jakosti vody v acidifikovaných povodích..

Klíčová slova: ústup acidifikace.

Abstract

Character of precipitation changed markedly during last two decades. Concentrations of nitrates remained high, but sulphates ceased. Therefore, also aggressivity of rain water to soils decreased and in soils recovered some processes: cycle of N, mineralization of organic matter. In surface waters we observed rising pH, decreasing concentrations of Al, SO_4^{2-} , N- NO_3 and Ca, but increased content of humic substances (absorbance, COD_{Mn}) and sometimes also P. In reservoirs is influenced P cycle: decreases importance of Al, but controlling role of Fe is very limited by redox conditions destabilized by the lack of nitrates. Eutrophication could be unblocked. Cyprinid species can assert themselves in fish stock and changes could be seen in other characteristics of an ecosystem, too. It is clear that recovery from acidification may bring considerable risks for water quality of drinking water reservoirs. In this article are presented some examples from various parts of Vltava River drainage area. Trends of water quality in previously (or still) acidified watersheds are discussed and some perspectives were outlined.

Keywords: acidification.

PROBLEMATIKA SUCHA V PODMÍNKÁCH VODÁRENSKÉ AKCIOVÉ SPOLEČNOSTI, A.S.

Jiří Novák¹⁾, Milan Látal¹⁾, Petra Oppeltová²⁾

¹⁾ VODÁRENSKÁ AKCIOVÁ SPOLEČNOST, a.s., Soběšická 820/156, 638 01 Brno,
tel. +420 545 532 111, novak@vasgr.cz, latal@vasgr.cz,

²⁾ Mendelova univerzita v Brně, Ústav aplikované a krajinné ekologie,
Zemědělská 1, 613 00 Brno, tel. + 420 545 132 471, oppeltova@mendelu.cz

Abstrakt

VODÁRENSKÁ AKCIOVÁ SPOLEČNOST, a.s., jako jedna z největších provozních společností, hospodaří na území krajů Jihomoravský a Vysočina. Provozuje zdroje vody podzemní i povrchové.

Různorodé klimatické a meteorologické podmínky (od sucha až po povodně) se opakují se stále vyšší četností a provozovatel se s nimi musí snažit vypořádat, předcházet jim a poučit se z předešlých zkušeností.

Provozovatel vodohospodářské infrastruktury má celou řadu povinností a zodpovědností. Musí respektovat platné právní předpisy – především ustanovení zákona č. 274/2001 Sb., o vodovodech a kanalizacích pro veřejnou potřebu, v platném znění, který mj. např. přímo ukládá povinnosti provozovateli vodovodu pro veřejnou potřebu, ale i další právní předpisy – především z oblasti veřejného zdraví. Současně je nutné naplnit uzavřené smluvní vztahy s obchodními partnery. Těmi jsou především majitelé provozované infrastruktury a koneční spotřebitelé poskytovaných služeb při dodávce pitné vody. Souhrnně lze povinnosti provozovatele shrnout následovně: **zajistit plynulé zásobování pitnou vodou v požadovaném množství a odpovídající kvalitě.**

Klíčová slova: Extrémní situace – sucho, povodně, opatření preventivní, technická, technologická, modernizace infrastruktury, změna legislativy.

Abstract

VODÁRENSKÁ AKCIOVÁ SPOLEČNOST, a.s., as one of the largest operating companies manages the Vysočina Region and South Region. It operates both groundwater and surface water sources.

The diverse climatic and weather conditions (from droughts to floods) are recurring with increasing frequency and the company is forced to cope, prevent and learn from past experience.

The operator of water infrastructure has a number of duties and responsibilities. First and foremost the operator has to respect existing legislation - in particular the regulation of Act. no. 274/ 2001 coll., regarding water supply and sewerage systems for the public use as amended (hereinafter referred as), which among other things directly assigns duties to public water supply operator. Beside that the operator has to respect hygienic, public health and other legislation according to the law. At the same time it is necessary to carry out agreed on contracts with business partners. These partners being firstly the owners of infrastructure and secondly the end-users of the drinking water supply services provided. The water supply op-

erator responsibilities may be summarized as follows: to ensure the smooth supply of drinking water of desired quantity and appropriate quality.

Keywords: Extreme situation - drought, floods, preventive measures, technical, technological, infrastructure modernization, changes in legislation.

Úvod

Veškerá opatření směřující k uvedenému cíli lze rozdělit do tří hlavních skupin – preventivní, technická a technologická. Ta se samozřejmě v praxi prolínají a kombinují. Týkají se jak celého procesu výroby a dodávky pitné vody, tak i jednotlivých dílčích kroků, jako např. vodních zdrojů a jímání vody, její dopravy, úpravy atd.

Preventivní opatření

Začátkem procesu výroby pitné vody jsou vodní zdroje, jímací objekty nebo odběrná zařízení a jejich ochrana. Problematika sucha je spojována právě a nejvíce s touto oblastí. Preventivními opatřeními u vodních zdrojů jsou především jejich ochranná pásma. Podle vodního zákona [1] slouží ochranná pásma vodních zdrojů k ochraně vydatnosti, jakosti a zdravotní nezávadnosti zdrojů podzemních nebo povrchových vod využívaných nebo využitelných pro zásobování pitnou vodou. Jen málokdy lze v praxi oddělit ochranu a péči o množství a kvalitu vody, zpravidla to jde souběžně. Zejména v případě poklesu hladiny podzemní nebo povrchové vody ve zdroji – tedy i při dlouhodobějším období sucha, jde současně i o zhoršení kvality vody v některých ukazatelích (v závislosti na dalších místních podmínkách). Při stanovení ochranných pásem vodních zdrojů sice nelze přímo stanovit podmínky, které by zabránily nebo alespoň omezily přímý vliv sucha, ale právě předcházení a poučení z minulosti může být vhodnou cestou, resp. impulzem k dalším opatřením z oblasti technické nebo technologické.

Součástí preventivních opatření je bezesporu **legislativní prostředí**. Vzpomeneme např. Národní dialog o vodě 2010 – Hospodaření s vodou v období hydrologického sucha, který se konal ve dnech 1. a 2. června 2010 na Medlově [3], kde proběhla rozsáhlá diskuse, ze které vyplynula řada závěrů jak z pohledu zásobování vodou, tak i širších vztahů jako udržení kvality prostředí, minimalizování lidských i hospodářských ztrát. Zaznělo zde a opakovaně to zaznívá i na jiných odborných setkáních, že po extrémních povodních v roce 1997 byla přijata právní, organizační a programová opatření, která by mohla zmenšit ztráty a škody při následujících povodních a že **pokud jde o sucho, jsme dnes v obdobné situaci**. Problematika zatím není dostatečně řešena ani v národních právních předpisech, i když se zde začíná objevovat, nebo ji lze

postřechnout a využít z některých platných právních ustanovení. Jde např. o následující ustanovení vodního zákona [1], [2]:

§ 1 – účel a předmět zákona: účelem tohoto zákona je vytvářet podmínky pro snižování nepříznivých účinků povodní a sucha ...

§ 5 – mezi základní povinnosti při provádění staveb (tedy v součinnosti s platným stavebním zákonem) patří mj. hospodaření se srážkovými vodami ze staveb (vsakování nebo zadržování a odvádění), bez splnění této povinnosti nemůže být stavba povolena

§ 12 – vodoprávní úřad může z moci úřední povolení k nakládání s vodami změnit nebo zrušit, je-li to nezbytné pro zásobování pitnou vodou podle plánu rozvoje vodovodů a kanalizací a naopak toto nelze provést u záložních zdrojů pitné vody

§ 28a – jedná se o vymezení území chráněných pro akumulaci povrchových vod, kde lze měnit dosavadní využití, umísťování staveb a provádět další činnosti pouze v případě, že neznemožní nebo podstatně neztíží jejich budoucí využití pro akumulaci povrchových vod. Tzv. generel území chráněných pro akumulaci povrchových vod je podkladem pro návrh politiky územního rozvoje a územně plánovací dokumentace a pořizuje ho Ministerstvo zemědělství v dohodě s Ministerstvem životního prostředí

§ 37 – stanovení minimální hladiny podzemních vod – jedna z možností omezení povoleného nakládání s vodami

§ 109 – pravomoci vodoprávního úřadu při mimořádných opatřeních: pokud to vyžaduje veřejný zájem, zejména při přechodném nedostatku vody nebo je-li ohroženo zásobování obyvatelstva vodou, může vodoprávní úřad rozhodnutím nebo opatření obecné povahy bez náhrady upravit na dobu nezbytně nutnou povolená nakládání s vodami, popřípadě tato nakládání omezit nebo zakázat

Technická opatření

V souvislosti se suchem, z praktického pohledu provozovatele, mohou být např. tato:

V dlouhodobém výhledu se soustředit na ověření, perspektivní, zajištěné a zpravidla vydatnější zdroje. Je třeba vycházet z místních podmínek, technických a ekonomických možností, provozních zkušeností a historických událostí. Do těchto zdrojů vkládat (podle možností) i investice k jejich ochraně, optimalizaci využívání i provozu, modernizaci, případně intenzifikaci a technického vybavení.

V případě opakovaných nevhodných provozních podmínek, např. častější výskyt sucha, ale i povodňových stavů apod., nahrazovat méně vhodné zdroje, zpravidla místního významu, mělké zvodně, nedostatečně zabezpečené, nebo i nevhodně umístěné a tedy i více zranitelné nebo ovlivňované, zdroji širšího regionálního významu, perspektivními a zaručenými – tedy po všech stránkách stabilnějšími. Tak lze úspěšněji odolávat nepříznivým podmínkám, tedy i suchu.

Významným prvkem technického – provozního opatření je soustředění se na vodárenské soustavy s více zdroji vody. Vedle již výše zmíněného zabezpečení a zainvestování takových zdrojů je zde další poznatek. Výskyt extrémních situací (sucha, povodně) se v poslední době opakuje s mnohem větší frekvencí a četností, ale také má různý plošný rozsah – může postihovat jak obrovská území (v podstatě celou naši republiku), tak i pouze některé regiony, tedy nemá celoplošný rozsah, význam a dopad. V takovém případě je možnost, v rámci vodárenských soustav, snadněji nahradit vodní zdroj v oblasti zasažené extrémním jevem, zdrojem neovlivněným (nebo ovlivněným

v menším rozsahu) např. v sousedním hydrologickém povodí nebo hydrogeologickém rajonu.

Pokud to typ zdroje (u podzemních i povrchových) umožňuje, provést taková technická opatření na jímacích objektech a odběrných zařízeních, aby bylo možné odebírat vodu i při snížení její hladiny ve zdroji, ale také např. z jiného výškového horizontu (hloubky) s lepší kvalitou vody (např. prohloubení hydrogeologických vrtů do další zvodně, prohloubení studní, hlouběji umístit čerpadlo, resp. sací koš apod.).

Mít možnost využívat v rámci jednoho zdroje více jímacích objektů, příp. v jedné lokalitě více zdrojů a jejich využívání kombinovat opět podle místních podmínek a okamžitých potřeb a situací.

Technickými možnostmi při opakovaných situacích a poučením z minulosti jsou technická opatření např. u povodní typu protipovodňových hrází, vyvýšených šachet nad jímacími objekty podzemní vody, ojilování apod. V případě sucha jsou takové možnosti mnohem menší, ale např. by se mohlo jednat o lepší využití a nakládání se srážkami – jejich zadržování, vhodné zasakování atd. Vše je závislé na místních podmínkách, finančních možnostech, vlastnických vztazích k pozemkům apod.

VODÁRENSKÁ AKCIOVÁ SPOLEČNOST, a.s. se snaží jít cestou technických opatření [4]. Ta však mají přímou vazbu na investice, a proto je nutná spolupráce s vlastníky infrastruktury. Určitou výhodou je rozsáhlý region, ve kterém působí, vybudované a provozované vodárenské soustavy, do kterých se podařilo získat nemalé dotace z různých fondů, ale např. i na straně vlastníků vytvoření svazků měst a obcí, kde platí pravidlo solidarity. Mnoho menších sídel je připojováno na skupinové vodovody a místní zdroje jsou buď ponechávány jen jako záložní, případně se zcela opouští pro vodárenské využívání. Mohou však sloužit jiným účelům – zavlažování, kropení silnic, napájení koupališť apod. Znamená to však změnu povolení k nakládání s vodami (povolení k odběru), kde v rizikových oblastech z pohledu sucha je nutné stanovit podmínky pro možnost omezeného nakládání s vodami, aby např. zůstala naplněna základní podmínka vodního zákona, že „zdroje podzemní vody jsou přednostně vyhrazeny pro zásobování obyvatelstva pitnou vodou“.

Např. v okrese Blansko v minulosti již existovaly skupinové vodovody, ale většina obcí měla své místní vodovody s vlastním zdrojem (podzemní vody, zpravidla do mělké podpovrchové zvodně, velmi zranitelné co do kvality i závislé na srážkách co do vydatnosti). V období vyšších specifických spotřeb (odpovídajících i výši vodného) bylo zcela obvyklé, že se v letním období vyhlášovala opatření k šetření vodou, a to i v případech, že se nejednalo o dlouhodobější sucho. Současná ekonomika a trend rozšiřování skupinových vodovodů do určité míry tuto situaci změnila. Podstatná část okresu je dnes zásobována z několika významných zdrojů podzemní vody (vodárenská nádrž Boskovice na řece Bělá je pouze záložním zdrojem dlouhodobě bez odběru) a tím se značně snížil počet využívaných vodních zdrojů přibližně o 1/4 na dnešních 97.

Obdobná situace je v okrese Třebíč, kde jsou vedle podzemních zdrojů (např. historické zdroje Heraltice s velmi kvalitní vodou) využívány dva centrální povrchové zdroje – vodárenská nádrž Mostiště a vodní nádrž s vodárenským odběrem Vranov.

Zde z původních 17 zdrojů v roce 1995 je dnes provozováno pouze 8 zdrojů (bez zmenšení zásobovaného spotřebiště).

Tento trend je všeobecný i ve zbývajících lokalitách provozovaných naší společností. Byl přijat i vlastníky infrastruktury, kteří se snaží přednostně investovat do perspektivních a zaručených zdrojů.

Technologická opatření

V současné době, kdy jednak přibývá rizik pro vodní zdroje, ale i požadavků na kvalitu zásobování pitnou vodou, jsou nezbytná a současně velmi účelná, perspektivní a zaručená. Jejich nevýhodou jsou vysoké investiční náklady a opět vyžadují spolupráci s vlastníky – investory. V podmínkách VODÁRENSKÉ AKCIOVÉ SPOLEČNOSTI, a.s. se nové úpravy vody v posledním období budují spíše ojediněle, ale trendem je modernizace stávajících objektů a technologií. Ze 6 velkých úprav vod na povrchovou vodu již ve třech případech modernizace proběhla a na zbývajících se zajišťuje.

Technologická opatření a návrhy rekonstrukcí chceme dokumentovat na třech úpravách vody, které byly takto:

- a) již zrekonstruovány,
- b) jsou v rekonstrukci,
- c) rekonstrukce připravené k realizaci.

ad a) Úprava vody ve Štítarech – rekonstrukce proběhla v r. 2008-2009 a v současné době je již v trvalém provozu s kapacitou 200 l/s. Při její rekonstrukci jsme věnovali značnou pozornost doplnění technologie o další úpravárenské stupně se zřetelem na výrazné zhoršení kvality surové vody právě v období sucha (poklesu hladiny).

Celá technologická linka včetně jímacího objektu v nádrži Vranov byla modernizována a doplněna. Jímací objekt byl modernizován v tom smyslu, aby boční kloubový (trubní) odběrný objekt měl větší rozsah zonálních poloh s max. možností co nejnižšího odběru z nádrže při velmi nízkém stavu vody.

První separační stupeň byl navržen a proveden s max. možnou mírou intenzifikace vložkovité suspenze ve vložkových nádržích. Usazovací nádrže byly vybaveny řetězovými shrabovákami se stíráním i horní hladiny v usazovacích nádržích pro případ ropné havárie. Druhý separační stupeň tj. pískové rychlofiltry byly modernizovány novým drenážním systémem mezidna. Tento systém zlepšuje filtrační proces a snižuje provozní náklady na práci média. Jako třetí úpravárenský stupeň zde byly navrženy filtry s aktivním uhlím a následné dezinfekce přes UV lampy. Chlorizace a zdravotní zabezpečení vody řeší i zlepšení kvality vody v dlouhých potrubních přivaděčích vody do spotřebiště, aby nedocházelo k tvorbě převážně chloroformu.

Úprava vody má také čtyři akumulační nádrže čisté vody o celkovém objemu 3517 m³, což je relativně velký objem vody vzhledem k současné spotřebě. V období sucha a povodní dochází ke zhoršené kvalitě surové vody, a proto velký objem akumulačních nádrží nám umožňuje mírné předzásobení vodou pro tyto extrémní případy.

ad b) Úprava vody Mostiště o výkonu max. 200 l/s je v současné době ve fázi probíhající rekonstrukce za provozu. Odebírá surovou vodu z nádrže Mostiště, která v jarních a podzimních měsících vykazuje zhoršenou kvalitu surové vody.

Také nízké stavy vody v nádrži v letních měsících mají výrazný vliv na zhoršenou kvalitu surové vody. Na této úpravě vody probíhá rekonstrukce velmi rozsáhlého objemu a celá technologická linka, vzhledem ke kvalitě surové vody, má úplně novou koncepci.

Jako první separační stupeň jsou budovány dvě flotační jednotky, jako druhý separační stupeň jsou budovány nové evropské rychlofiltry a jako třetí separační stupeň jsou budovány nové otevřené rychlofiltry s náplní granulovaného aktivního uhlí, neboť v kritických obdobích surová voda zapáchá rybinou z důvodu existence chovných rybníků nad nádrží Mostiště, kdy hlavně při nízkých vodních stavech dochází k tomuto jevu.

Chemické hospodářství a související technologické procesy jsou doplněny ozonizací, ztvrdzování vody, UV lampami a dávkováním vápna a koagulátů. Dále je zde vybudována nová akumulace vody o objemu 1750 m³. I tato úprava vody je budována se zřetelem na možnost výrazného zhoršení kvality surové vody jak v obdobích povodní, tak v období sucha.

ad c) Rekonstrukce úpravy vody Znojmo byla řádně projekčně připravena k rekonstrukci, která již byla zahájena v roce 2013. Tato úprava vody je navržena opět na maximální výkon Q = 200 l/s.

Úprava vody odebírá surovou vodu z vodárenské nádrže Znojmo. I u této úpravy vody dochází k výrazné změně úpravárenských zařízení oproti původní technologii, a to ze stejného důvodu jako je tomu u předcházejících úprav vod – dochází k výraznému zhoršení kvality surové vody při výrazných výkyvech klimatických podmínek.

Modernizace úpravárenské linky zahrnuje flokulační nádrže, usazovací nádrže jsou přebudovány na čističe s mechanickým vlnem vložkového mraku jako první separační stupeň. Jako druhý separační stupeň jsou modernizovány otevřené rychlofiltry novými filtračními mezidny a filtrační náplní. Tento systém filtračních meziden je navržen i u třetího separačního stupně, který představují otevřené rychlofiltry s náplní granulovaného aktivního uhlí. Dále následují UV lampy, ztvrdzování vody a deamoniace v kombinaci se zdravotním zabezpečením vody. Chemické hospodářství pro dávkování jednotlivých chemikálií je rovněž celé zmodernizováno.

Zde je také stávající akumulace pitné vody o objemu 4000 m³ rozšířena vybudováním nové akumulace o objemu opět 4000 m³ upravené vody. Tato skutečnost nám bude pomáhat v předzásobení pitnou vodou pro obyvatelstvo v extrémních klimatických podmínkách při výrazném zhoršení kvality surové vody. V tomto případě z důvodu velké akumulace pitné vody máme zásadní možnost v extrémních podmínkách výrazně snížit výrobu pitné vody a nebo v kritických okamžicích výrobu úplně zastavit.

Závěr

Riziko sucha ve vodárenství se stává významným a stále více diskutovaným. Závěry nelze omezit pouze na oblast provozu – tzn. sbírání zkušeností, poučení se z minulosti apod., ale na celkový pohled na tuto problematiku, kdy výchozím okamžikem je vyhovující legislativní prostředí. Je proto v tomto smyslu především nutná novela vodního zákona, včetně zavedení příslušných kompetencí vodoprávních úřadů.

Literatura

- [1] Zákon č. 254/2001 Sb., v platném znění, dále jen vodní zákon
[2] SBORNÍK – seminář ČVTVHS, VÚV TGM, v.v.i., ČHMÚ. SUCHO
a jak mu čelit, Praha, 15. 5. 2013

[3] Seminář ČVTVHS, VÚV TGM, v.v.i., Global Water Partnership.
NÁRODNÍ DIALOG O VODĚ.

Hospodaření s vodou v období hydrologického sucha. Medlov – Nové
Město na Moravě, 1. – 2. 6. 2010

[4] VODÁRENSKÁ AKCIOVÁ SPOLEČNOST, a.s.: provozní ma-
teriály a zkušenosti

ZHODNOCENÍ ČTYŘLETÉHO ÚSILÍ O UPLATNĚNÍ BIOMANIPULAČNÍCH OPATŘENÍ NA VODÁRENSKÉ NÁDRŽI HAMRY

**Pavel Jurajda¹, Zdeněk Adámek¹, Michal Janáček¹, Zdenka Valová¹, Luděk Rederer²,
Tomáš Zapletal², Václav Koza², Jan Špaček²**

¹ Ústav biologie obratlovců AV ČR, v.v.i., Květná 8, 603 65 Brno, tel. 543422523, jurajda@brno.cas.cz

² Povodí Labe, s.p., Víta Nejedlého 951, 500 03 Hradec Králové

Abstrakt

Biomanipulace se strukturou rybích společenstev jsou jedním z opatření na zlepšení kvality vody. Význam redukce kaprovitých ryb s cílem podpořit rozvoj velkých druhů filtrujícího zooplanktonu byl prokázán v mělkých jezerech v zahraničí. Z přehradních nádrží je empirických podkladů nedostatek, přestože realizovaných, případně probíhajících projektů v ČR je několik. Cílem projektu bylo vyhodnotit reálnost biomanipulace a následně její efekt z pohledu kvality vody v podmínkách modelové vodárenské nádrže Hamry. V letech 2009–2013 jsme intenzivně snižovali početnost kaprovitých ryb a plůdku okouna. Během pěti let se podařilo snížit početnost generačního cejna velkého o 12 tis. kusů, čímž jeho biomasa klesla pod 20 kg·ha⁻¹. Vysazování štik a candátů se ukázalo jako méně efektivní. Bylo prokázáno, že v nádrži charakteru Hamry je provedení efektivních odlovů kaprovitých ryb reálné. Snížená biomasa umožnila postupný vzestup početnosti a biomasy velkých druhů filtrujícího zooplanktonu. Ukázalo se ale, že dynamika fytoplanktonu je závislá na více faktorech. Primární úlohu v rozvoji fytoplanktonu hraje nepochybně zatížení nádrže živinami (fosfor). Protože technická opatření směřující k redukci biomasy kaprovitých ryb lze považovat za zvládnutá, bude kromě pokračující biomanipulace zaměřena pozornost i na zdroje živin v povodí.

Klíčová slova: biomanipulace; ryby; Povodí Labe; přehrada.

Abstract

One measure used for improving water quality in open waters is biomanipulation of fish stock. Previous studies in shallow lakes confirmed the importance of reducing cyprinid populations as a means for increasing zooplankton development; however, empirical results from reservoirs are scarce. There are several projects presently underway in the Czech Republic addressing this issue. The aim of this study was to evaluate the biomanipulation efforts and their effect on water quality in the Hamry drinking water reservoir. Between 2009 and 2013, we undertook an intensive reduction of cyprinid fishes and perch fry density. Over five years, the abundance of common bream broodstock decreased by around 12 000 individuals and their biomass dropped below 20 kg·ha⁻¹. Stocking of pike and zander appeared to have been less efficient. We were able to show that, in reservoirs similar to Hamry, reduction of the biomass of cyprinids can be a highly effective means of increasing the biomass of filtering zooplankton. Phytoplankton dynamics, however, appeared to be dependent on additional factors, the nutrient loading (phosphorus in particular) of the reservoir probably playing the primary role. During the future fish removals, therefore, attention will be paid not only

to biomanipulation but also to the control of nutrient sources within the upstream basin.

Keywords: biomanipulation, fish, Elbe River basin, reservoir.

Úvod

Systém tzv. řízených rybích obsádek funguje na principu potravní pyramidy dravé ryby – kaprovité ryby – zooplankton – fytoplankton, kdy by vrcholoví predátoři měli napomáhat k udržení kvality vody na úrovni vhodné k rekreaci, rybářství a v nejlepším případě i pro vodárenské účely. Myšlenku, že rybí obsádka může efektivně ovlivňovat druhové složení, velikostní spektrum a biomasu zooplanktonu formulovali poprvé v šedesátých letech Hrbáček a kol. [1]. Obecně platí, že v nádržích s vysokou biomasou planktonofágických ryb (většinou drobných kaprovitých druhů) je zooplankton tvořen drobnými druhy o nízké biomase a fytoplankton je bohatě rozvinut (nízká průhlednost). Naopak při nízké biomase ichtyofauny v nádrži převažují velké druhy filtrujícího zooplanktonu, fytoplankton je velmi chudý a průhlednost vysoká. Pokud ryby vyvinou silný vyžírací tlak na filtrující perloočky, omezí se společenstvo zooplanktonu na výskyt malých druhů a forem, které mají jen malý vliv na rozvoj fytoplanktonu. Tento jev je podstatou tzv. „top-down“ efektu, založeného na působení na vrcholné články potravní pyramidy s cílem ovlivnění nižších trofických úrovní. Na něm je založena tzv. biomanipulace, jejímž principem je podpora populací dravých druhů ryb a redukce planktonofágických druhů ryb. Snížení až absence jejich vyžíracího tlaku umožní rozvoj populací velkých druhů filtrujícího zooplanktonu a ten účinně omezí rozvoj fytoplanktonu. U nás je tento princip s různou mírou úspěšnosti uplatňován na vodárenských nádržích ve formě tzv. řízených rybích obsádek. Přes nepochybně správnou a odborně podloženou hypotézu lze míru redukce biomasy fytoplanktonu s využitím biomanipulace prognózovat jen velmi obtížně, neboť na jednotlivé články v „top-down“ procesu působí celá řada dalších faktorů (např. trofie, doba zdržení, morfologie nádrže, klimatické podmínky a mnoho jiných). Člověk sice často do tohoto procesu zasahuje s cílem podpořit eliminaci drobných planktonofágických ryb např. odlovem třech hejn, manipulací s vodní hladinou v době jejich výtěru aj., avšak konečný efekt je vždy výsledkem působení managementu (biomanipulace) a biotických i abiotických faktorů a interakcí mezi nimi. V zásadě platí, že základním předpokladem úspěšné biomanipulace je nízká koncentrace fosforu, která musí odpovídat maximálně mezotrofii, jinak biomasa fytoplanktonu (často včetně sinic) dosáhne hodnot, které nejsou tímto postupem kontrolovatelné. Druhou podmínkou je nízká biomasa ichtyofauny, která by měla být menší než 100 kg·ha⁻¹. V praxi se ukazuje, že biomanipulace jsou rovněž velmi problematičtě uplatnitelné na větších nádržích o rozloze několika desítek a více

hektarů. Obvykle se takový stav až na výjimky nedaří dlouhodobě docílit, a to především z organizačních, technických a biologických důvodů [2]. Především převaha početnosti dravců je víceméně nereálná čistě z biologických principů, neboť biomasa potravních organismů téměř vždy početně převažuje nad biomasou predátorů. Výjimkou jsou pouze monodruhové obsádky okouna říčního v některých severských jezerech, kde dochází k intenzivnímu kanibalismu.

V našich podmínkách je reprodukce kaprovitých ryb vždy výrazně vyšší a úspěšnější než reprodukce predátorů a je schopná kompenzovat případné ztráty jednotlivých generací v následujících letech. Je tudíž zřejmé, že pouhé vysazování dravých druhů ryb na snížení početnosti populací kaprovitých ryb je nedostačující opatření.

V současné době probíhají biomanipulační zásahy různého rozsahu na několika vodních nádržích v ČR. Podmínky na těchto vesměs rekreačních nádržích však neposkytují dostatečně vhodné předpoklady pro vyhodnocení účinnosti biomanipulačních zásahů a zkušenosti z jiných nádrží s vhodnějšími podmínkami doposud chybí.

Studie, která probíhá již od roku 2008, využívá VN Hamry na řece Chrudimce (povodí Labe) jako modelového objektu pro biomanipulační zásahy v rámci zlepšení kvality vody v nádrži. Prvotním zájmem správce VN, podniku Povodí Labe, s.p., je vysoká kvalita vody pro pitné účely, takže zde nedochází ke konfliktu zájmů více zainteresovaných stran. Od roku 2009 jsme se snažili intenzivně redukovat biomasu planktonožravých kaprovitých ryb (cejn velký, plotice obecná) ve všech stádiích vývoje na takovou úroveň, která by se projevila pozitivně v početnosti velkých druhů filtrujícího zooplanktonu a následně redukcí fytoplanktonu, tj. v kvalitě vody. Cílem studie bylo ověření, zda je v daném typu nádrže vůbec reálné významně ovlivnit rybí společenstvo. Dále bylo cílem zjistit, jaké zásahy jsou nejvhodnější a neefektivnější a jak se projeví výrazné snížení početnosti kaprovitých ryb ve výskytu zooplanktonu a fytoplanktonu.

Materiál a metodika

Vodárenská nádrž Hamry (49°43'51.654"N, 15°55'1.391"E) byla vybudována na řece Chrudimce v letech 1907-1912 původně jako jednoúčelové dílo pro ochranu Hlinska a jeho okolí před povodněmi a následně se stala významným zdrojem surové vody pro Hlinecko. Hráz je vysoká 17,4 m a její koruna dosahuje nadmořské výšky 602,86 m n. m. (Bpv). Zásobní prostor činí 1,206 mil. m³ (42,3 ha). Maximální hloubka je 7,5 m a průměrný roční průtok 0,74 m³.s⁻¹.

Pilotní průzkum v roce 2008 ukázal, že tření kaprovitých ryb probíhá poměrně dlouho a že manipulace s hladinou s cílem vysušení nakladených jiker je tudíž málo účinná až bezvýznamná. Biomanipulační opatření směřující ke snížení početnosti kaprovitých ryb a mladších ročníků okouna tedy zahrnovaly intenzivní odlovy ve všech stádiích vývoje (odlov generačního cejna a plotice v době tření, odlov raných vývojových stádií kaprovitých ryb, sběr jiker okouna). Generační kaprovité ryby byly po otestování různých metod odlovu v počátcích projektu (tenata, elektrický agregát, záťahová síť) odlovovány každoročně 100 m záťahovou sítí na trdlišťích na přelomu dubna a května. V dubnu a květnu jsme sbírali nakladené pásy jiker okouna pomocí plůdkových podběráků v celé břehové linii nádrže do hroubky přibližně 1,5 m. Ranná vývojová stádia kaprovitých ryb byla odlovována během jejich koncentrace podél břehové linie v květnu a červnu pomocí plůdkového podběráku případně malé plůdkové

záťahové sítě. Vyhodnocení úspěšnosti biomanipulací s rybím společenstvem bylo hodnoceno pravidelným sledováním plůdku (červenec a září) a adultních ryb (standardní sada tenat; odhady populací pomocí značení a odlovy záťahovou sítí). Zooplankton, fytoplankton a průhlednost vody jsou parametry dlouhodobě sledované podnikem Povodí Labe, s.p.

Výsledky a diskuse

V letech 2008-2012 jsme zaznamenali celkem 18 druhů ryb. Vzácné druhy byly zaznamenány jen sporadicky a ve velmi malém počtu. Dominantní zastoupení společenstva však bylo stabilní a během let se neměnilo. Hlavními druhy společenstva v nádrži Hamry jsou plotice obecná, cejn velký a okoun říční doplněné štikou obecnou, bolenem dravým a candátem obecným. Kapr obecný, pocházející z dřívějších úniků z výše položených rybníků, byl registrován jen ojediněle. Říční druhy registrované jen ojediněle se dostávají do nádrže z přítoku Chrudimky a většinou se zdržují v přítokové části.

Biomanipulační zásahy

Sběr jiker okouna

Jednou z možností snížení početnosti populací ryb je likvidace jejich nakladených jiker. U většiny druhů je efektivnější sběr jiker problematický, ale u okouna říčního je možný, jelikož klade jikry seskupené v poměrně kompaktních pásech. Množství jiker souvisí s úspěšností výtěru, polohou nakladených jiker a vhodným načasováním sběru jiker. Cílem sběru jiker okouna bylo snížení početnosti plůdku (0+) během prvního vegetačního období, snížení potravní konkurence a tím zrychlení jeho růstu. Větší okouni rychleji přechází na dravý způsob výživy a tedy dříve působí vyžíracím tlakem na plůdek kaprovitých ryb. Během 4 let bylo sebráno celkem 12,8 milionů jiker okouna.

Odlov larev kaprovitých ryb

Larvální stádia kaprovitých ryb se v prvních měsících života zdržují v početných hejnech podél břehové linie. Jejich pohybová schopnost je relativně malá, takže je lze poměrně efektivně odlovovat jednoduchou metodou pomocí plůdkového podběráku nebo záťahové sítě koncem května a začátkem června. Larvální a juvenilní stádia okouna jsou v této době již větší a při odlovech snáze unikají. Nicméně pro úplnost uvádíme i množství odlovených larev okouna.

Během čtyř let bylo celkem odstraněno 395 tisíc kusů larev plotice, 285 tis. cejna a 14 tis. okouna. Množství odlovených larev je dáno úspěšností výtěru v daném roce a vhodným načasováním odlovů. V roce 2009, kdy byla provozně snížena hladina, byla přirozená reprodukce kaprovitých ryb potlačena. Naopak v roce 2011, kdy byla zaplavena vegetace vyrostlá na obnaženém dně z předešlého roku, bylo množství larev velké. Odlov larválních stádií především kaprovitých ryb v litorálu nádrže se ukázal být jednou z potenciálních vhodných biomanipulačních metod vedoucích ke snížení početnosti kaprovitých ryb ve společenstvu nádrže.

Odlov generačních kaprovitých ryb

Odlov generačních ryb je vedle vysazování dravých druhů ryb nejčastějším biomanipulačním opatřením k ovlivnění struktury rybího společenstva v nádržích. Jak potvrdily výzkumy z holandských jezer, samotné vysazování dravců nemá žádný významný efekt a bez efektivních odlovů generačních ryb (cejnů) se rybí společenstvo nezměnilo. V mělkých jezerech byli cejní odlovováni během roku dlouhými

Tabulka 1. Přehled generačních cejnů (>20 cm) a plotic (>16 cm) odstraněných z nádrže Hamry v letech 2009–2013.

druh	cejn (>200 mm)		plotice (>160 mm)		celkem ryb	
rok	ks	kg	ks	kg	ks	kg
2009	1.780	712	1.099	60	2.879	772
2010	3.557	1.575	498	118	4.055	1.693
2011	3.348	1.271	156	38	3.504	1.309
2012	1.765	675	293	45	2.058	720
2013	2.082	755	156	44	2.238	799
celkem	12.532	4.988	2.046	261	14.734	5.293

záťahovými sítěmi zatahujícími značné části jezer. V případě vodních nádrží v ČR je vzhledem k jejich geomorfologickému charakteru tato metoda nereálná. Nejčastěji jsou ryby odlovovány během tření, kdy se cílové druhy (nejčastěji cejn velký) shromažďují na trdlišťích podél břehu nebo v případě kaňonovitých nádrží ponejvíce v přítoku a oblasti horního vzdutí. Odlov bývá proveden podle dané situace elektrickým agregátem nebo záťahovou sítí.

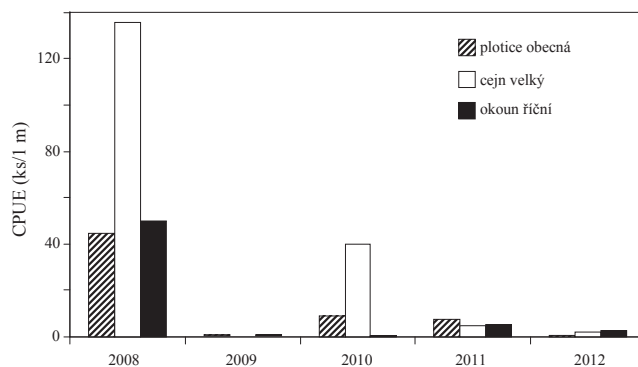
V případě VN Hamry jsme použili především 100 m záťahovou síť. Hlavní biomanipulační odlovy byly v období výtěru, ale v rámci odlovů pro odhady početnosti byly kaprovité z nádrže odstraňovány rovněž mimo toto období. Období výtěru závisí na teplotě vody a dozrávání pohlavních produktů generačních ryb. V populaci cejna je tření často poměrně dlouhé a různě staré samice se vytírají postupně. Tabulka 1 udává celkové množství generačního cejna a plotice odlovené během jarních měsíců. Vycházíme-li z odhadů početnosti v letech 2009 a 2010 (12–15 tis. kusů generačního cejna v nádrži) podařilo se snížit početnost těchto ryb přibližně o 70–80%.

Z tabulky 1 je patrné, že při dostatečném lovném úsilí je možné odlovit významný podíl generačních cejnů, ale jen malou část generačních plotic. Tření plotic není tak spontánní, že by bylo patrné pozorováním ze břehu nebo z loďky a je tedy velmi problematické načasovat vlastní odlovy. Navíc výtěr probíhal na mnoha místech břehové linie bez velké koncentrace ryb. Tření cejnů lze registrovat mnohem lépe, neboť cejní se ve VN Hamry vytírají v mělčinách podél zatopené břehové vegetace. Jak jsme během pěti let průzkumu na VN Hamry zjistili, hlavní období tření podstatné části generačních ryb je relativně krátké a trvá maximálně jeden týden. Při analýze úspěšnosti odlovů během tření se ukázalo, že téměř nezávisle na charakteru zimy, se hlavní část tření odehrává poslední týden v dubnu a v prvních dnech května. Pozdější odlovy byly mnohem méně efektivní.

Efekt biomanipulačních opatření

Plůdek

Na základě početnosti plůdku je možné vyhodnotit především úspěšnost opatření zaměřených na reprodukci ryb. Plůdkové společenstvo bylo vzorkováno po celou dobu sledování stejnou metodikou, takže je možné výsledky dobře porovnat. Z obrázku 1 je patrný klesající trend v přirozené reprodukci kaprovitých ryb a okouna. Je zřejmé, že snížení hladiny a obnažení břehů v roce 2009 mělo pozitivní vliv na snížení reprodukce ryb. Naopak narostlá vegetace na obnaženém dně a její následné zaplavení v roce 2010, podpořilo přežívání plůdku (výtěrový substrát v celé nádrži, úkryty, potravní zdroje). Postupné vyhnívání a vyžírání zatopené vegetace rybami opět snížilo úkrytové a výtěrové potenciál břehové linie a raná vývojová stadia se tak dostanou pod silnější predanční tlak dravců.

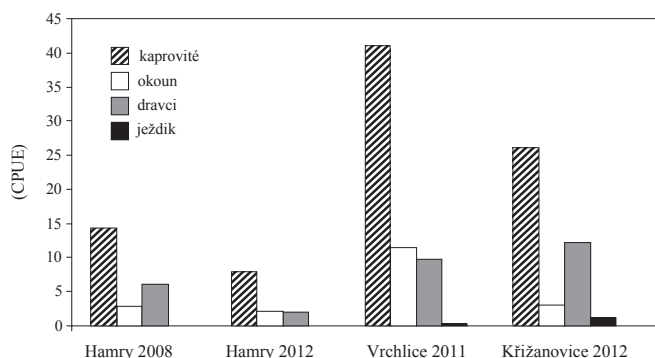


Obrázek 1. Porovnání množství plůdku (CPUE - ks/1m sítě) při denních červcových odlověch v letech 2008–2012 na VN Hamry.

Rybí společenstvo

První odhad početnosti cejna na nádrži Hamry činil v roce 2009 12–15 tis. kusů, zatímco v roce 2010 to bylo pouze 7,8 tis. a v roce 2012 přibližně 4 tis. jedinců. Tyto odhady jsou v dobrém souladu s množstvím odlovených ryb v rámci biomanipulačních jarních odlovů během tření. Při porovnání úlovků získaných srovnatelnou metodikou (stejná sestava tenatních sítí) na třech různých vodárenských nádržích v povodí Labe je patrné, že Hamry mají jednoznačně nejlepší potenciál pro tzv. účelové rybářské obhospodařování (Obr. 2). V nádržích Vrchlice a Křižanovice se jedná se o společenstvo ryb s výraznou převahou kaprovitých druhů a mladších ročníků okouna. Pokud tedy je možné očekávat nějaký biomanipulační efekt v rámci potravní pyramidy na těchto nádržích, tak jedině v případě VN Hamry.

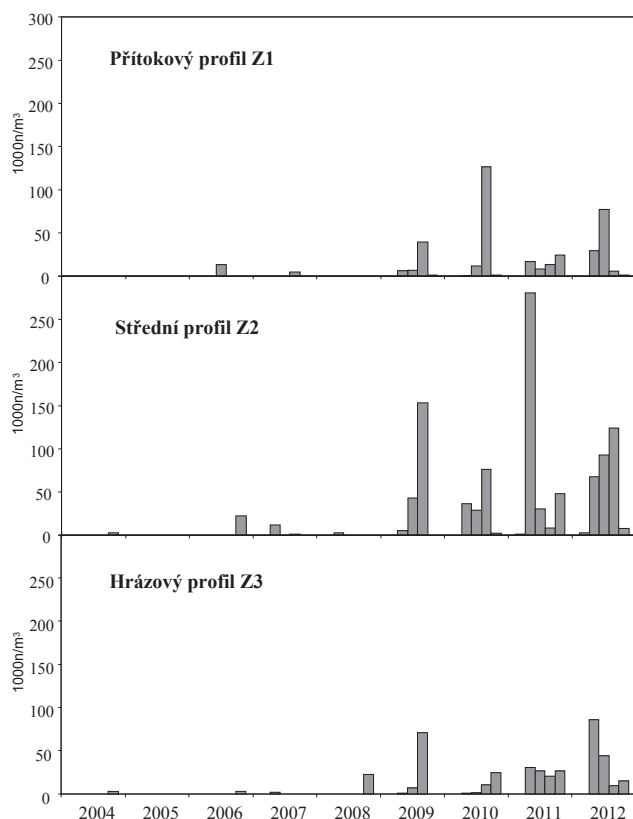
Samotné snížení početnosti kaprovitých ryb není cílem biomanipulačních opatření, ale prostředkem k dosažení zlepšení kvality vody z hlediska množství fytoplanktonu. Zvláště ve vodárenských nádržích je kvalita vody rozhodující pro její další využití a to i z ekonomického hlediska. Nádrž Hamry svojí velikostí a charakterem břehové linie umožňuje provádět efektivní odlovy ryb v rozsahu, který je možné následně registrovat v kontrolních odlověch. V případě plotice obecné je možné odlovy regulovat nejstarší ročníky ve velikosti nad 16 cm. Mladší ročníky cejna i plotice lze odlovovat efektivně pouze nočními záťahy na vybraných místech nebo na ně zaměřit predanční tlak dravců. Je zřejmé, že rychle se množící kaprovité ryby není možné v nádrži zcela eliminovat. Cílovým stavem by však mohla být obsádka s dostatečnou početností dravců a velkých okounů, schopných držet nové ročníky kaprovitých ryb na přijatelně nízké početní úrovni. Vysazování štiky a candáta se ukázalo z hlediska biomanipulací na nádrži o vyšším trofickém potenciálu jako méně účinné, neboť zjevná přítomnost těchto druhů láká k nelegálnímu rybolovu.



Obrázek 2. Porovnání biomasy (CPUE - kg/1 tenato) jednotlivých skupin ryb všech věkových kategorií na nádržích Hamry, Vrchlice a Křižanovice.

Zooplankton

K hodnocení efektu biomanipulačních opatření jsme využili dlouhodobé řady dat měření. Z hlediska kvality vody jsou rozhodující velké filtrující organismy, které jsou schopné se živit drobným fytoplanktonem. Je však nutné zdůraznit, že podporované velké druhy filtrujícího zooplanktonu nejsou schopny filtrovat sinice, které nejsou v potravním řetězci ovlivitelným biomanipulací. Množství velkých druhů filtrujícího zooplanktonu (nad 700 μm) v nádrži Hamry v posledních třech letech průkazně vzrostlo. Před rokem 2008 se velké druhy filtrujícího zooplanktonu vyskytovaly v nádrži jen občas a ve velmi nízké početnosti. Snížení obsádky kaprovitých ryb mělo pozitivní efekt na složení zooplanktonu, což je patrné především ze skutečnosti, že od roku 2009 se početnost velkých druhů filtrujícího zooplanktonu postupně zvyšuje (Obr. 3).



Obrázek 3. Vývoj zooplanktonu (>700 μm) ve vodárenské nádrži Hamry v letech 2004-2012 na třech sledovaných profilech; přítoková část (nahore), střední část (uprostřed), u hráze (dole).

Fytoplankton

Teoreticky lze předpokládat, že vyšší početnost zooplanktonu by se měla projevit v poklesu biomasy fytoplanktonu v nádrži. Pro toto hodnocení byly k dispozici hodnoty obsahu celkového chlorofylu *a*. Ten ovšem zahrnuje veškerý fytoplankton včetně koloniálních sinic, které nespádají do potravního spektra filtrujícího velkého zooplanktonu. Paradoxně tak ve vývoji hodnot chlorofylu *a* nedošlo od roku 2009 k poklesu hodnot. Je tedy zřejmé, že vysoký obsah živin je hlavním faktorem, který limituje možnost maximálního efektivního využití potenciálu biomanipulačních zásahů na nádrži Hamry.

Data o taxonomickém složení biomasy fytoplanktonu v letech 2008-2012 dostatečně nevysvětlují, která složka fytoplanktonu způsobila zvýšení hodnot chlorofylu *a*. Jednotlivé skupiny fytoplanktonu nevykazují jednoznačný trend během sledovaného období. V roce 2010 a 2011 se v biomase významněji projeví zástupci Chrysophyceae a Cyanophyceae. Při hodnocení sezónního aspektu v letech 2004 až 2012 je patrný postupný nárůst biomasy fytoplanktonu především v podzimních vzorcích. V jarních a letních vzorcích není nárůst biomasy fytoplanktonu tak patrný.

Závěr

Bylo prokázáno, že v nádrži charakteru vodárenské nádrže Hamry je reálné provádět efektivní biomanipulační odlovy planktonožravých kaprovitých ryb. Během čtyř let se podařilo intenzivními odlovy snížit biomasu cejna velkého na hodnoty okolo 20 $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$.

Vysazování štiky a candáta se ukázalo jako méně vhodné, a to z důvodu jejich vysoké atraktivity pro ilegální rybolov. Bolen se ukazuje jako vhodnější druh pro vodárenské nádrže. Dálkové sledování (telemetrie) v rámci této studie prokázalo velkou pohybovou aktivitu bolenů a jejich větší akční radius než ostatních dravců. Bolen není rybářsky atraktivním druhem a není ani v zájmu pytláků. Přestože malou část potravy bolenů tvoří i jiné složky než kaprovité ryby, celkově se jeví jako vhodnější druh s potenciálem vytvořit silnou populaci v nádrži.

Snížená biomasa kaprovitých ryb umožnila výrazný vzestup početnosti a biomasy velkých druhů filtrujícího zooplanktonu.

Dynamika fytoplanktonu během prvních čtyř let řešení projektu se však ukázala být více závislá na koncentraci živin (fosfor) než na početnosti filtrujícího zooplanktonu.

Poděkování

Studie vznikla ve spolupráci a za finanční podpory podniku Povodí Labe, s.p. Autoři jsou vděční Ing. Kvapilovi, řediteli závodu Pardubice, za podporu projektu. Za technickou pomoc v terénu děkujeme mnoha kolegům z ÚBO AV ČR a Povodí Labe, s.p. a speciálně hráznému p. Janáčkově za významnou technickou výpomoc.

Literatura

- [1] HRBÁČEK, J., DVOŘÁKOVÁ, M., KOŘÍNEK, V., PROCHÁZKOVÁ, L. *Demonstration of the effect of the fish stock on the species composition of zooplankton and intensity of metabolism of the whole plankton association*. Verhandlungen Internationale Vereinigung theoretisch Angewandte Limnologie, 1961, roč. 14, s. 192-195.
- [2] KUBEČKA, J., SEĎA, J., MATĚNA, J., VYHNÁLEK, V., HEJZLAR, J. *Účelové rybářské hospodaření na vodárenských nádržích – bilance 18ti let*. Vodní hospodářství, 1995, roč. 45, s. 374-376.

VÝVOJ PLŮDKOVÉHO SPOLEČENSTVA RYB BRNĚNSKÉ PŘEHRADY V LETECH 2007-2013

Michal Janáč, Zdenka Valová, Pavel Jurajda

Ústav biologie obratlovců AV ČR, v.v.i., Květná 8, 603 65 Brno, tel. 543422523, janac@ivb.cz

Abstrakt

Ačkoliv Brněnská přehrada patří k nejvýznamnějším vodním plochám v regionu, až donedávna na ní nebyl proveden žádný ichtyologický průzkum. V letech 2007-2013 zde proto byl proveden monitoring litorálního společenstva plůdku pro podchycení reakcí na realizovaná opatření ke zlepšení kvality vody. V roce 2007 (před prováděnými opatřeními) dominovali ve společenstvu plůdku plotice a cejn (v přítokové části) a okoun (v jezerní části). V letech 2008 (zahájení biomanipulačních odlovů) a 2009 (extrémní snížení hladiny) došlo k výraznému poklesu početnosti veškerého rybiho plůdku. V sezóně 2009 se v korytě toku na dně spuštěné nádrže výrazněji prosadil plůdek říčních druhů (jelec tloušť, hrouzek obecný a ostroretka stěhovavá), zatímco v jezerní zakalené části dominoval plůdek ježdíka. Po opětovném napuštění nádrže se od roku 2010 začal v plůdkovém společenstvu opět zvyšovat podíl plotice, avšak plůdek cejna a okouna zůstává minimální i v roce 2013. Z kaprovitých ryb, z hlediska kvality vody v nádrži nežádoucích, tak přirozená reprodukce má největší význam u plotice obecné a oukleje obecné. Úspěšnost přirozené reprodukce dravých druhů ryb pro biomanipulační efekt je minimální.

Klíčová slova: reprodukce ryb; biomanipulace; Brněnská přehrada.

Abstract

Despite being one of the most important waterbodies in South Moravia, there has been no full ichthyological survey at Brno reservoir. In this study, we monitored the littoral fish assemblage between 2007 and 2013 to document impacts of biomanipulation on water quality. In 2007, one year before biomanipulation started, roach and bream dominated the upper riverine stretch of the reservoir, and perch the lower reservoir body. In 2008 (start of biomanipulation) and 2009 (decrease in water level), 0+ fish abundance decreased dramatically. In 2009, the upper stretch, now a true river, was dominated by riverine species fry, while 0+ ruffe dominated in the turbid reservoir. Following refilling (2010-2013), 0+ roach gradually increased in abundance, though 0+ bream and perch numbers remained low. Of the cyprinids affecting water quality, natural reproduction was significant in bleak and roach only. Predator natural reproduction was minimal and unlikely to affect biomanipulation.

Key words: fish reproduction; biomanipulation; Brno Reservoir.

Úvod

Většina českých vodních nádrží je víceúčelová a jejich výstavba probíhala převážně v minulém století. Jejich základní funkcí je zpravidla akumulace vody, eliminace povodňových průtoků, produkce el. energie

a rekreační využití. Převážná část nádrží se v dnešní době potýká s problémem nadměrného přísunu živin (zejména fosforu), tzv. eutrofizací, která vede k nežádoucím změnám ve struktuře a funkci těchto vodních ekosystémů. Masový rozvoj vodního květu sinic je v dnešní době celosvětovým problémem na jehož řešení neexistuje univerzální metoda. Existuje však celá řada opatření a kombinace vhodných metod, jejichž cílem je podpořit navrácení přirozené rovnováhy do ekosystému těchto přehrad.

Jednou z nádrží, kterých se tento problém dotýká, je i Brněnská přehrada - důležitá vodní nádrž v blízkosti Brna vystavěná v roce 1940. Již od padesátých let zde tvořily sinice hlavní složku fytoplanktonu. Jejich množství ale nebylo tak značné, jako je tomu v posledních cca 20 letech, kdy pravidelně v letních měsících dochází k jejich masovému rozvoji. Přispělo k tomu zejména velmi intenzivní znečištění živinami ve 2. polovině 80. let [1].

V souvislosti s eutrofizací jsou ryby často označovány za jednu z možných jejich příčin. Benthické druhy ryb jako kapr obecný a cejn velký rozrývají při hledání potravy dno, uvolňují tak částice usazeného sedimentu do vodního sloupce a podporují tak růst sinic [2]. Planktonofágní druhy ryb jako cejn velký, cejnek malý, plotice obecná nebo ouklej obecná požírají a tím redukuje filtrující zooplankton, který se podílí na redukci nežádoucího fytoplanktonu.

Realizace speciálních opatření na obnovu Brněnské nádrže s cílem zlepšení kvality vody a nastolení nevhodných podmínek pro přežití sinic byla zahájena v roce 2009. Balíček opatření zahrnoval vápnění, extrémní snížení hladiny vody, odstranění obnažených sedimentů, aeraci a biomanipulaci rybí obsádkou (více [3]).

Biomanipulace rybí obsádkou na Brněnské přehradě se týkala eliminace planktonofágních druhů ryb jejich odlovy a dále zvýšením vysazováním dravých druhů ryb. Odlovy ryb elektrickým agregátem byly provedeny podnikem Povodí Moravy, s.p. v letech 2008-2012. Celkem bylo odloveno zhruba 11 tun ryb (zejména cejna, dále pak plotice a cejnka).

Přestože je Brněnská přehrada důležitým vodním dílem jiho-moravského regionu, až v roce 2012 zde byla realizována první komplexnější ichtyologická studie. Z období před opatřeními bohužel máme k dispozici pouze data z pravidelného monitoringu litorálního společenstva plůdku, a to od roku 2007, jehož cílem bylo podchytit změny plůdkového společenstva v období před a během realizace opatření na zlepšení kvality vody.

Materiál a metody

Vodní nádrž Brno (49°14'18"N, 16°30'29"E) byla vybudována v roce 1940 na 56. ř. km řeky Svratky. Její hráz je vysoká 23,5 m a koruna dosahuje nadmořské výšky 233,72 m n. m. Zásobní prostor činí 10,800 mil. m³ a průměrný roční průtok 8,263 m³.s⁻¹ [4].

Dříve sloužila jako zdroj pitné vody pro Brno. V dnešní době zejména snižuje povodňové průtoky a zajišťuje minimální průtokové stavy v Brně a pod Brnem. Nezanedbatelný význam má také výroba el. energie ve špičkové vodní elektrárně a rekreační využití v podobě rybářství, vodních sportů a lodní dopravy.

Plůdek ryb byl v Brněnské nádrži sledován v letech 2007-2013. Odlovy probíhaly vždy v červenci pomocí zátažové sítě (délka 5 m, velikost ok 1 mm) na dostupných místech po celém obvodu nádrže. V roce 2009, kdy byla hladina vody extrémně snížena a jezerní prostředí většiny nádrže se změnilo na prostředí říční, byl k odlovům použit bateriový elektrický agregát (fa. Bednář, Olomouc). Výsledky obou lovných metod jsou pro srovnání přepočítána na jednotku lovného úsilí (CPUE - množství ryb na 1m prolovené břehové linie).

Výsledky a diskuse

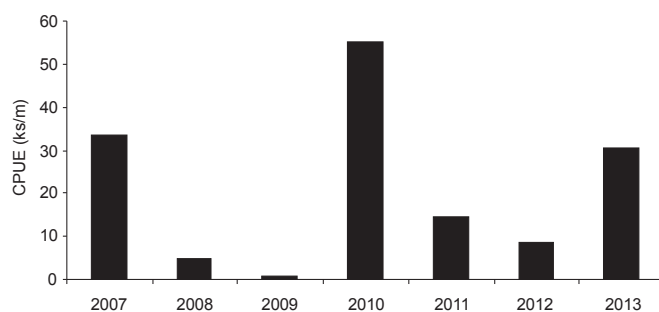
V letech 2007-2013 jsme na Brněnské přehradě zaznamenali plůdek 18 druhů ryb a jednoho mezidruhového hybrida (plotice x cejn) (Tabulka 1).

V roce 2007, před realizací opatření na Brněnské přehradě, byla zaznamenána hustota plůdku 33,62 ks/m břehové linie. V letech 2008 (zahájeny biomanipulační odlovy) a 2009 (extrémně snížena hladina vody) početnost plůdku významně poklesla (až na 0,77 ks/m v roce 2009). Od roku 2010 začíná hustota plůdku opět pozvolna stoupat (Obr. 1). Vysoká hustota plůdku v roce 2010 je však dána velkým množstvím zaznamenaného jelce tlouště a v roce 2013 vyšším množstvím oukleje. U obou druhů se jednalo o opožděný dávkový výtěr a jejich plůdek byl v mladším stupni vývoje, menší a tedy i početnější než plůdek ostatních druhů.

V letech 2007 a 2008 (před prováděnými opatřeními) převládali v plůdku přítokové části Brněnské nádrže plotice a cejn. V roce 2009 se v korytě toku na dně spuštěné nádrže výrazněji prosadil plůdek říčních druhů ryb (jelec tloušť, hrouzek obecný a ostroretka stěhovavá). Po opětovném napuštění nádrže v roce 2010 dominoval v plůdku v přítokové části nádrže ještě jelec tloušť, ale od roku 2011 se začíná postupně zvyšovat početnost

plůdku plotice (Obr. 2). Početnost plůdku cejna však zůstává až do roku 2013 minimální (Obr. 2).

V litorálu jezerní části Brněnské nádrže dominoval před prováděnými opatřeními plůdek okouna. V roce 2009 se v zakalené jezerní části nádrže téměř žádný plůdek ryb nevyskytoval a malé množství plůdku zde bylo zaznamenáno i v letech 2011 a 2012. V roce 2010 byl v této části nádrže zaznamenán zvýšený výskyt plotice a v roce 2013 oukleje. Početnost plůdku okouna zůstává v této části přehrady minimální i v roce 2013 (Obr. 2).



Obrázek 1. Celková početnost plůdkových společenstev na Brněnské přehradě v letech 2007-2013.

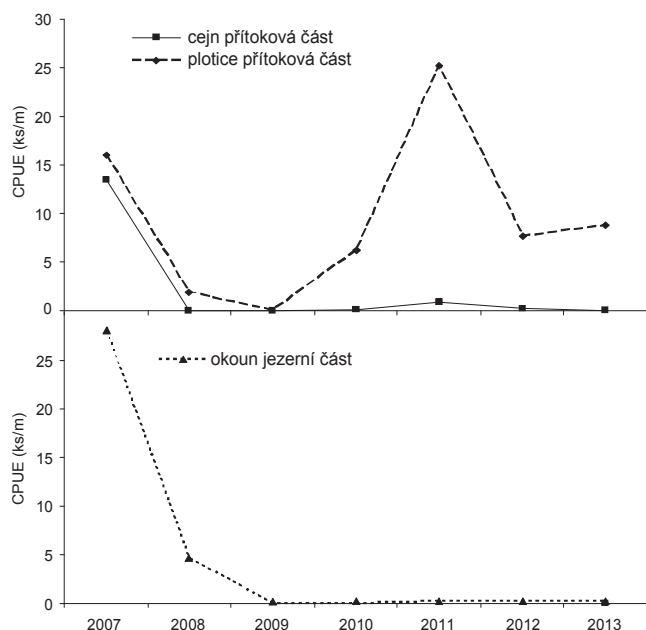
Závěr

Ze souboru provedených opatření se na výsledku reprodukce ryb Brněnské nádrže nejvíce projevilo snížení hladiny v roce 2009. V této době se vytvořilo říční prostředí na více než dvou třetinách dna nádrže. Plůdek ryb byl v tomto období redukován na minimum.

Evidentní byl v této době také výrazný zákal vody způsobený postupným odplavováním sedimentů z obnaženého dna a vířením sedimentů rybami koncentrovanými v redukovaném (zachovaném) objemu vody v jezerní části. Zákal vody zredukoval početnost plůdku okouna v jezerní části nádrže na minimum a k obnově jeho vysoké početnosti jako v době před vypuštěním doposud nedošlo.

Tabulka 1. Přehled všech druhů rybiho plůdku zaznamenaných na Brněnské přehradě v letech 2007-2013.

český název	vědecký název	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
plotice obecná	<i>Rutilus rutilus</i>	+	+	+	+	+	+	+
jelec proudník	<i>Leuciscus leuciscus</i>		+	+	+			
jelec tloušť	<i>Squalius cephalus</i>	+	+	+	+	+	+	+
jelec jesen	<i>Leuciscus idus</i>	+			+			
perlín ostrobřichý	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	+	+		+	+	+	+
bolan dravý	<i>Aspius aspius</i>	+	+	+	+	+		+
ostroretka stěhovavá	<i>Chondrostoma nasus</i>	+	+	+	+		+	
hrouzek obecný	<i>Gobio gobio</i>	+		+				
střevlička východní	<i>Pseudorasbora parva</i>						+	
parma obecná	<i>Barbus barbus</i>			+	+			
ouklej obecná	<i>Alburnus alburnus</i>	+	+	+	+	+	+	+
ouklejka pruhovaná	<i>Alburnoides bipunctatus</i>			+				
cejnek malý	<i>Abramis bjoerkna</i>	+	+		+			+
cejn velký	<i>Abramis brama</i>	+		+	+	+	+	+
karas stříbřitý	<i>Carassius auratus</i>				+			
okoun říční	<i>Perca fluviatilis</i>	+	+	+	+	+	+	+
candát obecný	<i>Sander lucioperca</i>	+		+		+	+	+
ježdík obecný	<i>Gymnocephalus cernus</i>	+	+	+		+	+	+
druhů celkem		13	10	13	13	9	10	10



Obrázek 2. Změny početnosti cejna a plotice v přítokové části a okouna v jezerní části v plůdkovém společenstvu Brněnské přehrady v letech 2007-2013.

Odlovy generačních cejnů (z hlediska kvality vody nežádoucího druhu) se pozitivně projeví na snížení úspěšnosti jeho reprodukce. Jeho početnost v plůdkovém společenstvu zůstává až do roku 2013 minimální.

Dravé druhy ryb se v Brněnské nádrži významně nerozmnožují a tvoří v plůdkovém společenstvu jen minimální podíl. Přirozené populace dravců tedy v žádném případě nemají šanci nějakým způsobem snížit početnost kaprovitých ryb.

Je zřejmé, že kvalita vody před zahájením opatření neměla významnější negativní vliv na rybí společenstvo a rybářské využití nádrže na rozdíl od jejího rekreačního potenciálu. Současná kvalita vody rybímu společenstvu vyhovuje a jeho vývoj budeme dále sledovat.

Poděkování

Tato studie byla realizována s finanční podporou projektu ECIP P505/12/G112 „European Centre of Ichthyoparasitology“ a podniku Povodí Moravy s.p. Autoři děkují všem kolegům, kteří se účastnili terénních prací, představitelům MO MRS Brno 2 (V. Rapouch, L. Peterka) za asistenci v terénu a vedení MRS za možnost uskutečnit tuto studii na jejich obhospodařovaném revíru.

Literatura

- [1] MARŠÁLEK, B., MARVAN, P., KERŠNER, V. *Analýza trendů masového rozvoje fytoplanktonu Brněnské přehrady*. Flos Aquae Team, 2001, Brno.
- [2] ADÁMEK, Z., MARŠÁLEK, B. *Bioturbation of sediments by benthic macroinvertebrates and fish and its implication for pond ecosystems: a review*. Aquaculture International, 2013, roč. 21, č. 3, s. 1-17. DOI: 10.1007/s10499-012-9527-3
- [3] MORONGA, J., SLÁDEK, R., PALČÍK, J. *Realizace opatření na brněnské údolní nádrži*. Vodní nádrže 26.-27. září 2012, Brno, s. 109-112.
- [4] MATĚJÍČEK, J. *Hospodaření s vodou v povodí*. Povodí Moravy, a. s., 1996, Brno, 176s.

VÝVOJ BIOMASY FYTOPLANKTONU BRNĚNSKÉ ÚDOLNÍ NÁDRŽE V LETECH 2004-2013

Rodan Geriš¹, Dušan Kosour²

¹Povodí Moravy, s. p., Dřevařská 11, 601 75 Brno, tel.: 541 637 326, geris@pmo.cz

²Povodí Moravy, s. p., Dřevařská 11, 601 75 Brno, tel.: 541 637 312, kosour@pmo.cz

Abstrakt

Pomocí hodnot biomasy fytoplanktonu a dalších parametrů bylo provedeno zhodnocení vývoje jakosti vody v Brněnské údolní nádrži (dále jen VN Brno) za posledních 10 let. Dále bylo provedeno porovnání s vývojem jakosti na obdobných nádržích ze západní části povodí Moravy. Diskutovány jsou výrazné rozdíly ve složení fytoplanktonu v období 2004-2009 a 2010-2013.

Klíčová slova: VN Brno; biomasa fytoplanktonu; sinice; *Microcystis*.

Abstract

A development of water quality in Brno reservoir in the last 10 years was evaluated with phytoplankton biomass values and other water quality parameters. Furthermore, the development was compared with the water quality in similar reservoirs of the western Morava. Significant differences in the structure of phytoplankton in periods 2004-2009 and 2010-2013 are discussed.

Keywords: Brno reservoir; phytoplankton biomass; cyanobacteria; *Microcystis*.

Úvod

Zhodnocení kvalitativního a kvantitativního vývoje biomasy fytoplanktonu je důležitým předpokladem pro pochopení biologických i chemických procesů, jako je např. rozvoj vegetačního zákalu i sinicového vodního květu, výskyt toxinů i organoleptických závad vody nebo výskyt kyslíkových deficitů v hypolimnionu. U VN Brno navíc vystupuje význam biomasy jako zřejmě nejceněnějšího nástroje pro zhodnocení výsledků všech opatření pro zlepšení kvality vody prováděných v posledních letech. V roce 2009 došlo k masivnímu snížení hladiny, při kterém došlo k výraznému promytí nádrže a odnosu jejích sedimentů z horní části a následné překrytí sedimentů v části dolní. Od roku 2010 pak bylo na přítoku do nádrže zavedeno sezónní srážení rozpuštěného fosforu síranem železitým a promíchávání vodního sloupce v dolní části nádrže turbínovými věžemi

[1]. Vlivem roku 2009 a cílenými zásahy v letech 2010 až 2013 došlo rovněž ke změnám ve struktuře rybí obsádky nádrže [2].

Po zhodnocení období před a po zahájení nápravných opatření jsme vývoj fytoplanktonu v brněnské nádrži srovnali se složením biomasy v dalších třech významných údolních nádržích v povodí Moravy, ve kterých v minulosti pravidelně docházelo k rozvoji sinic, zvláště problematického rodu *Microcystis*.

Metodika

Biomasa fytoplanktonu byla počítána pomocí programu FYTO-HBU. U brněnské nádrže byly od roku 2008 hlavní dominanty proměřovány. Do roku 2008 byly použity počty buněk z provozního monitoringu státního podniku Povodí Moravy, kterým byla přiřazena střední hodnota rozměrů pro každý determinovaný taxon uvedený ve zmíněném programu. Ostatní uváděné nádrže byly vyhodnoceny přiřazením středních hodnot rozměrů za období 2004-2012, rok 2013 u nich v této práci hodnocen není. Buňky řas a sinic byly počítány na inverzním mikroskopu Leica DM – IL, případně determinovány na mikroskopu Olympus BX 60 za použití dostupné literatury [3-8]. Chlorofyl *a* byl stanovován extrakcí do ethanolu dle ČSN ISO 10260. Koncentrace celkového fosforu byla zjišťována podle hmotnostní spektrofotometrie s indukčně vázaným plazmatem.

Všechny biologické i chemické analýzy, jejichž výsledky zde byly použity, byly získány ze čtyřmetrové směšné vrstvy epilimnionu odebrané z reprezentativního nejhlubšího místa naproti hrázi. V případě celkového a rozpuštěného reaktivního fosforu je hodnocena i kvalita přítoku do nádrže. Pro lepší srovnávání velkého množství dat jsme použili pouze hodnoty biomasy fytoplanktonu z druhé poloviny vegetační sezony, kdy také většinou dochází k maximálnímu rozvoji fytoplanktonu a hlavně k rozvoji sinicového vodního květu.

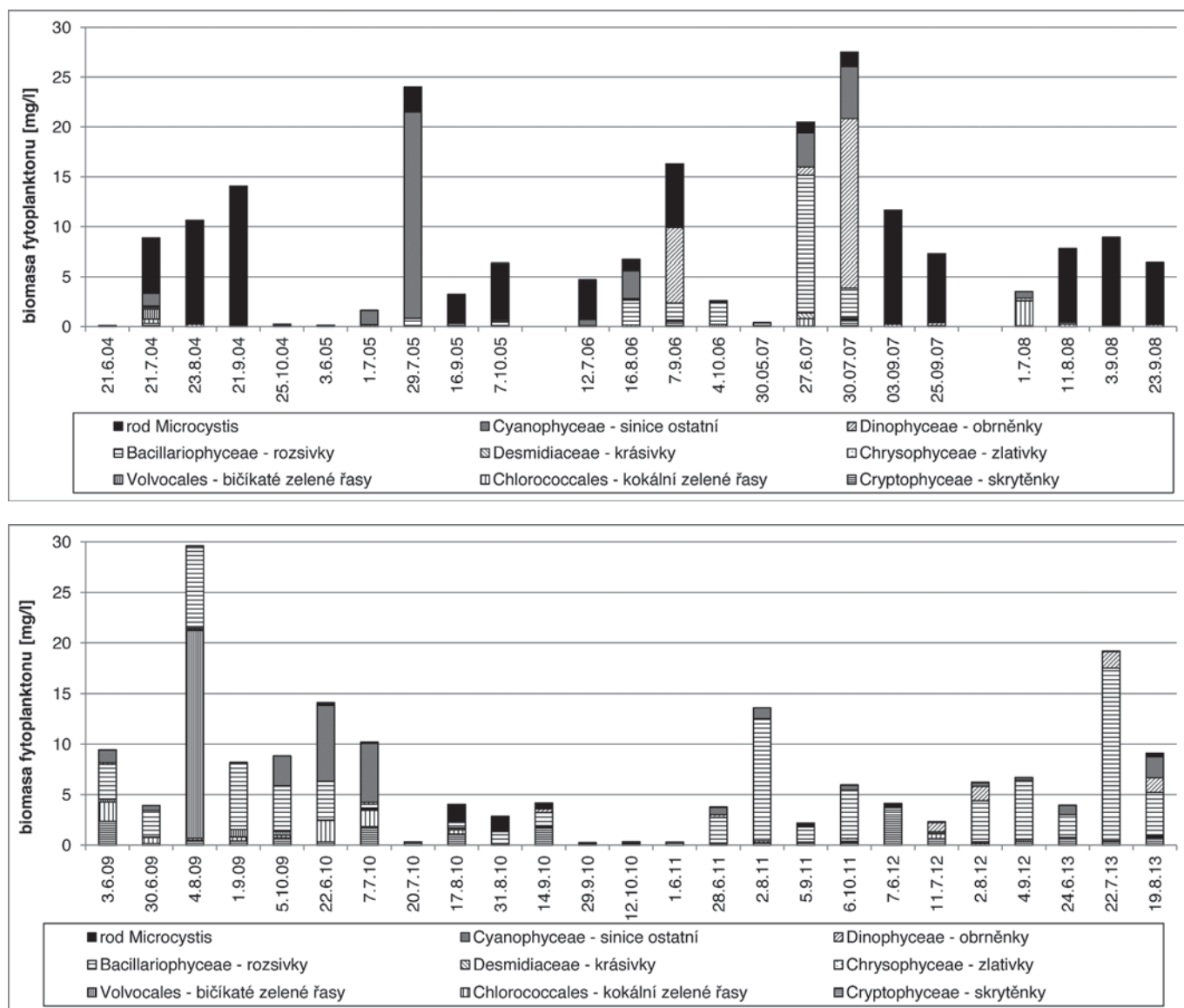
Pro srovnání s brněnskou nádrží byly vybrány tyto přehrady:

1. Vír – nejhlubší vodárenská nádrž v povodí Moravy, která dříve trpěla vodními květy sinic *Microcystis aeruginosa*, *Aphanizomenon flos aquae* a různými druhy rodu *Anabaena*.

2. Mostišť – nádrž s nejvyšším počtem rybníků ve svém povodí v celé ČR. Pravidelný výskyt intenzivních vodních květů, tvořených sinicí *Microcystis aeruginosa*.

Tabulka 1. Technické charakteristiky porovnávaných nádrží.

Parametr/nádrž	Brno	Vír I	Mostiště	Boskovice
Kóta hladiny m n. m.	230	470,9	477,3	407
Celkový objem v mil m ³	21 000	56 193	11 937	7 343
Plocha povodí v km ²	1 586,23	410,5	222,80	57,65
Prům. roční průtok v m ³ s ⁻¹	8,263	3,60	1,425	0,331
Doba zdržení ve dnech	29,4	127,5	97	256,8
Maximální hloubka v metrech	16	62	26	33



Graf 1. Biomasa fytoplanktonu v profilu u hráze VN Brno v letech 2004-2013 v měsících červen až říjen (rok 2013 zpracován pouze do srpna).

3. Boskovice – nádrž s dobrými parametry, u které docházelo k projevům eutrofizace díky nevhodnému odkanalizování povodí. Před rokem 2010 zde byl několikrát zaznamenán masový výskyt zvláštní, bílé, vatovité formy sinice *Microcystis aeruginosa*.

Výsledky

Biomasa fytoplanktonu VN Brno

V roce 2004 došlo k rozvoji silného vodního květu, tvořeného sinicemi rodu *Microcystis*. Nejvyšší biomasa byla v září, kdy se poměrně vyváženě pomnožily druhy *Microcystis aeruginosa*, *M. viridis* a *M. wessenbergii*.

V roce 2005 byla koncem července zjištěna vůbec nejvyšší biomasa sinic v celém sledovaném období 2004–2013. Způsobila ho vláknitá sinice *Aphanizomenon flos aquae*, schopná vázat vzdušný dusík. Po zbytek vegetační sezony dominovala při výrazně nižší biomase sinice *Microcystis wessenbergii*.

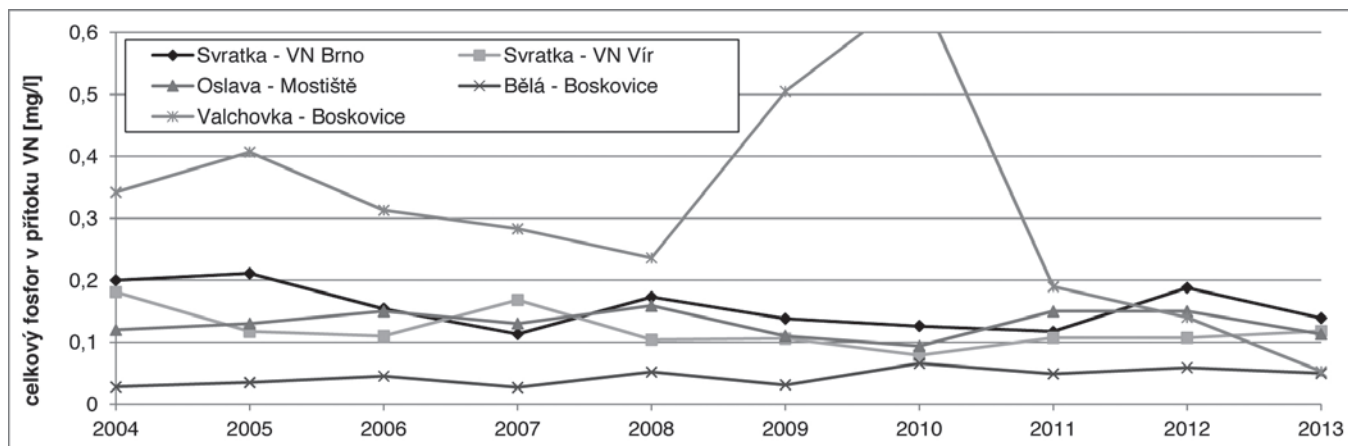
V roce 2006 dominovaly fytoplanktonu vegetační sezony smíšená společenstva sinic, rozsivek a obrněnek. Nejvyšší biomasu na počátku září tvořilo společenstvo funkční skupiny Lo, utvářené převážně obrněnkou *Ceratium furcoides* a rodem *Microcystis*.

Toto smíšené společenstvo tvořilo maximum rozvoje fytoplanktonu také koncem července 2007; následováno bylo v září pravým vodním květem druhu *M. wessenbergii*.

Rok 2008 byl od počátku srpna charakterizován typickým středně silným vodním květem druhů *Microcystis aeruginosa* a *M. ichthyoblabe*.

Rok 2009 není možno použít k jakémukoliv srovnání s jinými sezónami na VN Brno i stavem na jiných nádržích v tomto roce. Díky razantnímu snížení hladiny prakticky přestala údolní přehrada existovat a změnila se ve velkou silně zpomalenou řeku, případně v nádrž s extrémně krátkou dobou zdržení. V takovém ekosystému je masový rozvoj sinic vodního květu prakticky vyloučen. Současně byla naměřena nejvyšší celková biomasa za celé sledované období, což bylo výsledkem silného pomnožení invazivní bičíkaté řasy *Pleodorina californica*, preferující právě průtočné nádrže a pomalé toky bohaté na živiny a organické látky. Mimo tento výjimečný vegetační zákal byly hlavní dominantou fytoplanktonu v roce 2009 centrické rozsivky, například druh *Cyclotella meniscus*.

Rok 2010 byl charakterizován silným rozvojem vláknitých sinic *Planktothrix agardhii* a *Pseudanabaena limnetica*, které tvoří vodní květ a preferují promíchaný vodní sloupec boha-



Graf 2. Průměrné roční koncentrace celkového fosforu na přítoku do nádrží v letech 2004–2013 (rok 2013 zpracován pouze do září).

tý na živiny. Po celou vegetační sezonu 2010 byla biomasa pod hodnotou 5mg/l a tvořila ji směsná společenstva skrytěnek, rozsivek a vláknitých sinic. Tato vegetační sezóna byla nejlepši v celém sledovaném období.

V dalším úspěšném roce 2011 ovládly biomasu, která se oproti roku 2010 výrazně zvýšila, rozsivky, a to po celou dobu vegetační sezóny, kdy se střídaly druhy *Fragilaria crotonensis* a *Asterionella formosa*. V první polovině vegetační sezóny 2012 tvořily většinu biomasy skrytěnky, ve druhé rozsivky *Aulacoseira ambigua* a *Fragilaria crotonensis*.

V červnu roku 2013 se objevil vegetační zákal sinice *Planktothrix agardhii*, který byl minimálně do srpna následován dominancí rozsivky *Fragilaria crotonensis*.

Biomasa fytoplanktonu vodních nádrží Vír, Mostiště a Boskovice

V nádrži **Vír** se běžně vyskytoval v letních měsících intenzivní sinicový vodní květ již před rokem 2004, ve kterém ve vegetační sezóně dominovala rozsivka *Fragilaria crotonensis*. V roce 2005 se silně rozvinul vodní květ, tvořený vláknitými sinicemi rodu *Anabaena*, vytvářející na hladině nezvyklé deskovité struktury. Sinice dále dominovaly fytoplanktonu v letech 2006, 2008, 2009 a 2010, nejsilnější vodní květ, tvořený sinicí *Microcystis aeruginosa*, byl zaznamenán v roce 2008. V roce 2011 se prosadily rozsivky *Fragilaria crotonensis* a v roce 2012 velmi silně krásivka *Staurastrum manfeldtii*. Masový rozvoj sinic jsme v nádrži nezaznamenali od roku 2009.

V eutrofní nádrži **Mostiště** v roce 2004 dominovaly krásivky

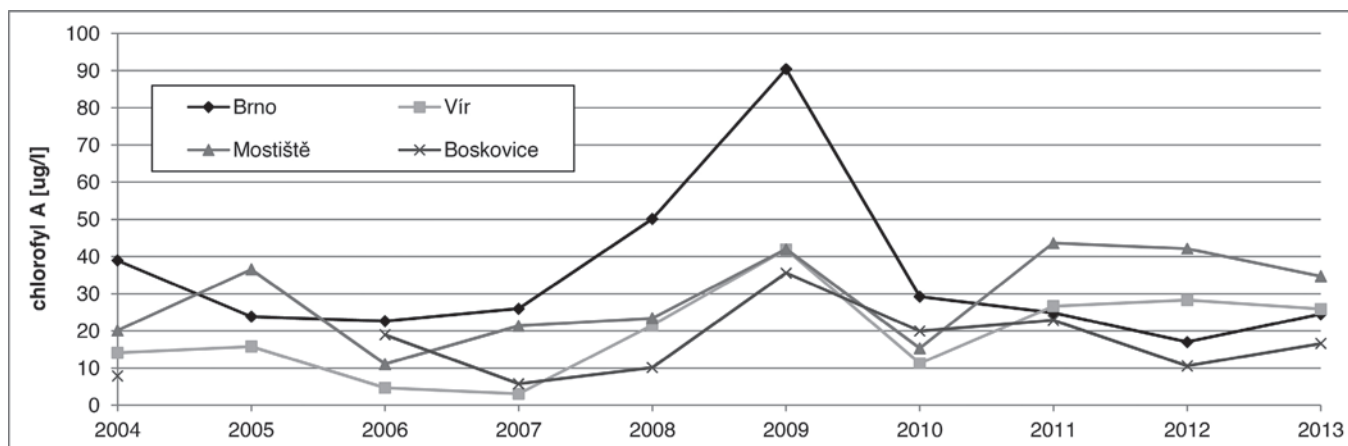
rodu *Staurastrum*, v letech 2005, 2006, 2007 a 2008 ovládly biomasu fytoplanktonu sinice, především druh *Microcystis aeruginosa*. Od roku 2009 se sinicím ani jednou nepodařilo stát se určující složkou fytoplanktonu. Vysokou biomasu v létě vytvářely především krásivky *Staurastrum manfeldtii* a *S. mes司空meri*. Výjimkou byl pouze rok 2010, kdy při koncentraci biomasy a chlorofylu α odpovídající mezotrofii převažovaly společenstva rozsivek a sinic.

Období 2004–2008 je u přehrady **Boskovice** charakterizováno velmi dobrou biologickou kvalitou vody odpovídající hranici mezotrofie a oligotrofie. V roce 2009 se v srpnu a v září prosadil masový květ druhu *Microcystis aeruginosa*, odpovídající silné eutrofii, častější před rokem 2004. Od roku 2010 je v průměru vyšší biomasa fytoplanktonu v letním období tvořena pestrými společenstvy sinic, rozsivek, obrněnek, skrytěnek a zelených kokálních řas, rod *Microcystis* se již neprosadil.

Další parametry

Jako podpůrné parametry pro posouzení vývoje nádrží byly zvoleny koncentrace celkového fosforu na přítocích a koncentrace chlorofylu α ve směsném vzorku epilimnionu o až 4 m ve vertikále u hráze.

V grafu č. 3 lze pozorovat dlouhodobě ustálené hodnoty fosforu na hlavních přítocích do nádrží. Výjimkou je vedlejší přítok VN Boskovice (potok Valchovka), který byl více než dvě desetiletí znečišťován nekvalitním a nikdy nezkolaudovaným přívadem odpadních vod, naštěstí nedávno zrekonstruovaným. Je



Graf 3. Průměrné koncentrace chlorofylu α za období červen–říjen v letech 2004–2013 (rok 2013 zpracován pouze do září).

charakteristické pro celé povodí Moravy, že v posledních letech se (až na výjimky) koncentrace celkového fosforu v tocích již nesnižuje a meziroční výkyvy jsou dány převážně vodností dané hydrologické sezóny. Všimnout si toho můžeme např. u Svratky na přítoku do VN Brno v roce 2010, který byl srážkově bohatý, a v roce 2012, který byl naopak velmi suchý.

Nádrže Mostiště, Vír a Brno jsou zatíženy fosforem obdobně. Výjimkou je zde nádrž Boskovice, která disponuje kvalitním hlavním přítokem, říčkou Bělou. Nádrž však byla poškozována zmíněným vedlejším přítokem.

V grafu č. 4 je opět patrné zvýšení oživení nádrží v roce 2009, na VN Brno to však bylo způsobeno zejména výše uvedeným extrémním odpuštěním. I u chlorofylu *a* se dá říci, že není na těchto nádržích patrný žádný jednoznačný trend. U nádrží Vír a Mostiště bylo v posledních 3 sezónách zachyceno zvýšení oproti rokům 2005–2008, u VN Brno jsou v tomto ukazateli velmi podobná období 2005–2007 a 2011–2013.

Diskuse

Podle složení biomasy je možno sledované období 2004–2013 rozdělit u brněnské nádrže na tři části:

1. Období 2004–2008, kdy v průběhu vrcholu vegetační sezóny pravidelně dochází k rozvoji sinicového, často masového vodního květu a výrazné dominanci sinic rodu *Microcystis*.

2. Rok 2009 – díky silnému snížení hladiny údolní nádrž prakticky neexistovala a tento rok je proto pro srovnání nepoužitelný.

3. Období 2010–2013 – slabé populace sinic jsou pouze akcesorickou částí biomasy fytoplanktonu, které dominují hlavně rozsivky a obrněnky.

Při srovnávaných přehrad Vír, Mostiště a Boskovice je možno rozlišit dvě období:

1. Období 2004–2009, kdy v létě dochází k silnému pomnožení sinic, může se masově vyskytovat rod *Microcystis*, případně přímo druh *Microcystis aeruginosa*.

2. Období 2010–2012, kdy v letní biomase jednoznačně převažují různé rozsivky, krásivky a obrněnky a sinice se vyskytují pouze jako doplněk.

Jako indikační organismus, který se po zásahu začal v brněnské nádrži nově více prosazovat a který preferuje slabší eutrofii, je možno uvést rozsivku *Asterionella formosa*.

Promíchávání vodního sloupce by mohlo ovlivnit po většinu vegetační sezóny v letech 2010–2013 výskyt planktonních vláknitých sinic, závislých na turbidním prostředí, nikoliv však

zřejmou dominanci rozsivky *Fragilaria crotonensis*. Tyto řasy upřednostňují dobře vyvinutý epilimnion a v letním období se běžně vyskytuje i v jiných eutrofních nádržích se stabilní stratifikací (např. na VN Vír).

Příznivý vývoj v nádržích Vír, Mostiště a Boskovice mohl být dán odtokovými poměry v západní části povodí Moravy (velmi nízké srážky v letním období), které působily také na povodí brněnské nádrže a mohly se spolu se zásahy podílet na současném složení biomasy fytoplanktonu.

Vývoj na posuzovaných nádržích nebyl pravděpodobně ovlivněn zásadní změnou v přísunu fosforu do nádrže, neboť koncentrace zachycené na hlavních přítocích nevykazují žádný zřejmý trend.

Závěr

Poslední čtyři roky (2010–2013) se ve VN Brno v letním období prakticky nevytvářel masový sinicový vodní květ. Sinice byly nahrazeny společenstvy rozsivek a obrněnek. Na příznivé situaci se pravděpodobně podílely technické zásahy na nádrži a jejím přítoku včetně extrémního snížení hladiny v roce 2009. Důležitá však byla také specifická hydrologická situace v západní části povodí Moravy v uvedených letech, jak to naznačuje vývoj fytoplanktonu na VN Vír, Mostiště a Boskovice. Tyto nádrže rovněž dříve trpěly intenzivním sinicovým vodním květem, kdežto v letech 2010–2012 zde byly sinice silně potlačeny řasami.

Literatura

- [1] MORONGA, J., SLÁDEK, R. a PALČÍK, J. *Realizace opatření na Brněnské údolní nádrži*. In: Kosour D. (ed.): *Vodní nádrže 2012*, 26.–27.9.2012, Brno.
- [2] JANÁČ, M., VALOVÁ, Z. a JURAJDA, P. *Vývoj plůdkového společenstva ryb Brněnské přehrady v letech 2007–2013*. In: Kosour, D. (ed.): *Vodní nádrže 2013*, 25.–26.9.2013, Brno.
- [3] HAPPEY-WOOD, CH. M. Ecology of freshwater planktonic green algae, p.175 – 226, In: *Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton* (edited by Sandgren C.D.). Cambridge University Press, 1988.
- [4] HINDÁK, F. et kol. *Sladkovodné riasy*. Slovenské pedagogické nakladateľstvo, Bratislava, 1978.
- [5] Lenzenweger, R. *Desmidiaceenflora von Österreich*. Teil 1–4. Berlin. Stuttgart, 1997.
- [6] KALINA, T. *Systém a vývoj sinic a řas*. Karolinum, Praha, 1994.
- [7] REYNOLDS, C.S. *The ecology of freshwater phytoplankton* (Cambridge studies in ecology). Cambridge University Press, 1984.
- [8] SLÁDEČEK, V. & SLÁDEČKOVÁ, A. *Atlas vodních organismů se zřetelem na vodárenství, povrchové vody a čistírny odpadních vod*. Česká vědeckotechnická vodohospodářská společnost, Praha, 1996.

POSTEROVÁ SEKCE

DLOUHODOBÝ VÝPAR Z VOLNÉ VODNÍ HLADINY NA ÚZEMÍ ČR

Mojmír Kohut, Jaroslav Rožnovský, Filip Chuchma, Tereza Kniezková

¹Český hydrometeorologický ústav, pobočka Brno, Kroftova 43, 616 67 Brno,
tel. +420 541 421 031, mojmir.kohut@chmi.cz

Abstrakt

Výpar z volné vodní hladiny je jednou ze základních fází oběhu vody. Měření výparu z volné vodní hladiny je velmi obtížné, a proto je často jeho hodnota vypočítávána. Pro stanovení dlouhodobých hodnot evaporace jsme zvolili modifikovanou Penmanovu metodu. Vstupními údaji jsou průměrné denní hodnoty meteorologických prvků. Vlastní výpočty byly provedeny v denním intervalu zpracování pomocí agrometeorologického modelu AVISO (Agrometeorologická výpočetní a informační soustava), který je provozován brněnským pracovištěm Českého hydrometeorologického ústavu. Výpočet byl proveden pro období 1961–2010 podle technických řad základních meteorologických prvků 268 klimatologických stanic. Z dosažených výsledků vyplývá, že nejvyšší průměrné úhrny za rok i vegetační období jsou do nadmořské výšky 300 m n.m. (více než 600 mm). Jde o nejteplejší části našeho území. Nejnížší dlouhodobé hodnoty (kolem 400 mm) spadají do území s nadmořskou výškou 601–700 m n.m. V nejvýše položených oblastech jsou průměrné hodnoty poněkud vyšší díky vyšším rychlostem větru.

Klíčová slova: *evaporace; meteorologické prvky; AVISO.*

Abstract

Evaporation from a free water surface is one of the essential phases of the water cycle. Measurement of evaporation from a free water surface is very difficult, therefore its value is often calculated. We chose a modified Penman method to determinate the long-term value of evaporation. The input data are the average daily values of meteorological elements. Calculations were performed in the daily interval processing using agro-meteorological model AVISO, which is operated on the department of the Czech Hydrometeorological Institute in Brno. The calculation was made for the period 1961–2010 using the technical series of basic meteorological elements obtained from 268 climatological stations. The obtained results show that the highest average total for the year and growing season is located to the altitude 300 m asl with value of total more than 600 mm. They are the warmest parts of the country. The lowest long-term values of evaporation around 400 mm are located within the areas with an altitude 601–700 m asl. Somewhat higher average values of evaporation due to higher wind speeds are in the highest areas.

Keywords: *evaporation; meteorological element; AVISO.*

Úvod

Výpar obecně představuje základní výdejevou složku vodní bilance [9]. Dynamika výšky hladiny ve vodních nádržích je dána přítokem vody do nádrže a jejím vypouštěním daným manipulačním řádem. Přesto je znalost výparu potřebným údajem a jeho hodnoty též ovlivňují množství vody v nádrži [7,8].

Výpar z volné vodní hladiny (dále jen V_{VVH}) je z fyzikálního hlediska tím relativně nejjednodušším případem evaporačního procesu [3,4]. Jeho intenzita není při porovnání s výparem z ostatních vypařujících povrchů (holá půda, travní porost, rostlinný pokryv či zemědělské plodiny) limitována nedostatkem vody [1]. Úhrny výparu z vodní hladiny za určitou časovou jednotku (den, měsíc, rok, apod.) závisí především na stavu a variabilitě základních meteorologických prvků (teplota a vlhkost vzduchu, globální radiace či sluneční svit, rychlost větru, atd.) [10]. Lze též konstatovat, že hodnoty výparu z vodní hladiny jsou kvantitativně velmi blízké hodnotám potenciální evapotranspirace travního porostu či referenční evapotranspirace hypotetického povrchu dle metodiky FAO [2].

Měření výparu z vodní hladiny je na území ČR zajišťováno v síti meteorologických stanic Českého hydrometeorologického ústavu výparoměry o výparné ploše 3000 cm² zapuštěnými do země [5]. Tím je ovlivňován vlastní výpar z výparoměru a neodpovídá zcela výparu z volné vodní hladiny v nádržích. Pro V_{VVH} vodních nádrží je častěji než požití těchto dat volen výpočet V_{VVH} . Z mnoha výpočetních metod a postupů, které jsou dnes pro kvantifikaci tohoto bilančního prvku k dispozici v České republice a v zahraničí, má v praxi největší význam originální Penmanova metoda [11]. V modifikované podobě se stala základem celosvětově uznávané standardní metodiky FAO. Na Penmanově přístupu k řešení evaporační problematiky pro volnou vodní hladinu byla založena modifikovaná metoda výpočtu, jejíž algoritmus je součástí agrometeorologického výpočetního modelu AVISO (Agrometeorologická výpočetní a informační soustava), který je operativním a režimovým způsobem provozován na Českém hydrometeorologickém ústavu, pobočce Brno [6]. Zmíněný model byl aplikován pro doplnění dlouhodobých řad měřených denních úhrnů výparu z vodní hladiny.

Materiál a metody

Vstupními údaji pro výpočty byly následující základní meteorologické prvky (tzv. „penmanovské proměnné“):

- průměrná denní teplota vzduchu [°C] počítaná z tří klimatologických termínů měření teploty vzduchu
- průměrný denní tlak vodní páry [hPa] počítaný z termínových měření teploty a relativní vlhkosti vzduchu
- trvání slunečního svitu za den [hod]
- průměrná denní rychlost větru počítaná ze tří klimatologických termínů 07, 14 a 21 hod. [m.s⁻¹]

Pro výpočet V_{VVH} byly využity následující dvě ověřené rovnice k výpočtu denních úhrnů pomocí základních meteorologických prvků.

První z rovnic je Penmanova rovnice v úpravě podle metodiky FAO [5]:

$$E_0 = \frac{\Delta}{\Delta + \gamma} \cdot \frac{R_n - G}{\lambda} + \frac{\gamma}{\Delta + \gamma} \cdot E_a$$

kde:

E_o = evaporace (výpar) z volné vodní hladiny [$\text{kg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$]
 D = změna tlaku nasycené vodní páry v závislosti na teplotě vzduchu [$\text{kPa} \cdot ^\circ\text{C}^{-1}$]

g = psychrometrická konstanta [$\text{kPa} \cdot ^\circ\text{C}^{-1}$]
 R_n = krátkovlnné dopadající záření [$\text{W} \cdot \text{m}^{-2}$]
 G = hustota toku tepla do vodního prostředí [$\text{W} \cdot \text{m}^{-2}$]
 E_a = isotermická evaporace [$\text{kg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$]

Druhou rovnici je Penmanův vztah v modifikované podobě:

$$E_o = \frac{\frac{p_0 \Delta}{p \gamma} \left[0,95 R_A \left(0,18 + 0,55 \frac{n}{N} \right) - \sigma T^4 \left(0,56 - 0,079 e_d^{\frac{1}{2}} \right) \cdot \left(0,1 + 0,9 \frac{n}{N} \right) \right] + 0,26 (e_s - e_d) (0,5 + 0,54 u)}{1 + \frac{p_0 \Delta}{p \gamma}}$$

kde:

E_o = evaporace (výpar) z volné vodní hladiny [mm]
 p_o, p = atmosférický tlak na hladině moře a na daném místě [mb]
 D = změna tlaku nasycené vodní páry v závislosti na teplotě vzduchu [$\text{mb} \cdot ^\circ\text{C}^{-1}$]
 g = psychrometrická konstanta [$\text{kPa} \cdot ^\circ\text{C}^{-1}$]
 R_A = krátkovlnné dopadající záření [$\text{cal} \cdot \text{cm}^{-2} \cdot \text{den}^{-1}$]

n = trvání slunečního svitu [hod.]
 N = maximálně možný sluneční svit [hod.]
 s = Stefan-Boltzmannova konstanta [$\text{W} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{K}^{-4}$]
 T = teplota vzduchu [$^\circ\text{C}$]
 e_a, e_s = skutečný tlak vodní páry a tlak nasycené vodní páry [hPa]
 u = rychlost větru [$\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$]

Z obou výše uvedených vztahů byl odvozen modifikovaný algoritmus výpočtu V_VVH v denním intervalu zpracování, který je součástí agrometeorologického modelu AVISO (Agrometeorologická výpočetní a informační soustava). Kompletní hodnocení bylo realizováno pro dlouhodobé období 1961–2010 (režimové hodnocení) podle technických řad základních meteorologických prvků 268 klimatologických stanic. Tyto technické řady klimatických prvků, vznikly na základě naměřených dat staniční sítě ČHMÚ [12]. Z vypočtených denních hodnot V_VVH byly následně vypočítány pro soubor všech 268 stanic měsíční a roční úhrny evaporace včetně průměrných, maximálních a minimálních hodnot za dlouhodobé období 1961–2010. Vybrané výsledné statistické hodnoty jsou prezentovány v následujících grafech a tabulkách.

Výsledky a diskuse

Hodnoty dlouhodobého V_VVH pro rok a vegetační období formou dlouhodobých údajů s rozlišením podle výškových pásem po 100 m na území ČR uvádí tab. 1 a 2. V obou tabulkách jsou kromě počtu stanic v jednotlivých vertikálních pásmech uvedeny průměrné, ale i minimální a maximální dlouhodobé údaje včetně amplitudy. Pokud přihlídneme ke konkrétním výsledkům, pak z tabulek vyplývá, že nejvyšší průměrné úhrny V_VVH za rok i vegetační období jsou na stanicích v pásmech do 200 m n.m. a 200–300 m n.m., což odpovídá i oblastem s nejvyššími průměrnými teplotami vzduchu. Nejnížší dlouhodobé hodnoty V_VVH spadají do území s nadmořskou výškou 601–700 m n.m. V nejvýše položených oblastech jsou průměrné hodnoty poněkud vyšší díky vyšším rychlostem větru. Nejvyšší maximální hodnoty jsou v oblastech 301–400 m n.m. a zároveň jsou zde spočítány i nejnižší minimální hodnoty společně s oblastí s nadmořskou výškou 501–600 m n.m. Jistou nepřesností do výsledků vnáší rozdílný počet klimatologických stanic zahrnutých do výpočtu průměrných hodnot pro dané výškové kategorie.

Podrobnější analýza byla provedena pro tři vybrané klimatologické stanice: Dyjákovice, Kostelní Myslová a Doksany, pro které byly zpracovány grafy průměrných dlouhodobých měsíčních úhrnů V_VVH za období 1961–2010 a časové řady jednotlivé roční úhrny za toto 50leté období. Stanice Dyjákovice (201 m n.m.) a Doksany (158 m n.m.) jsou typicky nižinné

stanice. Stanice Kostelní Myslová (569 m n.m.) má naopak typickou střední polohu v rámci ČR.

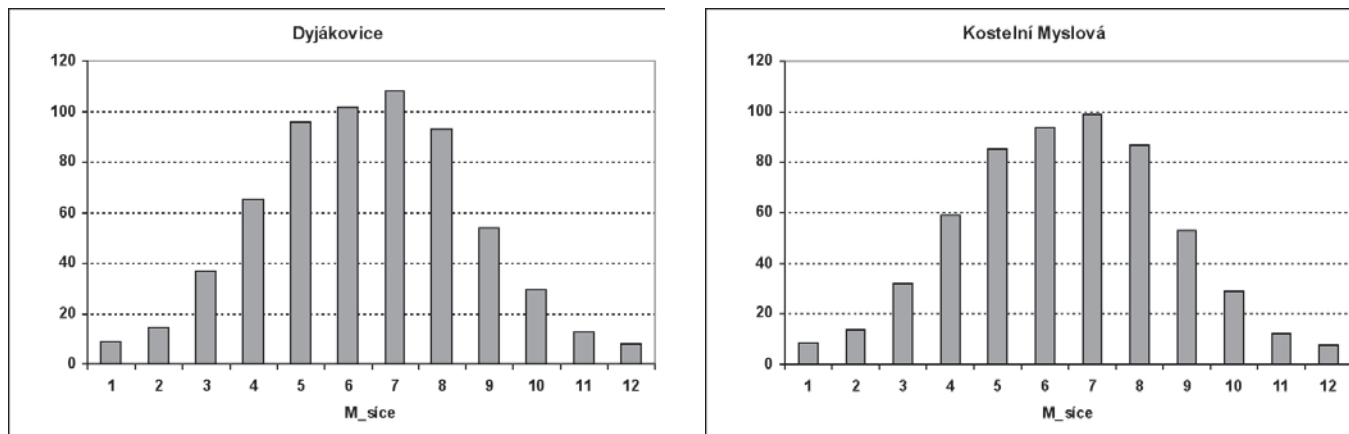
Tabulka 1. Dlouhodobá roční evaporace z volné vodní hladiny (mm) v jednotlivých vertikálních pásmech (1961–2010).

ROK	počet	Evaporace z volné vodní hladiny [mm]			
m n.m.	stanic	prům	max	min	ampl
do 200	14	616,3	734,3	467,5	266,8
201-300	60	548,3	726,8	354,8	372,0
301-400	55	509,0	790,7	265,6	525,1
401-500	59	479,3	690,7	289,0	401,7
501-600	30	499,5	623,7	265,5	358,2
601-700	16	458,6	593,2	352,6	240,6
701-800	14	495,8	719,6	376,8	342,7
nad 800	20	493,9	725,0	393,2	331,8

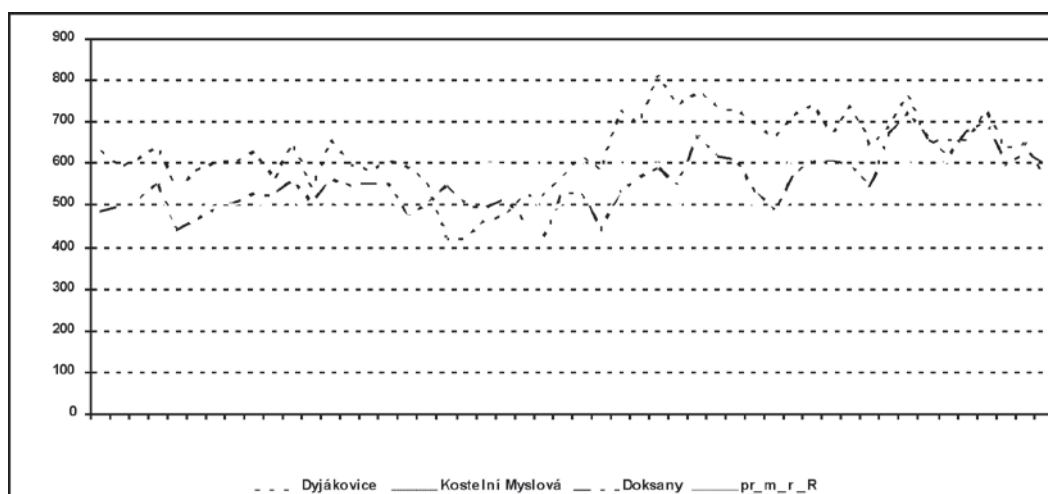
Tabulka 2. Dlouhodobá evaporace z volné vodní hladiny za vegetační období (mm) v jednotlivých vertikálních pásmech (1961–2010).

VEG	počet	Evaporace z volné vodní hladiny [mm]			
m n.m.	stanic	prům	max	min	ampl
do 200	14	501,7	599,2	387,1	212,1
201-300	60	450,2	602,2	288,5	313,7
301-400	55	415,2	640,8	222,8	418,0
401-500	59	395,1	572,1	238,2	333,9
501-600	30	412,5	515,3	219,5	295,8
601-700	16	380,6	488,8	298,5	190,3
701-800	14	406,6	583,8	307,2	276,6
nad 800	20	404,2	598,6	328,7	269,9

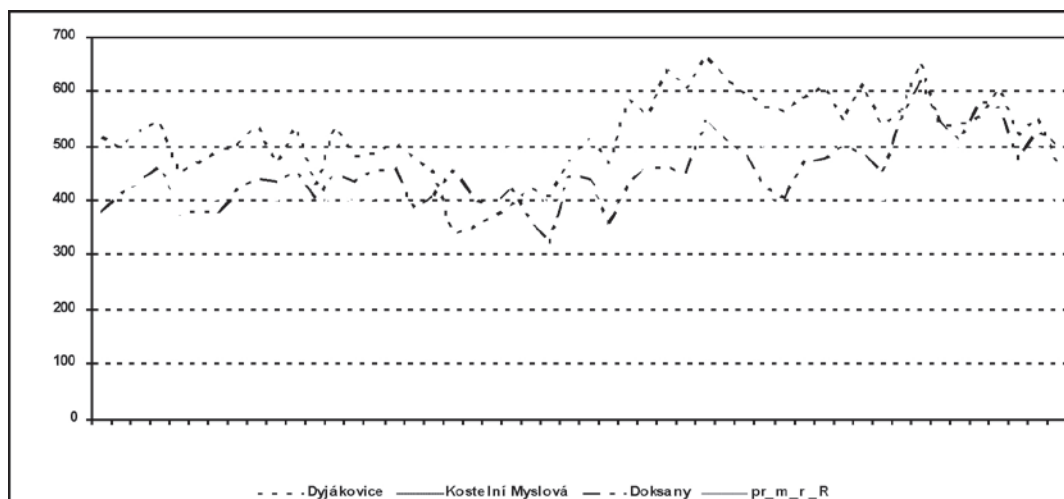
V grafech na obr. 1 jsou znázorněny dlouhodobé průměrné měsíční úhrny V_VVH . Z těchto grafů je patrné, že nejvyšší úhrny evaporace jsou na všech stanicích za měsíc červenec,



Obrázek 1. Dlouhodobá měsíční evaporace z volné vodní hladiny (mm) na vybraných klimatologických stanicích Dyjákovice a Kostelní Myslová (1961–2010).



Obrázek 2. Roční úhrny evaporace z volné vodní hladiny v jednotlivých letech (mm), na vybraných klimatologických stanicích Dyjákovice, Kostelní Myslová a Doksany (1961–2010).



Obrázek 3. Úhrny evaporace z volné vodní hladiny v jednotlivých letech (mm) za vegetační období (1. 4.–30. 9.) na vybraných klimatologických stanicích Dyjákovice, Kostelní Myslová a Doksany (1961–2010).

který klimaticky odpovídá dlouhodobě nejteplejšímu měsíci na území České republiky. Měsícem s druhým nejvyšším úhrnem V_{VVH} je z dlouhodobého měřítka červen. Podle očekávání jsou nejvyšší měsíční úhrny V_{VVH} na stanicích v jižní části České republiky (Dyjákovice a Kostelní Myslová). Na severněji položené stanici Doksany jsou měsíční hodno-

ty o něco nižší, vzhledem k nižším hodnotám teplot vzduchu a větru na této lokalitě.

Podobné výsledky lze sledovat i v grafech ročních sum V_{VVH} a sum za vegetační období (Obr. 2 a 3). Vysoce nadprůměrné úhrny jsou na stanici Dyjákovice jak za rok, tak i za vegetační období. K nejvyššímu nárůstu dochází zhruba od poloviny 80.

let, kdy se vyskytují roční úhrny nad 700 mm a ve vegetačním období úhrny nad 600 mm. Na obou dalších stanicích Doksany a Kostelní Myslová jsou roční hodnoty V_{VVH} během období 1961–2010 mírně nadprůměrné a mají až na výjimky (např. roky 1982 a 1983, kdy byly zvýšené úhrny V_{VVH} v Kostelní Myslové a naopak v Doksanech byly hodnoty V_{VVH} podprůměrné), podobný průběh.

Závěr

Z dosažených výsledků vyplývá, že výpar z volné vodní hladiny má v průběhu roku nejvyšší měsíční průměrné hodnoty v červenci, kde v jižních částech našeho území přesahuje 100 mm a nejnižší v prosinci s hodnotou do 10 mm. V ročním chodu výparu se významně projevuje vliv teploty vzduchu. Nejvyšší průměrné úhrny za rok i vegetační období jsou na stanicích v pásmech do 200 m n.m. a 200–300 m n.m. V podstatě jde o oblasti jižní Moravy, moravských úvalů, část východních Čech a západní části středních Čech. Nejnižší dlouhodobé hodnoty výparu z vodní hladiny spadají do území s nadmořskou výškou 601–700 m n.m., jde o oblasti Šumavy, severovýchodních Čech, Jeseníků a území Hostýnsko-vsetínské hornatiny.

Poděkování

Tato příspěvek vznikl jako součást řešení projektu NAZV QI111Co80 „Zpřesnění dostupné zásoby vody v půdním profilu na základě modelu kořenového systému plodin pro efektivní hospodaření s vodou a dusíkem“.

Literatura

- [1] ALLEN, R. G. – PEREIRA, L. S. – RAES, D. – SMITH, M.. Crop evapotranspiration. Guidelines for computing crop water requirements. Food and Agriculture Organization, Rome: FAO Irrigation and Drainage Paper, 1998, č. 56, s. 301.
- [2] ALLEN, R. G. – PRUITT, W. O. FAO-24 reference evapotranspiration coefficients. *Journal Irrig. and Drainage Engineering*, ASCE, 1991, roč. 117, č. 5, s. 758–773.
- [3] BRUTSAERT, W. *Evaporation into the Atmosphere*. Dordrecht: D.Reidel Publishing Co., 1982, s. 299.
- [4] BURMAN, R. – POCHOP, L.O. *Evaporation, Evapotranspiration and Climatic Data*. Amsterdam: Elsevier Science B.V., 1994, s. 275.
- [5] KNOZOVÁ, G. – ROŽNOVSKÝ, J. – KOHUT, M. Srovnání časových řad výparu naměřeného výparoměrem GGI-3000 a vypočítaného podle metodiky FAO In: Rožnovský, J., Litschmann, T. (ed): *Bioklimatologie současnosti a budoucnosti*. Křtiny 12. až 14. 9. 2005. Dostupné na Internetu: <http://www.cbks.cz/sbornik05b/KnozovaRoznovskyKohut.pdf>.
- [6] KOHUT, M. Referenční evapotranspirace. In: Rožnovský, J. – Litschmann, T. (ed) *Evaporace a evapotranspirace*. Brno: Česká bioklimatologická společnost, 2005, s. 25–36, ISBN 80-86690-24-5.
- [7] KOLEKTIV AUTORŮ. *Výpar vody z volné hladiny: povodí Labe, Moravy, Odry a Dunaje*. Praha: VÚV, 1952, 78 s.
- [8] KRÍŽ, H. Výpar v povodí Moravy a horní Odry. In: *Sborník prací Hydrometeorologického ústavu Československé socialistické republiky*, sv. 8. Praha: HMÚ, 1966, s. 34–58.
- [9] MONTEITH, J. L. – UNSWORTH, M. H. *Principles of Environmental Physics*, London: Edward Arnold, 2nd ed., s. 291.
- [10] NOVÁK, V. *Výparovanie vody v prírode a metódy jeho určovania*. Bratislava: SAV, 1995, 260 s.
- [11] PENMAN, H. L. Natural evaporation from open water, bare soil and grass. *Proceedings of the Royal Society of London*. 1948, série A, roč. 193, č. 1032, s. 120–145.
- [12] ŠTĚPÁNEK, P. – ZAHRADNÍČEK, P. – SKALÁK, P., 2009. Data quality control and homogenization of fair temperature and precipitation series in the area of the Czech Republic in the period 1961–2007. *Advances in Science and Research*, 2009, roč. 3, s. 23–26.

MONITORING DUCHCOVSKÝCH RYBNÍKŮ JAKO VÝZNAMNÝCH KRAJINNÝCH PRVKŮ

Ilona Mayhoferová, Emilie Pecharová

Česká zemědělská univerzita v Praze, Kamýcká 129,
165 21 Praha 6 –Suchbát, tel. 234 381 111, mayhoferová@seznam.cz

Abstrakt

V jarním a časně letním období 2013 byl proveden monitoring vybraných rybníčních nádrží Podkrušnohoří, doporučených ke sledování Českým rybářským svazem a Magistrátem města Teplice vzhledem k riziku výskytu vodních květů a zvýšenému zatížení živinami. Cílem práce bylo zjistit, zda způsob rybářského hospodaření na dotčených rybníčních nádržích, které jsou významnými krajinnými prvky dle § 3 písm. B) zákona 114/1992 Sb. v platném znění, může vést ke střetu se zájmy ochrany přírody a krajiny. Ve smyslu (Z hlediska?) hodnocení možného negativního ovlivnění významných krajinných prvků byla definována hlavní rizika pro kvalitu vody.

Klíčová slova: rybník; rybářské hospodaření; významný krajinný prvek; kvalita vody.

Abstract

In the spring and early summer 2013, a monitoring of selected fish ponds in the foothills of Krušné hory mountains was carried out. The ponds were recommended to monitoring by the Czech Fishing Union and the Municipality of Teplice due to the risk of water blooms and increased nutrient loading. The study aimed at determination whether the method of fish farming in the concerned ponds, which are also an important element of the landscape according to § 3. B) of the Act 114/1992 Coll. as amended, may lead to a conflict with the interests of nature conservation and landscape. In terms of assessing the possible negative effect on these landscape elements, major risk to water quality were defined.

Keywords: pond; fish farming; significant landscape element; water quality.

Úvod

Práce je založena na spolupráci mezi Českým rybářským svazem - místní organizace Duchcov, Magistrátem města Teplice a Krajským úřadem Ústí nad Labem a Katedrou aplikované ekologie FŽP ČZU.

Cílem sledování je ověřit, zda stávajícím rybářským hospodařením na vybraných rybnících v působnosti ČRS nedochází k negativnímu zásahu do významného krajinného prvku (Rozhodnutí č. MGMT/3433/2012). Proto je prováděn sezónní monitoring vybraných rybníčních nádrží doporučených ke sledování Českým rybářským svazem a Magistrátem města Teplice vzhledem k riziku výskytu vodních květů a zvýšenému zatížení živinami.

Rybníky byly stavěny především pro zemědělské (rybochovné), ale i pro další vodohospodářské účely. V současnosti je neopominutelná též jejich úloha jako významného krajinného prvku (zákon 144 /92 Sb. v platném znění). Většina rybníků

nyní slouží k výrobě ryb, v menší míře plní rekreační a ostatní funkce. Velmi významná je jejich funkce vodohospodářská – pro vodní režim krajiny. Převážná část rybníků do konce 19. století vykazovala oligotrofií nebo mezotrofií charakter.

K výrazné změně obhospodařování rybníčních ekosystémů v České republice došlo v druhé polovině 20. století v souvislosti s intenzifikací chovu kapra a celkovou intenzifikací zemědělství. Úživnost vody začala být záměrně zvyšována aplikací minerálních hnojiv, intenzivním vápněním, organickým přihnojováním a aplikací krmiv. To umožnilo zvýšení hustoty obsádek a zvýšení produkce ryb (několik stovek kg/ha) na úkor ekologické hodnoty a biodiverzity rybníčních společenstev (Janda, Pechar, 1996). To je však období, kdy v zájmové oblasti naopak docházelo k rušení rybníků a omezování rybníčního hospodaření v návaznosti na intenzivní rozvoj těžby hnědého uhlí, spojenému s plošnou degradací a vysídlováním regionu.

Problematika hospodaření na rybnících a úloha rybníků v současné krajině a ve vodních ekosystémech patří mezi velice složité komplexní problémy. Velmi často dochází k nesouladu mezi rybářským hospodařením a zájmy ochrany přírody. Významnými jsou i vlivy zatěžující povrchové vody zvýšeným přísunem (komunální znečištění, znečištění pocházející ze zemědělské výroby, ale i z průmyslových podniků apod.). V zájmové oblasti se jedná i o vliv důlních vod.

Zájmová oblast Podkrušnohoří je historicky mokřadní a jezerní oblastí, kde byly rybníky budovány již od středověku (Janda, Pechar, 1996). S nástupem povrchové těžby hnědého uhlí ve 20. století rybníkářství postupně téměř zaniklo, zůstalo pouze několik menších rybníčních soustav a jednotlivých nádrží. Novým fenoménem oblasti se stávají velká jezera vzniklá zatopením povrchových hnědouhelných lomů, zatopené poklesové kotliny a množství drobných, často bezodtokých nádrží (pínek).

Kvalita vody a stav planktonu jsou v těchto „malých“ vodách relativně málo známé. Rybníky v území intenzivní těžby hnědého uhlí mají poněkud jinou historii, než jakou mají rybníky ve významných a intenzivně využívaných rybníčních oblastech (např. Třeboňsko). Lze u nich předpokládat menší vliv zemědělství, ale významnější dopad komunálního znečištění a mnohdy i zatížení výsypkovými a důlními vodami.

Materiál a metody

V období březen – srpen 2013 byl prováděn pravidelný měsíční monitoring rybníků Rybochovný, Dubský, Kravský, Růžový, Salát a Barbora. Rybníky jsou využívány k produkčnímu chovu ryb, s výjimkou Rybochovného, který slouží jako tzv. předehřívач pro rybochovné zařízení. Na všech rybnících hospodaří ČRS Duchcov. Všechny sledované rybníky jsou součástí Územního systému ekologické stability.

Standardními metodami bylo v jarním a časně letním období

Tabulka 1. Přehled sledovaných rybníků.

rybník	katastrální území	rozloha (ha)	hloubka (m) u hráze	rybí obsádka - nasazeno v kusech
Rybochovný	Duchcov	0,25	0,75	bez obsádky, předeříváč
Dubský	Duchcov	2,5	2,20	K1 10 000 L1 4000
Kravský	Duchcov	5	2,70	K1 14 L1 3000
Růžový	Jeníkov	2,3	2,20	K2 4600 ŠR - 4000
Salát	Háj u Duchcova	1,5	1,90	K1 6000
Barbora	Duchcov	8	2,50	K2 12000 ŠR 4,5

K1 - kapr jednoletý, K2 - kapr dvouletý, ŠR - štika rychlená (zdroj: ČRS Duchcov)

2013 prováděno pravidelné měsíční sledování základních hydrochemických parametrů vody, ze kterých bylo pro rámové vyhodnocení vybráno: teplota vody, pH, průhlednost, vodivost, obsah O_2 , koncentrace NH_4-N , NO_3-N , PO_4-P , množství celkového N a P a celkového rozpuštěného N a P (po filtraci vzorku přes GF/C filtr) a obsah chlorofylu. Současně byla věnována pozornost základnímu složení společenstva fytoplanktonu a zooplanktonu.

Odběry a analýzy byly orientovány na parametry, které umožňují posoudit základní fyzikálně-chemický stav vodního prostředí a zatížení lokalit živinami. Tyto parametry byly u některých rybníčních nádrží sledovány již v předchozích letech. Vzorky byly zpracovány v laboratořích ČZU a ENKI o.p.s.

V rámci terénního šetření byla použita multiparametrická sonda YSI a běžné hydrobiologické metody observace. Byl odebrán vzorek zooplanktonu planktonní sítí a bodový vzorek fytoplanktonu z hráze rybníka. Výsledky byly vyhodnoceny v rámci sledovaného období a porovnány s výsledky z předcházejících let (2011, 2012).

Výsledky a diskuse

Výsledky hydrochemického sledování lokalit byly vyhodnoceny jako průměrné hodnoty pro jednotlivé rybníky (tab.2).

Fyzikálně chemické parametry odpovídají běžným hodnotám povrchových vod ve sledovaném území a nevybočují z běžného rozsahu. V průběhu sledování byl u všech nádrží zaznamenán mírný nárůst pH, což je běžný jev vzhledem k intenzivnějším biologickým procesům během letních měsíců. Tomu odpovídá i mírně vyšší koncentrace celkového fosforu a dusíku. Ty však dosahují úrovně jen střední eutrofizace a nebyly zaznamenány žádné extrémní hodnoty, které by ukazovaly na nadměrné zatížení živinami.

Koncentrace dostupných živin tj., minerálních forem fosforu a dusíku jsou opět v mezích běžných pro mírně eutrofizované vody. V roce 2012 byly zaznamenány mírně zvýšené koncentrace amonného iontu u některých lokalit. Nejpravděpodobnější vysvětlení je vyplavení z terénu při vyšších srážkách. V roce 2013 bylo toto zvýšení zaznamenáno u nádrže Salát. Podobně jsou významnější i koncentrace dusičnanů, nicméně obě složky a stejně tak i hodnoty celkového dusíku odpovídají daným podmínkám, charakteru povodí a neukazují na významné znečištění z rybářského obhospodařování. Pro koncentrace dusičnanů je patrný charakteristický pokles hodnot v průběhu sezóny, kdy nejvyšší koncentrace na jaře svědčí o významném vlivu povodí a hydrochemické poměry dané lokality. V létě jsou jak amonné ionty, tak i dusičnany zaznamenány v nižších koncentracích.

Tabulka 2. Průměrné hodnoty sledovaných parametrů za období březen - srpen 2013.

		Temp [C]	Vodivost [uS/cm]	pH terén	DO sat [%]	DO con [mg/l]	NH_4-N [mg/l]	NO_3-N [mg/l]	PO_4-P [mg/l]	ChlaF [ug/l]	Zs [m]	TP GF/C [mg/l]	TN GF/C [mg/l]
RYBOCHOVNÝ	průměr hladina	13,3	183	7,8	126,7	13,26	0,19	1,54	0,014	23	0,45	0,148	2,56
	průměr dno	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
DUBSKÝ	průměr hladina	21,08	319	8,22	123,8	10,95	0,13	0,63	0,01	59,5	0,56	0,13	1,67
	průměr dno	19,36	306	7,35	45,3	4,17	-	-	-	-	-	-	-
KRAVSKÝ	průměr hladina	22,24	307	7,78	113,10	9,93	0,13	0,02	0,039	25,5	0,50	0,14	1,69
	průměr dno	18,81	284	7,47	75,24	7,44	-	-	-	-	-	-	-
RŮŽOVÝ	průměr hladina	22,8	233	8,28	133,72	11,41	0,04	0,50	0,01	78	0,26	0,12	0,14
	průměr dno	14,81	217	7,62	60,72	5,96	-	-	-	-	-	-	-
SALÁT	průměr hladina	21,22	272	7,8	117,30	10,66	0,14	0,08	0,007	37	0,97	0,132	3,80
	průměr dno	18,73	265	7,56	88,32	8,46	-	-	-	-	-	-	-
BARBORA	průměr hladina	22,26	345	8,82	115,56	12,13	0,06	6,23	0,011	58	0,29	0,135	1,37
	průměr dno	16,94	305	7,85	62,30	6,28	-	-	-	-	-	-	-

Podobně koncentrace fosfátů a celkového fosforu jsou zaznamenány v rozsahu relativně příznivých hodnot.

Současný stav duchcovských rybníků z hlediska sledovaných parametrů vykazuje značnou podobnost s ostatními rybníčními lokalitami v ČR (Pechar et al. 2009, Pechar, 2000). Složení planktonu je vesměs drobné s převahou vířníků a buchanek. Toto potvrzuje složení rybí obsádky, kde převažuje kapr K1. Vzhledem ke způsobu hospodaření a propojenosti jednotlivých rybníků není vyloučen i vyšší stav populací drobnějších planktonofágních ryb, zejména karase obecného a v zájmové oblasti i karase stříbříteho.

Závěr

Rybníky patří mezi taxativně vyjmenované typy krajinných složek, označovaných jako významné krajinné prvky *ex lege* (ze zákona). Dlouhodobě udržitelný stav rybníčních ekosystémů je existenčně závislý na zachování přiměřených hospodářských aktivit na rybnících a umožňuje i zachování a případné další rozšíření mimoprodukčních funkcí těchto ekosystémů (Pecharová, Plesník, 1996). Současná rybářská praxe, stejně jako vodoprávní orgán a orgány ochrany přírody potřebují spolehlivé hodnocení stavu rybníčních lokalit, jejich dlouhodobého vývoje (podchytit včas tendence – jak negativní s cílem zabránit zhoršování, tak pozitivní k posílení a rozšíření takového procesu) stejně jako zachycení sezónní dynamiky klíčových parametrů, které ovlivňují úspěšnost chovu ryb.

Klíčovou otázkou je podchytit reálné možnosti jak a za ja-

kých podmínek může rybářské hospodaření ovlivnit kvalitu vody a kde jsou limity, které rybářské hospodaření neovlivní (Pechar, Potužák 2006). Důležité je nalezení rovnováhy mezi zájmy rybářů, jakostí vody a také zájmy ochrany přírody.

Poděkování

Tento článek vznikl za podpory jednoletého studentského projektu IGA ČZU - 20134243 - **Monitoring vybraných rybníků Duchcova**.

Autoři děkují za spolupráci při realizaci projektu Českému rybářskému svazu - místní organizace Duchcov.

Literatura

JANDA J., PECHAR L. et. al. *Trvalé udržitelné využívání rybníků v Chráněné krajinné oblasti a biosférické rezervaci Třeboňsko*. Evropský program IUCN Cambridge a Gland. Inpress a České Budějovice. 1996, ISBN 2-8317-0322-0

PECHAR L. *Impacts of long – term changes in fishery management on the trophic level water quality i Czech fishpond*. Fisheries Management and Ecology. 2000, 7, s. 23-31

PECHAR L., CHMELOVÁ I., POTUŽÁK J., ŠULCOVÁ J., *Dynamika dusíku a fosforu v eutrofních rybnících*. Sborník příspěvků Revitalizace orlické nádrže. 2009, s. 118-125, ISBN 978-8087278-29-1

PECHAR, L., POTUŽÁK, J. *Význam dlouhodobého výzkumu rybníků pro ekologický monitoring*. Životné prostředí, Vol. 40, No 2, 2006, s 98 - 100.

PECHAROVÁ E., PLESNÍK J. *Enviroment/economica price of commercial fishpond operation in Central Europe*: Janda J., Pechar L., Plesník J., Pecharová E.: Sustainable use of fishpond in the Třeboňsko Protected Landscape Area. IUCN, Gland, 1996, s. 42-43

LUHAČOVICKÝ POTOK – NÁVRAT K PŘÍRODNÍMU CHARAKTERU TOKU A ŘEŠENÍ JAKOSTI VODY V LUHAČOVICKÉ PŘEHRADĚ

Jaroslav Kabele¹, Miroslav Lubas¹, Martin Stehlík¹, David Veselý²

¹Sweco Hydroprojekt a.s., Tábořská 31, 140 16 Praha 4, tel. 261 102 441, jaroslav.kabele@sweco.cz, miroslav.lubas@sweco.cz, martin.stehlik@sweco.cz

²Povodí Moravy, s.p., Dřevařská 11, 601 75 Brno, tel. 541 637 278, vesel@pmo.cz

Abstrakt

Sweco Hydroprojekt a.s. dokončila pro objednatele Povodí Moravy, s.p. studii proveditelnosti Luhačovický potok – návrat k přírodnímu charakteru toku. Studie obsahuje návrhy liniových revitalizací ve vymezených koridorech pro podporu přirozeného vývoje toku a přiléhající části údolní nivy u tří zhruba tříkilometrových úseků. Návrhy revitalizačních opatření (obnova meandrů a paralelních ramen, navržení tůň a mokřadů, snížení břehů, stabilizace dna proti hloubkové erozi, doplnění břehových porostů a zatravněných pásů) byly ve vybraných případech doplněny technickými opatřeními (místní opevnění při střetu směřování toku s infrastrukturou, pročištění koryta v zástavbě, záchytná nádrž s přelivem do obtokového průlehu pro ochranu zástavby při povodních). Návrhy opatření byly rozděleny do objektů a projednány s představiteli státní správy, samosprávy a s vlastníky dotčených parcel. Další doporučená opatření představují úpravy na vodní nádrži přehrady Luhačovice (např. vytvoření sedimentační přednádrže a podpora litorálního pásma) a v ploše povodí (protierozní opatření, podchycení bodových zdrojů znečištění). To vše má podpořit zlepšení hydromorfologického stavu toku i jakosti vody v nádrži Luhačovické přehrady.

Klíčová slova: Luhačovický potok; koridor přirozeného vývoje vodního toku; revitalizační opatření; Luhačovická přehrada; sedimentační přednádrž (záchytná nádrž).

Abstract

Sweco Hydroprojekt company has finished for the client Povodí Moravy, state enterprise the feasibility study Luhačovice stream - a return to the natural character of the watercourse. The study includes proposals for the restoration in defined corridors to support the natural development of the watercourse and the adjacent part of the floodplain of three about three-kilometers long sections. Proposals of the restoration measures (restoration of meanders and parallel branches, proposed pools and wetlands, lowering of streambanks, stabilization of river bottom against vertical erosion, completion of riparian stands and grassed belts) were added in selected cases with technical measures (local reinforcement in conflict of the direction of the flow with infrastructure, cleanup of riverbed in the build up area, detention reservoir with spillway to bypass furrow to protect buildings during floods). Suggested measures were divided into objects and discussed with the state administration, the local authorities and owners of concerned parcels. Other recommended measures deal with the Luhačovice reservoir (sedimentation pre-reservoir and support of littoral zone of the reservoir) and catchment area (erosion control measures, evaluation of point sources of pollution). It all has to support the improvement of hydromorphological condition of the

watercourse and the quality of water in the Luhačovice reservoir.

Keywords: Luhačovický stream; corridor of natural development of the watercourse; restoration measures; Luhačovice reservoir; sedimentation pre-reservoir (detention reservoir).

Úvod

V červenci 2013 dokončila společnost Sweco Hydroprojekt a.s. pro objednatele Povodí Moravy, s.p. studii Luhačovický potok – návrat k přírodnímu charakteru toku. Studie proveditelnosti vychází ze souboru navrhovaných opatření Plánu oblasti povodí Moravy 2010-2015 k dosažení cílů ochrany vod jako složky životního prostředí. Studie se zaměřuje na úsek toku při ústí do Olšavy a na tok a povodí nad vodní nádrží přehrady Luhačovice.

Záměrem navrženého řešení je pojmut problematiku revitalizace Luhačovického potoka a jeho povodí z komplexního pohledu a navrhnout zajištění dlouhodobě rovnovážného stavu v povodí s významným směřováním navrhovaných opatření ke zlepšení jakosti vody v Luhačovické přehradě, zlepšení hydromorfologického stavu vodních toků, zadržení vody v krajině jak v období sucha, tak v případě povodní (zvýšení retenční kapacity krajiny) a omezení vodní eroze s cílem minimalizace přísunu splavenin do Luhačovické přehrady.

Rozsah studie proveditelnosti

Návrhy revitalizačních opatření na toku Luhačovického potoka a v přilehlé nivě jsou prioritně zaměřeny do tří zhruba tříkilometrových úseků: 1) úsek před ústím do Olšavy, 2) úsek nad zátopou Luhačovické přehrady a 3) úsek od obce Slopné dál proti proudu (horní tok). Jako podklad pro návrhy bylo provedeno biologické hodnocení území, geologický průzkum a rešerše a geodetické zaměření části toku. Dále byla provedena analýza územně plánovací dokumentace a majetkoprávních vztahů v území. Studie přihlédla a vycházela také z dokončených, připravovaných a plánovaných komplexních pozemkových úprav v zájmovém území.

Základním opatřením bylo pro všechny úseky vymezení koridorů přirozeného vývoje vodního toku. Rozšířené koridory budou trvale zatravněné, případně s doplněním břehové a od okolí vymezující výsadby a s likvidací invazních druhů rostlin (slunečnice topinambur, javor jasanolistý). Pro plánované koridory je nutné vyřešit majetkoprávní vztahy případným odkupem pozemků od (převážně) soukromých vlastníků. Na základě podkladů a místních šetření jsou v koridorech navrhovány revitalizační zásahy ve formě lokálních snížení úrovně břehů, vytváření trvalých a periodických mokřadů a tůň, paralelních ramen a meandrů. Pro omezení zahlubování toku je ve vybraných úsecích navržena stabilizace dna koryta dnovými prahy srubové konstrukce. V některých případech (podemlání sousedící silni-



Obrázek 1. Povodí Luhačovického potoka s vymezením řešených území.

ce, snížená kapacita koryta v zástavbě) studie navrhuje technická opatření ve formě lokálního opevnění paty svahů lomovým kamenem a pročištění koryta. Nad lokalitou zástavby Výpusta (východní okraj obce Slopné) se navrhuje retenční a sedimentační prostor s bočním přelivem do navazujícího průlehu pro odvádění průtoků nad jednoletou povodeň obchvatem mimo zástavbu. Výše uvedené návrhy byly rozčleněny do objektů a rozkresleny ve výkresech, vizualizacích, příčných a podélných profilech a projednány s představiteli statní správy, samosprávy a s majiteli pozemků. Součástí studie je také zjištění dotčené technické infrastruktury, vyhodnocení realizovatelnosti navržených opatření a odhad investičních nákladů.

Pro posouzení ohrožení Luhačovické nádrže eutrofizací byla podrobněji studována problematika vývoje jakosti vody v Luhačovickém potoce a to i se zřetelem na nově postavenou ČOV v Dolní Lhotě a další bodové a plošné zdroje znečištění. Z analýz mimo jiné vyplývá, že zdrojem eutrofizačního fosforu je do značné míry erozní fosfor z povodí. Nedílnou součástí studie je proto zhodnocení podkladů erozní ohroženosti a návrhů protierozních opatření v povodí nádrže Luhačovice. Za důležité opatření proti zanášení Luhačovické nádrže sedimenty lze rovněž považovat navržené záchytné sedimentační (před)nádrže nad koncem vzduť Luhačovické přehrady. Pro další podporu samočisticích procesů je navrhována úprava konce vzduť Luhačovické nádrže do podoby litorálního pásma. Jako záložní řešení (v případě nedostatečnosti výše uvedených opatření) je navržena dávkovací stanice síranu železitého na vtoku do nádrže přehrady a případně i přídatné aerace v ploše hlavní nádrže.

Vybrané části studie proveditelnosti

Vymezení koridoru přirozeného vývoje u zahloubeného toku

Luhačovický potok má v prioritních úsecích revitalizace většinou charakter zahloubeného toku. Tento fenomén je přitom předmětem studia říční geomorfologie a to i vzhledem ke svým možným negativním projevům [1]. Zahlobení Luhačovického potoka má do značné míry přirozený charakter a odpovídá podmínkám mocnějšího hlinitého pokryvu (i přes 3 metry) ze zvětralých sedimentárních hornin karpatského flyše. Otázkou pak zůstává, do jaké míry se na dalším zahloubení směrem k bazálním štěrkům a paleogennímu podloží podílí působení člověka a to zejména historickými sanacemi projevů boční eroze, vodohospodářskými úpravami navazujících úseků a vlivem existence Luhačovické přehrady. I Luhačovický potok má totiž při svém zahloubení tendence vytvářet si boční erozí vlastní koridor např. na úkor přilehlé zemědělské půdy a lze předpokládat, že ne vždy v historii byl člověk takovému působení nakloněn a projevy boční eroze spíše sanoval. Nadměrné zahloubení, kdy tok v podstatě nekomunikuje s nivou a nemá ani vlastní snížený koridor, má přitom řadu vodohospodářských negativ – urychlení odtoku při povodňových průtocích, omezenou možnost uložit při povodních nesené sedimenty, snížení hladiny podzemní vody v okolí toku, nepřítomnost zamokřených částí nivy podporujících biodiverzitu a vyrovnanost odtokového režimu a rovněž i určité oddělení vodního toku od okolní krajiny. Luhačovický potok se tak v mnoha případech ztrácí v úz-

kém koridoru obklopeném porosty kopřiv. Pro přirozený vývoj vodního toku tak bylo potřebné vymezit koridor širší – přitom bylo přihlédnuto ke stávající morfologii terénu, očekávaným korytotvorným procesům a k historickému stavu koryta podle starých mapových podkladů a katastrálních map. K přirozenému vývoji by mělo sloužit i majetkové vypořádání u dotčených pozemků v okolí toku a navržení revitalizačních opatření.



Obrázek 2. Období sucha v zahloubeném toku – Luhačovický potok (ř. km 26,6) v září 2012.

Řešení bodových zdrojů znečištění v povodí

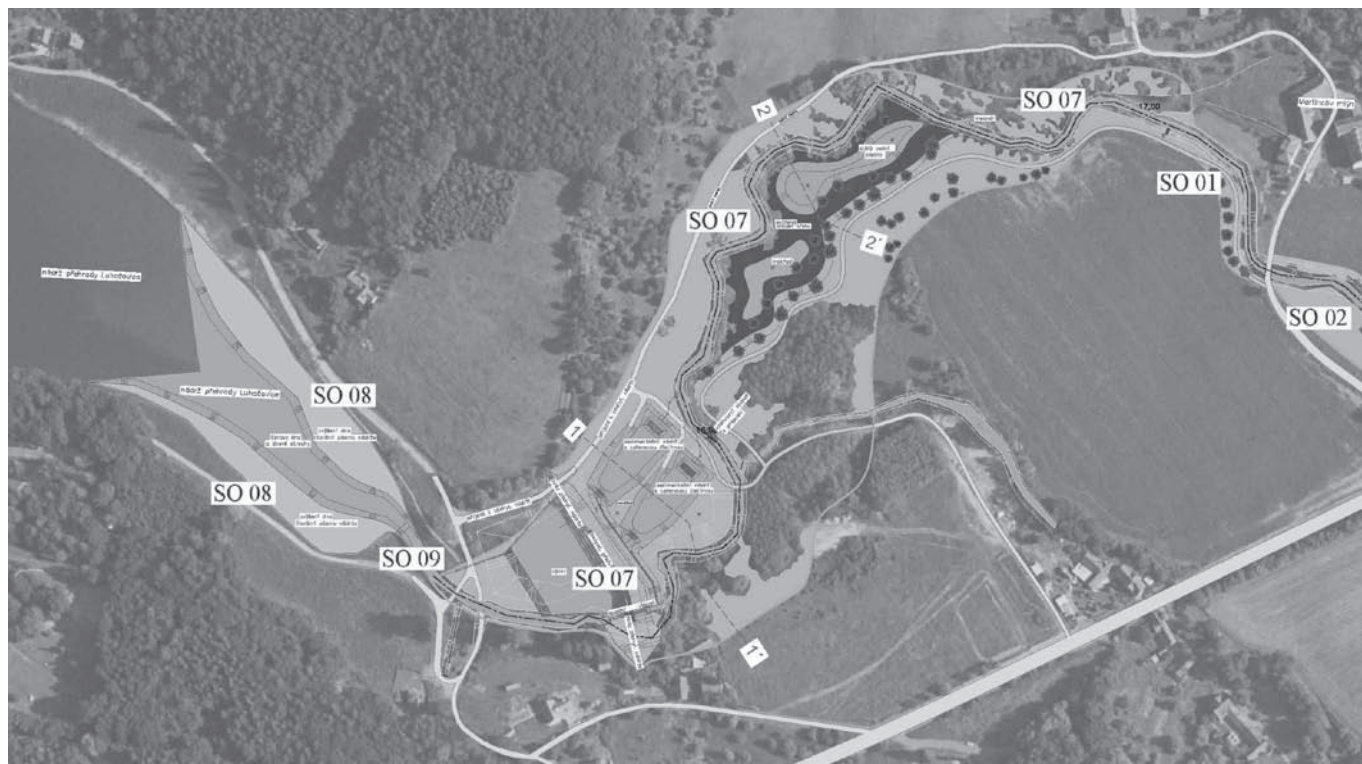
Pro řešení bodových zdrojů znečištění v povodí Luhačovické přehrady bylo zásadní zprovoznění ČOV Svazku obcí aglomerace Dolní Lhota (trvale k 1.1.2012). Tímto opatřením by mělo být prakticky eliminováno komunální znečištění od cca 2500 stálých obyvatel ze zástavby obcí Slopné, Sehradice, Horní Lhoty a Dolní Lhoty a rovněž od cca 350 zaměstnanců místních firem (tedy od cca 90 % EO v území). Zbývající podíl tvoří znečištění z rozptýlené a rekreační zástavby, u které se

ani do budoucna nepředpokládá napojení na kanalizační systém. Určitým, ne zcela dořešeným, problémem je likvidace odpadních vod z velkokapacitního kravína (540 ks skotu) místního zemědělského družstva. V současnosti jsou odpady a odpadní vody z kravína částečně aplikovány na pole jako hnojivo a částečně jsou předčistěny odváženy na dočištění v ČOV Dolní Lhota.

Z hlediska nejvýznamnějšího eutrofizačního činitele – fosforu je důležité, že ČOV deklaruje pro čištění odpadních vod pokles obsahu P_{celk} o 85% (při povoleném vypouštění 2 mg/l). Vyústění ČOV se přitom nachází cca 2 km proti proudu nad nádrží přehrady Luhačovice. Zajímavé je zjištění, jak se změnilly hodnoty parametru P_{celk} v profilu Luhačovického potoka nad vodní nádrží (provozní monitoring Povodí Moravy, s.p.). Ze souboru měření je důležitá hodnota průměru z měsíčních měření v letech 2006-2009, tedy $P_{celk} = 0,246$ mg/l. Po fázi postupného nabíhání čistírny do provozu a připojování kanalizační sítě v letech 2010 a 2011 můžeme tuto hodnotu porovnat s průměrem za rok 2012, $P_{celk} = 0,175$ mg/l. Hodnota P_{celk} tedy, zřejmě přispěním ČOV, poklesla o cca 30 %, stále se však drží dosti vysoko nad žádoucí hodnotou 0,05 mg/l. Tato hodnota by odpovídala imisnímu standardu (limitu) pro přítoky do koupacích vod a také pro zařazení Luhačovické přehrady do dobrého stavu ekologického potenciálu [2]. Protože komunální zdroje znečištění jsou v podstatě ošetřeny (určitou nákladnou rezervou nad rámec požadovaných předpisů je další technologie pro snižování hodnoty P_{celk} ve vyčištěných odpadních vodách), je potřeba zaměřit se i na další možné zdroje fosforu v povodí. Určitou zátěží může být fosfor ze zemědělského hospodaření (hnojení půdy), největší potenciál však zřejmě má omezení fosforu erozního.

Omezení přísunu sedimentů do nádrže

Na začátku roku 2012 byla v Luhačovické nádrži ukončena těžba cca 295 tisíc m³ nánosů (sedimentů). Nádrž je tak zbavena uložených zdrojů rozpustného fosforu a je nanejvýš ak-



Obrázek 3. Náhled výkresu vizualizace s návrhy opatření (úprava konce vzdutí Luhačovické nádrže SO 08, umístění dávkovací stanice pro srážení fosforu SO 09, sedimentační přednádrž SO 07, revitalizace toku SO 01 a SO 02).

tuální zabránit jejímu opětovnému zanášení. Přestože orná půda v povodí nádrže tvoří jen 13 % plochy, je často nevhodně umístěná těsně podél sítě vodních toků. Již vypracované návrhy protierozní ochrany v povodí [3], zejména meze a liniová zeleň, jsou proto doplněny o návrhy nejméně 10 m širokých zatravněných zasakovacích pásů podél vodotečí. Určitou výhodou pro povodí rovněž je přítomnost jednoho dominantního uživatele zemědělské půdy – Zemědělského družstva Olšava. Z jednání s představiteli družstva přitom vyplynula ochota protierozní opatření (i organizačního charakteru) v praxi realizovat. Nemělo by to však z jejich pohledu být příliš na úkor současné výměry orné půdy – tu potřebují pro ekonomickou výdělečnost družstva.

I přes předpokládanou budoucí účinnost protierozních opatření na snížení hodnot erozního smyvu a objemu nesených látek je vhodné jako prevenci před opětovným zanášením nádrže realizovat sedimentační zachytňovou přednádrž. O jejím zřízení se v různých podobách uvažuje již od 80. let. Ve studii navrhovaná varianta, i s ohledem na vlastnictví pozemků, počítá s maximální hladinou na kótě 284,7 m n.m.. Další základní parametry navrhované přednádrže jsou: hráz – max. výška 5,15 m, čelní bezpečnostní přeliv délky 85 m (stabilizovaný štětovicemi a kamennými gabiony), spodní výpusť na kapacitu Q_1 , stálé vzdutí 1,4 m (převážně v korytě u paty hráze), max. objem (při průchodu Q_{100}) 115 tis. m³, max. plocha zátopy 5,6 ha. V zátopě budou umístěny dvě sedimentační nádrže s vegetačním krytem dna – s periodickým odstraňováním zachycených splavenin. V prostoru navrhované přednádrže se dnes nachází část materiálu z minulého odtěžení sedimentů Luhačovické nádrže o kubatuře cca 18 tis. m³. Podle provedených laboratorních zkoušek je přitom část kubatury podmínečně vhodná pro výstavbu hráze přednádrže (nepříznivou je poměrně vysoká plasticita).

Závěr

Zlepšení hydromorfologického stavu Luhačovického potoka a jakosti vody v nádrži Luhačovické přehrady je zájmem nejen vodohospodářským a ochranným, ale promítne se i do zvý-

šení atraktivity Luhačovicka jako místa pro rekreaci a lepší prostředí pro místní obyvatele. V minulých letech se podnikly důležité kroky ve formě odtěžení sedimentů ze dna nádrže a napojení komunálních vod na čistírnu odpadních vod. Přesto v současné době jakost vody na přítoku do přehrady nevykazuje uspokojivé hodnoty, např. není dosahována žádoucí hodnota 0,05 mg/l u fosforu P_{celk} . Následujícími kroky by proto měly být realizace sedimentační přednádrže nad Luhačovickou přehradou a realizace protierozních opatření v povodí. Jako důležitý podpůrný faktor zlepšení lze považovat revitalizace vybraných úseků Luhačovického potoka. Ty by měly přispět k podpoře samočisticí schopnosti toku, stejně jako úprava konce vzdutí nádrže do podoby litorálního pásma. Část studie, zabývající se revitalizací vytypovaných úseků toku a nivy potoka a protierozními opatřeními na zemědělské půdě, bude mimo jiné sloužit i jako podkladový a koordinační materiál pro připravované a budoucí novelizace územních plánů a návrhy komplexních pozemkových úprav. Obtížněji realizovatelnou součástí možných opatření v povodí je kontrola správného zemědělského hospodaření v povodí (zejména aplikace hnojení) a způsobu rybolovu na nádrži (zamezení nadměrného přikrmování). Pokud by i se přes výše uvedená opatření jakost vody na přítoku do nádrže nebo v nádrži nezlepšovala či zhoršovala, jsou dalšími možnými (dočasnými) opatřeními aplikace síranu železitého pro srážení fosforu na vtoku do nádrže a aerace vody v nádrži.

Literatura

- [1] ROSGEN, D.L. *A Geomorphological Approach to Restoration of Incised Rivers*. In Proceedings of the Conference on Management of Landscapes Disturbed by Channel Incision. The University of Mississippi: The Center for Computational Hydroscience and Engineering, 1997.
- [2] ROSENDORF, P. – DURAS, J. – HEJZLAR J. *Jak stanovit kritéria dobrého ekologického potenciálu pro vodní nádrže z pohledu eutrofizace?* In Konference Vodní nádrže 2012. Brno: Povodí Moravy, s.p., 2012.
- [3] ARVITA P spol. s r.o. *Luhačovická přehrada – studie protierozních opatření v povodí v.n.* Zpracováno pro Agenturu ochrany přírody a krajiny ČR, Otrokovice, 2009.

ZNALOP – ZNALOSTNÍ SYSTÉM PRO UCHOVÁVÁNÍ, ZPRACOVÁVÁNÍ A POSKYTOVÁNÍ ZNALOSTÍ K PROVOZOVÁNÍ VODOHOSPODÁŘSKÝCH SOUSTAV

Michal Toman¹, Dalibor Fanta², Martin Horský³, Jan Čapek⁴, Miroslav Filip⁵

¹ČVUT v Praze, Fakulta stavební, Katedra hydrotechniky, Thákurova 7, 166 29 Praha 6,
tel. +420 224 354 612, michal.toman@fsv.cvut.cz

²ČVUT v Praze, Fakulta stavební, Katedra hydrotechniky, Thákurova 7, 166 29 Praha 6,
tel. +420 224 354 674, dalibor.fanta@fsv.cvut.cz

³ČVUT v Praze, Fakulta stavební, Katedra hydrotechniky, Thákurova 7, 166 29 Praha 6,
tel. +420 224 354 614, horsky@fsv.cvut.cz

⁴ČVUT v Praze, Fakulta stavební, Katedra hydrotechniky, Thákurova 7, 166 29 Praha 6,
jancapek.87@gmail.com

⁵ČVUT v Praze, Fakulta stavební, Katedra zdravotního a ekologického inženýrství,
Thákurova 7, 166 29 Praha 6, mira.filip@seznam.cz

Abstrakt

Příspěvek představuje projekt ZNALOP, který byl řešen v rámci SGS soutěže ČVUT v letech 2010–2011 [1], [2], [3]. Projekt měl za cíl prozkoumat možnosti využití informačních a znalostních technologií k zaznamenávání znalostí z oboru vodního hospodářství. Jako každá lidská činnost má své odpovídající znalosti, tak i obor vodního hospodářství není výjimkou. Výsledkem projektu je webová aplikace ZNALOP, která umožňuje vedle statických informací také zadávat, upravovat a zobrazovat i znalosti, které by s největší pravděpodobností skončily v archivu. Tyto znalosti mohou být v textové formě (někdy i psané ručně), případně jsou nabyty dlouholetými zkušenostmi pracovníků, ale jejich hodnota je velká, a proto by byla škoda je nezachovat pro budoucí odborníky v oboru, kteří se pro strategické rozhodování v praxi teprve připravují.

Klíčová slova: vodohospodářské soustavy; informační a znalostní systémy; strategické rozhodování.

Abstract

Contribution presents project ZNALOP, which has been solved in the framework of SGS competition ČVUT in years 2010–2011 [1], [2], [3]. The object of the project was to explore possibilities of utilization of information and knowledge technologies to recording knowledge from water management area. Like every human activity has its corresponding knowledge, water management area is not to be exemption. The result of the project is web application ZNALOP, which makes it possible to beside static information also to set, edit and picture knowledge, that would most likely finished at archive. This knowledge may be in text form (sometimes written by hand), eventually they are acquisition of old workers experiences, but their value is large. That is why it would be a pity unpreserved that knowledge for future specialists in field of, who are under preparing process for strategic decision making.

Keywords: Water management; knowledge system and information system; strategic decision making.

Úvod

Člověk je celý den obklopen údaji, žije informacemi a informace jsou jeho každodenním průvodcem. Ve svém každodenním životě řešíme mnoho problémů, jejichž řešení vyžaduje obvykle jistou úroveň našich znalostí. Nemáme-li tyto znalosti, hledáme jejich zdroje, snažíme se je získat, zvládnout a začít používat. Kromě znalostí běžného života používáme ve své profesi také znalosti úzce specifické pro konkrétní zájmovou oblast. Znalosti dispečerů a pracovníků Povodí jsou neocenitelným strategickým zdrojem, který využívají pro řízení a provoz vodohospodářských soustav. Řada z těchto znalostí je v současné době již k dispozici v digitální podobě, ale některé, a to i dost podstatné zejména pro zvládání krizových situací, mohou být stále skryté pouze v hlavách dispečerů podniků Povodí – expertů na řízení vodohospodářských soustav.

Koncepce znalostních systémů pro vodní hospodářství

Pro aktuální problémy vodního hospodářství je zapotřebí podporovat výzkum, hledat odpovídající metodické postupy a rozvíjet nové vědecké disciplíny, které spojují např. hydrauliku a hydrologii s moderními znalostními a informačními technologiemi, aby simulovaly funkci vodohospodářských objektů v různých situacích a za různých podmínek a vlivů přírodního prostředí.

Zdroje znalostí se mohou lišit v hloubce znalosti, které poskytují. Některé zdroje znalostí mají tvar profesionální učebnice, která poskytuje základní teoretickou znalost z dané oblasti. Jiným zdrojem je manipulační řád vodního díla, který vychází z analýzy historických dat charakterizujících chování klimatu, povodí a vlastní nádrže. Za nejhodnotnější znalosti se obvykle považují heuristické znalosti dispečerů, kteří nabyli hluboké provozní zkušenosti s chováním celého povodí a vodohospodářských objektů. Zdrojem těchto heuristických znalostí je přirozeně personál dispečinku povodí.

Jedním z nejdůležitějších kritérií při identifikaci potenciálně vhodného zdroje znalostí je dostupnost daného zdroje. Zde obvykle nejsou očekávání v souladu se skutečností a mnohé potenciálně zajímavé zdroje znalostí se mohou posléze ukázat jako nedostupné nebo nevytžitelné.

Důležitou okolností je rovněž spolehlivost využívaných zdrojů dat. Mnohé z nich představují kompletní soubory korektních naměřených dat, avšak nelze vyloučit, že některá část údajů může chybět nebo že byla poškozena při přenosu z jednoho média na jiné. Rovněž velká část dostupných znalostí může obsahovat znalosti neurčité nebo nepřesné. Mohou jimi být např. heuristické znalosti dispečerů, avšak na druhé straně jsou tyto znalosti tím nejcenějším typem znalostí. Proto úloha zachytit tento typ znalostí patří k nejtěžším a zároveň nejdůležitějším úlohám.

Mezi další dostupné znalosti patří geografická data. Tedy taková data, která spojují polohopisné informace s dalšími informacemi a znalostmi. K jejich zpracovávání se v poslední době hojně používají prostředky GIS, které umožňují daná data nejenom uchovávat a zpracovávat, ale na jejich základě a na základě dalších expertních znalostí umožňují odvozovat další znalosti. A to jak směrem k velké podrobnosti, která se stále s vývojem prostředků GIS zlepšuje, tak i směrem ke generalizaci, jež vede ke snadnějšímu pochopení stěžejních informací. Prostředky GIS jsou tedy velmi vhodné k začlenění do znalostních technologií, zejména pak do expertních systémů. Velmi užitečné je to především v oblasti vodního hospodářství a vodních staveb.

Mezi znalosti povodí patří i popisné znalosti o jeho projevech, vlastnostech. Rozdílně se budou projevovat intenzivní srážka na povodí o velikosti plochy 5 km² v horské oblasti, a rozdílně srážka na povodí o velikosti plochy povodí 500 km² někde v nížině. Popisné znalosti a charakteristiky povodí mohou přinést přesnější informace při rozhodovacím procesu řízení.

Jako pilotní povodí pro řešení znalostí povodí bylo ve spolupráci s podnikem Povodí Vltavy s. p. vybráno povodí Radbuzy.

Systém ZNALOP – on-line webová aplikace

Systém přiřazuje jednotlivým uživatelům různé role, od prohlížečů až po administrátorskou. Přihlášený uživatel může mít tedy různé úrovně přístupu k uloženým a zadávaným datům. Může existovat role pouze pro prohlížení zadáných dat, případně data třídit podle různých kategorií. Uživatel s editačními právy může do systému zadávat znalosti, data, obrázky, nové stránky, a dále je zpětně editovat či mazat – viz Obr. 1. Zadané znalosti je možné jinými uživateli komentovat a upřesňovat. Je také možné, aby se vybrané znalosti zadané do systému zobrazovaly i pro nepřihlášené uživatele, ale vzhledem k povaze dat je toto spíše nežádoucí. Znalosti a data jsou do systému vkládána prostřednictvím formulářů. Formulář pro objekt je koncipován jako obecný pro všechny typy objektů (přehrada, jez, most, stanice atd.), je tedy možné vyplnit všechna pole či jen některá. Kromě formuláře Základních údajů zde najdeme i Technické parametry, Hydrologické údaje, Vodní nádrž, Poloha a Příložit soubor. Formulář pro Znalost, který lze vytvořit pouze k již existujícímu objektu, je koncipován spíše textovou formou zadávání obsahu (Historie, Povodně, Poruchy, ...). Uložené znalosti je možné zpětně editovat, prohlížet, mazat a třídit podle kategorií. Vytvořené formuláře nemají konečnou podobu, je možné je v administrátorském režimu modifikovat v podstatě ihned na základě připomínek jednotlivých uživatelů tak, jak vznikají požadavky při provozu. Veškerá práva k systému má administrátor, který také provádí update systému Drupal, přidávání modulů (společně se správcem serveru) – aktivace/deaktivace, úprava struktury stránek atd. Webová aplikace také umožňuje vyhledávání znalostí na základě různých kritérií. Již samotná aplikace má některé základní filtry přednastavené (Objekty, Typ objektu apod.). Cílem ale je, aby si každý mohl sestavit tento filtr podle své potřeby.

Obrázek 1. Formulář pro přidání nového objektu.



Obrázek 2. Náhled interaktivní mapy.

Interaktivní mapa

Součástí aplikace ZNALOP je také interaktivní mapa propojená s databází objektů, která umožňuje zobrazit v mapě jak geografickou polohu jednotlivých objektů, tak i jejich další popisné informace (fyzickogeografických, hydrologických, zeměpisných apod.) – viz Obr. 2.

Modul pro integraci předpovědi počasí

Zvláštním požadavkem pracovníků podniku Povodí Vltavy, závod Berounka (zde se aplikace testuje v praxi) bylo vyvinout integrační nástroj pro přehled předpovědi počasí z různých zdrojů. Pro tento modul byla vytvořena podkladní šablona, na které budou softwarově pokládány jednotlivé vrstvy s předpovědi počasí z příslušného zdroje informací (např. předpověď ČHMU z modelu ALADIN apod.) a vzájemně porovnávány.

Závěr

Jak bylo popsáno, znalostí povodí je dostupné obrovské množství s různým způsobem uchování a zejména různou „dobou životnosti“, a proto je třeba vyvíjet robustní systémy pro jejich další uchování a rychlé a přehledné zpřístupňování. Jedním z efektivních způsobů jsou právě znalostní systémy ve spojení s geografickými informačními a expertními systémy.

Hydrologická data hrají jednu z klíčových rolí při rozhodovacích procesech v povodí. Znalosti o povodí a jeho chování při povodňových situacích nebo období sucha jsou neocenitelné. Ve velké míře

byly z pilotního povodí získány fyzickogeografické a hydrologické charakteristiky, které přispívají v rozhodovacích procesech expertů.

Systém ZNALOP je nyní v testovacím provozu. Byl vyvinut na platformě redakčního systému Drupal, který umožňuje zakládání, prohlížení a správu databáze znalostí povodí s využitím programovacího jazyka PHP a databáze MySQL. Je k dispozici modul interaktivní mapy a práce probíhají na modulu pro integraci předpovědi počasí.

Systém je také v současnosti připravován pro využití na větším počtu podniků Povodí.

Poděkování

Příspěvek vznikl za podpory projektu studentské grantové soutěže ČVUT „ZSV – znalostní systémy pro sdílení výukových a vědeckovýzkumných znalostí“ pod registračním číslem SGS12/171/OHK1/3T/11.

Literatura

- [1] TOMAN, M., HORSKÝ, M., TYL, R., FANTA, R.: TYL, R.: *Znalostní technologie a geografické informační systémy ve vodním hospodářství – praktické aplikace*. In: Voda a krajina 2010, s. 35-37. ISBN 978-80-01-04614-2.
- [2] TYL, R., HORSKÝ, M., TOMAN, M., FANTA, R.: ZNALOP – aplikace pro znalosti povodí. In: Voda a krajina 2011. s. 154-161. ISBN 978-80-01-04876-4.
- [3] TOMAN, M., FANTA, HORSKÝ, M., FOLK, Z.: *Znalostní systém ZNALOP – znalosti povodí pro strategické rozhodování dispečerů*. In: Voda a krajina 2012, s. 275-282. ISBN 978-80-01-05107-8.

VYUŽITÍ POKROKOVÝCH OXIDAČNÍCH PROCESŮ K ODSTRAŇOVÁNÍ ESTROGENNÍCH HORMONŮ Z ODPADNÍCH VOD

Radka Pešoutová¹, Luboš Strítěský¹, Petr Hlavínek²

¹CREA Hydro&Energy, o.s., Traubova 6, 602 00 Brno, pesoutova@creacz.com

²AQUA PROCON s.r.o., Palackého tř. 12, 612 00 Brno, petr.hlavinek@aquaprocon.cz

Abstrakt

Konvenční čistírenské technologie jsou vysoce účinné na odstraňování biologicky odbouratelného organického znečištění a odstraňování nutrientů. Touto cestou se však odbourává pouze část estrogenních hormonů. Slibným řešením je použití účinných technologií pro terciární dočištění komunálních odpadních vod. Technologie s velkým potenciálem pro odstraňování estrogenních hormonů jsou pokrokové oxidační procesy (AOP). Ozonizace a kombinace vybraných AOP (O_3/UV , O_3/H_2O_2 a $O_3/H_2O_2/UV$) byly testovány v poloprovozním měřítku na odstranění estrogenních hormonů z vyčištěných komunálních odpadních vod. Koncentrace vybraných estrogenních hormonů byly sníženy na mez detekce. Ozonizací byly sníženy koncentrace estronu, estradiolu, estriolu a ethinylestradiolu (při dávce ozonu $4.4 \text{ g } O_3/m^3$) na 99,8 %, 99,7 %, 99,9 % a 99,7 %. Nicméně během testování nebylo potvrzeno zvýšení účinnosti odstranění testovanými kombinací pokrokových oxidačních procesů.

Klíčová slova: *degradace estrogenních hormonů; pokrokové oxidační procesy (AOP) založené na ozonu; terciární dočištění komunálních odpadních vod.*

Abstract

Current treatment technologies ensure high efficiency of biologically degradable organic pollution and nutrient removal; however estrogenic hormones are removed only partially. A promising solution is the introduction of efficient technologies for tertiary stage of municipal wastewater treatment. Technologies with a high potential for degrading estrogenic hormones are advanced oxidation processes (AOPs). Ozonation and combination of selected AOPs (O_3/UV , O_3/H_2O_2 and $O_3/H_2O_2/UV$) were tested for their degradation efficiency on selected estrogenic hormones in treated municipal effluent on a pilot scale. Concentration of estrogenic hormones can be reduced to the limits of detection. By ozonation concentrations of estrone, estradiol, estriol and ethinylestradiol (at a dose of $4.4 \text{ g } O_3/m^3$) can be reduced by 99.8 %, 99.7 %, 99.9 % and 99.7 %, respectively. However, the study did not prove the increase of degradation efficiency for tested combinations of AOPs.

Keywords: *Estrogenic hormones degradation; Ozon-based advanced oxidation processes (AOPs); Municipal wastewater effluent purification.*

Úvod

Znečištění povrchových vod představuje ohrožení vodního prostředí s účinky, jakými jsou například bezprostřední a dlou-

hodobá toxicita pro vodní organizmy, akumulace v ekosystémech, úbytek stanovišť a biologické rozmanitosti, jakož i ohrožení lidského zdraví. V posledních letech došlo vlivem stavby nových čistíren a intenzifikací stávajících ke snížení zatížení toků organickým znečištěním a nutrienty. Konvenční metody čištění odpadních vod se však v bodových zdrojích znečištění zaměřují na odstranění organických látek a snížení koncentrací dusíku a fosforu, jsou však v řadě případů neúčinné na odstranění polutantů ze skupiny endokrinních disruptorů [1].

Endokrinní disruptory jsou látky mající schopnost ovlivňovat endokrinní systém organismů, protože napadají žlázy, které produkují hormony, nebo látky, jež napodobují účinky nejrůznějších hormonů. Z celé škály sloučenin z této skupiny lze jmenovat některá farmaka, pesticidy, těžké kovy, surfuktanty, zpomalovače hoření, kosmetické přípravky a také přirozené hormony produkované živými organismy [2]. Estrogenní hormony však není možné ze života vyloučit a nahradit jinou alternativou. Původní hormony a jejich metabolity obsažené v lidské moči se dostávají do kanalizační sítě a dále na čistírny odpadních vod, odkud jsou jejich zbytkové koncentrace (v řádech jednotek až desítek ng/l) vypouštěny do povrchových vodních toků [3]. V poslední době je velmi sledovanou látkou syntetický hormon 17 α -ethinylestradiol z důvodu vysokého příspěvku na podíl endokrinní aktivity v odpadních vodách a povrchových vodních tocích, ačkoliv jeho koncentrace bývají na od-tocích z ČOV nižší ve srovnání s obsahem přírodních hormonů [4].

Slibným řešením se stává nasazení účinných technologií do terciárního stupně dočištění odpadních vod. Mezi technologie s vysokým potenciálem pro degradaci estrogenních hormonů patří pokrokové oxidační technologie (AOP) založené na vytváření hydroxylového radikálu, který působí jako silné oxidační činidlo. Hydroxylový radikál působí neselektivně, reaguje s širokou škálou organických sloučenin a štěpí je na méně škodlivé meziproducty [5]. Řada studií prokázala účinnost ozonizace pro degradaci estrogenních hormonů. Je však nutné zdůraznit, že se jednalo převážně o testování samotné ozonizace v laboratorních podmínkách, které se mohou diametrálně lišit od reálné situace. Huber a kol. [6] úspěšně použili ozonizaci (dávka ozonu $2 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$) na odstranění 500 ng/l 17 β -estradiolu v biologicky vyčištěné vodě při pH 7 a teplotě 17°C . Obdobně Larcher a kol. [7] testovali účinnost odstranění 17 β -estradiolu a 17 α -ethinylestradiol. V případě prvního jmenovaného hormonu byla dávka $50 \text{ }\mu\text{g/l}$ ozonu účinná na celkové odstranění včetně meziproductů z počáteční koncentrace $50 \text{ }\mu\text{g/l}$ pod mez detekce ($0,3 \text{ }\mu\text{g/l}$). Druhý jmenovaný (17 α -ethinylestradiol) o počáteční koncentraci 50 a $500 \text{ }\mu\text{g/l}$ byl při dávkách ozonu 50 a $500 \text{ }\mu\text{g/l}$ odstraněn pod mez detekce ($0,3 \text{ }\mu\text{g/l}$) [7]. Z dalších estrogenních hormonů byla odzkoušena v laboratorních podmínkách kompletní degradace estronu ozonizací (počáteční koncentrace 15 ng/l , konečná koncentrace $< 5 \text{ ng/l}$, dávka ozonu $10 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$) z komunálních odpadních vod [4].

Tento článek je jedním z výstupů řešeného projektu AO-P4Water. Projekt je zaměřen na ověření možnosti pro recyklaci vody v papírenském a textilním průmyslu za využití kombinace vybraných pokrokových oxidačních procesů (ozon a ozon s peroxidem vodíku a UV zářením) s biologickým čištěním s důrazem na omezení provozních nákladů spojených s použitím těchto technologií. V projektovém konsorciu jsou zastoupeni partneři z Německa (Papiertechnische Stiftung), Belgie (CELABOR), Slovinska (Gospodarska zbornica Slovenije, Univerzita v Ljubljani a Institut za Vode Republike Slovenije) a České republiky (CREA Hydro&Energy, o.s. a AQUA PROCON s.r.o.). Cílem tohoto příspěvku je shrnout poloprovozní zkušenosti s použitím AOP technologií pro terciární dočištění komunálních odpadních vod se zaměřením na odstraňování estrogeních hormonů.

Poloprovozní testování ozonizace a AOP technologií

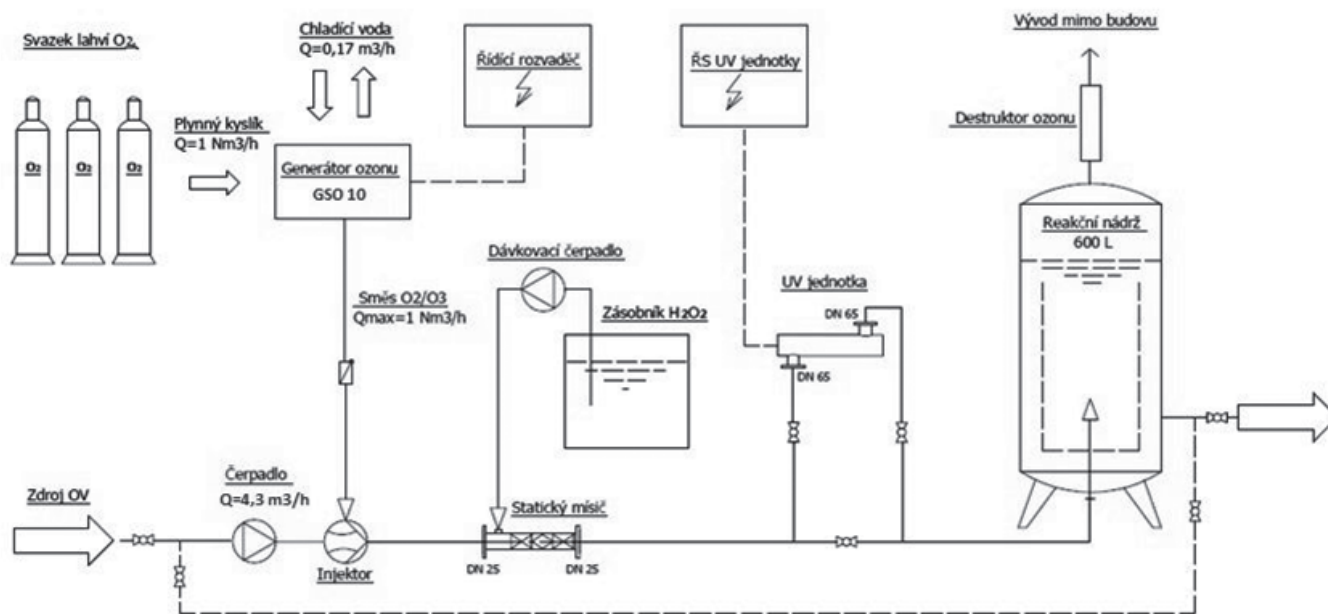
V rámci řešeného projektu byla ověřena účinnost ozonizace a vybraných kombinací ozonu s dalšími AOP (O_3 /UV, O_3 / H_2O_2 , O_3 / H_2O_2 /UV) v poloprovozních podmínkách na odstraňování vybraných estrogeních hormonů z komunálních odpadních vod. Testování probíhalo na vzorcích vyčištěných odpadních

vod z ČOV Mikulov. Kapacita ČOV Mikulov je 24 850 EO a základní technologická linka je tvořena mechanickým předčištěním, následnou oběhovou aktivací s předřazenou selektorovou sekci a dosazovacími nádržemi pro odsazení vloček aktivovaného kalu. Odtok z dosazovacích nádrží je opatřen obtokem s instalovanými mikrosíty. Poloprovozní testování probíhalo přímo v areálu ČOV. Odtok z dosazovací nádrže byl rovněž odběrným místem, odkud byla čištěná odpadní voda přiváděna k poloprovozní ozonizační jednotce. Odpadní voda na odtoku z ČOV měla následující parametry: pH = 7,3, $CHSK_{Cr} = 30$ mg/l, $BSK_5 = 3$ mg/l, nerozpuštěné látky 10 mg/l. Z vybraných parametrů bylo sledováno odstranění zabarvení, mikrobiálního znečištění a snížení $CHSK$ a BSK_5 .

Pro testování byla využita poloprovozní ozonizační jednotka dodaná společností Disa v.o.s. Jednotlivé prvky byly do systému vřazovány dle aktuálně testované kombinace. Ozon byl generován poloprovozním generátorem ozonu EFFIZON GSO 10 (OZOMATIC) s maximální produkční kapacitou 28,2 g O_3 /hod. K výrobě ozonu byl použit čistý stlačený kyslík dodaný ve svazcích lahví (Linde Gas). Plyná směs kyslíku a ozonu byla nasávána v místě injektoru do tlakového systému s proudící odpadní vodou. Plyn s kapalinou byl dále veden do statického míšiče, kde došlo k promísení obou substancí, a dále do reakční nádoby z nerezové oceli o pracovním objemu 600 l. Uzavřený okruh (injektor, statický míšič, reakční nádoba) s cirkulující odpadní vodou umožnil peri-



Obrázek 1. Pilotní ozonizační jednotka.



Obrázek 2. Schéma pilotní ozonizační jednotky.

odické navyšování celkové dávky ozonu v proudící vodě a tím sledování postupné degradace znečištění v závislosti na této dávce. Pro testování kombinací s UV zářením byly zdroji UV nízkotlaké rtuťové UV lampy (každá o výkonu 230 W) umístěné po obvodu skleněné trubice, kterou proudila čištěná voda. Vše bylo uzavřeno v ochranném kovovém obalu. Ke kontinuálnímu dávkování peroxidu bylo využito dávkovací membránové čerpadlo GRUNDFOS o maximální kapacitě 1,9 l/hod. Odpadní voda byla v poloprovozní sestavě recirkulována odstředivým čerpadlem LOWARA. Při daných podmínkách byl průtok pro testování degradace estrogenních hormonů 3,8 m³/hod. Vzorčky byly odebírány v pravidelných intervalech na odtoku z reakční nádoby.

Dávky ozonu, peroxidu vodíku i UV byly do vody vnášeny kontinuálně v daných bodech systému v průběhu celého měření. Z důvodu cirkulace celého objemu reakční nádoby docházelo k postupnému navyšování aplikované dávky při každém cyklu. Přisávání ozonu do tlakového systému a vnos do statického mísiče zajistily vysokou míru přestupu do vody ve srovnání s laboratorními probublávanými reaktory. Rychlost vnosu ozonu do systému byla 0,0875 g O₃/m³/min. Dávka ozonu byla zvolena jako 1,6 násobek dávky peroxidu vodíku.

Účinek ozonizace a vybraných AOP technologií na odstranění estrogenních hormonů

Po potřeby měření byly koncentrace vybraných estrogenních hormonů (Sigma Aldrich) nadávkovány, aby bylo možné sledovat jejich postupnou degradaci v průběhu měření. Počáteční koncentrace vybraných estrogenních hormonů jsou uvedeny v následující tabulce (tab. 1).

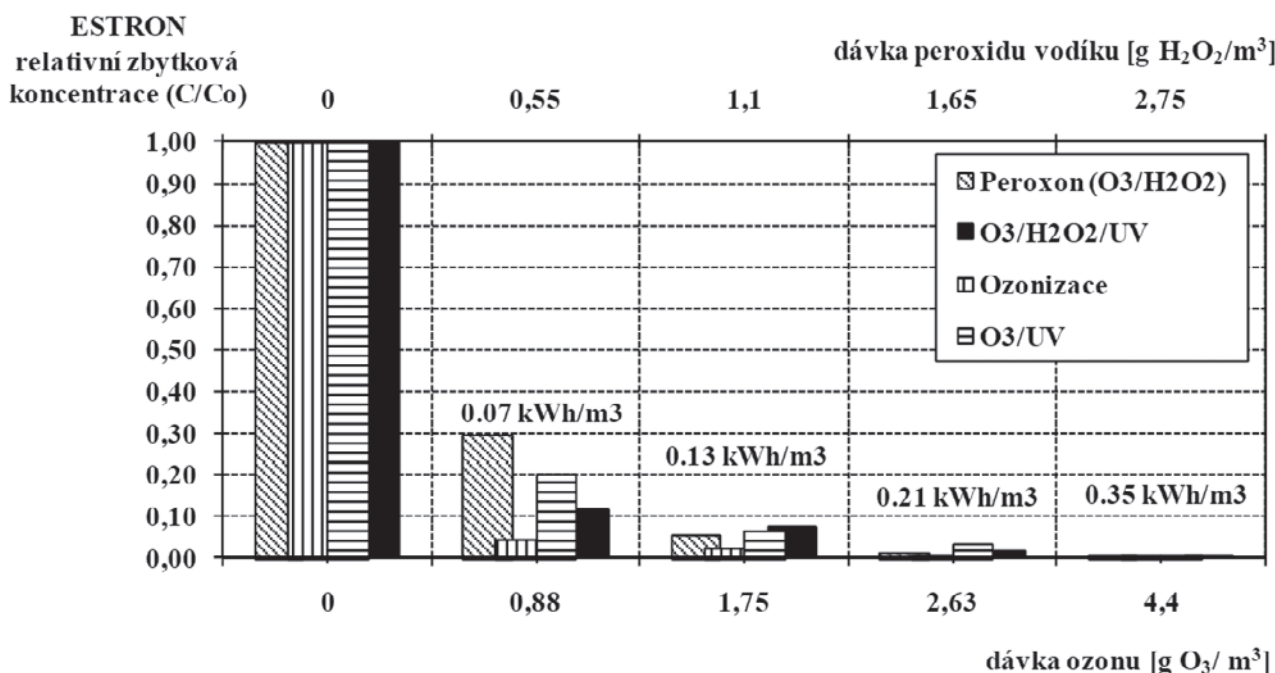
Tabulka 1. Úvodní koncentrace vybraných estrogenních hormonů v odpadní vodě.

	Estron [ng/l]	Estradiol [ng/l]	Estriol [ng/l]	Ethinylestradiol [ng/l]
O ₃	1647,5	2008,0	1974,0	2539,5
O ₃ /H ₂ O ₂	1790,0	1724,0	2063,5	2149,5
O ₃ /UV	2128,0	2636,0	2100,5	2967,0
O ₃ /H ₂ O ₂ /UV	1947,5	2884,5	2523,0	3588,0

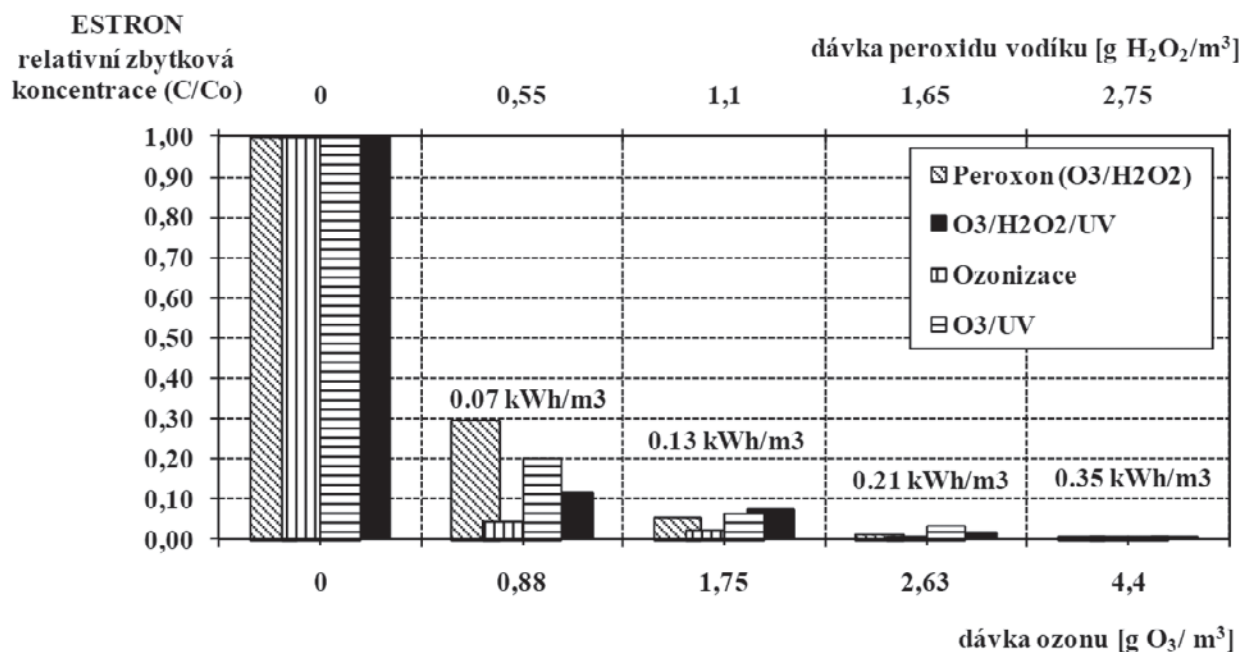
Průběh degradace sledovaných estrogenních hormonů při použití různých technologií je uveden v následujících grafech (obr. 3-6). Z výsledků je patrné, že při samotné ozonizaci už nízké dávky ozonu vedly k významné degradaci vybraných estrogenních hormonů. Ze sledovaných hormonů se estron odbouřoval nejrychleji. Při dávce 0,88 g O₃/m³ bylo dosaženo 95,8% odstranění, ačkoliv estron se při konvenčním biologickém čištění odbourává nejhůře. Estron je meziproduktem estradiolu a jeho koncentrace jsou v odtoku obvykle desetkrát vyšší než koncentrace estradiolu [3]. Degradace ostatních sledovaných hormonů byla nižší. Celková degradace při dávce 4,4 g O₃/m³ dosáhla 99,8 % pro estron, 99,7 % pro estradiol a 99,7 % pro ethinylestradiol.

Dále byl v rámci řešení projektu sledován účinek kombinace vybraných AOP (O₃/UV, O₃/H₂O₂, O₃/H₂O₂/UV) na degradaci estrogenních hormonů. V případě kombinace O₃/UV nebylo při stejných dávkách ozonu sledováno zvýšení účinnosti, naopak došlo k mírnému snížení. Účinnost byla pro všechny sledované estrogenní hormony již při prvním odběru vzorků (tj. při dávce 0,88 g O₃/m³ a 0,07 kWh/m³ UV záření) vyrovnaná, pohybovala se v rozmezí 79,9 % (estron) po 58,1 % (estriol). Výsledné koncentrace estrogenů v závěru měření byly srovnatelné s hodnotami dosaženými při samotné ozonizaci. V literatuře [8] byl prokázán pozitivní vliv kombinace O₃/UV na rychlost degradace velké skupiny testovaných farmak.

V případě kombinace O₃/H₂O₂ byla při stejné dávce ozonu dosažená účinnost odstranění pro sledované estrogenní hormony s výjimkou estriolu nejvyšší. Účinnost odstranění při prvním odběru vzorků (tj. při dávce 0,88 g O₃/m³ a dávce 0,55 g H₂O₂/m³) se pohybovala v rozmezí 70,4 % (estron) po 74,4 % (ethinylestradiol). Celková účinnost v závěru měření (po aplikované dávce ozonu 4,4 g O₃/m³ a dávce 2,75 g H₂O₂/m³) opět dosáhla hodnoty přes 99 %. Nicméně u této kombinace nebylo prokázáno zvýšení účinnosti z důvodu možné inhibice degradačního procesu. Možnou příčinou mohlo být překročení rovnoměrné koncentrace peroxidu vodíku, kdy dochází k pohlcování hydroxylových radikálů molekulami H₂O₂ a tedy ke zpomalení celé reakce [9]. K pohlčení hydroxylových radikálů molekulami H₂O₂ dochází při výrazném překročení stechiometrického poměru, které v našem případě ale nebylo dosaženo (hmotnostní



Obrázek 2. Schéma pilotní ozonizační jednotky.



Obrázek 3. Průběh degradace estronu ozonizací a ozonizací v kombinaci s vybranými AOP v závislosti na nadávkováném množství ozonu, UV záření a peroxidu vodíku.

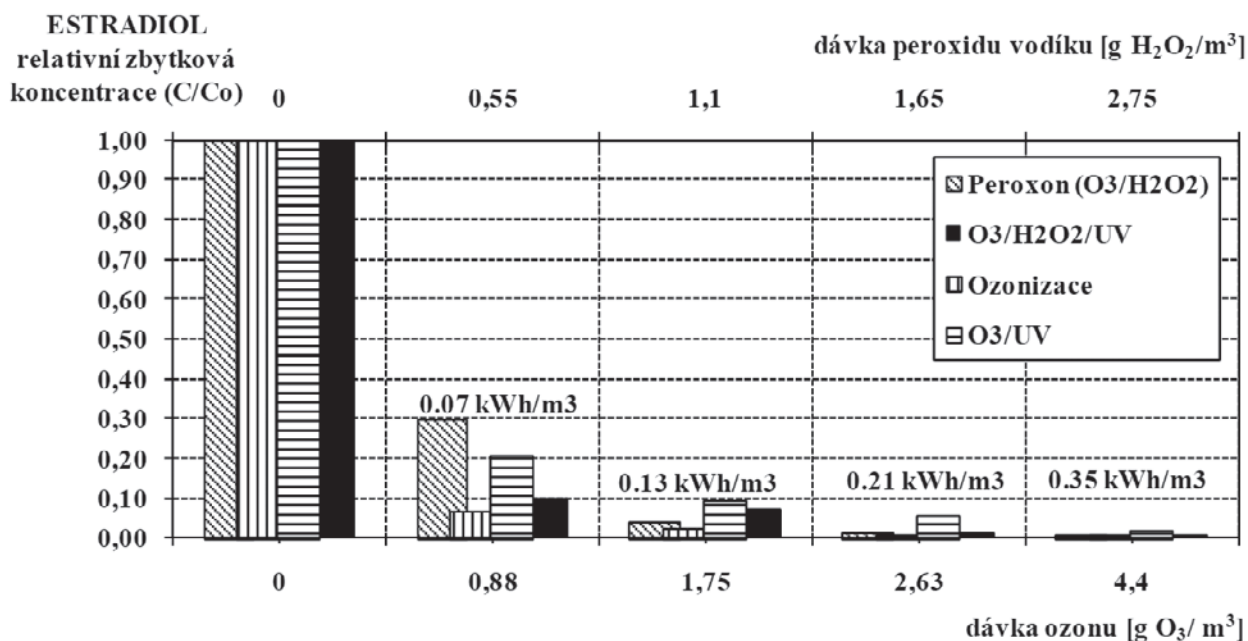
poměr H₂O₂/O₃ = 0,63). Naopak v literatuře [8] byl zdokumentován pokles účinnosti oproti samotné ozonizaci u vybraných farmak i při vhodných dávkách H₂O₂.

Poslední z testovaných kombinací AOP byla kombinace O₃/H₂O₂/UV. Ani u této kombinace nebylo prokázáno zvýšení účinnosti na odbourávání estrogenních hormonů oproti ozonizaci. Jak je patrné z uvedených grafů, v porovnání s ostatními procesy byla tato kombinace po ozonizaci nejúčinnější pro všechny testované hormony s výjimkou estriolu. Nejrychlejší reakce byla dosažena u enthynylestradiolu, kde již při prvním odběru vzorků (tj. při dávce 0,88 g O₃/m³, dávce 0,55 g H₂O₂/m³ a 0,07 kWh/m³ UV záření) došlo k poklesu koncentrace o 92,5 %. V závěru měření byla celková účinnost srovnatelná s ostatními technologiemi. Degradace všech sledovaných estrogenních hormonů byla pod 99 %. Podobně

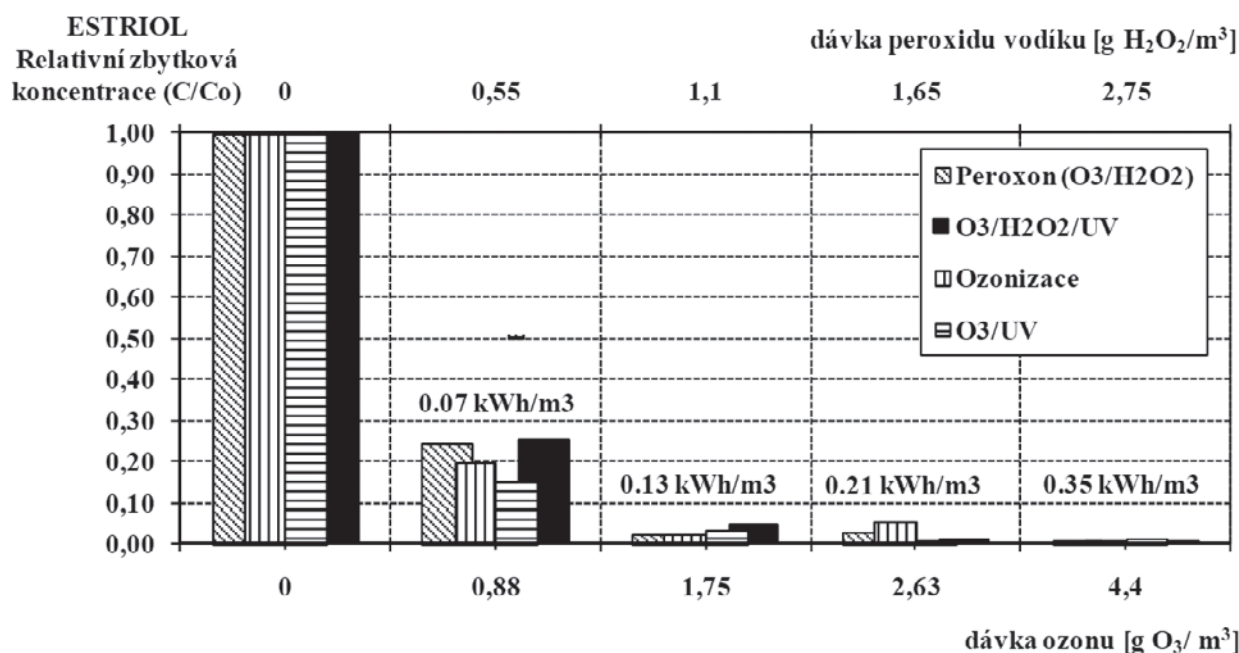
jako u předchozí kombinace (O₃/H₂O₂) je nutné i při trojkombinaci aplikovat optimální poměr obou složek. Při volbě nevhodného poměru může dojít v důsledku nadbytku H₂O₂ k pohlcování hydroxylových radikálů a tím ke zpomalení celého degradačního procesu [10].

Závěr

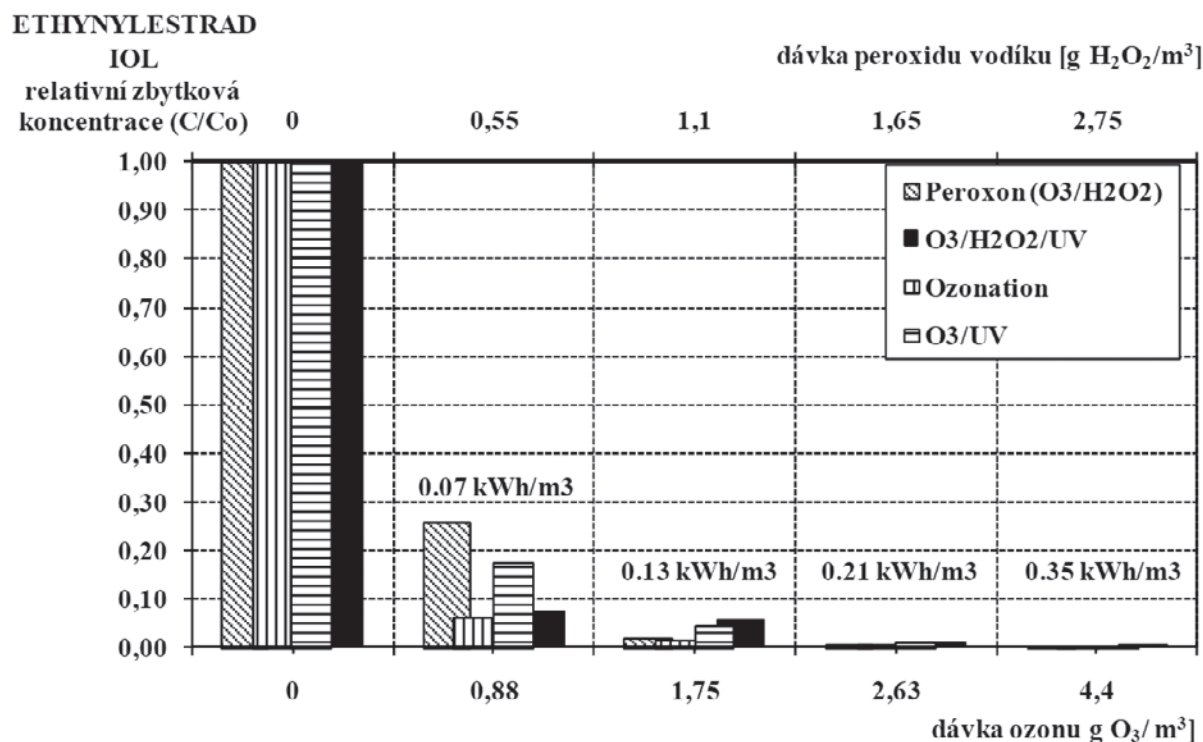
Výsledky ukázaly, že ozonizace a na ní založené technologie jsou účinné, a proto perspektivní metody pro odbourání estrogenních hormonů z vyčištěných odpadních vod. Testování však neprokázalo zvýšení účinnosti odstranění sledovaných estrogenních hormonů při nasazení kombinací AOP. Nejúčinnější technologií byla samotná ozonizace, která již při nejnižších dávkách ozonu (0,88 g O₃/m³ odpadních vod) vedla ke snížení kon-



Obrázek 4. Průběh degradace 17β-estradiolu ozonizací a ozonizací v kombinaci s vybranými AOP v závislosti na nadávkováném množství ozonu, UV záření a peroxidu vodíku.



Obrázek 5. Průběh degradace estriolu ozonizací a ozonizací v kombinaci s vybranými AOP v závislosti na nadávkováném množství ozonu, UV záření a peroxidu vodíku.



Obrázek 6. Průběh degradace 17α-ethinylestradiolu ozonizací a ozonizací v kombinaci s vybranými AOP v závislosti na nadávkováném množství ozonu, UV záření a peroxidu vodíku.

centrace o 93,3%. Dá se tedy předpokládat, že pro degradaci velmi nízkých zbytkových koncentrací v odtoku z komunálních čistíren odpadních vod postačí minimální dávky ozonu.

Poděkování

Projekt je realizován v rámci programu CORNET pro projekty mezinárodního kolektivního výzkumu. Účast českých partnerů na výzkumných aktivitách je podporována z programu Spolupráce-Klasy Operačního programu Podnikání a inovace Ministerstva průmyslu a obchodu.

Literatura

- [1] ARCAND-HOY, L.D., NIMROD, A.C., a BENSON, W.H. *Endocrine-Modulating Substances in the Environment: Estrogenic Effects of Pharmaceutical Products*. International Journal of Toxicology, 1998, 17, 139-158.
- [2] CRISP, T.M., CLEGG, E.D., COOPER, R.L., WOOD, W.P., ANDERSON, D.G., BAETCKE, K.P., HOFFMANN, J.L., MORROW, M.S., RODIER D.J., SCHAEFFER, J.E., TOURT, L.W., ZEEMAN M.G., PATEL, Y.M. *Environmental endocrine disruption: an effects assessment and analysis*. Environmental Health Perspectives, 1998, 106, 11-56.
- [3] D'ASCENZO, G., DI CORCIA, A., GENTILI, A., MANCINI, R., MASTROPASQUA, R., NAZZARI, M., SAMPERI, R. *Fate of natural*

estrogen conjugates in municipal sewage transport and treatment facilities. Science of the Total Environment, 2003, 302 (1-3), 199–209.

[4] TERNES, T.A., STÜBER, J., HERMANN, N., MCDOWELL, D., RIEDL, A., KAMPMANN, M., TEISER, B. *Ozonation: a tool for removal of pharmaceuticals, contrast media and musk fragrances from wastewater*. Water Research, 2003, 37(8), 1976–1982.

[5] TUNAY, O., KABDASLI, I., ARSLAN-ALATON, I. a OLMEZHANCI, T. *Chemical Oxidation Applications for Industrial Wastewaters*. IWA publishing, London, 2010. 360 s. ISBN: 9781843393078.

[6] HUBER, M.M., GÖBEL, A., JOSS, A., HERMANN, N., LÖFFLER, D., MCARDELL, C.S., RIED, A., SIEGRIST, H., TERNES, T.A., GUNTEN, U. *Oxidation of Pharmaceuticals during Ozonation of Municipal Wastewater Effluents: A Pilot Study*. Environmental Science Technology, 2005, 39(11), 4290–4299.

[7] LARCHER, S., DELBÈS, G., ROBIAIRE, B., YARGEAU, V. *Degradation of 17 α -ethinylestradiol by ozonation – Identification of the by-products and assessment of their estrogenicity and toxicity*. Environment International, 2012, 39, 66–72.

[8] KIM, I., KIM, S., LEE, H. a TAHALA, H. *Effects of Adding UV and H₂O₂ on the Degradation of Pharmaceuticals and Personal Care Products during O₃ Treatment*. Environmental Engineering Research, 2011, 16(3), 131 – 136.

[9] VON GUNTEN, U. *Ozonation of drinking water. Part I. Oxidation kinetics and product formation*. Water Research, 2003, 37, 1443–1467.

[10] United States Environmental Protection Agency. *Ultrox International Ultraviolet Radiation/Oxidation Technology, Application Anylysis Report*. 1990.

SLEDOVÁNÍ STABILIZAČNÍ NÁDRŽE KOBYLICE

Martina Beránková¹, Jana Valdmanová², Václav Štastný³

¹ Ing. Martina Beránková, Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v. v. i.,
zkušební laboratoř vodohospodářských zařízení, Podbabská 30, Praha 6, tel. 220 197 271, martina_berankova@vuv.cz

² Ing. Jana Valdmanová, Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v. v. i.,
Oddělení vodohospodářské infrastruktury, Podbabská 30, Praha 6, tel. 220 197 237, jana_valdmanova@vuv.cz

³ Ing. Václav Štastný, Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v. v. i.,
vedoucí odboru technologie vody, Podbabská 30, Praha 6, tel. 220 197 249, vaclav_stastny@vuv.cz

Abstrakt

Príspevok shrnuje poznatky ze sledování malé dočišťovací nádrže, která je součástí ČOV v menší obci. V rámci výzkumného projektu TAČR č. TA01021419 „Výzkum intenzifikace venkovských a malých ČOV neinvestičními prostředky“ probíhá výzkum ověřování vlivu biotechnologických přípravků na chod ČOV jednak domovních a jednak venkovských. V této souvislosti probíhají dlouhodobá měření srovnávající stav před a po aplikaci příslušného přípravku na malé venkovské ČOV skládající se z mechanického stupně a z tzv. biologického rybníku. Výsledky mohou být zajímavé i pro provozovatele malých vodních nádrží s kombinovaným užíváním, neboť jde o dlouhodobý ověřovací pokus. Tato nádrž byla sledována v průběhu roku 2011, od následujícího roku je sledována už za pravidelného používání biotechnologického přípravku. Sledují se chemické parametry ve třech profilech a posuzují se hydrobiologické parametry. V této nádrži je větší znečištění, než je u kombinované používaných malých tzv. „návesních rybníků“, běžné.

Klíčová slova: stabilizační nádrž; biotechnologický přípravek.

Abstract

This paper push of information from observation of biological pound where is part of country l wastewater teatment plantP in the little wilager.i. Under the terms of research project TACR n. TA01021419 „Intenzication of research on rura small wastewater treatment plant non-capital fund “

Také place research verify of influence a biotechnological preparation under operation and effect on wastewater treatment plants. This is long-term measurments . which compare original situation abot situation after application biotechnological prepareate on wastewarter treatment plant The verify plant consist of mechanical part and bilogical pound. The resalts could be interesting about preparators of combined using pound.

Keywords: Reservoir of stabilization; biotechnological preparation.

Úvod

Součástí ČOV v menší obci Kobylce je dočišťovací nádrž, která je monitorovaná od roku 2011. Sledují se zde jak fyzikálně chemické tak hydrobiologické vlastnosti. Součástí sledování je aplikace biotechnologických přípravků a jejich vliv na kvalitu vody.

Fyzikálně-chemické sledování

Vzorky pro sledování chemických a fyzikálních ukazatelů byly odebírány v období duben až prosinec 2011 v měsíčních intervalech. Vzorky byly odebírány jako dvouhodinové směsné vzorky, v říjnu byl proveden 24 - hodinový odběr. V následujícím roce sledování probíhalo již během aplikace enzymatických prostředků. Rovněž byly odebrány 24 – hodinové vzorky a to v roce 2012 v říjnu a v roce 2013 v květnu. Výsledky sledování ČOV v roce 2013 nejsou předmětem tohoto sdělení.

Vzorky byly odebírány v těchto profilech:

- Příklad (koryto mezi vyústěním odpadních vod a usazovací nádrží)
- Mechanika (koryto mezi usazovací nádrží a biologickým rybníkem)
- Odtok (místo u odtoku z rybníka)

Sledované ukazatele

Sledovanými fyzikálními ukazateli jsou pH, teplota, konduktivita, oxidačně - redukční potenciál a průtok. Chemickými ukazateli jsou koncentrace kyslíku, chemická spotřeba kyslíku, biologická spotřeba kyslíku, nerozpuštěné látky, amoniakální dusík, dusitanový dusík, dusičnanový dusík, celkový dusík, celkový fosfor a fosforečnany.

Fotodokumentace odběrových míst je vyobrazena na obrázcích 1 až 3.



Obrázek 1. Příklad do usazovací nádrže.



Obrázek 2. Zemní usazovací nádrž.

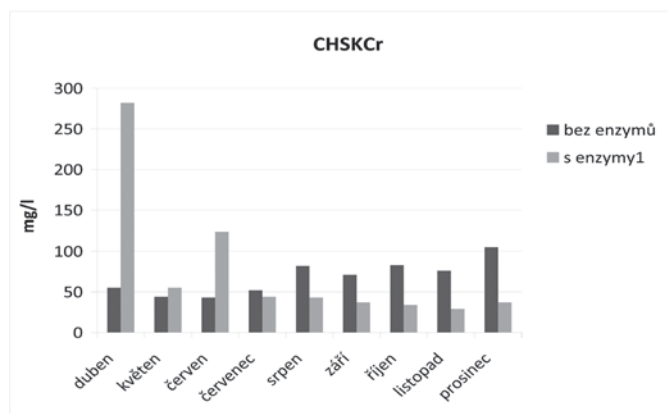


Obrázek 3. Biologický rybník.

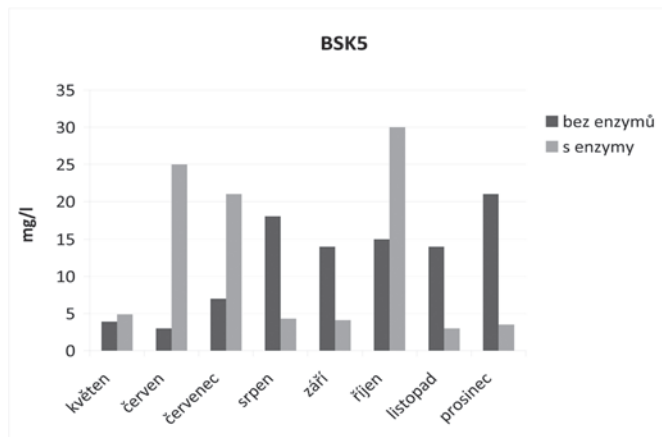
Výsledky

V grafech číslo 1 až 8 je vyneseno srovnání koncentrace fyzikálně chemických parametrů na odtoku z ČOV Kobylice v letech 2011, tedy v referenčním období a v roce 2012 během aplikace enzymatických prostředků. Výsledky jsou vyneseny pro odpovídající období (měsíc) roku referenčního spolu s výsledky vlastního pokusu.

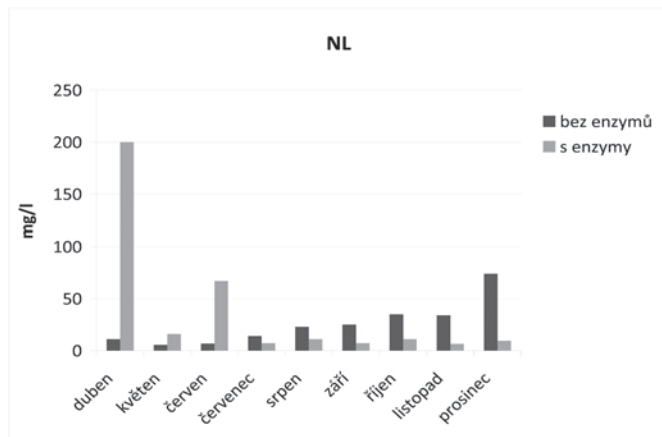
Zatím není možné sledování kompletně vyhodnotit, důležité budou výsledky z druhého roku trvání pokusu, měření v roce 2013 stále probíhají v kombinaci s dlouhodobým sledováním hydrobiologických parametrů.



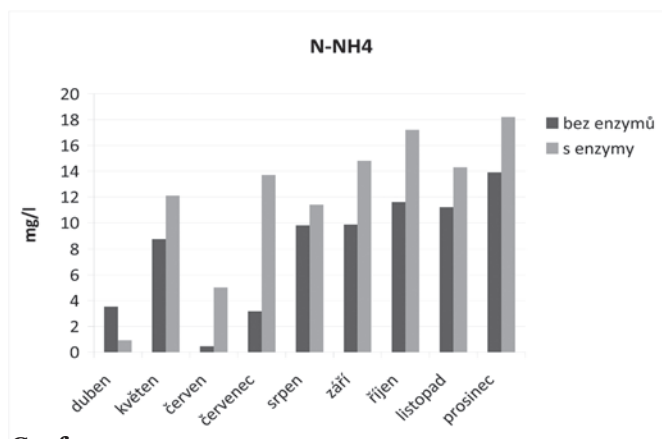
Graf 1.



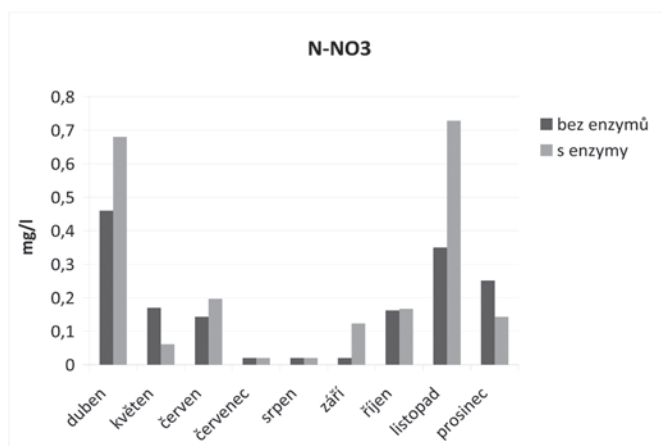
Graf 2.



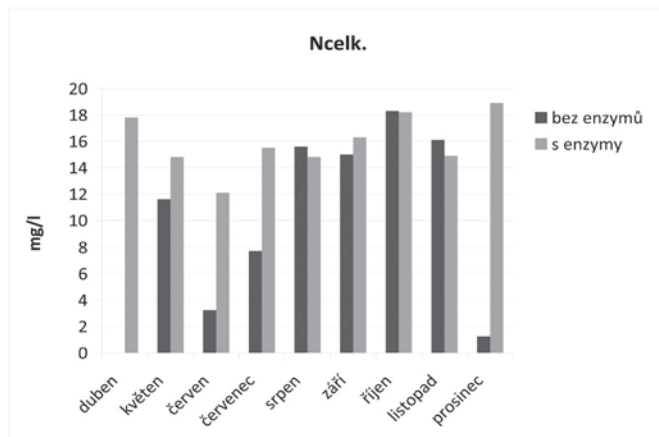
Graf 3.



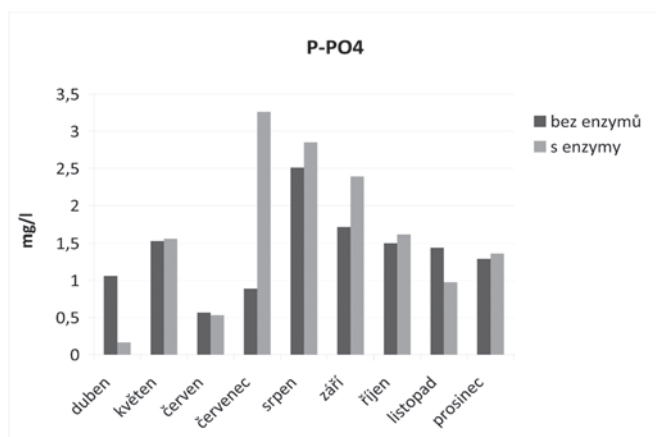
Graf 4.



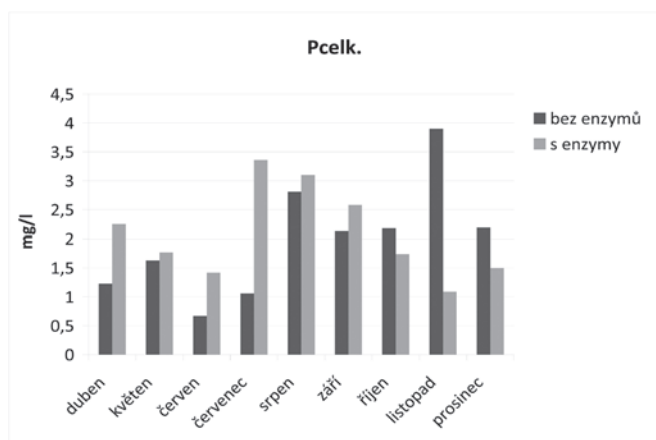
Graf 5.



Graf 6.



Graf 7.



Graf 8.

Hydrobiologické sledování

Vzorky pro kvalitativní a kvantitativní analýzu fytoplanktonu byly odebírány z povrchové vrstvy vody v prostoru zemní usazovací nádrže a u přítoku a odtoku vody ze stabilizační nádrže (rybníka). Vzorky pro hodnocení hydrobiologické složky ekosystému (fytoplankton, zooplankton) byly v roce 2012 odebírány srovnatelnými metodami jako v roce 2011. V období leden-prosinec bylo provedeno celkem 20 odběrů: interval odběru vzorků byl mimo vegetační období (leden-březen; říjen-prosinec) čtyřtýdenní; ve vegetačním období (duben-září) čtrnáctidenní. Sledování letos probíhá ve stejných intervalech jako v loňském roce.

Vzorky byly odebírány v profilech:

- Zemní usazovací nádrž (fytoplankton)
- Stabilizační nádrž – přítok (fytoplankton, zooplankton)

- Stabilizační nádrž – odtok (fytoplankton, zooplankton)

Sledované ukazatele

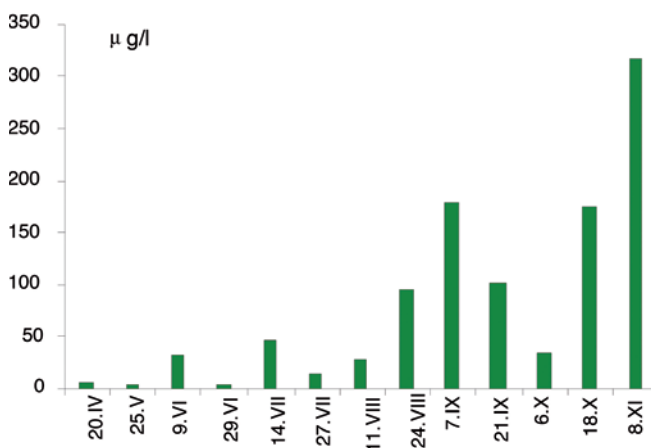
Byly sledovány tyto ukazatele:

- Biomasa fytoplanktonu (jako koncentrace chlorofylu-a)
- Kvalitativní složení fytoplanktonu
- Abundance zooplanktonu
- Kvalitativní složení zooplanktonu

Součástí každého odběru vzorků ze stabilizační nádrže bylo měření průhlednosti vody, teploty, pH a koncentrace rozpuštěného kyslíku.

Výsledky hydrobiologie

Analýza vzorků zahrnovala rozbor druhového složení fytoplanktonu a stanovení koncentrace chlorofylu-a, jako měřítka biomasy fytoplanktonu. Ve fytoplanktonu zemní usazovací nádrže po celé období (2012) převažoval drobný zelený bičíkovec z rodu *Chlamydomonas*, ojediněle se vyskytoval zástupce ze skupiny krásnooček (*Euglena viridis*). Začátkem podzimu (říjen) se v biocenóze začali ve velké míře uplatňovat bezbarví bičíkovci, vláknité bakterie a zástupce purpurových bakterií z rodu *Chromatium*. V profilech „Stabilizační nádrž-přítok“ a „Stabilizační nádrž-odtok“ bylo množství fytoplanktonu od dubna do srpna poměrně nízké ve srovnání s předchozí lokalitou. Změny koncentrace chlorofylu-a ($\mu\text{g/l}$) v obou sledovaných profilech jsou znázorněny na grafu 9 a 10. Ve fytoplanktonu obou odběrových profilů se vyskytoval také zástupce rodu *Chlamydomonas* a *Euglena viridis*, ale v biocenóze převažoval zástupce bakterií z rodu *Chromatium* a bezbarví bičíkovci. Přítomnost vysokého množství bakterií r. *Chromatium* sp. způsobila jednak načervenalé zbarvení vody v rybníce a jed-

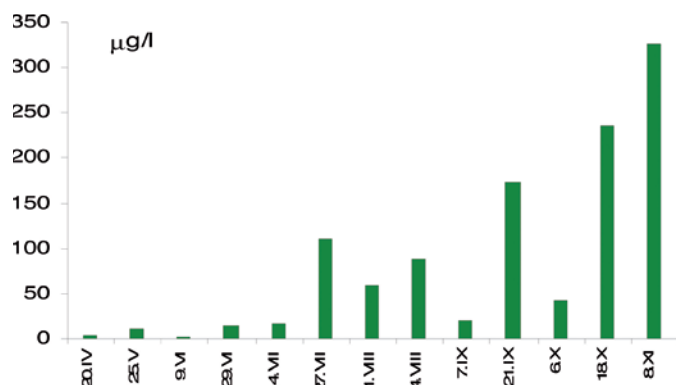


Graf 9.

nak částečně interferovala stanovení koncentrace chlorofylu-a (ve vzorcích odebraných na odtoku 27.7., 24.8., a 7.9.). Během října a listopadu došlo k významnému nárůstu biomasy fytoplanktonu v obou odběrových profilech až na hodnoty přes 300 μg chlorofylu-a/l (viz. Graf 9 - 10). Ve fytoplanktonu se kromě uvedeného zeleného bičíkovce r. *Chlamydomonas* objevili zástupci ze skupiny zelených kokálních řas (r. *Chlorella*, *Kirchneriella*, *Monoraphidium*, *Oocystis*, *Scenedesmus*).

Závěr

Výzkum pro ověřování vlivu biotechnologických přípravků na chod venkovských ČOV bude pokračovat dále až do roku 2014. Budou nadále probíhat měření srovnávacího stavu před



Graf 10.

a po aplikaci příslušného přípravku na malé venkovské ČOV. Odběry pro fyzikálně-chemické i hydrobiologické rozborů bu-

dou probíhat ve stejných intervalech jako v minulých letech. Vlastní vyhodnocení pokusu je plánováno v roce 2014, spolu s krátkodobými ověřovacími zkouškami na dalších lokalitách. Výsledky by měly být zajímavé nejen pro provozovatele ČOV ale i pro provozovatele malých nádrží v obci – tzv „návesních rybníčků“ které jsou v mnoha případech používány k dočišťování dešťových vod, ale mnohdy i odtoků ze septiků zaústěných do dešťové kanalizace v obci.

Poděkování

Publikované výsledky byly získány s použitím dotačních prostředků Technologické Agentury České republiky v rámci řešení výzkumného projektu TAČR č. TA01021419 „Výzkum intenzifikace venkovských a malých ČOV neinvestičními prostředky“.

VLIV REALIZOVANÝCH POZEMKOVÝCH ÚPRAV NA KVALITU VODY VN HUBENOV

Jana Podhrázká, Petr Karásek, Jana Konečná, Dagmar Stejskalová

Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i., Lidická 25/27, 602 00, Brno, tel. 541 126 278, podhrazska.jana@vumop.cz

Abstrakt

Vodárenská nádrž Hubenov slouží jako zásobní nádrž pitné vody pro město Jihlavu. Již v letech 1995 a 1996 byly ve VÚMOP, v.v.i. pro celé povodí nádrže (48 km²) zpracovány studie z hlediska možnosti přispění procesu pozemkových úprav ke stabilizaci a zlepšení kvality povrchové vody. Od roku 1996 do současnosti proběhly komplexní pozemkové úpravy v šesti katastrálních územích v povodí a byla realizována četná společná zařízení. Plány společných zařízení byly koncipovány s ohledem na specifické zájmy ochrany půdy a vody. V rámci pozemkových úprav se v povodí vybudovaly záchytné meze s průlehy, retenční nádrže a realizovalo se lokální plošné a pásové zatravnění.

Předmětem příspěvku je vyhodnocení dlouhodobých změn kvality vody v jednotlivých subpovodích nádrže (povodí Maršovského potoka) na základě dat z monitoringu. Porovnávala se kvalita vody v období před pozemkovými úpravami (1986-1999) s obdobím po realizaci společných zařízení (2000-2010). Jako ukazatelé byly vybrány fosfor, dusík a nerozpustné látky. Výsledky ukazují, že za uvedené období klesá četnost vysokých koncentrací sledovaných látek. Právě v tomto subpovodí se vyskytuje nejvíce realizovaných pozemkových úprav.

Klíčová slova: komplexní pozemkové úpravy; integrované řešení ochrany vodního zdroje; kvalita povrchových vod.

Abstract

Water basin Hubenov serves as a reservoir of drinking water for the city of Jihlava. VÚMOP, v.v.i. performed already in 1995 and 1996 a study from the viewpoint of the contribution of land adjustments to stabilize and improve the quality of surface water for the whole catchment basin (48 km²). Since 1996 to the present have been processed complex land consolidations in six cadastral areas in the catchment and then there have been realized many common facilities. Plans of common facilities were designed with the specific interests of the protection of soil and water. In the frame of landscape planning there has been built bulks with ditches, retention ponds and the local area and band grassing has been implemented.

The focus of this paper is to evaluate long-term water quality changes in individual basin (basin Maršovský stream) based on water quality data monitoring. There was compared the water quality in the period before processing the land consolidation (1986-1999) with the period after the implementation of common facilities (2000-2010). Phosphorus, nitrogen and suspended solids were selected as indicators. The results show that the frequency of the high concentration of monitored substances decreases during the observed period. Just at this catchment there have been realized the most of complex land consolidations.

Úvod

Vodárenská nádrž Hubenov je určena jako zásobní nádrž pitné vody pro město Jihlavu. Zájmové území vodárenské nádrže

tvoří tři dílčí povodí, ze kterých je nádrž napájena – povodí Maršovského potoka, Jedlovského a Jiřínského potoka. Jedná se o území o rozloze cca 48,36 km². Území zasahuje do sedmnácti katastrů, bezprostředně kolem nádrže leží kat. území Hubenova, Ježená a Výskytné nad Jihlavou.

V obecné poloze lze konstatovat, že vodní toky v malých a středních povodích jsou znečišťovány a degradovány často stejnými nebo velmi podobnými situacemi či problémy. Řešení ochrany VN Hubenov sahá do poloviny 90. let. Již v této době byla pro území zpracována studie na zajištění vstupních údajů, které by zajišťovaly urychlené a kvalitní zpracování komplexních pozemkových úprav ve výše uvedených povodích. Na základě novely vodního zákona (zákon č. 254/2001 Sb., a pozdější předpisy) byla navržena revize stávajících pásem hygienické ochrany (PHO). Studie návrhu revize PHO byla vypracována v letech 1995 - 1998 ve spolupráci Povodí Moravy, s.p. a VÚMOP Praha (dnes VÚMOP, v.v.i.).

Návrh nových ochranných pásem vodárenské nádrže Hubenov, nabyl platnosti dne 19.12. 2008, kterým byla stanovena ochranná pásma prvního a druhého stupně vodárenské nádrže Hubenov.

V povodí VN Hubenov provádí Povodí Moravy, s.p., od roku 1986 kontinuální sledování jakosti vody v odběrných místech v měsíčních intervalech. Příspěvek se zabývá vyhodnocením trendů v kvalitě přítoků do nádrže a jejich možných souvislostí s opatřeními k ochraně půdy a vody uskutečněné prostřednictvím pozemkových úprav

Materiál a metody

Na základě provedené analýzy situace v povodí vodárenské nádrže, bylo pro vodárenskou nádrž Hubenov navrženo stanovení ochranného pásma vodního zdroje prvního stupně (OP I) a ochranného pásma druhého stupně (OP II) tvořeného jednotlivými zónami.

Rozsah ochranných pásem

Ochranné pásmo prvního stupně (OPI) zahrnuje celou plochu nádrže při maximálním vzdutí a přilehlé plochy ve vzdálenosti 50-100 m od hladiny maximálního vzdutí a slouží k ochraně vodního zdroje v jeho bezprostřední blízkosti. Součástí OP I je i vlastní těleso hráze VN-Hubenov s komunikací.

Ochranné pásmo druhého stupně (OP II) je navrženo jako systém zón diferencované ochrany vodního zdroje. Tvoří ho zóna zvýšení ochrany, zóny údolních niv a silniční zóny.

Zóna zvýšené ochrany (ZZO) je součástí ochranného pásma druhého stupně vodárenské nádrže Hubenov. Tvoří ji pozemky trvalých travních porostů a částečně pozemky ostatních ploch kolem ochranného pásma prvního stupně. Tyto pozemky navazují na lesní porosty v OP I.

Zóny údolních niv (ZÚN) obsahují nelesní pozemky navazující na hlavní vodní toky (Jedlovský, Jiřínský a Maršovský potok) a jejich přítoky. Pozemky jsou převedeny do trvalých travních porostů.

Silniční zóny (SZ) jsou navrhovány na vyčleněných komunikacích.

Pro všechna navrhovaná ochranná pásma je navržen speciální režim, který formou zákazu a omezení stanoví příslušná omezení pro ochranu vodního zdroje.

Navržená ochrana povodí

VN Hubenov – principy a zdůvodnění

Při navrhování speciální ochrany v povodí vodárenské nádrže Hubenov se vycházelo z posouzení podmínek hospodaření v povodí nádrže a z vyhodnocení monitoringu kvality vod na přítocích do nádrže a v nádrži samotné. Z celkového hodnocení vyplynulo, že většina zjištěných možných zdrojů ohrožení jakosti a zdravotní nezávadnosti vod je řešitelná důsledným dodržováním zákonných předpisů obecné ochrany vod.

Dalšími důležitými faktory, které se podílejí na zvýšené ochraně povodí Hubenovské nádrže a umožňují podstatné snížení výměry speciálně chráněných ploch, jsou:

1. Realizované pozemkové úpravy v katastrech zasahujících do povodí. Bylo zde již zrealizováno více než 23 000 m² protierozních mezí s doprovodnou linií vegetací, 40 ha ochranných zatravnění a ochranných zasakovacích pásů a téměř 250 ha, na nichž bylo vyloučeno pěstování erozní rizikových plodin.
2. Všechna katastrální území v povodí VN Hubenov jsou zařazena do zranitelných oblastí dle nařízení vlády č. 103/2003 Sb., o stanovení zranitelných oblastí a o používání a skladování hnojiv a statkových hnojiv, střídání plodin a provádění protierozních opatření v těchto oblastech, ve znění pozdějších předpisů, kde je zprísňený režim hospodaření.
3. Významná část povodí je navíc chráněná speciální ochranou území vyplývající ze zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, ve znění pozdějších předpisů, jedná se o přírodní rezervace, přírodní památky, národní přírodní památky a další ekologicky významné krajinné prvky.

Výše uvedené skutečnosti mají podstatný vliv na stanovení limitů a možnosti řešení území z hlediska udržitelného hospodaření na ZPF. Pro hospodaření na ZPF ve zranitelných oblastech jsou závazné zásady správné zemědělské praxe.

Zásady správné zemědělské praxe pro ochranu vod před znečištěním dusičnany ze zemědělských zdrojů stanovují doporučení, jak při zemědělské činnosti omezit úniky dusičnanů do povrchových a podzemních vod. Významnou roli při dodržování zásad správné zemědělské praxe hrají pozemkové úpravy, které prostřednictvím realizací opatření, navržených v plánech společných zařízení, mohou omezit škodlivé účinky eroze a povrchového splachu nerozpuštěných látek a živin do povrchových vod, jakož i zabránit zrychlené infiltraci vody do půdy a následně drenážními systémy do povrchových vod (Dumbrovský, M. 2004). Pozemkové úpravy, realizované v povodí VN, byly proto podrobeny analýze a provedeno vyhodnocení realizovaných opatření z hlediska jejich rozsahu a druhu.

Tabulka 2. Celkový rozsah realizovaných společných zařízení KPÚ v povodí nádrže.

	PM	Rybníky	Zatravnění	Břehové porosty	Náklady
Celkem	4,30	2,87	19,30	2,55	9 046

Erozní smyv ve spojitosti s odvodněním pozemků a v návaznosti na podpovrchový odtok může mít negativní vliv na kvalitu vody na přítocích do vodárenské nádrže. Proto byla vyhodnocena erozní ohroženost území.

Kvalita vody na přítocích do vodárenské nádrže Hubenov je v současné době sledována s.p. Povodím Moravy v těchto profilech: Maršovský potok v obci Ježená, Maršovský potok v ústí, Jiřinský přívaděč v Ježeně a Jedlovský potok nad přívaděčem. Pro vypracování trendů vývoje kvality vody na přítocích do nádrže byla použita data z let 1986–2010. Odebírány byly bodové vzorky s četností 1x za měsíc. Pro posouzení ovlivňování hospodaření v povodí nádrže byl vybrán profil Maršovský potok v obci Ježená.

Výsledky a diskuze

Vodní eroze zemědělských půd

Na přísunu živin do vodních toků se podílí významnou měrou i vodní eroze (Podhrázská, J., Dufková, J. 2005). Povodí nádrže je tvořeno mimořádně členitými morfolozickými poměry. Jsou obdělávány pozemky (jako orná půda), které mají vysokou sklonitost i svažitost. Do zemědělských půdních bloků jsou tak sjednoceny pozemky morfolozicky nejednotné. Povodí má vysoké zornění přes 63 %.

Pro každý pozemek v povodí byla stanovena jejich potenciální ohroženost vodní erozí podle Janečka a kol. (2000,). Zastoupení kategorií pozemků ohrožených vodní erozí ukazuje tab.1.

Označení	Kategorie	Rozsah [%]
1.	pozemky bez ohrožení erozí	12,8
2.	pozemky náchylné k erozi	7,3
3.	pozemky mírně ohrožené erozí	52,3
4.	pozemky ohrožené erozí	6,0
5.	pozemky silně ohrožené erozí	4,8
6.	pozemky nejohroženější erozí	16,8

Tabulka 1. Zastoupení kategorií pozemků ohrožených vodní erozí.

Z tab. 1 je zřejmé, že povodí vodárenské nádrže je náchylné až velmi náchylné k vodní erozi. Více než čtvrtina pozemků (27,6 %) je potenciálně ohrožena, silně ohrožena až nejohroženější. Přes polovinu pozemků je ohroženo mírně, ale i toto mírné ohrožení je nutno zohledňovat při způsobu obhospodařování. V případě přívalového deště jsou i tyto pozemky erozně ohroženy. Problematika vodní eroze byla na některých katastrech řešena v rámci komplexních pozemkových úprav, které byly navrhovány a prováděny v letech 1995–2001 a v návaznosti na územní systémy ekologické stability. Při řešení protierozní ochrany s použitím biotechnických či stavebně technických prvků byla brána do úvahy i existence odvodnění.

Opatření pozemkových úprav v povodí nádrže

V povodí byly v letech 1997–2003 vypracovány projekty KPÚ pro jednotlivá k.ú. a byly vypracovány realizační projekty prvků plánů společných zařízení KPÚ. Při provádění pozemkových úprav bylo využito metodických materiálů (Dumbrovský, M. a kol. 1995, Prudký, J. a kol. 1994). V sedmi katastrech v povodí nádrže byly realizovány KPÚ a v rámci společných zařízení KPÚ

byla vybudována řada protierozních mezí, rybníků, byl zvýšen rozsah zatravnění. Jde o katastry Hubenov, Dušejov, Ježená, Zbilidy, Mirošov, Hojkov, Milíčov a Boršov.

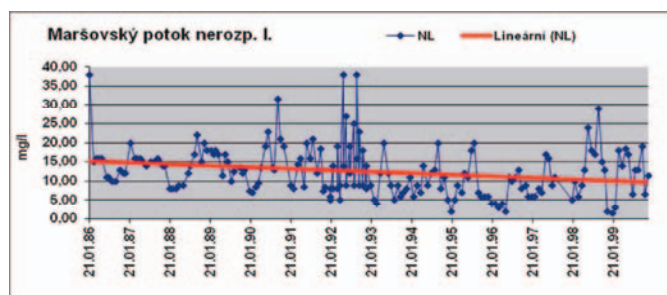
Rozsah realizovaných společných zařízení KPÚ je uveden v tabulce 2.

V povodí jsou v sedmi katastrech realizovány KPÚ. Je realizováno 4,3 ha protierozních mezí, 19,30 ha protierozního zatravnění, 2,87 ha rybníků (celkové náklady na realizaci společných zařízení představují více než 9 mil korun).

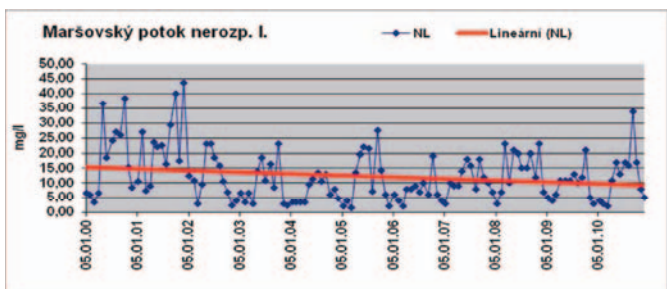
Výsledky jakosti vody v odběrných profilech

Grafické znázornění vývoje jakosti v těchto profilech bylo zpracováno pro ukazatele: nerozpuštěné látky (obr.1,2), N-NO₃ (obr.3,4), celkový P (obr. 5,6).

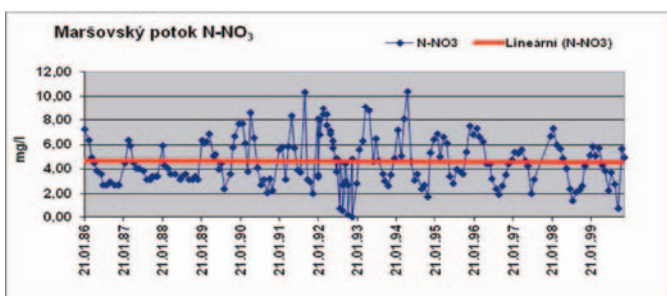
Dále byly pro tyto profily zpracovány tabulární přehledy vývoje vybraných ukazatelů kvality v za dvouletí v hodnotách C₉₀ s hodnocením dle ČSN 75 7221 (Klasifikace jakosti povrchových vod).



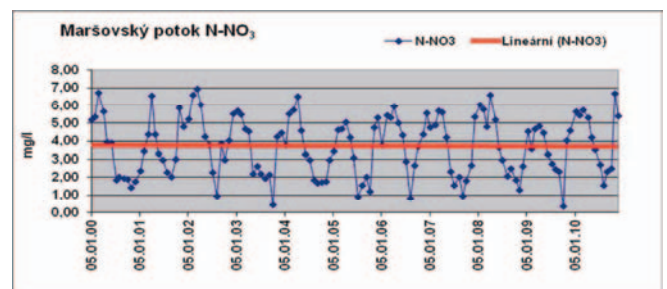
Obrázek 1. Vývoj koncentrací NL 1986-1999.



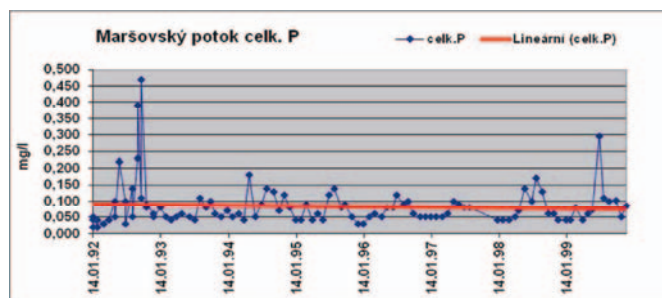
Obrázek 2. Vývoj koncentrací NL 2000-2010.



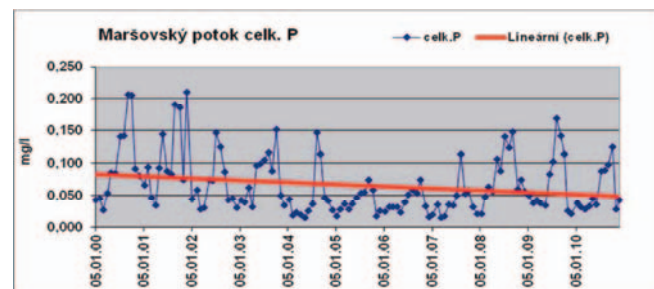
Obrázek 3. Vývoj koncentrací N-NO₃ 1986-1999.



Obrázek 4. Vývoj koncentrací N-NO₃ 2000-2010.



Obrázek 5. Vývoj koncentrací celk.P 1986-1999.



Obrázek 6. Vývoj koncentrací celk.P 2000-2010.

Z uvedených grafů a tabulky vyplývá:

- Množství dusičnanového dusíku N-NO₃ bylo do roku 97 ve 3. třídě jakosti, po tomto roce dochází ke snížení koncentrací a hodnoty c₉₀ již spadají do kategorie o jednu třídu lepší. V grafickém hodnocení je patrný klesající trend obsahu koncentrací dusičnanového dusíku až od r. 2000, v období 1986 - 1999 trend nevykazuje pokles ani nárůst.
- U koncentrace celkového fosforu, pomineme-li dvouletí 1992 - 1993 a 2000 - 2001 se hodnota c₉₀ drží ve druhé třídě, pouze ve výše uvedených dvouletích ze zhoršila přechodně na III. třídu jakosti povrchových vod. Z grafů lze dobře vidět snižující se trend obsahu celkového fosforu, přičemž v období 2000 - 2010 je tento trend výraznější.
- Nerozpuštěné látky v grafickém vyhodnocení vykazují mírný klesající trend. V tabelárním hodnocení statistických hodnot C₉₀ není tento pokles tak patrný.

Závěr

V rámci ochrany vodárenského zdroje Hubenov bude vhodné učinit další opatření vedoucí k omezení plošného znečištění. Toho lze dosáhnout zejména cíleným zatravněním rizikových lokalit (Kvítek, T. a kol. 2004) a dalšími opatřeními k ochraně před škodlivým povrchovým odtokem. Realizací těchto opatření prostřednictvím společných zařízení v pozemkových úpravách lze docílit trvalé změny druhů pozemků a tím zachování jejich ochranné funkce (Dumbrovský, M. 2004). Na kvalitu vody v povodí má vliv mnoho faktorů, na základě zpracovaných analýz nelze tedy zcela jednoznačně prokázat míru vlivu dosavadních realizovaných opatření v pozemkových úpravách. Nesporný význam však mají pozemkové úpravy pro podporu ekologické stability krajiny a pro zabezpečení obecné ochrany prostřednictvím uplatnění správné zemědělské praxe na pozemcích s optimálním tvarem a velikostí a údržbou technických opatření. Do budoucna by bylo vhodné dobudovat protierozní a protipovodňová opatření v celém povodí nádrže a dále sledovat a vyhodnocovat jejich vliv na čistotu vody v přítocích do nádrže.

Tabulka 3. Maršovský potok v Ježená – C90.

		86-87	88-89	90-91	92-93	94-95	96-97	98-99	00-01	02-03	04-05	06-07	08-09
Rozp. O	mg/l	10,30	10,02	10,06	5,28	8,56	8,96	8,96	8,89	9,40	9,49	12,57	12,67
BSK-5	mg/l	5,62	4,07	4,41	4,00	4,05	4,12	4,74	4,54	3,34	4,56	3,52	3,9
ChSK-Cr	mg/l	20,70	17,40	24,10	22,00	31,32	23,96	30,94	35,45	30,72	31,33	28,61	30,01
Vodivost	mS/m	28,70	27,73	31,14	29,94	23,78	22,79	20,82	21,98	21,79	21,58	22,19	20,7
NL	mg/l	16,00	18,00	21,00	23,80	16,80	13,30	22,50	37,90	21,65	20,97	17,4	21
Fe	mg/l	0,080	0,157	0,350	0,380	0,671	0,622	0,567					
Mn	mg/l	0,000	0,100	0,137	0,514	0,267	0,162	0,107					
N-NH ₄	mg/l	0,156	0,343	0,598	0,588	0,311	0,149	0,095	0,126	0,149	0,106	0,208	0,098
N-NO ₃	mg/l	6,19	6,29	8,13	8,50	7,41	6,62	5,91	5,81	5,93	5,44	5,606	5,614
P celk.	mg/l				0,220	0,137	0,100	0,137	0,201	0,122	0,069	0,058	0,142
Chloridy	mg/l	21,27	21,00	19,00	0,00	14,05	13,72	13,40	13,44	10,67	10,25	11,1	41,28
Sírany	mg/l	77,69	73,80	53,90	0,00	49,70	47,32	43,31	46,20	44,70	45,50		

třída dle ČSN 75 7221					
	I. třída	II. třída	III. třída	IV. třída	V. třída
Rozp.O₂	>7,5	>6,5	>5	>3	<=3
BSK₅	<2	<4	<8	<15	>=15
CHSK-Cr	<15	<25	<45	<60	>=60
N-NH₄	<0,3	<0,7	<2	<4	>=4
N-NO₃	<3	<6	<10	<13	>=13
Pcelk	<0,05	<0,15	<0,4	<1	>=1
NL	<20	<40	<60	<100	>=100
vodivost	<40	<70	<110	<160	>=160
chloridy	<100	<200	<300	<450	>=450
sírany	<80	<150	<250	<400	>=400
Fe	<0,5	<1	<2	<3	>=3
Mn	<0,1	<0,3	<0,5	<0,8	>=0,8

Poděkování

Děkujeme Povodí Moravy, s.p. za poskytnuté hodnoty dlouhodobých měření.

Článek vznikl za podpory řešení projektu NAZV QJ1230066 Degradace půdy a její vliv na komplex půdních vlastností včetně návrhu nápravných opatření k obnově agroekologických funkcí půdy a výzkumného záměru MZE 0002704902 Integrované systémy ochrany a využití půdy, vody a krajiny v zemědělství a rozvoji venkova.

Literatura

Dumbrovský, M. a kol. *Metodický návod pro vypracování návrhů pozemkových úprav*. Praha: ČMKPÚ, 2004. 190 s.

DUMBROVSKÝ, M. a kol. *Doporučený systém protierozní ochrany v procesu komplexních pozemkových úprav*. Metodika 19/1995. Praha: VÚMOP Praha, 1995. 55 s.

JANEČEK, M., TIPPL, M., PIVCOVÁ, J., VETIŠKOVÁ, D. Způsoby omezení degradace půd erozí a systémy protierozní ochrany. Mapy potenciální ohroženosti zemědělských půd České republiky vodní a větrnou erozí. Výstup z řešení projektu NAZV EP7057. Praha: VÚMOP Praha-Zbraslav 2000.

KVÍTEK, T. a kol. *Zásady managementu využívání zón diferencované ochrany trvalými travními porosty v povodí vodárenských nádrží*. Metodika. Praha: VÚMOP Praha, 2004. 59 s. ISBN 80 - 239-3136-9.

PODHRÁZSKÁ, J., DUFKOVÁ, J. *Protierozní ochrana půdy*. Brno: MZLU Brno, 2005. 99 s. ISBN 80 - 7157 - 856 -8.

PRUDKÝ, J. a kol. *Specifika navrhování pozemkových úprav v územích zastavěných vodohospodářskými díly*. Výstup řešení výzkumného úkolu A0930950001 Komplexní pozemkové úpravy – metody a podklady pro legislativu. Metodika č. 11/1994. Praha: VÚMOP Praha, 1994. 30 s.

STEJSKALOVÁ, D. *Metodika krajinného plánu*. Brno: VÚMOP, v.v.i., 2008, 85 s. ISBN 978-80-904027-0-6.

Zákon č. 254/2001 Sb., O vodách, ve zn. pozd. předpisů

SEZNAM AUTORŮ

Adámek Zdeněk, doc. RNDr. CSc.

Ústav biologie obratlovců AV ČR, v.v.i., Květná 8, 603 65 Brno, tel. 543 422 523, adamek@ivb.cz

Ansorge Libor, Ing.

Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v.v.i., Podbabská 30/2582, 160 00 Praha, tel. 220 197 385, libor_ansorge@vuv.cz

Beneš Jaroslav, Ing.

Povodí Vltavy, státní podnik, Holečkova 8, 150 24 Praha 5, tel. 221 401 409, jaroslav.benes@pvl.cz

Beníšek Martin, Mgr. PhD.

Masarykova univerzita, RECETOX, Kamenice 5, 625 00 Brno, tel. 549 493 199, benisek@recetox.muni.cz

Beránek Jiří, Ing.

Povodí Ohře, státní podnik, Bezručova 4219, 430 03 Chomutov, tel. 474 636 282, beranek@poh.cz

Beránková Martina, Ing.

Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v.v.i., zkušební laboratoř vodohospodářských zařízení, Podbabská 30/2582, 160 00 Praha 6, tel. 220 197 271, martina_berankova@vuv.cz

Blabolil Petr, Mgr.

Biologické centrum AV ČR, v.v.i., Hydrobiologický ústav, Na Sádkách 7, 370 05 České Budějovice, tel. 387 775 838, blabolil.petr@seznam.cz

Bláha Luděk, prof. RNDr. PhD.

Masarykova univerzita, RECETOX, Kamenice 5, 625 00 Brno, tel. 549 493 194, blaha@recetox.muni.cz

Borovec Jakub, RNDr. Ph.D.

Biologické centrum AV ČR, v.v.i., Hydrobiologický ústav, Na Sádkách 7, 370 05 České Budějovice, tel. 387 775 877, jborovec@hbu.cas.cz

Boukal David S., doc. Ing. MgA. Ph.D.

Biologické centrum AV ČR, v.v.i., Hydrobiologický ústav, Na Sádkách 7, 370 05 České Budějovice, tel. 387 772 327, boukal@entu.cas.cz

Broža Vojtěch, prof. Ing. DrSc.

ČVUT v Praze, Fakulta stavební, Thákurova 7, 166 29 Praha 6, tel. 224 354 616, milecova@fsv.cvut.cz

Čapek Jan, Bc.

ČVUT v Praze, Fakulta stavební, Katedra hydrotechniky, Thákurova 7, 166 29 Praha 6, capek@fs.cvut.cz

Čech Martin, RNDr. PhD.

Biologické centrum AV ČR, v.v.i., Hydrobiologický ústav, Na Sádkách 7, 370 05 České Budějovice, tel. 387 775 870, carcharhinusleucas@yahoo.com

Čtvrtlíková Martina, Mgr. PhD.

Biologické centrum AV ČR, v.v.i., Hydrobiologický ústav, Na Sádkách 7, 370 05 České Budějovice, tel. 387 775 851, sidlatka@email.cz

Dobiáš Jakub, Mgr.

Povodí Vltavy, státní podnik, Na Hutmance 5a, 158 00 Praha 5, tel. 251 050 707, jakub.dobias@pvl.cz

Dostál Tomáš, doc. Dr. Ing.

Fakulta stavební, ČVUT v Praze, Katedra hydromeliiorací a krajinného inženýrství, Thákurova 7, 166 29 Praha 6, tel. 224 354 747, dostal@fsv.cvut.cz

Dostál Tomáš, doc. Ing. Dr.

ČVUT v Praze, Fakulta stavební, Katedra hydromeliiorací a krajinného inženýrství, Thákurova 7, 166 29 Praha 6, tel. 224 354 747, dostal@fsv.cvut.cz

Drašík Vladislav, RNDr. PhD.

Biologické centrum AV ČR, v.v.i., Hydrobiologický ústav, Na Sádkách 7, 370 05 České Budějovice, tel. 387 775 832, v.drastik@gmail.com

Duras Jindřich, RNDr. PhD.

Povodí Vltavy, státní podnik, Denisovo nábřeží 14, 304 20 Plzeň, tel. 602 429 682, jindrich.duras@pvl.cz

Fanta Dalibor, Ing.

ČVUT v Praze, Fakulta stavební, Katedra hydrotechniky, Thákurova 7, 166 29 Praha 6, tel. 224 354 674, dalibor.fanta@fsv.cvut.cz

Fiala Daniel, Mgr.

Výzkumný ústav vodohospodářský, T. G. Masaryka, v.v.i. Podbabská 30/2582, 160 00 Praha, tel. 220 197 348, fiala@vuv.cz

Filip Miroslav, Bc.

ČVUT v Praze, Fakulta stavební, Katedra zdravotního a ekologického inženýrství, Thákurova 7, 166 29 Praha 6, miroslav.filip.1@fsv.cvut.cz

Forejt Karel, RNDr.

Povodí Vltavy, státní podnik, Na Hutmance 5a, 158 00 Praha 5, tel. 251 050 701, karel.forejt@pvl.cz

Frouzová Jaroslava, Ing. PhD.

Biologické centrum AV ČR, v.v.i., Hydrobiologický ústav, Na Sádkách 7, 370 05 České Budějovice, tel. 387 775 870, j.frouzova@yahoo.com

Gawlik Bernd, Dr.

European Commission, Joint Research Centre, Ispra, Italy, bernd.gawlik@jrc.it

Geriš Rodan, Mgr.

Povodí Moravy, s. p., Dřevařská 11, 601 75 Brno, tel.: 541 637 326, geris@pmo.cz

Giesy John P., prof. PhD.

University of Saskatchewan, 44 Campus Drive, Saskatoon, SK S7N 5B3, Canada, tel. 306 966 4796, john.giesy@usask.ca

Hejzlar Josef, doc. Ing. CSc.

Biologické centrum AV ČR, v.v.i., Hydrobiologický ústav, Na Sádkách 7, 370 05 České Budějovice, tel. 387 775 876, hejzlar@hbu.cas.cz

Hilscherová Klára, Mgr. PhD.

Masarykova univerzita, RECETOX, Kamenice 5, 625 00 Brno, tel. 549 493 256, hilscherova@recetox.muni.cz

Hlavínek Petr, prof. Ing. CSc. MBA

AQUA PROCON s.r.o., Palackého tř. 12, 612 00 Brno, tel. 541 426 078, petr.hlavinek@aquaprocon.cz

Horský Martin, Ing. PhD.

ČVUT v Praze, Fakulta stavební, Katedra hydrotechniky, Thákurova 7, 166 29 Praha 6, tel. 224 354 614, martin.horsky@fsv.cvut.cz

Chuchma Filip, RNDr.

Český hydrometeorologický ústav, pobočka Brno, Křoftova 43, 616 67 Brno, tel. 541 421 030, filip.chuchma@chmi.cz

Janáč Michal, Mgr. PhD.

Ústav biologie obratlovců AV ČR, v.v.i., Květná 8, 603 65 Brno, tel. 543 422 515, janac@ivb.cz

Jarošová Barbora, RNDr.

Masarykova univerzita, RECETOX, Kamenice 5, 625 00 Brno, tel. 549 493 198, jarosova@recetox.muni.cz

Jurajda Pavel, Dr. Ing.

Ústav biologie obratlovců AV ČR, v.v.i., Květná 8, 603 65 Brno, tel. 543 422 523, jurajda@brno.cas.cz

Jůza Tomáš, Mgr. Ph.D.

Biologické centrum AV ČR, v.v.i., Hydrobiologický ústav, Na Sádkách 7, 370 05 České Budějovice, tel. 387 775 831, tomas.juza@seznam.cz

Kabele Jaroslav, Ing.

Sweco Hydroprojekt a.s., Tábořská 31, 140 16 Praha 4, tel. 261 102 441, jaroslav.kabele@sweco.cz

Karásek Petr, Ing.

Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i., Lidická 25/27, 602 00 Brno, tel. 541 126 273, karasek.petr@vumop.cz

Knížková Tereza, Ing.

Český hydrometeorologický ústav, pobočka Brno, Křoftova 43, 616 67 Brno, tel. 541 421 032, tereza.knizkova@chmi.cz

Kohut Mojmir, RNDr. PhD.

Český hydrometeorologický ústav, pobočka Brno, Křoftova 43, 616 67 Brno, tel. 541 421 031, mojmir.kohut@chmi.cz

Konečná Jana, Ing.

Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i., Lidická 25/27, 602 00 Brno, tel. 541 126 281, konecna.jana@vumop.cz

Kosour Dušan, Mgr.

Povodí Moravy, s. p., Dřevařská 11, 601 75 Brno, tel.: 541 637 312, kosour@pmo.cz

Koza Václav, RNDr.

Povodí Labe, státní podnik, Víta Nejedlého 951, 500 03 Hradec Králové, tel: 495 880 770, koza@pla.cz

Koželuh Milan, Mgr.

Povodí Vltavy, státní podnik, Holečkova 8, 150 24 Praha 5, tel. 377 307 385, milan.kozeluh@pvl.cz

Krása Josef, doc. Ing., Ph.D.

Fakulta stavební, ČVUT v Praze, Katedra hydromeliorací a krajinného inženýrství, Thákurova 7, 166 29 Praha 6, tel. 224 354 749, josef.krasa@fsv.cvut.cz

Kratochvíl Michal, RNDr. PhD.

Biologické centrum AV ČR, v.v.i., Hydrobiologický ústav, Na Sádkách 7, 370 05 České Budějovice

Kristová Alena, Ing.

Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v.v.i., Podbabská 30/2582, 160 00 Praha, tel. 595 134 853, alena_kristova@vuv.cz

Kubečka Jan, prof. RNDr. CSc.

Biologické centrum AV ČR, v.v.i., Hydrobiologický ústav, Na Sádkách 7, 370 05 České Budějovice, tel. 387 775 891, kubecka@hbu.cas.cz

Kučera Tomáš, Mgr.

Povodí Vltavy, státní podnik, Denisovo nábreží 14, 304 20 Plzeň, tel. 377 307 315, tomas.kucera@pvl.cz

Látal Milan, doc. Ing. CSc.

VODÁRENSKÁ AKCIOVÁ SPOLEČNOST, a.s., Soběšická 820/156, 638 01 Brno, tel. 545 532 111, latal@vasgr.cz

Liška Marek, RNDr. PhD.

Povodí Vltavy, státní podnik, Na Hutmance 5a, 158 00 Praha, tel. 251 050 708, marek.liska@pvl.cz

Loos Robert, Dr.

European Commission, Joint Research Centre, Ispra, Italy, robert.loos@jrc.it

Lubas Miroslav, Ing.

Sweco Hydroprojekt a.s., Táborská 31, 140 16 Praha 4, tel. 261 102 441, miroslav.lubas@sweco.cz

Marton Daniel, Ing. Ph.D.

Vysoké učení technické v Brně, Fakulta stavební, Ústav vodního hospodářství krajiny, Veveří 331/95, 662 00 Brno, tel. 541 147 773, marton.d@fce.vutbr.cz

Matěna Josef, doc. RNDr. CSc.

Biologické centrum AV ČR, v.v.i., Hydrobiologický ústav, Na Sádkách 7, 370 05 České Budějovice, tel. 387 775 840, matena@hbu.cas.cz

Matoušová Lenka, Ing.

Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v.v.i., Podbabská 30/2582, 160 00 Praha, tel. 220 197 317, lenka_matousova@vuv.cz

Mayhoferová Ilona, Bc.

Česká zemědělská univerzita v Praze, Kamýcká 129, 165 21 Praha 6 – Suchbát, tel. 234 381 111, mayhoferova@seznam.cz

Menšík Pavel, Ing. Ph.D.

Vysoké učení technické v Brně, Fakulta stavební, Ústav vodního hospodářství krajiny, Veveří 331/95, 662 00 Brno, tel. 541 147 773, mensik.p@fce.vutbr.cz

Mičaník Tomáš, Ing.

Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v.v.i., Podbabská 30/2582, 160 00 Praha, tel. 595 134 850, tomas_micanik@vuv.cz

Michal Marcel, Ing.

Povodí Vltavy, státní podnik, Denisovo nábreží 14, 304 20 Plzeň, tel. 377 307 394, marcel.michal@pvl.cz

Mrkvička Tomáš, doc. RNDr. Ph.D.

Biologické centrum AV ČR, v.v.i., Hydrobiologický ústav, Na Sádkách 7, 370 05 České Budějovice, tel. 387 772 700

Muška Milan, Mgr.

Biologické centrum AV ČR, v.v.i., Hydrobiologický ústav, Na Sádkách 7, 370 05 České Budějovice, tel. 387 775 848, muskamilan@seznam.cz

Novák Jiří, Ing.

VODÁRENSKÁ AKCIOVÁ SPOLEČNOST, a.s., Soběšická 820/156, 638 01 Brno, tel. 545 532 111, novak@vasgr.cz

Nováková Eva, Mgr.

Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i., Lidická 25/27, 602 00 Brno, tel. 541 126 273, novakova.eva@vumop.cz

Očásková Ivana, Mgr.

tel. 607 798 125, Ivana.Ocaskova@seznam.cz

Oppeltová Petra, Ing. PhD.

Mendelova univerzita v Brně, Ústav aplikované a krajinné ekologie, Zemědělská 1, 613 00 Brno, tel. 545 132 471, oppeltova@mendelu.cz

Pail Tomáš, Ing.

Povodí Ohře, státní podnik, Bezručova 4219, 430 03 Chomutov, tel. 474 636 289, pail@poh.cz

Pecharová Emilie, doc. RNDr. CSc.

Česká zemědělská univerzita v Praze, Kamýcká 129, 165 21 Praha 6 – Suchbát, tel. 224 386 206, pecharovae@knc.czu.cz

Pešoutová Radka, Ing. MSc.

CREA Hydro&Energy, o.s., Traubova 6, 602 00 Brno, tel. 541 426 083, pesoutova@creac.cz

Peterka Jiří, RNDr. Ph.D.

Biologické centrum AV ČR, v.v.i., Hydrobiologický ústav, Na Sádkách 7, 370 05 České Budějovice, tel. 387 775 838, jpeterkacz@yahoo.com

Podhrázká Jana, Ing. PhD.

Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i., Oddělení Pozemkové úpravy a využití krajiny, Lidická 25/27, 602 00 Brno, tel. 541 126 278, podhrazska.jana@vumop.cz

Potužák Jan, Ing. PhD.

Povodí Vltavy, státní podnik, Emila Piterra 1, 370 01 České Budějovice, tel. 724 308 205, jan.potuzak@pvl.cz

Prchalová Hana, RNDr.

Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v.v.i., Podbabská 30/2582, 160 00 Praha, tel. 220 197 356, hana_prchalova@vuv.cz

Prchalová Marie, RNDr. Ph.D.

Biologické centrum AV ČR, v.v.i., Hydrobiologický ústav, Na Sádkách 7, 370 05 České Budějovice, tel. 387 775 832, marie.prchalova@hbu.cas.cz

Rederer Luděk, Ing.

Povodí Labe, státní podnik, Víta Nejedlého 951, 500 82 Hradec Králové, tel: 495 880 667, rederer@pla.cz

Ricard Daniel, Mgr. PhD.

Biologické centrum AV ČR, v.v.i., Hydrobiologický ústav, Na Sádkách 7, 370 05 České Budějovice, tel. 387 775 855, daniel.ricard@gmail.com

Richter Pavel, Ing.

Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v.v.i., Podbabská 30/2582, 160 00 Praha, tel. 220 197 461, pavel_richter@vuv.cz

Rohlík Vladimír, Ing.

Povodí Vltavy, státní podnik, závod Horní Vltava, Litvínovická silnice 5, 370 01 České Budějovice, tel. 387 210 615, vladimir.rohlik@pvl.cz

Rosendorf Pavel, Mgr.

Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v.v.i., Podbabská 30/2582, 160 00 Praha, tel. 220 197 413, rosendorf@vuv.cz

Rožnovský Jaroslav, RNDr. CSc.

Český hydrometeorologický ústav, pobočka Brno, Křofтова 43, 616 67 Brno, tel. 541 421 020, roznovsky@chmi.cz

Říha Milan, Mgr. PhD.

Biologické centrum AV ČR, v.v.i., Hydrobiologický ústav, Na Sádkách 7, 370 05 České Budějovice, tel. 387 775 832, riha.milan@centrum.cz

Sajdlová Zuzana, Mgr. PhD.

Biologické centrum AV ČR, v.v.i., Hydrobiologický ústav, Na Sádkách 7, 370 05 České Budějovice, tel. 731 954 182, zuzana@sajdl.info

Satrpa Ladislav, doc. Ing. CSc.

Katedra hydrotechniky, Fakulta stavební, ČVUT v Praze, Thákurova 7, 166 29 Praha 6, tel. 224 354 618, satrpa@fsv.cvut.cz

Semerádová Silvie, Mgr.

Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v.v.i., Podbabská 30/2582, 160 00 Praha, tel. 220 197 416, semeradova_silvie@vuv.cz

Soukupová Kateřina, Ing.

Povodí Vltavy, státní podnik, Holečkova 8, 150 24 Praha 5, tel. 257 099 263, katerina.soukupova@pvl.cz

Starý Miloš, prof. Ing. CSc.

Vysoké učení technické v Brně, Fakulta stavební, Ústav vodního hospodářství krajiny, Veveří 331/95, 662 00 Brno, tel. 541 147 770, stary.m@fce.vutbr.cz

Stehlík Martin, Mgr.

Sweco Hydroprojekt a.s., Tábořská 31, 140 16 Praha 4, tel. 261 102 413, martin.stehlik@sweco.cz

Stejskalová Dagmar, Ing.

Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i., Oddělení Pozemkové úpravy a využití krajiny, Lidická 25/27, 602 00 Brno, tel. 541 126 274, stejskalova.dagmar@vumop.cz

Strítěský Luboš, Ing.

CREA Hydro&Energy, o.s., Traubova 6, 602 00 Brno

Svobodová Jitka, RNDr.

Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v.v.i., Podbabská 30/2582, 160 00 Praha, tel. 220 197 466, jitka_svobodova@vuv.cz

Šmejkal Marek, Mgr. PhD.

Biologické centrum AV ČR, v.v.i., Hydrobiologický ústav, Na Sádkách 7, 370 05 České Budějovice, tel. 777 600 460, mareks1@centrum.cz

Špaček Jan, Mgr. PhD.

Povodí Labe, státní podnik, Víta Nejedlého 951, 500 03 Hradec Králové, tel. 495 088 770, spacek@pla.cz

Štastný Václav, Ing.

Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v. v. i., vedoucí odboru technologie vody, Podbabská 30/2582, 160 00 Praha 6, tel. 220 197 249, vaclav_stastny@vuv.cz

Švancara Jiří, Ing.

Pöyry Environment a.s., Botanická 56, 602 00 Brno, tel. 541 554 340, jiri.svancara@poyry.com

Tajč Václav, Ing.

Povodí Vltavy, státní podnik, Holečkova 8, 150 24 Praha 5, tel. 377 307 383, vaclav.tajc@pvl.cz

Toman Michal, doc. Ing. CSc.

ČVUT v Praze, Fakulta stavební, Katedra hydrotechniky, Thákurova 7, 166 29 Praha 6, tel. 224 354 612, michal.toman@fsv.cvut.cz

Tušíer Michal, Mgr. PhD.

Biologické centrum AV ČR, v.v.i., Hydrobiologický ústav, Na Sádkách 7, 370 05 České Budějovice, tel. 387 775 848, micker@centrum.cz

Valdmanová Jana, Ing.

Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v.v.i., Oddělení vodohospodářské infrastruktury, Podbabská 30/2582, 160 00 Praha 6, tel. 220 197 237, jana_valdmanova@vuv.cz

Válek Jan, Ing.

Povodí Vltavy, státní podnik, Na Hutmance 5a, 158 00 Praha 5, tel. 251 050 711, jan.valek@pvl.cz

Valová Zdenka, Mgr. PhD.

Ústav biologie obratlovců AV ČR, v.v.i., Květná 8, 603 65 Brno, tel. 543 422 521, valova@ivb.cz

Vašek Mojžíř, Mgr. Ph.D.

Biologické centrum AV ČR, v.v.i., Hydrobiologický ústav, Na Sádkách 7, 370 05 České Budějovice, tel. 387 775 831

Vašek Petr, Ing.

1.Středočeská vodárenská a.s., Novohospodská 93, 261 01 Příbram, tel. 318 494 201, pvasek@1scv.cz

Vavřina Aleš, Ing.

Rybníkářství Pohořelice a.s., Vídeňská 717, 691 23 Pohořelice, tel. 519 424 273, vavrina@rybnikarstvi-pohorelice.cz

Vejřík Lukáš, Ing. Mgr. PhD.

Biologické centrum AV ČR, v.v.i., Hydrobiologický ústav, Na Sádkách 7, 370 05 České Budějovice, tel. 721 725 579, Vejrik.Lukas@seznam.cz

Veselý David, Ing.

Povodí Moravy, s.p., Dřevařská 11, 601 75 Brno, tel. 541 637 278, vesel@pmo.cz

Viskot Marek, Ing.

Povodí Moravy, s.p., Dřevařská 11, 601 75 Brno, tel. 541 637 252, viskot@pmo.cz

Vyskoč Petr, Ing.

Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v.v.i., Podbabská 30/2582, 160 00 Praha, tel. 220 197 425, petr_vyskoc@vuv.cz

Zahrádka Vlastimil, Ing.

Povodí Ohře, státní podnik, Bezručova 4219, 430 03 Chomutov, tel. 474 636 285, zahradka@poh.cz

Zapletal Tomáš, Ing.

Povodí Labe, státní podnik, Víta Nejedlého 951, 500 03 Hradec Králové, tel. 495 088 668, zapletalt@pla.cz

Znavor Petr, RNDr. Ph.D.

Biologické centrum AV ČR, v.v.i., Hydrobiologický ústav, Na Sádkách 7, 370 05 České Budějovice, tel. 387 775 850, znachy@hbu.cas.cz

Zukal Milan, Ing. Ph.D.

Katedra hydrotechniky, Fakulta stavební, ČVUT v Praze, Thákurova 7, 166 29 Praha 6, tel. 224 354 643, zukal@fsv.cvut.cz

Žatecký Stanislav, Ing.

VODNÍ DÍLA TBD a.s., Studená 909/2, 638 00 Brno, tel. 777 769 347, zatecky@vdtbd.cz



Umění spolupráce

Kvalita, přesnost a důslednost v každém detailu.
Společná koordinovaná práce lidí desítek oborů a profesí.
Schopnost řešit náročná zadání a odvaha hledat nová řešení.
Je tohle umění? Možná ne. Jen to dobře umíme.

- | | | | |
|---|---|---|--|
| 1 | 2 | 3 | 1/ Plavební komora České Vrbné |
| | | | 2/ Vodní dílo Dráteník |
| | | | 3/ Výstavba PPO Lužická Nisa, Jablonec nad Nisou |
| | 4 | | 4/ Obnova rybníka Jordán v Táboře |



Hydrotechnické stavby

- revitalizace toků
- rekonstrukce objektů na tocích (jezy, plavební komory, atd.)
- protipovodňová opatření
- odstraňování povodňových škod

Výstavba a rekonstrukce vodovodů a kanalizací

- čerpací stanice
- kanalizační a vodovodní řady v otevřených výkopech
- kanalizační a vodovodní řady v ražených štolách

Výstavba a rekonstrukce čistíren odpadních vod a úpraven vody

- průmyslové čistírny
- komunální čistírny
- úpravny vod

- Vodohospodářské stavby
- Rekultivační práce
- Sanace starých ekologických zátěží
- Hydrogeologie
- Nakládání s odpady
- Výsadba a údržba zeleně
- Bezvýkopová pokládka inženýrských sítí
- Řezání vysokotlakým vodním paprskem
- Řešení akustiky
- Tepelná čerpadla

www.talparpf.cz

Holvekova 36, 718 00 Ostrava-Kunčičky,
tel: 596 237 019, email: talparpf@talparpf.cz

HLAVNÍ ČINNOSTI SPOLEČNOSTI:

- vodovody a úprava vod • modelování distribučních sítí • snižování ztrát v rozvodných sítích
- stokování a čištění odpadních vod městských, průmyslových a jiných • technika skládkování
- vodní elektrárny všech typů a velikostí • rekonstrukce vodohospodářských objektů • úpravy a revitalizace vodních toků • jezová zařízení, vakové jezy, propusti a rybí přechody • hráze, přehrady • kolektory, tunely • ochrana proti erozi, rekultivace • zeměměřičství, pozemkové úpravy
- inženýrská geologie, hydrologie • analýzy všech druhů vod včetně technologických návrhů.

ZÁKAZNÍKŮM NABÍZÍME ZEJMÉNA:

- konzultační, poradenskou a posudkovou činnost
- nabídkovou dokumentaci • studie, generely
- dokumentaci pro územní rozhodnutí, stavební povolení a hodnocení vlivů na životní prostředí (EIA) • dokumentaci realizační a skutečného stavu
- zajištění vypsání veřejných soutěží • inženýrskou činnost při přípravě staveb, výstavbě a uvádění do provozu • manipulační a provozní řady • uvádění staveb do provozu a zkušební provoz • žádosti o subvence z podpůrných fondů EU (Fond soudržnosti, Strukturální fondy aj.) • veškeré průzkumné práce.

Ústředí:

Brno, Botanická 834/56, 602 00 BRNO, tel.: +420 541 554 111,
fax: +420 541 211 205, e-mail: trade.wecz@poyry.com

Pobočky:

Praha: Bezová 1658, 147 14 Praha 4, tel.: +420 244 062 353

Ostrava: Varenská 49, 701 00 Ostrava, tel.: +420 596 657 206

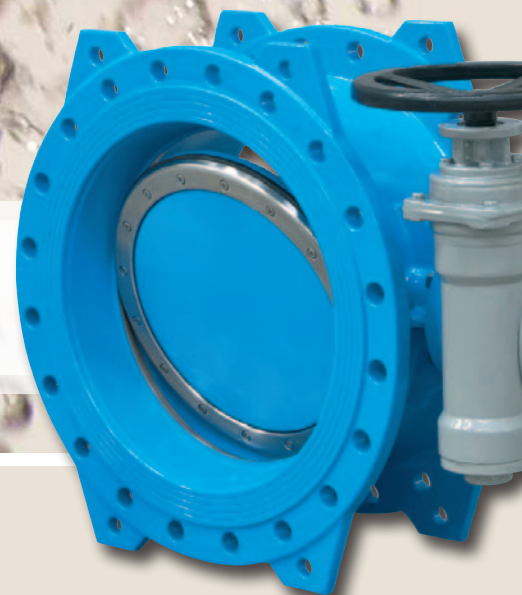
Trenčín: Organizační složka, Jesenského 3175, 911 01 Trenčín,
tel.: +421 326 522 600



The background of the advertisement is a high-speed photograph of water splashing, with many droplets frozen in time, creating a dynamic and energetic feel.

POTŘEBUJETE UZÁVĚR?

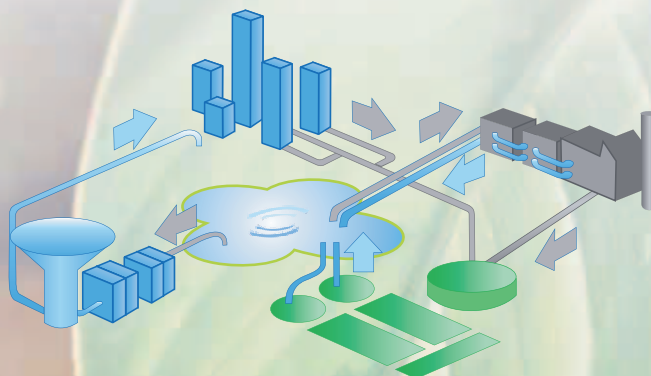
HAWLE. **MADE FOR GENERATIONS.**



HAWLE ARMATURY, spol. s r.o.

Říčanská 375
252 42 Jesenice u Prahy
www.hawle.cz

Telefon: +420 241 003 111
Fax: +420 241 003 333
E-mail: mail@hawle.cz



APLIKACE TECHNOLOGICKÝCH PROCESŮ

- úprava pitných a technologických vod
- adsorpce arzenu a dalších kovů z vody
- odkyselování a ztvrdování pitné vody
- Lake Restoration – obnova eutrofizovaných vodních nádrží
- bazénové technologie
- chemické srážení odpadních vod
- eliminace fosforu a organického znečištění v odpadních vodách
- potlačení vláknitých bakterií
- podpora denitrifikační aktivity a produkce bioplynu
- Odour Control – monitoring a regulace zápachu
- Scale Control – eliminace tvorby vodního kamene
- Foam Control - odpěňovací procesy
- DesinFix - dezinfekce odpadních a provozních vod
- zpracování kalů

PRODUKTY

- anorganické koagulanty na bázi železa a hliníku
- vysoce bazické polyaluminiumchloridy
- organické polymerní flokulanty a koagulanty
- speciální a směsné chemikálie
- odpěňovače, externí substráty, dezinfekční chemikálie
- antiinkrustanty, filtrační materiály
- krystalický mramor, vápenné mléko

TECHNOLOGICKÝ A TECHNICKÝ SERVIS

- laboratorní a provozní koagulační testy
- logistika
- skladovací a dávkovací zařízení
- odborné konzultace

CREA Hydro&Energy, o.s.

CREA Hydro&Energy, o.s. je klastř, který sdružuje firmy, výzkumné instituce a univerzity působící v oboru technologií pro vodohospodářské stavby, vodní a odpadové hospodářství a obnovitelné zdroje energie.

CREA Hydro&Energy, o.s. provádí výzkum, konzultace, průzkumy, projekty, výrobu, dodávky, instalace, testování, školení a speciální služby pro:

- **Vodní díla** (Přehrady, Úpravný vody, Vodní zdroje, Vodní elektrárny, Čistírny odpadních vod, Vodovody, ...)
- **Odpadové hospodářství** (Skládky, Sanace půd a vod, Energetické využití odpadů, ...)
- **Obnovitelné zdroje energie** (Vodní, větrné, solární a bioplynové elektrárny)



EVROPSKÁ UNIE
EVROPSKÝ FOND PRO REGIONÁLNÍ ROZVOJ
INVESTICE DO VAŠÍ BUDOUCNOSTI

Povodí Moravy, s.p.
Dřevařská 11, 601 75 Brno

www.pmo.cz

