

Sborník příspěvků STOKA 2013

Organizátor konference:

Katedra zdravotního a ekologického inženýrství, Fakulta stavební, ČVUT v Praze
Thákurova 7, 166 29 Praha 6, Česká republika
<http://kzei.fsv.cvut.cz/>

Místo a datum konání:

Telč, 13. – 14. 6. 2013

Odborný garant:

Prof. RNDr. Dana Komínková, Ph.D.

Organizační tým:

Ing. Michaela Klímová
Ing. Renata Nováková
Ing. Michal Lipták

Publikace vznikla za podpory grantu SVK 13/13/F1.

Michal Lipták, Michaela Klímová

Copyright © Fakulta stavební, České vysoké učení technické v Praze
Katedra zdravotního a ekologického inženýrství, 2013

ISBN 978-80-01-05280-8

Obsah

Odstraňování fosforečnanů z vody recyklovaným betonem	5
<i>Pavel Buriánek</i>	
Problematika toxických kovů v ekosystému rybníků a nádrží na území Prahy	9
<i>Lucie Doležalová, Dana Komínková</i>	
Bazénové odpadní vody	13
<i>Michal Janoušek</i>	
Ekologické průtoky v urbanizovaných tocích	17
<i>Michaela Klímová</i>	
Popis hydraulického chování poškozených gravitačních stokových sítí	21
<i>Karel Kříž</i>	
Měření nerozpuštěných látek v kanalizaci: gravimetrická analýza vs. spektrometrické on line měření	25
<i>Pavel Maršoun</i>	
Znečištění srážkových povrchových vod z komunikací.....	29
<i>Renata Nováková</i>	
Získávání tepelné energie z odpadní vody v kanalizačních sítích.....	33
<i>Zdeněk Nový</i>	
Zvýšení účinnosti trubních odlehčovacích komor	35
<i>Jiří Procházka</i>	
Nová technologie mezi inhibitory koroze	39
<i>Michal Skalický</i>	
Čistírna odpadních vod Úhonice.....	43
<i>Zuzana Sobolíková</i>	
Posouzení nově instalované odlehčovací komory v Debři u Mladé Boleslavi.....	47
<i>Kristýna Soukupová</i>	
Biologicko-ekologické posouzení vodního toku Botiče	51
<i>Monika Viznerová</i>	
Význam tůní v rámci revitalizací	55
<i>Vladimír Votava</i>	
Posouzení sucha v ČR za měny klimatu	59
<i>Michal Lipták</i>	

Odstraňování fosforečnanů z vody recyklovaným betonem

Pavel Buriánek

Abstrakt

The paper deals with the removal of phosphates from water adsorption recycled concrete defined composition and granulometry. Phosphates were removed from both the standard solution and of the surface water. Experimentally was measured kinetics of adsorption (Freundlich and Langmuir isotherm) values adsorption capacity and change the chemical reaction of water due to the added recycled concrete.

Klíčová slova: Fosforečnany; adsorpce; recyklovaný beton; voda

Úvod

Fosforečnany představují v přírodních vodách formu biologicky dostupného fosforu, výrazně ovlivňujícího tzv. eutrofizaci. Tento nežádoucí jev, projevující se zvýšeným rozvojem řas, sinic a vyšších rostlin v tocích a vodních nádržích, v mnoha směrech negativně ovlivňuje jakost vody. Hlavním zdrojem fosforečnanů jsou především odtoky z čistíren odpadních vod, splachy ze zemědělsky obdělávané půdy, dešťové vody atd.

Fosforečnany lze z vody odstraňovat různými způsoby např. srážením, iontovou výměnou, membránovými procesy, adsorpcí, biologicky příp. kombinací uvedených způsobů.

Adsorpční způsoby jsou založeny na zachycování fosforečnanů na povrchu různých sorpčních materiálů. Osvědčila se např. vysokopecní struska, popílek, aktivovaný bentonit, aktivovaný oxid hlinitý, oxidy železa, modifikované zeolity, goethit a další. Uvedené materiály se většinou používají jako náplň filtrů příp. kolon s náplní ve vzhledu [1].

Podrobný přehled literatury, věnované odstraňování fosforu z odpadních vod adsorpcí různými materiály uvádějí Cucarella et al. [2].

V poslední době se začal jako sorbent příp. reakční činidlo uplatňovat také recyklovaný beton [3]. Ve své práci jsem se proto zaměřil na ověření tohoto způsobu.

Použitá metodika

Vlastní práce se zabývá ověřením sorpčních vlastností recyklovaného betonu při odstraňování fosforečnanů z vody. K laboratorním statickým testům byl používán drcený beton ze železničních pražců různého zrnění, modelová voda připravená rozpuštěním definovaného množství KH_2PO_4 v destilované vodě a povrchová voda, jednorázově odebraná z Vltavy. Chemický rozbor použitého recyklovaného betonu je uveden v tab. 1.

Tab. 1 Chemické složení recyklovaného betonu

Ukazatel	[%]				
	SiO ₂	Al ₂ O ₃	CaO	Fe ₂ O ₃	P ₂ O ₅
	38,3	10,7	20,6	3,7	0,12

Výsledky a diskuse

V úvodu laboratorních experimentů byla zjištěna doba k dosažení adsorpční rovnováhy mezi recyklovaným betonem (frakce 0,125 – 0,250 mm) a fosforečnany v modelové vodě (PO₄³⁻ 3,0 mg/l). Výsledky ukázaly, že k výraznému poklesu koncentrace fosforečnanů docházelo v průběhu prvních deseti minut a adsorpční rovnováhy bylo dosaženo přibližně po 60 min. Tuto dobu jsme proto použili u všech dalších pokusů s různými frakcemi recyklovaného betonu při zjišťování jejich účinnosti i adsorpční kapacity.

Hlavní pokusy byly zaměřeny na stanovení adsorpční kapacity recyklovaného betonu a kinetiky adsorpce (Freundlichova a Langmuirova izoterma).

K výpočtu byly použity vztahy:

$$a = \frac{V(c_o - c_{r,i})}{1000m_i} \quad [\text{I.}]$$

a = adsorpční kapacita v mg na 1 g recyklovaného betonu

c_o a c_r = koncentrace fosforečnanů v mg/l na počátku a po dosažení rovnováhy

m_i = hmotnost recyklovaného betonu

Ke kvantitativnímu popisu závislosti $a = f(c_r)$ byly použity adsorpční izotermy.

$$\text{Freundlichova izoterma } a = K c_r^{\frac{1}{n}} \quad [\text{II.}]$$

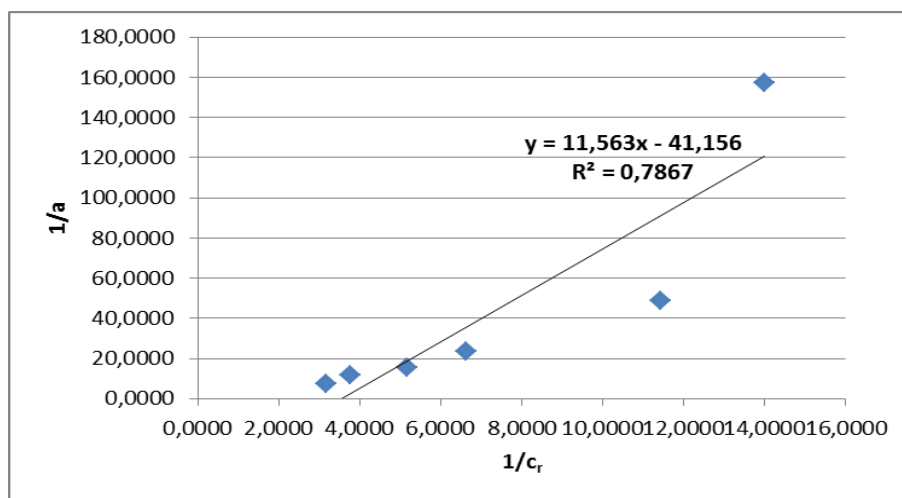
$$\text{Langmuirova izoterma } a = a_m \frac{bc_r}{1 + bc_r} \quad [\text{III.}]$$

K , n , a_m , b jsou konstanty závislé na teplotě a charakteristické pro danou trojici látek - rozpouštědlo, rozpuštěná látka a recyklovaný beton ($K = 0,004267$, $n = 0,555031$, $a_m = -24,57$, $b = -0,00348$). Hodnoty konstant byly stanoveny experimentálně a jsou uvedeny v tab. 2.

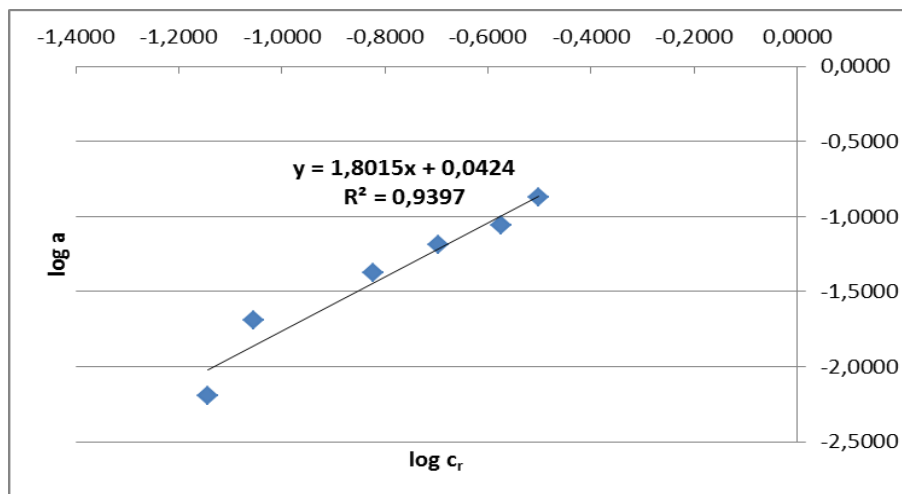
Tab. 2 Vyjádření kinetiky adsorpce PO_4^{3-} na recyklovaném betonu

č.	c_o [mg/l]	c_r [mg/l]	a [mg/g]	Langmuirova izoterma		Freundlichova izoterma	
				$1/c_r$ [mg/l]	$1/a$ [mg/g]	$\log c_r$	$\log a$
1	0,2	0,072	0,006	13,9962	156,9970	-1,1439	-2,1951
2	0,5	0,089	0,021	11,4434	48,7366	-1,0541	-1,6876
3	1,0	0,151	0,042	6,6412	23,5552	-0,8218	-1,3721
4	1,5	0,210	0,065	5,1563	15,5417	-0,6962	-1,1910
5	2,0	0,266	0,087	3,7570	11,5364	-0,5747	-1,0621
6	3,0	0,315	0,134	3,1782	7,4485	-0,5020	-0,8721

Grafické vyjádření izoterem je uvedeno na obr. 1 a 2.



Obr. 1 Langmuirova izoterma



Obr. 2 Freundlichova izoterma

Přímky, kterými bylo možno proložit body v příslušných souřadnicích svědčí o tom, že obě rovnice, jak Langmuirova tak Freundlichova jsou použitelné pro analytické vyjádření adsorpčního mechanismu PO_4^{3-} (koncentrační rozsah 0,0 – 3,0 g/l) na recyklovaném betonu.

Orientačním pokusem, provedeným s frakcí recyklovaného betonu 0,125 – 0,25 mm a s bodovým vzorkem vltavské vody s upravenou koncentrací PO_4^{3-} na hodnoty 0,2 – 3,0 mg/l bylo zjištěno, že dosahované adsorpční kapacity byly o 2 – 3 % nižší než v modelové vodě. Příčinou mohla být přítomnost organických látek, snižujících adsorpční kapacitu použitého materiálu.

Recyklovaný beton ve styku s vodou mění její chemickou reakci. Ověření bylo opět provedeno s vltavskou vodou, jejíž pH bylo před pokusem 7,39. V tab. 4 jsou uvedeny výsledky pokusu, při kterém bylo po smíchání 10 g drceného betonu frakce 0,125 – 0,250 mm s 500 ml vltavské vody měřeno pH v definovaných časových intervalech.

Tab. 4 Změny pH v závislosti na čase

čas [min]	0	30	60	120	180	240
pH	10,30	11,10	11,25	11,32	11,33	11,32

Závěr

Recyklovaný beton představuje reálnou alternativu řešení problému odstraňování fosforečnanů z vody, kterou by bylo možno aplikovat zejména v rámci terciárního čištění odpadních vod. U standardních roztoků fosforečnanů se jako sorbent osvědčil recyklovaný beton zejména frakce 0,125 – 0,250 mm s experimentálně ověřenou adsorpční kapacitou PO_4^{3-} v modelové vodě od přibližně 0,006 do 0,134 mg/g. Hlavní nevýhodou recyklovaného betonu jako sorbentu je skutečnost, že ve styku s vodou zvyšuje její pH nad 11. Použití tohoto způsobu odstraňování fosforečnanů z odpadní vody proto předpokládá dodatečnou neutralizaci vyčištěné vody před jejím vypuštěním do recipientu.

Poděkování

Tento příspěvek byl zpracován s podporou grantu SGS12/172/OHK1/3T/11.

Seznam použité literatury

- [1] Sabelfeld M., Geissen S. U. (2011) Chemie Ingenieur Technik. 83(6), p. 782
- [2] Cucarella V., Renman G. (2009) J. Environ.Qual. 38, p. 381
- [3] Oguz E., Gurses A., Yalcin M. (2003) Water, Air and Soil Pollution. 148, p. 279

Problematika toxických kovů v ekosystému rybníků a nádrží na území Prahy

Lucie Doležalová, Dana Komínková

Abstrakt

The monitoring of twelve prague's reservoirs showed on load of toxic metals and their accumulation in bottom sediments and in fish biomass. The assessment of this load in sediment by few environmental quality standards showed that sediments of selected Prague's reservoirs was exceed EQS in most cases. The most cases were exceeded concentrations of zinc and copper, which are not very toxic for humans, but can be highly toxic for some fish and many other aquatic organisms..

Klíčová slova: *toxické kovy; sedimenty; voda; ryby; nádrže; Praha*

Úvod

V dnešní náročné společnosti nacházejí klasické barevné kovy nová uplatnění, platí to zejména pro hliník, olovo, měď, nikl, chrom a další. Tento růst spotřeby společně s vlastnostmi kovů (persistencí a nedegradabilitou) způsobuje zvyšování jejich koncentrací ve složkách životního prostředí. Narůstající koncentrace kovů jsou vážným hygienickým problémem. Práce se věnuje obsahu toxických kovů ve třech složkách ekosystému stojatých vod (voda, sedimenty a ryby), čímž lze podchytit koncentrace toxických kovů navázané na pevnou matici, rozpuštěné nebo suspendované ve vodním prostředí a vstřebané do vodní bioty z vody nebo z potravního řetězce a tedy vysledovat mobilitu těchto prvků. Sedimenty nádrží se mohou díky sedimentům stát rezervoárem toxických látek, neboť se tyto látky po vstupu do vodního prostředí rychle vážou právě na pevné částice a sedimentují. Ačkoliv tato vazba na pevné částice snižuje biologickou dostupnost kovů a toxicitu, mohou se při změnách okolního prostředí uvolnit zpět do vodního sloupce. Biodostupnost i mobilitu toxických kovů silně ovlivňují fyzikálně-chemické vlastnosti sedimentů a vodního prostředí [1], [2], [3], které mohou být zvláště silné v urbanizovaném prostředí díky prvkům městského odvodnění.

Odběr vzorků

Dvanáct pražských nádrží (tab 1), na nichž práce probíhají, tak aby ležely na různých pražských vodotečích a měly různé základní parametry. Dále byla sledována lokalita nádrže a možné zdroje znečištění. Všechny typy vzorků sediment i voda byly odebírány jako směsný vzorek na několika místech nádrže. Vzorky sedimentů z pražských nádrží byly vždy odebírány na podzim v době výlovu z několika míst nádrže v letech 2009, 2010, 2011 a 2012 z povrchové vrstvy dnového sedimentu a dále několikrát za rok (2010, 2011, 2012) se vzorky

vody (ze břehu na několika místech). Odběr sedimentů byl prováděn plastovou naběračkou do plastové nádoby, aby nedošlo k nežádoucí druhotné kontaminaci.

Tab. 1 Zkoumané nádrže a jejich charakteristika

NÁDRŽ	VODNÍ TOK	TYP	ÚČEL	OBJEM m ³
Kyjský rybník	Rokytká	průtočná	RN, CHR, KT	455 480
Počernický Velký rybník	Rokytká	průtočná	KT, BIO, CHR, RN	310 000
RN Jiviny	Litovicko-Šárecký potok	průtočná	RN, CHR, BIO	138 000
Rybník Strnad	Litovicko-Šárecký potok	průtočná	BIO, RN, KT	114 015
Milíčov RN R4	Milíčovský potok	průtočná	RN, CHR	29 507
RN Stodůlky N3	Prokopský potok	průtočná	RN, KT, CHR	25 750
Hájecký RN3	Hájecký potok	průtočná	RN, KT, CHR	16 000
RN Košíkovský R3	Košíkovský potok	průtočná	RN, CHR, KT	13 674
Motolský R1	Motolský potok	boční	CHR, KT	10 914
RN Košíkovský R4	Košíkovský potok	průtočná	RN, CHR, KT	7 843
RN Hornoměřolská	Měcholupský p.	průtočná	RN, KT	6 760
Motolský R3	Motolský potok	boční	CHR, KT	5 394

Pozn: RN-retenční nádrž, CHR-chov ryb, KT-krajinotvorný, BIO-biologický

Vzorky ryb jsou získávány od rybářů při podzimních výloveh. Tento „odběr“ byl prováděn v letech 2009, 2010, 2011, 2012 (vždy jen při výlovu). Jednotlivé druhy ryb získané z pražských nádrží jsou uvedeny v tabulce 2.

Tab. 2 Získané druhy ryb a jejich převažující potravní návyky

DRUH	ČELEĐ	POTRAVA	Ks
Kapr obecný	Kaprovití	bentos, drobní živočichové	7
Karas obecný	Kaprovití	rostliny, drobní živočichové	7
Hrouzek obecný	Kaprovití	rostliny, drobní živočichové, vodní hmyz	5
Ouklejška	Kaprovití	rostliny, drobní živočichové, vodní hmyz	30
Okoun říční	Okounovití	drobní živočichové, drobné rybky	6
Plotice obecná	Kaprovití	plankton, rostliny, drobní živočichové	6
Lín obecný	Kaprovití	rostliny, drobní živočichové	5
Cejnek malý	Kaprovití	plankton, bentos, rostliny	3
Štika obecná	Štikovití	výše uvedené druhy ryb	3
Amur	Kaprovití	zooplankton, rostliny, vláknité řasy	3

Materiál a metody

Odebrané vzorky sedimentu a ryb byly před analýzou vysušeny vymražením za sníženého tlaku. Ve vzorcích byl stanoven obsah vybraných toxických kovů (Cd, Pb, Zn, Cr, Ni, Cu a Al, Mn a Fe). Dále byl ve vzorcích sedimentu stanoven podíl organické hmoty žíháním a podíl celkového organického uhlíku na přístroji Analytik Jena TOC multi N/C 2100. Vzorky určené pro stanovení obsahu kovů byly rozkládány v mikrovlnné peci (ETHOS, Milestone) v kyselině dusičné s přídavkem peroxidu vodíku [4]. Rozklad byl proveden dle

metodiky US EPA 3051 [5]. Obsah toxických kovů byl analyzován pomocí přístroje Solaar S (FAAS a GF AAS). Obsah sledovaných kovů v sedimentu byl vyhodnocen dle Metodického pokynu Ministerstva životního prostředí SR, z 27. augusta 1998 č.549/98-2 [6], konkrétně Target Value-cílová hodnota (TV=zanedbatelné riziko) a Maximum Permissible Concentration (MPC=pravděpodobné riziko). Vyhodnocení koncentrací kovů ve vzorcích ryb bylo provedeno dle Evropské směrnice 466/2001 [7], která stanovuje maximálně přijatelné koncentrace některých toxických kovů v čerstvé biomase ryb pro lidskou spotřebu.

Výsledky a diskuze

Data stanovená ze vzorků sedimentu byla shrnuta do tabulky 3, kde jsou uváděny průměrné hodnoty za roky 2009-2012. Obsah organických látek zjištěných žiháním v celkovém dnovém sedimentu činil v průměru 9% a maximální hodnoty byly zjištěny u rybníku Strnad (23%). Zjištěné hodnoty toxických kovů překračují v mnoha případech uvedená kritéria. Nejčastěji byly překročeny koncentrace zinku, mědi a niklu, které sice nejsou silně toxické pro lidi, ale mohou být silně toxické pro některé ryby a mnohé vodní živočichy [8]. Pouze retenční nádrž Jiviny a Košíkovský R4 mají koncentrace všech sledovaných kovů v celkovém sedimentu pod hodnotou sledovaných environmentálních limitů.

Limitní koncentrace použité pro vyhodnocení ryb byly čerpány ze směrnice EU 466/2001, která ze sledovaných prvků určuje pouze limitní koncentrace kadmia a olova. Vzhledem k použitému limitu, je vhodné sledovat především koncentrace v konzumované části, tedy v mase ryb. Při přepočítání získaných koncentrací ze sušiny na obsah v čerstvé hmotě můžeme konstatovat, že maso ryb bez výjimky vyhovuje požadavkům kladeným směrnicí. Výsledky analýzy jednotlivých orgánů ryb, překročily sledovaný limit 29x. Pro porovnání výsledků byly použity výsledky z práce [9] týkající se kontaminace ryb z volných vod z několika lokalit. Koncentrace uváděné v této práci se velmi podobají koncentracím nalezených v rybách z pražských nádrží. Můžeme se pouze domnívat, že pokud bychom měli k dispozici koncentrace i z ostatních částí ryb z tekoucích vod, byly by už rozdíly kontaminace patrné.

Závěr

Monitoring pražských nádrží prokázal předpokládané zatížení toxickými kovy, jejich akumulaci ve dnových sedimentech a akumulaci v biomase ryb. Hodnocení zatížení sedimentů toxickými kovy dle environmentálních standardů ukázalo, že sedimenty pražských

nádrží ve většině případů nevyhovují těmto standardům. Dle některých studií mají nezanedbatelný vliv na tento stav prvky městského odvodnění [2]. Nejčastěji byly překročeny koncentrace zinku a mědi, které sice nejsou silně toxické pro lidi, ale mohou být silně toxické pro některé ryby a mnohé vodní živočichy [8]. Mezi nejvíce zatížené nádrže patří rybník Kyjský a retenční nádrž Stodůlecký N3. Polovina sledovaných prvků v dnových sedimentech těchto dvou nádrží nevyhověla použitým standardům environmentální kvality. Koncentrace toxických kovů v rybách ukázaly, že zjištěné hodnoty vyhovují požadavkům kladeným na obsah kadmia a olova v mase ryb, tedy části nejčastěji užívané k lidské spotřebě.

Poděkování

Příspěvek byl zpracován v rámci projektů SGS12/131/OHK1/2T/11 a SGS11/039/OHK1/1T/11

Seznam použité literatury

- [1] Barwick, M. (1999), Assessment of copper, cadmium, zinc, arsenic, lead and selenium biomagnification within a temperate eastern Australian seagrass food web (Ph.D. thesis). University of Canberra. Australia. p.21.
- [2] Komínková, D. (2006), Vliv městského odvodnění na bioakumulaci těžkých kovů (Habilitační práce). ČVUT v Praze, s. 30
- [3] Nábělková, J. (2005), Mobilita těžkých kovů v prostředí drobných urbanizovaných toků. Disertační práce. ČVUT. FSv. Praha. s. 18
- [4] ES/ER/TM-95/R4–EPA (1997), Toxicological Benchmarks for Screening Contaminants of Potential Concern for Effects on Sediment-Associated Biota. Revision
- [5] US EPA method 3051, Microwave-Assisted Acid Digestion of sediments, Sludges, Soils and Oils, Washington DC, USA.
- [6] Metodický pokyn Ministerstva životného prostredia SR, z 27. augusta 1998 č.549/98-2 na hodnotení rizík zo znečistených sedimentov tokov a vodných nádrží
- [7] Commission regulation No.466/2001 setting maximum levels of certain contaminants in foodstuffs
- [8] Pitter, P. (2009), Hydrochemie, 4.vydání, Praha: VŠCHT.s.126
- [9] Žlábek,V., Randák,T. (2006), Závěrečná zpráva: Kontaminace ryb z volných vod, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický ve Vodňanech.

Bazénové odpadní vody

Michal Janoušek

Abstrakt

In this article are shrotly described the basic types of swimming pool waste waters. For two of these waste waters – backwash waters and cleaning waters, has been performed research at several swimming pool operations in Czech republic. Here is presented chemistry of this waters, mainly chlorine, metals, suspended solids, dissolved solids, pH, and some other properties as flow rate.

Klíčová slova: Bazén; odpadní vody, praní filtrů, čištění, ochozy, chlor, vzorky, vypouštění.

Úvod a formulace cíle

Na veřejných bazénových provozech vznikají specifické typy odpadních vod, jejichž struktura je zatím známa jen povrchně. V některých zahraničních zemích se těmto vodám věnuje větší pozornost a jsou uváděny některé parametry těchto vod, stejně tak jako zákonné limity pro jejich vypouštění. Jedná se o několik typů odpadních vod v závislosti na technologickém, popř. údržbovém procesu, který jejich vznik vynucuje. Tyto odpadní vody jsou pak vypouštěny v závislosti na možnostech a dohodách s příslušnými úřady buďto do kanalizace, nebo do recipientu. Tento příspěvek popisuje jednotlivé typy a také referuje o charakteru pracích a čistících bazénových odpadních vod získaných na základě výzkumu v prostředí České republiky.

Druhy odpadních vod z bazénů

Vzhledem k použité technologii a potřebě provádění údržbových prací vznikají na veřejných bazénech hned 4 druhy odpadních vod. Zástupcem spíše méně znečištěných odpadních vod je vypouštění nádrže. U letních provozů se část této vody vypouští po skončení sezóny, zbylá větší část se pak vypouští na jaře před zahájením sezóny následující. U krytých provozů toto vypouštění pak probíhá zpravidla jednorázově během pravidelné roční odstávky a to většinou v létě. Kromě hlavních nádrží se ve většině areálů vyskytují také drobné vedlejší nádrže, jako dětské bazény, vířivky nebo dojezdové bazénky atrakcí. Tyto nádrže jsou většinou vypouštěny v pravidelných intervalech mnohokrát do roka.

Velmi podobné složení odpadní vody má vypouštění při průběžném obměňování objemu bazénové vody. Na veřejných provozech platí povinnost na každého návštěvníka a den vypustit 30 až 60 litrů vody z oběhového systému a nahradit ji vodou novou. Denně jsou

tedy vypouštěny jednotky až desítky m³ vody do odpadního systému. [2]

Podstatně více znečištěné bývají odpadní vody vzniklé při praní filtrů. Filtry, jež zajišťují čištění bazénové vody, se průběžně zanášení právě nečistotami, které odstranily z bazénové vody. Systém praní filtrů, který má za účel zanesené filtry nečistot zbavit, funguje na principu obráceného směru protékající vody, což způsobí uvolnění naplavených částic mezi zrnky písku. Tato voda s obsahem nečistot je odvedena do odpadního systému. Praní filtrů probíhá v periodě několika dnů a trvá kolem 10 minut. [1]

Poslední skupinou jsou odpadní vody vzniklé při čištění povrchů. Jsou výsledkem potřeby zajistit vzhledný a hygienicky nezávadný povrch dna a stěn nádrže, ale také navazujících okolních povrchů, jako ochozy a podlahy navazujících prostor, brodítko, nebo konstrukce jako zábradlí či odrazové můstky. Čištění se provádí většinou nanesením určitého chemického prostředku, případným drhnutím a nakonec ostříkáváním tlakovou hadicí, nebo opláchnutím. Vzniklé odpadní vody se odvádění do odpadního systému (někdy ale jejich část nesprávně směřuje opět na úpravnu bazénu). Tyto odpadní vody se dělí na hlavní sezónní čisticí práce spojené s pravidelnou odstávkou a na průběžné čisticí práce prováděné většinou opakovaně během roku, např. každý týden.

Charakter prací a čisticích bazénových odpadních vod

Prací a čisticí odpadní vody byly podrobně zkoumány i v prostředí ČR. Výzkum byl zaměřen zejména na chemicko-fyzikální ukazatele odpadních vod a současně sledoval i určité znaky samotných provozů, z nichž se odpadní vody odvíjejí. V zaměření na prací vody kampaň čítala přibližně 10 provozů, u čisticích odpadních vod to bylo 5 provozů. Jednalo se zejména o venkovní provozy, samozřejmě vybavené pískovými filtry a patřičným chemickým hospodářstvím.

Podstatou výzkumu bylo odebírání a analýzy vzorků odpadní vody. V případě pracích vod byly odebírány v intervalu 0,5 až 1 minut po celou dobu praní, na jejich průměrech byly pak bezprostředně po odebrání (15 minut) prováděny analýzy volného i vázaného chloru, v horizontu několika dní pak proběhla i analýza ostatních ukazatelů v akreditované laboratoři.

Tab. 1 Rozsah naměřených hodnot základních ukazatelů pracích odpadních vod. Jsou uvedeny nejnížší a nejvyšší hodnoty, které byly na některém ze sledovaných provozů jako průměr za celé praní naměřeny.

Ukazatel [mg/l]	Minimální naměřená hodnota	Maximální naměřená hodnota
Chlor volný	0,0	6,0

Chlor celkový	0,0	6,8
AOX	0,16	3,7
Konduktivita [mS/m]	59	183
Chloridy	77	431
Rozpuštěné látky	380	1200
Nerozpuštěné látky	6	400
Měď	0,003	1,99
Hliník	0,12	49,7
Železo	0,02	4,6

Dále bylo zjištěno, že praní filtrů probíhá přibližně v periodě jednoho dne až jednoho týdne. Trvá 3 až 10 minut na jeden filtr z celkového počtu 2 až 8 filtrů na provoz (o různých objemech). Prací voda byla vypouštěna průtokem v rozsahu 10 l/s až 100 l/s. Celkový objem vypuštěné vody při praní celé soustavy filtrů se pohyboval od necelých 10 m³ až po 150 m³.

Čistící práce a s nimi související odpadní vody byly monitorovány jak při běžných údržbových pracích s periodou kolem jednoho týdne, tak při hlavních údržbových pracích spojených s technickou odstávkou o periodě jednoho roku. Předmětem čištění byly ochozy a jiné podlahy, brodítko, schodiště, přepadové žlaby, nerezové prvky, drobné nádrže jako dětské a dojezdové bazénky či vířivky a samozřejmě také hlavní objemné bazény. Při všech těchto činnostech byly průběžně odebírány vzorky vody, která v souvislosti s nimi odtékala do odpadu. Byly zaznamenávány údaje o jejím přibližném průtoku a době trvání. Vzorky byly průměrovány a předány do laboratoře na rozbor. Případné analýzy volného a celkového chloru byly prováděny ještě na místě krátce po odebrání.

Tab. 2 Rozsah naměřených hodnot základních ukazatelů čistících odpadních vod. Jsou uvedeny nejnižší a nejvyšší hodnoty, které byly při některém procesu na některém ze sledovaných provozů jako průměr za celý odtok naměřeny. *Pouze po krátký úsek celého odtoku.

Ukazatel [mg/l]	Minimální naměřená hodnota	Maximální naměřená hodnota
Chlor volný	0,0	750
Konduktivita [mS/m]	110	1700
Rozpuštěné látky	1000	3300
Nerozpuštěné látky	10	2010
Měď	0,04	95
Hliník	0,8	31
Železo	4,8	97
pH [-]	< 1	7 (9,7*)

CHSK (Cr)	7	170
TOC	22	40
Aniontové tensidy	0,3	23

Průtoky vypouštěné odpadní vody z údržbových procesů bývaly podstatně nižší, než u pracích odpadních vod a to většinou od 0,05 do 2,0 l/s. Doba vypouštění se odvíjela od plochy, která byla čištěna a to od cca 2 minut pro plochu 5 m² až po 7 hodin pro čištění hlavní nádrže. Při těchto procesech byly používány rozdílné chemické prostředky, což se největší měrou podílelo na proměnlivosti naměřených výsledků.



Obr. 1 Odběry vzorků odpadní vody při čištění stěn a dna nádrže bazénu.

Závěr

Jako nejvýznamnější ukazatele kontaminantů v pracích odpadních vodách figurují volný a celkový chlor, AOX a nerozpuštěné látky. Z fyzikálních vlastností je to pak průtok. Vody vzniklé při údržbových procesech se vyznačují zejména zastoupením nerozpuštěných látek, mědi, kyselosti a též volného chloru. Přítomnost těchto kontaminantů však úzce závisí na použité chemii.

Poděkování

Poděkování patří především provozovatelům většiny navštívených bazénů, díky jejichž ochotě a toleranci mohl být celý tento výzkum uskutečněn.

Seznam použité literatury

- [1] Šťastný B. (2003) Stavba a provoz bazénů. ABF, Praha
- [2] Vyhláška č. 238/2011 Sb. o stanovení hygienických požadavků na koupaliště, sauny a hygienické limity písku v pískovištích venkovních hracích ploch

Ekologické průtoky v urbanizovaných tocích

Michaela Klímová

Abstrakt

In recent years the main attention of scientific research community was aimed at the assessment of the interactions between water bodies, water ecosystems and the whole environment. Modern scientific research in this field was established the second part of 20th century. Minimum flows were determined to ensure the water quantity in small creeks affected by human activities. However, the assessment of minimum flows to maintain a good ecological status of the recipients was omitted for a long time. The recent Water Framework Directive (WFD) has addressed besides other things the serious impact of urban drainage on ecological quality of urban creeks and stated that is necessary to reach a good ecological condition of urban creeks.

Klíčová slova: *Ekologické průtoky; diverzita; městské odvodnění; PHABSIM;*

Úvod a formulace cíle

V posledních letech se pozornost vědecké komunity stále více zaměřuje na stav vodních toků, vodních ekosystémů a jejich interakci s okolním prostředím. Vědecký výzkum na toto téma se datuje již do druhé poloviny minulého století, kdy byly vyvinuty metody hodnocení požadavků vodních toků a jejich minimálních průtoků pro zajištění ochrany vodního prostředí. Minimální průtoky byly určovány pro vodní toky ovlivněné antropogenní činností např. toky využívané pro vodní elektrárny či toky s přehradami tak, aby byla zajištěna ochrana vodního prostředí. V urbanizovaných oblastech toky byly a jsou vystavovány nejen minimálním, ale i maximálním extrémům průtoků, které měly za následek snižování biodiverzity toků.

Toky v urbanizovaném prostředí nejvíce trpí zaústěním městského odvodnění (jednotnou kanalizací, dešťovou kanalizací popř. přepady z oddělovacích komor). Tato zaústění přivádí do toku při přívalových srážkách či dlouhotrvajících deštích nárazové extrémní průtoky, které negativně ovlivňují tok. Dochází nejenom k odplavení vodních organismů vlivem vysokých průtoků, ale i ke změnám na morfologii koryta, jako např. podemílání břehů vlivem erozních událostí či dochází k odnosu dnového sedimentu, nezbytný pro některé organismy. Mění se druhová pestrost, tzv. diverzita toku nahrazením citlivých druhů druhy tolerantními. Celkově dochází k snížení ekologického stavu toku. To vedlo k nutnosti stanovit ekologické průtoky [1], [2], [3].

Městské odvodnění

V průběhu posledního století se zvyšovala koncentrace obyvatelstva do měst především v důsledku racionalizace zemědělské výroby a větší nabídky pracovních míst [4]. Poslední desetiletí ukazují změny v tomto trendu, a to přesun obyvatelstva do okrajových částí měst v důsledku zvyšování ceny pozemků, úbytku bytů, zvyšujícími se nároky obyvatelstva na kvalitu bydlení. To vede k nárůstu rozlohy urbanizovaných území (nejaktuálnější jsou satelitní městečka) a potřebné infrastruktury [4]. Nakládání s vodami (dešťovými, splaškovými a průmyslovými) je důležitým procesem k zachování hygienické kvality sídleních aglomerací, nicméně se musí provádět s ohledem na kvalitu vod, kapacitu kanalizací, a také s ohledem na vodní tok, který často bývá cílem odvedených vod.

Ekologické průtoky

Ekologický průtok, resp. ekologicky vhodné rozmezí průtoků je takové, které umožní organismům nebo jejich jednotlivým životním stádiím vázaným na vodu, dobré životní podmínky. Stanovení ekologických průtoků obvykle vychází z požadavků na dodržení určité kvality vody a je podmíněno chemickými ukazateli. Minimální průtok byl většinou určován jako jediná hodnota Q355d [1], [5]. Tato hodnota byla však často nedostačující a vedla k dalším výzkumům v oblasti vlivu antropogenní činnosti na vodní toky.

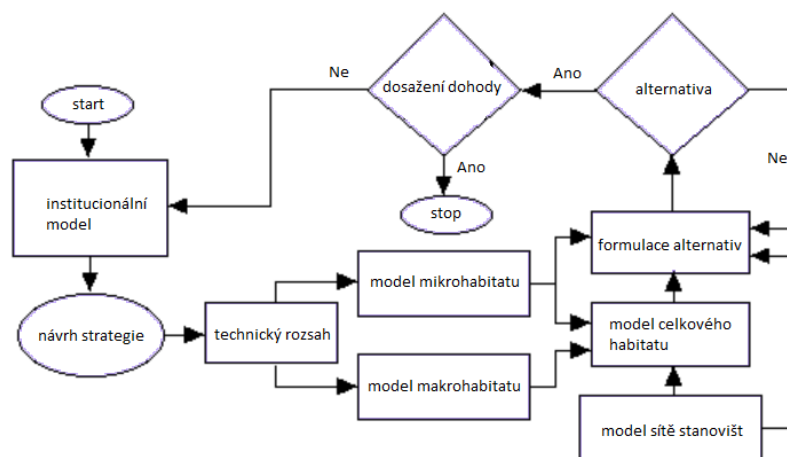
V tocích ovlivněných městským odvodnění dochází k extrémním jevům, kdy jsou suchá období vlivem zaústění dešťové kanalizace střídána vysokými průtoky. Tyto výkyvy mají za následek snižování biodiverzity toku a pestré společenství vodních organismů je nahrazeno odolnými druhy vodních bezobratlých. Zaústění dešťové kanalizace také způsobuje změny v chemismu vodního toku a v kvalitě vody celkově. Z toho důvodu je nezbytné stanovit rozmezí vhodných průtoků, které budou podporovat biodiverzitu toku a určit opatření pro snížení negativního vlivu zaústění dešťové kanalizace do urbanizovaných toků.

Metody posuzování habitatu

Metody posuzování habitatu jsou kvantitativní a vychází z biologických principů. Jsou považovány za více spolehlivé a obhajitelné než metody posuzování podle historického průtoku či podle hydraulických parametrů [6], a jsou přirozenou nástavbou hydraulických metod. Ovšem stanovení průtoku vychází z hydraulických podmínek, které vyhovují specifickým biologickým požadavkům spíše než samotným hydraulickým parametrům. Hydraulický model určí hloubku vody a rychlost proudění v celém rozsahu. Toto je pak

porovnáno s nároky a omezeními cílové skupiny organismů [2]. Nejprve byly tyto metody používány pro určení vhodného rozmezí proudění pro tření ryb, později se začaly používat i pro stanovení rozmezí průtoků pro biologické i rekreační účely. Nejznámějším a nejrozšířenějším modelem využívající posouzení habitatu je PHABSIM (Physical HABitat SIMulation System) [7] využívající Instream Flow Incremental Methodology - IFIM (Obr 1). Mezi další alternativy patří např. MesoHABSIM, RHYHABSIM, HARPHA a další.

Biologická data jsou do modelů stojících na posuzování habitatu dosazována pomocí tzv. křivek vhodnosti habitatu. Vhodnost habitatu může být specifikována sezónními potřebami pro různé životní etapy vodních organismů, i organismů vázaných na vodu pouze v určité fázi života. Vztah mezi průtokem a objemem vhodného prostředí není lineární. Nejčastěji bývá jako minimální průtok stanovena taková hodnota, která je zlomová ve vztahu biotop/průtok, čili taková hodnota, která ještě zajistí obnovení společenstva čili přežití. Tato metoda je podstatně flexibilnější než posuzování z hlediska historických průtoků či hydraulických parametrů. Umožňuje uživateli vyzkoušet variace průtoků pro jednotlivé vodní organismy, skupiny vodních organismů a organismů vázaných na vodu v určité fázi života. To ovšem vyžaduje velice dobré znalosti ohledně zkoumaného vodního toku. To může být považováno za nevýhodu metody [2].



Obr. 1 Schéma přírůstkové metodologie (IFIM) [8]

Cíle disertační práce

Cílem disertační práce bude aplikace metody posuzování habitatu na vybraném povodí. Na základě změřených hydraulických a hydrologických dat a odebraných biologických vzorků bude navrženo technické opatření v povodí ke zmenšení negativního dopadu městského odvodnění na vodní tok a jeho ekologický stav. Měření bylo započato v

povodí Zátíšského potoka. Pomocí hladinoměřů, umístěných ve výusti, budou měřena hydraulická data průtoků v dešťové kanalizaci, vztažená ke srážkovým událostem na dané lokalitě. V zájmové oblasti budou srážky kvantifikovány pomocí instalovaných srážkoměrů. Zároveň budou probíhat odběry biologických vzorků makrozoobentosu, které budou korelovat se srážkovými událostmi. Dojde k ověření ekologických průtoků stanovených v roce 2007 [1], a tyto průtoky budou porovnány s naměřenými hydraulickými daty po srážkových událostech. Na základě těchto hodnot bude stanoven takový průtok na stokách dešťové kanalizace, který neohrozí ekologický stav vodního toku, a budou navržena technická opatření k časové disturbanci průtoků.

Poděkování

Tento příspěvek vznikl za podpory SGS12/131/OHK1/2T/11 - Využití ekologických kritérií stavu vodního recipientu jako podklad pro optimalizaci stokové sítě.

Seznam použité literatury

- [1] Caletková, J. (2007) Ekologicky vhodné rozmezí průtoků pro makrozoobentos v tocích ovlivněných městským odvodněním, Disertační práce, ČVUT, p. 172
- [2] Jowett, I.G. (1997) Instream Flow Methods: A Comparison of Approaches, Regulated Rivers: Research & Management 13, p. 115
- [3] Tharme, R.E. (2003) A Global Perspective on Environmental Flow Assessment: Emerging trends in the development and application of environmental flow methodologies for rivers, Rivers Res. and App. 19: p. 397
- [4] Krejčí, V. a kol. (2000) Odvodnění urbanizovaných území - Koncepční přístup. NOEL s.r.o., Brno, Česká republika, p. 560
- [5] Metodický pokyn odboru ochrany vod MŽP ke stanovení hodnot minimálních zůstatkových průtoků ve vodních tocích, r. 1998
- [6] Annear, T.C., Conder, A.L. (1984) Relative Bias Of Several Fisheries Instream Flow Methods, North American Journal of Fisheries Management 4, p. 531
- [7] Milhous, R.T., Wenger, D.L., Waddle, T. 1984) User's Guide to the Physical Habitat Simulation System, US Fish and Wildlife Service, Biological Services Program, FWS/OBS-81/43
- [8] Stalnaker, C.B., Lamb, B.L., Henriksen, J., Bovee, K., Bartholow, J. (1995) The Instream Flow Incremental Methodology: A Primer For IFIM, Fort Collins Science Center, p.45

Popis hydraulického chování poškozených gravitačních stokových sítí

Karel Kříž

Abstrakt

The author's PhD thesis called "Hydraulic capacity of damaged gravity sewer systems" describes the methodology toward optimization the calibration process for the 1D rainfall-runoff models, focused on structural conditions of pipes and settings of 1D hydraulic model of sewer networks. The optimization is based on the results of the hydraulic and 3D numerical modelling, which were used to determine the effect of failures in the pipes on their hydraulic capacity. The multiple effects of two obstacles were studied and related to the relative spatial factor related to their distance and pipe diameter. This phenomenon can be evaluated using the new equations and the shape factor of obstacles defined in the thesis. The results were compared with field measurements carried out in two experimental catchments. Further, the possibilities of expression of relationships between local loss coefficient and substitute coefficient of roughness were tested.

Klíčová slova: CCTV; pipe deterioration; energy loss; hydraulic roughness; CFD; hydraulic model

Úvod a formulace cíle

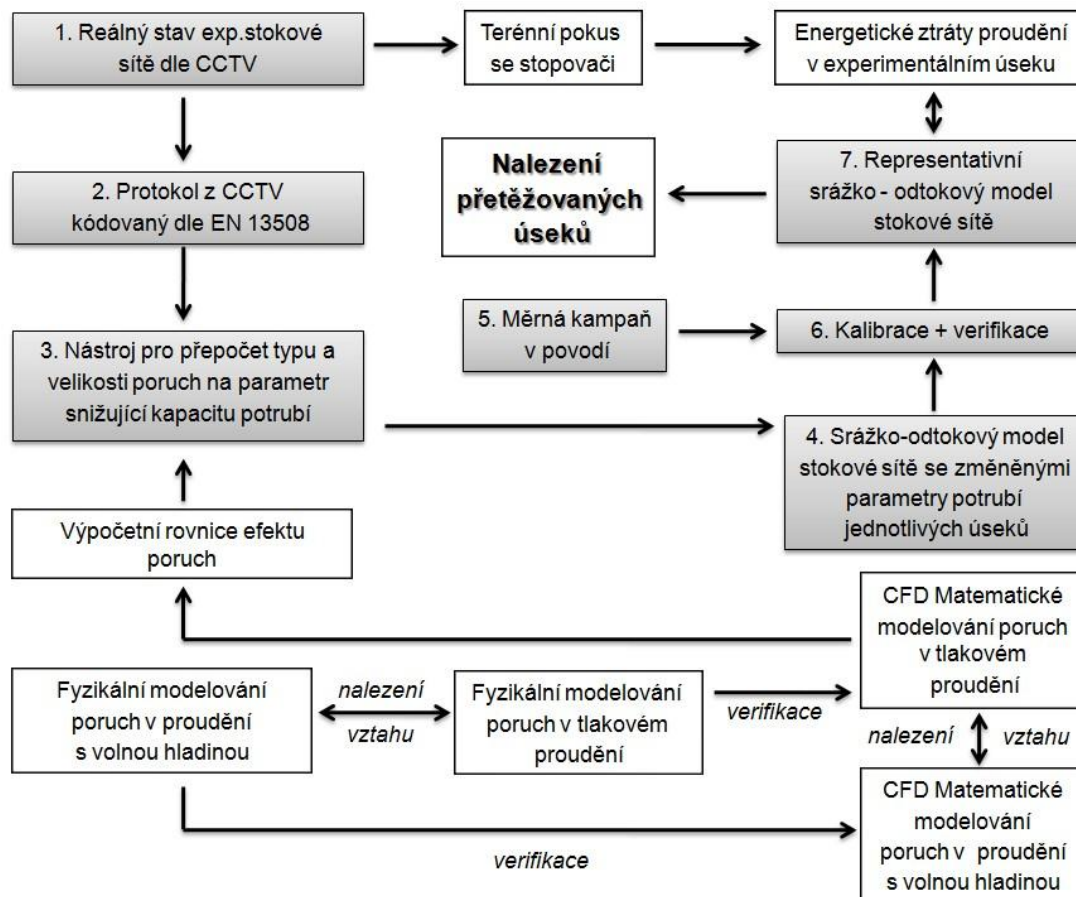
Úkolem stokových sítí je efektivní, bezpečné a hygienické odvedení určených vod do místa, kde se čistí nebo se s nimi dále hospodaří po dobu životnosti nejslabší části systému. Během životnosti stokového systému dochází k vývoji a změnám ovlivňujícím jeho funkčnost. Kanalizační potrubí degraduje a mohou se v něm objevit poruchy, které jsou nejčastěji zjišťovány pomocí kamerové inspekce (CCTV – closed circuit television), pro jejíž vyhodnocení platí norma ČSN EN 13-508. Každá porucha je podle ní kvalifikována a kvantifikována kódem, kterému lze přiřadit významnost z hlediska vlivu na vývoj hydraulických ztrát. Tato problematika je řešena nástrojem Degradation Tool, vyvinutém v letech 2002 – 2005 v rámci evropského projektu CARE-S. Na základě rešerší a zkušeností s uvedenou metodikou bylo rozhodnuto, že v rámci disertační práce budou doplněny rovnice pro úpravu hydraulického modelu srážko-odtokových modelů poškozených stokových sítí [1]. Cílem disertační práce bylo na základě výsledků fyzikálního a CFD (computational fluid dynamic) modelování a terénních měření:

- nalezení rovnic zohledňující vzájemné ovlivnění poruchami potrubí,
- posouzení významnosti vlivu tvaru překážky,
- ověření rovnice přepočtu mezi součinitelem místní ztráty „ k_m “ a Manningovým součinitelem drsnosti „ n “ ve stávající verzi Degradation tool.

Dalším cílem bylo provedení shrnutí a doporučení pro stavbu, nastavení, kalibraci a použití 1D simulačního hydraulického modelu poškozené stokové sítě [1].

Metody řešení

Pro vývoj obecně platné metodiky bylo postupováno dle následujícího schématu (viz. **Obr. 1**). Všechna pole v diagramu znázorňují vývoj metodiky. Šedá pole, očíslovaná 1–8, poté popisují postup použití nástroje [1].



Obr. 1 Diagram vývoje a použití metodiky „Degradation Tool v.2“

Fyzikální modelování poruch v tlakovém proudění

Pro ověření výsledků modelu CFD bylo nutné najít skutečné podmínky proudění na hydraulickém modelu (potrubí z průhledného PVC DN 194 v celkové délce 12,18 m), který byl postaven v hydraulické laboratoři Fakulty stavební, ČVUT v Praze. Průtok, který byl regulován elektrickým uzávěrem, byl měřen magneticko-indukčním průtokoměrem Krohne. Pro různě velké překážky umístěné do průtočného profilu v různých pozicích byl vyhodnocován tlakový rozdíl (diferenciální tlakoměr Siemens Sitrans P) [1].

Fyzikální modelování poruch v proudění s volnou hladinou

Pro stanovení hydraulických ztrát v potrubí při proudění s volnou hladinou bylo využito fyzikálního modelu trubní linky v hydraulické laboratoři university v Bradfordu (Velká Británie). Použitá trubní linka z plexi potrubí DN 290 ve sklonu 0,5 % měla délku

20,1 m. Ve dně potrubí bylo po délce linky umístěno celkem 30 manometrů, dle kterých byla zaznamenávána hladina. Pro stanovení hydraulických ztrát v popisované trubní lince byla použita metoda se stopovači [1].

Numerický model pro tlakové proudění

V prostředí Gambit 2.4.6 byly vytvářeny geometrie pro různé typy, velikosti a pozice překážek. Připravené výpočetní mřížky byly importovány do softwaru Fluent 12.1, kde bylo simulováno ustálené proudění, a byly vyhodnocovány tlakové rozdíly [1].

Terénní měření

V lokalitě Horní Suchá (2006 – 2008) a Praha – Kbely (2008 – 2012) byl prováděn střednědobý monitoring (měření dešťových intenzit a odezvy ve stokové síti) a v koordinaci s měřením na stokové síti byly prováděny kamerové prohlídky. Na základě CCTV byly vytipovány úseky pro terénní stanovení drsnosti potrubí metodou stopovačů [1].

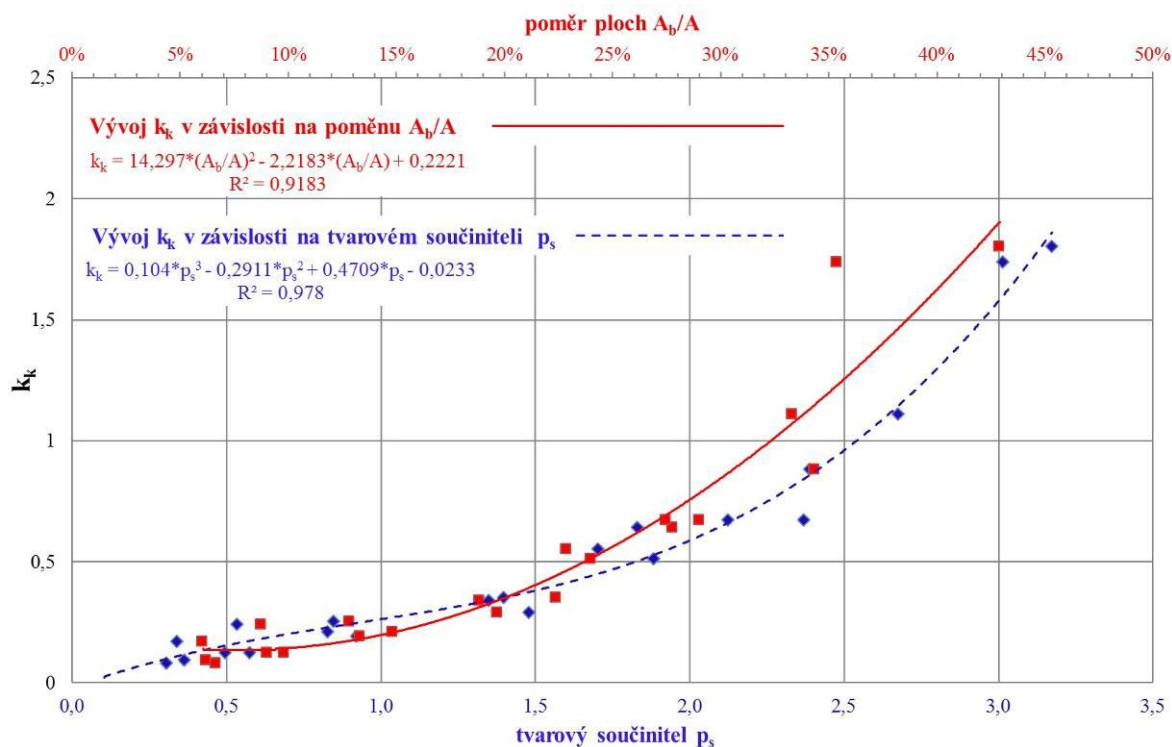
Výsledky

S ohledem na omezený rozsah článku není možné uvést kompletní výsledky s rozsahem platností jednotlivých rovnic. Byl vybrán příklad stanovení ztrát metodou tvarového součinitele p_s a výpočet kritické vzdálenosti mezi překážkami d_{krit} .

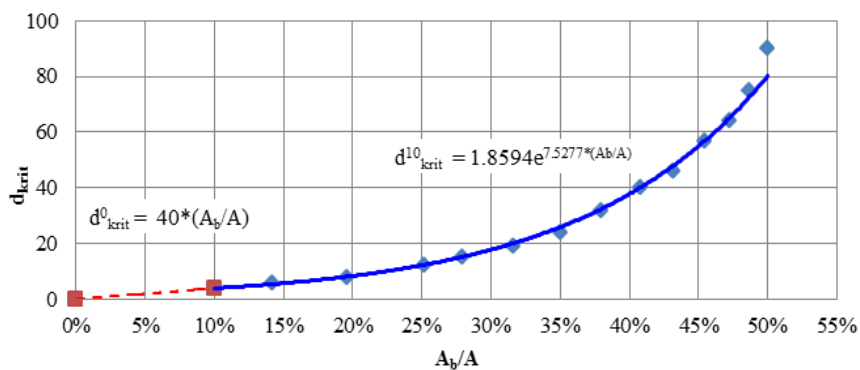
Na základě měření a simulací byla nalezena závislost vývoje součinitele místních ztrát k_k na poměru ploch A_b/A (kde A_b je průřezová plocha překážky a A je průřezová plocha potrubí) a nově stanoveném tvarovém součiniteli p_s . Parametr p_s je možné počítat dle rovnice [I.] (kde DN je vnitřní průměr potrubí, H je výška překážky ode dna potrubí a w je šířka překážky). Obě uvedené závislosti včetně výpočetních rovnic a součinitele korelace jsou zpracovány v grafu (viz. **Obr. 2**). Výpočet součinitele k_k pomocí p_s vykazuje menší rozkolísanost.

$$p_s = \left[0,001 \cdot \frac{A_b}{A} \cdot \frac{\left(30 \cdot \frac{H}{DN} + w \cdot DN \right)^{0,90}}{\left(0,0151 \cdot \frac{w}{DN} + (H \cdot DN) \right)^{1,68}} \right]^2 \quad [-] \quad [I.]$$

Dále byly v závislosti na poměru ploch A_b/A nalezeny kritické vzdálenosti d_{krit} , odpovídající propagaci místní ztráty za překážkou (narušení rychlostního profilu). V případě, že je vzájemná vzdálenost mezi překážkami kratší než d_{krit} , (výpočet viz. **Obr. 3**), je doporučeno stanovení ztrát metodou uvedenou v disertační práci.



Obr. 2 Vývoj součinitele k_k po zohlednění tvarového součinitele ($Re = 20000 - 200000$)



Obr. 3 Závislost kritické vzdálenosti d_{krit} na velikosti překážek.

Závěr

Z provedených prací v rámci disertace byla stanovena obecná doporučení pro stavbu, kalibraci a použití 1D simulačních modelů. Dále byla zpracována doporučení pro doplnění, zpřesnění a použití metodiky CARE-S. Cíle disertační práce byly splněny [1].

Seznam použité literatury

- [1] Kříž K. (2013) Hydraulická kapacita poškozených gravitačních stokových sítí. (Disertační práce) Fakulta stavební, České vysoké učení technické v Praze, Praha,

Měření nerozpuštěných látek v kanalizaci: gravimetrická analýza vs. spektrometrické on line měření

Pavel Maršoun

Abstrakt

This thesis provides introduction of suspended solids issues in water. The main emphasis is placed on the comparison of measuring methods in sewers. The contribution to the conference will serve as the basis for the bachelor thesis of the author.

Klíčová slova: nerozpuštěné látky; zákal; on line měření; UV/VIS spektrometrie

Úvod

Nerozpuštěné látky lze definovat jako tuhé látky organického i anorganického původu obsažené ve vodě, které mohou být zachyceny filtrem. Definice zahrnuje i kal, plankton a nerozpuštěné pevné látky vzniklé při průmyslové činnosti. [1]

Vysoká koncentrace těchto látek ve vodě zvyšuje absorpci světla. Dochází ke zvyšování teploty a snižování schopnosti vody zadržovat kyslík. Absorpce světla se také projevuje na omezené schopnosti fotosyntézy u vodních rostlin. [2] Další význam nerozpuštěných látek spočívá v jejich schopnosti na sebe vázat těžké kovy a bakterie. [3]

Původ nerozpuštěných látek

Původ nerozpuštěných látek ve vodním prostředí je následující:

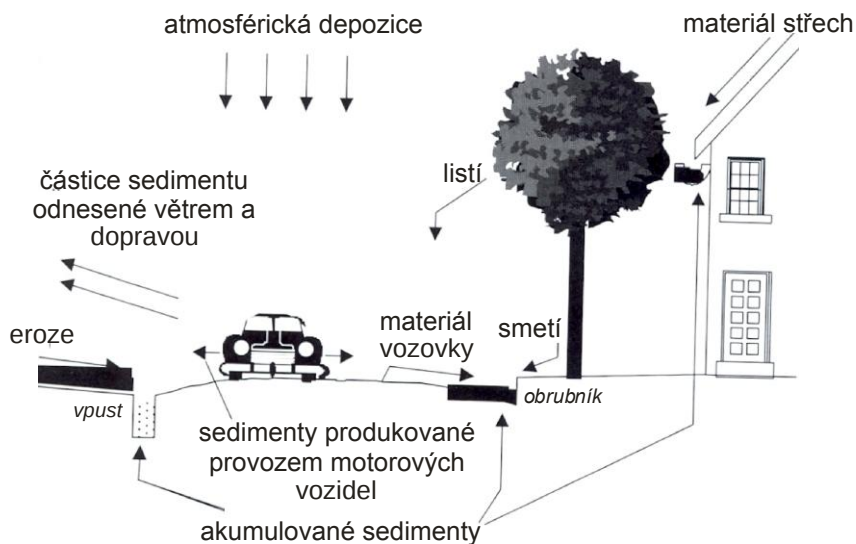
1. tuhé látky pocházející ze splachů z okolní půdy – jílové minerály, erodované horniny
2. tuhé látky vznikající antropogenní činností – nerozpuštěné látky z městských a průmyslových odpadních vod, tuhé odpady ze zemědělství
3. tuhé látky vznikající sekundárně chemickými reakcemi ve vodě – hydratované oxidy Fe, Mn, Al aj. kovů, málo rozpustné fosforečnany, uhličitany a sulfidy různých kovů
4. organický detrit (zbytky odumřelých organismů živočišných i rostlinných) [4].

Nerozpuštěné látky se hodnotí nejen v přírodních vodách, ale jejich koncentrace nás zajímají také ve stokovém systému, neboť právě městské odvodnění je hlavní příčinou zhoršení kvalitativních vlastností recipientů, kdy během srážkových událostí odlehčovacími komorami přepadá odpadní voda s vysokou koncentrací nerozpuštěných látek a jiných škodlivin.

Zdrojem nerozpuštěných látek ve stokovém systému, a podobně i v povrchových vodách v urbanizovaných oblastech, jsou:

1. splaškové odpadní vody obsahující velké množství organických látek
2. prostředí a procesy uvnitř kanalizačního systému: přirozené interakce vodního tělesa, infiltrace/exfiltrace, rozklad a degradace částic
3. atmosféra obsahující jemný prach a aerosol
4. povrchy v povodí (střechy, ulice, parkoviště, silnice a dálnice atd.), kde se pevné částice kumulují během bezdeštného období a během srážky jsou s povrchovým odtokem spláchnuty do kanalizace [5].

Možnosti transportu a akumulace pevných částic na površích v městském prostředí ilustruje obr. 1.



Obr. 1. Transport a akumulace pevných částic v městském prostředí [5]

Metody stanovení nerozpuštěných látek

Klasickým stanovením nerozpuštěných látek je stanovení gravimetrickou metodou. Tato metoda je založena na principu měření hmotnosti vysušeného vzorku. Vzorek je získán filtrací předem určeného množství vody. Filtrační papír se zachycenými nerozpuštěnými látkami je poté umístěn do sušárny. Po důkladném vysušení při 105°C se určí hmotnost nerozpuštěných látek a jejich koncentrace.

Gravimetrické stanovení vyžaduje bodový odběr vzorků in situ. Je-li úkolem sledovat koncentrace nerozpuštěných látek přepadajících během srážkové události z kanalizace do recipientu, je obtížné vyskytovat se ve správný čas na daném místě. Situaci mohou řešit

automatická odběrová zařízení, která dokážou bez přímé obsluhy odebrat sadu po sobě jdoucích vzorků v požadovanou dobu. Automatický odběr vzorku se však liší od odběru bodového, neboť jednotlivé láhve se plní po určitý čas, nejedná se tedy o okamžité koncentrace nerozpuštěných látek. Přesnost analýzy je také ovlivněna dobou mezi odběrem a analýzou. Po zachycené srážkové události je nutno pro vlastní analýzu automatický vzorkovač přivést do laboratoře. Čím delší je časová prodleva, tím méně jsou výsledky přesné.

V současné době se ve vodním hospodářství rozvíjí řada moderních on-line měřících metod pro různé fyzikální a chemické ukazatele, včetně nerozpuštěných látek. Zde je princip některých z nich:

Spektrometr S::CAN Spectro::lyser spektrofotometru, který měří absorpční spektra v rozsahu UV-Vis přímo v kapalném mediu. Koncentrace nerozpuštěných látek se odvozuje z měřeného zákalu. Využití tohoto zařízení pro sledování koncentrace nerozpuštěných látek v kanalizaci během srážkové události se však ukázalo jako nepříliš vhodné, neboť matrice měřené suspenze hraje při tomto typu měření velkou roli a během srážky je značně různorodá [6].

Měření nerozpuštěných látek nepřímo pomocí zákalu umožňuje i přístroj SOLITAX. Zde je princip založen na absorpci rozptýleného dvoupaprskového infračerveného světla. Podobně jako u principu scan je zde množství pevných částic odvozováno na základě spektrální informace.

Na podobném principu jako SOLITAX pracuje i ViSolid senzor, nerozpuštěné látky však měří přímo, ne prostřednictvím zákalu.

Zamýšlená náplň bakalářské práce

Při terénním měření v Debři (Mladá Boleslav), které je zaměřeno na monitoring rekonstruované odlehčovací komory a vyhodnocení její separační účinnosti, bude instalován automatický vzorkovač i analyzátor ViSolid pro on-line měření nerozpuštěných látek. Koncentrace nerozpuštěných látek bude měřena během srážkových událostí oběma metodami (klasickou gravimetrickou i on-line záznamem). Na základě zachycení několika srážkových událostí různých charakteristik bude provedena kalibrace analyzátoru a vyhodnocena porovnatelnost obou metod při tomto typu měření.

Seznam použité literatury

- [1] Boulder Community Network [Citované: 14. may 2013]
< <http://bcn.boulder.co.us/basin/data/NEW/info/TSS.html>>
- [2] North Dakota Department of Health [Citované: 14. may 2013]
< http://www.ndhealth.gov/wq/sw/Z6_WQ_Standards/WQ_TSS.htm>
- [3] State Washington Department of Ecology [Citované: 14. may 2013]
< <http://www.ecy.wa.gov/programs/wq/plants/management/joysmanual/streamtss.html>>
- [4] Pitter, P. (2009) Hydrochemie. Vydavatelství VŠCHT Praha, p. 35
- [5] Ashley, R. M., Bertrand-Krajewski, J.L., Hvitved-Jacobsen, T., Verbanck, M. (2004) Solids in Sewer. Characteristics, effects and control of sewer and associated pollutants, IWA Publishing, London, p. 7
- [6] Bareš, V., Kabelková, I., Krejčí, P., Stránský, D. (2007) Nejistota in situ spektrální analýzy vybraných parametrů kvality povrchových a odpadních vod, Odpadní vody 2007, Brno, p. 13
- [7] Clesceri, L. S. (ed.) (1998) Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, American Public Health Association, p. 2-57

Znečištění srážkových povrchových vod z komunikací

Renata Nováková

Abstrakt

Water pollution from routes and consolidated surfaces (parking places, pull-off spaces) is considered one of the significant types of pollution. Pollutants that significantly affect not only the environment, but also human health are released by traffic. Construction of routes and consolidated surfaces is a big intervention into the ecosphere and affects nature in many aspects. Traffic has a negative influence on the hydrosphere, it affects the hydrological regime and the quality of both surface and underground water. Rainwater that flows off routes and consolidated surfaces contains pollutants dissolved in water and also pollutants fixed to suspended particles. Therefore, it is necessary to follow certain established rules for its draining.

Klíčová slova: *Srážkové povrchové vody; zdroje znečištění; látky znečišťující vody; doprava.*

Úvod a formulace cíle

Spotřeba vody v celosvětovém měřítku výrazně stoupá, voda je cennou surovinou, jejíž kvalitu ovlivňuje mnoho faktorů. Kvalita a čistota vody je předmětem řady výzkumů, vztahuje se k ní mnoho legislativních předpisů a má řadu ekologických i ekonomických souvztažností. Znečištění vody je jakýmsi fenoménem vyžadujícím komplexní přístup řešení. Mezi významné druhy znečištění patří mimo jiné i znečištění vod z provozování pozemních komunikací. Vzhledem k tomu, že rozvoj silniční a dálniční dopravy je stále na vzestupu, výstavba komunikací znamená výrazný zásah do ekosystému. Dochází tak k ovlivnění hydrosférických poměrů povrchových a podzemních vod a také kvality těchto vod. Dopravní infrastruktura a budování zpevněných povrchů způsobuje značný zábor půdy a fragmentaci krajiny. Automobilová doprava ovlivňuje výrazným způsobem stupeň znečištění srážkového povrchového odtoku z vozovek, ale i stupeň znečištění půdy a vegetace.

Zdroje znečištění srážkových vod

Vlivem automobilové dopravy dochází k uvolňování řady škodlivin, které mohou ovlivňovat složky životního prostředí. Stupeň znečištění dešťového odtoku rozhodujícím způsobem ovlivňuje hustota provozu na komunikacích, množství a složení pohonných hmot, druh komunikace, stav motoru a způsob jízdy [1].

Znečištění zahrnuje pevné částičky a polyaromatické uhlovodíky uvolněné z nespáleného paliva, uhlovodíky uvolněné z olejů a mazadel a sloučeniny olova z přísad pohonných hmot. Srážková povrchová voda je dále znečišťována v důsledku opotřebovávání

pneumatik, vlivem opotřebování povrchu vozovek a vlivem koroze vozidel. Značný problém představuje v zimním období aplikace soli a dalších posypových látek, což způsobuje výrazné zvýšení chloridů a pevných částic ve vodě. Problém znečištění komunikací představují také rozmanité látky, které pocházejí z úniku přepravovaného materiálu. Z povrchu komunikace odtéká spolu s dešťovou vodou část škodlivých látek rozpuštěných ve vodě a část rozpuštěných látek vázaných na suspendované částice [2].

Znečištění komunikací dále ovlivňuje celá řada faktorů jako například znečištění z atmosférických depozic, povětrnostní podmínky a roční období. Opotřebováváním a postupným stárnutím zpevněných ploch dochází k uvolňování částic a k erozi těchto ploch. Také odpadky pohozené na komunikacích přispívají ke znečištění a další podíl na znečištění má i vegetace (klacíky, listí, chemikálie při ošetřování vegetace) a látky, které se uvolňují z povrchu budov a dalších objektů vlivem deště, slunce, mrazu (částičky cihel, betonu, kovů, barev, asfaltu, skla...) [3].

Nejproblematictějšími látkami vyskytujícími se ve srážkovém odtoku z komunikací jsou nerozpuštěné látky, těžké kovy, zinek, měď, uhlovodíky a chloridy, které se vyskytují poměrně ve vysokých koncentracích. Chrom, kadmium, nikl a olovo se vyskytují převážně v nižších koncentracích a jejich ekologický dopad je méně významný [4].

Tab. 1 Původ zdrojů znečišťujících látek na zpevněných dopravních plochách [5]

ZDROJ	ZNEČIŠTUJÍCÍ LÁTKY
Zbytky ze spalování	Uhlovodíky (minerální oleje), těžké kovy (olovo, zinek, nikl), jemné nerozpuštěné látky (saze)
Opotřebení brzd	Těžké kovy (Cu, Cd, Ni, Cr, Pb), jemné nerozpuštěné látky (azbest, další potahové vrstvy)
Opotřebení pneumatik	Těžké kovy (Zn, Pb, Cr, Cu, Ni), jemné nerozpuštěné látky (kaučuk, saze)
Opotřebení vozovky	Jemné nerozpuštěné látky (beton), organické sloučeniny (asfalt, dehet)
Opotřebení značení komunikací	Těžké kovy – Ti, rozpouštědla
Úniky kapalin	Uhlovodíky (oleje, benzín, nafta), těžké kovy (Pb, Ni, Zn)
Koroze vozidel	Těžké kovy (Ti, Cr, Al, Fe, Cu, Mn)
Údržba a opravy silnic	Organické sloučeniny (asfalt, dehet), hrubé a jemné nerozpuštěné látky (písek, štěrk)
Zimní údržba	Soli (chloridy), inertní posypové materiály
Stavební hmoty	Minerální látky, pojiva (asfalt, vápno, cement), stavební hmoty
Ztráty přepravovaného materiálu	Rozličné suroviny a materiály

Látky anorganického původu

Těžké kovy

Významným zdrojem znečištění srážkových povrchových vod z odtoku ze zpevněných komunikací jsou těžké kovy. Těžké kovy mohou být obsaženy v částicích prachu, písku,

popílku, v posypovém materiálu a do srážkové vody se dostávají buď přímo z atmosféry nebo splachem z povrchu vozovek a z okolních nezpevněných částí. Mohou se uvolňovat také ze vzorků pneumatik a podvozků, při korozi vozidel nebo opotřebováním brzdového obložení. Ve srážkových smyvech z komunikací jsou nejčastěji sledovány hodnoty zinku (Zn), olova (Pb), mědi (Cu), kadmia (Cd), chromu (Cr), niklu (Ni) a rtuťi (Hg). Kovy se mohou vyskytovat ve vodách v rozpuštěné nebo nerozpuštěné formě [6, 7].

Nekovy – sloučeniny chlóru

Výrazným zdrojem chloridů je posyp vozovek v zimním období. Díky používání posypových solí dochází ke zvýšené korozi betonových a kovových prvků na komunikacích, korozi vozidel a ke zvýšenému uvolňování škodlivých látek z nátěrů. Pro údržbu komunikací se používá pevný chlorid sodný nebo roztok chloridu vápenatého či hořečnatého. Již při navrhování odvádění vod z komunikací do příslušného recipientu by měla být zohledněna problematika chloridů a posouzen vliv stavby na životní prostředí dle zákona č. 244/92 Sb. Z výzkumů je patrné, že část posypových solí se rozpráší do okolních pozemků nebo se zachytí na okolní vegetaci či dostane přímo do povrchových a podzemních vod [6, 8].

Látky organického původu

Nepolární extrahovatelné látky (NEL)

Do této skupiny látek NEL patří:

- benzíny (směs uhlovodíků C4 – C12),
- petroleje (směs uhlovodíků C12 – C18),
- plynové petroleje (směs uhlovodíků C16 – C24),
- mazací oleje (směs uhlovodíků C24 – C40).

Ropné látky se mohou vyskytovat ve formě rozpuštěné, nerozpuštěné, emulgované nebo absorbované v organických látkách. Rozpustnost ropných látek se zhoršuje s délkou uhlovodíkového řetězce. Ropné uhlovodíky ovlivňují zápach vody a mají schopnost kumulace ve vodních organismech a dnových sedimentech. Olejový film na hladině zpomaluje přístup kyslíku a ovlivňuje tak probíhající biochemický rozklad ve vodě. Na komunikacích tvoří ropné látky jeden z významných druhů znečištění. Jejich zdrojem jsou převážně pohonné hmoty. Ropné látky se většinou zachycují v dešťových usazovacích nádržích s nornou stěnou.

Polycyklické aromatické uhlovodíky (PAU)

PAU vznikají v rámci spalovacích procesů jakýchkoli materiálů obsahujících uhlík, pokud toto spalování není dokonalé. Mezi antropogenní zdroje emisí můžeme zařadit

zejména: spalovací procesy (spalování pohonných hmot v motorech) a uvolňování z materiálů, které PAU obsahují (materiály užívané při stavbě silnic, asfaltové izolace střech...). PAU jsou toxické pro celou řadu živých organismů, do půdy a vody se dostávají suchou a mokrou depozicí a splachy z komunikací. PAU se silně adsorbují na sedimenty ve vodách. Ve srážkových vodách na odtoku z komunikací se z PAU vyskytuje benzo(b)fluoranten, benzo(k)fluoranten, benzo(a)pyren, benzo(ghi)perlen a indeno(1,2,3-c,d)pyren [6, 7].

Závěr

V současné době je problematika znečištění srážkových povrchových vod z komunikací a následné odstraňování nečistot velmi diskutovaným tématem. Aby bylo možné navrhnout účinná opatření, je důležité znát základní informace o původu a výskytu vod, o jejich vlivu na okolní prostředí (půdu, vegetaci), o koncentraci obsažených látek a transportu znečištění. Řešení problematiky hospodárního nakládání s vodami z odtoku z komunikací a dalších zpevněných ploch je předmětem řady výzkumů a studií.

Seznam použité literatury

- [1] Beránková D., et. al.. (6/2009) Vodní Hospodářství, roč. 59, s. 8.
- [2] Krejčí V. et. al. (2002) Odvodňování urbanizovaných území: koncepční přístup. NOEL 2000, Brno, s. 168.
- [3] Hlavínek P., et. al. (2007) Hospodaření s dešťovými vodami v urbanizovaném území. ARDEC, Brno, s. 27.
- [4] Steiner M. (2010) Strassenabwasserbehandlungsverfahren – Stand der Technik. Dokumentation ASTRA, Bern, p. 130.
- [5] VSA (2002): Regen wasserentsorgung – Richtlinie zur Versickerung, Retention und Ableitung von Niederschlagswasser aus Siedlungsgebieten, Verband Schweizer Abwasser-und Gewässerschutzfachleute, Zürich.
- [6] Pitter P. (1999) Hydrochemie. VŠCHT, Praha, s. 75
- [7] Synáčková M. (2000) Voda a ovzduší. ČVUT, Praha, s. 61.
- [8] Cyhelská E., Kabelková I. (9/2009) Vodní Hospodářství, roč. 59. ARDEC s.r.o., Brno. s. 85.

Získávání tepelné energie z odpadní vody v kanalizačních sítích

Zdeněk Nový

Abstrakt

The wastewater in sewage systems incorporates a number of years various possibilities reverse recovery. Energy usable biogas, which is used as a source of electricity or fuel for heating. For decades, the recycled sludge as a fertilizer used in agriculture. An energy source for the heat exchangers, which has been rather neglected so far, is the wastewater in the sewer system. However, this wastewater having a very stable temperature between 10 a 20°C all the year round, seems to be an ideal medium exploitable for the heating of buildings, for heating hot or for the combination of winter heating and summer cooling. Negative aspect is the risk of a large cooling waste water which would reduce the effectiveness of the treatment plant.

Klíčová slova: odpadní voda; kanalizace; získávání tepla; výměníky tepla; biofilm

Úvod

Odpadní voda v kanalizačních sítích v sobě zahrnuje po řadu let nejrozumnější možnosti zpětného využití. Energeticky využitelný je bioplyn, který se používá jako zdroj elektrické energie, či palivo pro vytápění. Po desetiletí se recykloval kal jako hnojivo využitelné v zemědělství. Dosud značně opomíjeným zdrojem energie pro tepelná čerpadla je odpadní voda v kanalizaci, která je přitom vzhledem k poměrně stálé teplotě mezi cca 10 a 20°C po celý rok ideálním médiem využitelným k vytápění budov, k ohřevu teplé vody nebo ke kombinaci zimního vytápění a letního chlazení budov. Negativem je riziko velkého ochlazení odpadní vody, které by vedlo ke snížení účinnosti na čistírně odpadních vod. [1]

Získávání tepla z odpadní vody

V Evropě je instalováno přibližně 500 výměníků v kanalizačním systému s výkony od 10 kW do 20 MW. Odpadní voda je vhodný zdroj energie už díky své relativně stálé teplotě pohybující se mezi 10 a 20°C. Množství energie, které lze získat v podobě odpadního tepla z odpadní vody je obrovská. Potenciál odpadního tepla lze demonstrovat v následujícím příkladu: Pokud ochladíme odpadní vodu pouze o 1K, můžeme z 1 m³ získat přibližně 1,5 kWh tepla. Vzhledem k tomuto velkému potenciálu nastává otázka, jak efektivně můžeme odpadní teplo z odpadní vody odebrat a následně i využít. Teplo je možné odebírat buď z vyčištěné vody na čistírně odpadních vod (ČOV), nebo ze stokového systému, kde proudí surové odpadní vody. Pro praktické využití je vhodnější se uchýlit ke druhé možnosti, jelikož budeme moci distribuovat teplo na menší vzdálenost oproti ČOV, které bývají situovány na okrajích měst.

Pro aplikaci využívání tepla z kanalizační sítě jsme omezeni dvěma základními podmínkami, kterými jsou dostatek tepla pro tepelné čerpadlo a montáž tepelných výměníků pro přenos tepla. V úvahu tak přichází obce s 5000 - 10000 obyvatel, kde je předpokládán průměrný průtok 15 l/s. Zároveň musí být zajištěna dostatečná světlost potrubí pro montáž výměníků $DN \geq 800$ mm. Pro ekonomicky hospodárné využití je vhodné připojit větší odběratele. Čím větší bude odběratel, tím hospodárnější bude zásobování i na větší vzdálenosti. Pro rodinné domy je tento způsob prakticky nevhodný. Doba životnosti výměníků je 30 -50 let a liší se dle použitých materiálů a technologie provádění. [1]

Negativa kanalizačních výměníků

Negativní vlastnosti představuje především odběr tepla. To zapříčiní snížení účinnosti čištění na ČOV. Pro reálné využití je uváděno vhodné ochlazení o maximálně 0,5K. V případě většího rozdílu teplot by muselo dojít k úpravě velikosti ČOV.

Dalším problémem u kanalizačních výměníků je tvorba biofilmu. Ten snižuje koeficient přestupu tepla, čímž může docházet až k 50% snížení účinnosti. Proto je nutné tyto výměníky čistit nebo zvolit vhodný materiál, který je méně náchylný k tvorbě biofilmu. Důležitou součástí při návrhu je zároveň vhodný typ výměníku, aby nedocházelo k narušení hydrauliky stoky. [1]

Závěr

V odebrání a následném využívání tepla z kanalizace je velká perspektiva s výhledem do budoucna. Tento zdroj energie je ekonomicky výhodný a šetrný k životnímu prostředí. Důležité bude tento přístup dále zkoumat a rozvíjet pro zefektivnění a rozšíření použitelnosti.

Seznam použité literatury

- [1] WÄRMENUTZUNG AUS ABWASSER [Citované: 19. May 2013]
http://www.google.cz/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=1&ved=0CDIQFjAA&url=http%3A%2F%2Fwww.bfe.admin.ch%2Fphp%2Fmodules%2Fpublikationen%2Fstream.php%3Fextlang%3Dde%26name%3Dde_345276506.pdf&ei=sTKZUYzPA8TbtAaGqIHAAw&usg=AFQjCNHWWwOW-0zHWw4rdPi0cXpmzpu8kQ&sig2=Jkk7OH84e68a9_BvBYdBAA&bvm=bv.46751780,d.Yms&cad=rja

Zvýšení účinnosti trubních odlehčovacích komor

Jiří Procházka

Abstrakt

This study discusses the design of sewer overflow chambers (TOK) in a combined sewerage system. In the first part is devoted to measuring the physical model, while the second part will be devoted to assessing the impact force TOK on Mladá Boleslav – Debr.

Klíčová slova: *Odlehčovací komora; dešťový oddělovač; kanalizace; emisní limity; imisní limity*

Úvod a formulace cíle

Cílem projektu je zvýšení účinnosti trubních odlehčovacích komor (TOK), zjištění množství nerozpuštěných látek (NL) naředěných vod odváděných do recipientu a porovnání výsledků získaných na fyzikálním modelu a na odlehčovací komoře v Mladé Boleslavi.

Kapitola 1

První část práce je věnována fyzikálnímu modelu, doplněného o ultrazvukové snímače výšky hladiny.

Nejdříve bude měření provedeno na modelu bez česlí, poté na modelu s osazenými česly. Měření je orientováno na látky, které sice kvalitu vody výrazněji neovlivňují, tedy nezhoršují její fyzikální vlastnosti, ale zato jsou v toku na první pohled viditelné. Jedná se o plovoucí nerozpuštěné nečistoty převážně větších rozměrů. V kanalizaci se tyto látky vyskytují vcelku běžně, nejčastější jsou toaletní papír, různé látky či hadry, kondomy, dámské vložky, tampóny a mnoho dalších.

Na modelu budou měřeny tři druhy znečišťujících látek. Papírové kapesníky, které představují toaletní papíry, tedy látku, která v rozdělení podle hustoty zkoušených látek představuje zhruba střed. Papírové kapesníky namočené ve vodě se v modelu převážně vznášejí, nebo jsou za nižších průtoků unášeny proudem po dně. Druhou zkoumanou látkou jsou kondomy, ty jsou vyráběny z latexu, tedy z látky s nižší hustotou než voda a také jsou na rozdíl od ostatních dvou zkoumaných látek nenasákavé. Z těchto důvodů prezervativy při většině pokusů plavaly na hladině, nebo u stropu TOK. Jako poslední zkoumaná látka byly použity bavlněné kusy látky. Ty po namočení do vody měly největší hustotu a tak při valné většině pokusů byly taženy proudem po dně odlehčovací komory. [1]



Obr. 1 Model trubní odlehčovací komory

Kapitola 2

Druhá část se věnuje práci v terénu na TOK umístěné v Mladé Boleslavi. Nad TOK a v recipientu byly odebrány vzorky vody na zjištění množství nerozpuštěných látek v ní obsažené.

V šachtě nad TOK byl osazen měrný žlab DN300, do kterého je svedena odpadní voda protékající šachtou. Nad žlab byla osazena ultrazvuková sonda na měření výšky hladiny ve žlabu; dále byla do žlabu umístěna sonda na měření množství nerozpuštěných látek v odpadní vodě. Obě sondy jsou zapojeny do vyhodnocovací jednotky, jež ukládá do paměti naměřené hodnoty.



Obr. 2 Osazení měrného žlabu a umístění měřících sond



Obr. 3 Vyhodnocovací jednotky

V šachtě pod TOK, jíž protéká naředěná odpadní voda do recipientu, je umístěna jednotka SIGMA na odběr vzorků přepadající vody. Tyto vzorky budou později vyhodnoceny na obsah nerozpuštěných látek. V šachtě je také umístěn GSM modul, který zasílá informace o jednotce při dešťové události.



Obr. 4 Osazení měrného žlabu a umístění měřicích sond

Závěr

Závěrem bude vyhodnocení účinnosti separace nerozpuštěných látek (papírové kapesníky, kondomy, hadry) na modelu bez česlí a následně po úpravě TOK i na modelu s česlemi. V modelu je umístěno 5 polí česlí, rozmístěných rovnoměrně po celé délce přepadové štěrbiny. Cílem jsou možnosti zvýšení účinnosti separace plovoucích látek jako, je změna počtu česlí, jejich umístění, změna úhlu náklonu atp.

Poděkování

Touto cestou bych rád poděkoval doc. Ing. J. Pollertovi Ph.D. za aktivní přístup a vynikající motivaci. Dále bych chtěl poděkovat SGS13/173/OHK1/3T/11, díky které se realizuje tento projekt.

Seznam použité literatury

- [1] Balihar O. (2010) Modelová studie odstranění plovoucích nečistot z přepadu trubní odlehčovací komory přidáním česlí (Studentská vědecká a odborná činnost) Fakulta stavební, České vysoké učení technické, Praha, s. 9
- [2] Pipa J. (2012) Optimalizace návrhu odlehčovacích komor ne jednotné stokové (Bakalářská práce) Fakulta stavební, Vysoké učení technické, Brno, s. 16

Nová technologie mezi inhibitory koroze

Michal Skalický

Abstrakt

The term corrosion generally means eroding material adverse chemical, electrochemical or microbiological effects, extending from the inside surface of the exposed material.

Inhibitors are chemical substances which react with the metal surface and the environment to which it is exposed to the surface as it forms on the surface of the protective film and thus increase the degree of protection.

Klíčová slova:

Inhibitory koroze; anodické inhibitory, katodické inhibitory; adsorpční inhibitory; vypařovací inhibitory koroze

Úvod

Využitím současných znalostí o zásadách a typech korozních procesů lze samotné korozi předcházet nebo jí řídit. Proto je pochopení těchto procesů základem pro vývoj celé řady opatření zabráňujících korozi.

Inhibitory jsou chemické látky, které reagují s kovovým povrchem a prostředím, jemuž je tento povrch vystaven, protože vytvoří na povrchu ochranný film a tím zvýší stupeň ochrany. [2], [4]

Inhibitory

Klasifikace jednotlivých inhibitorů je rozdílná podle různých autorů. Nejpoužívanější organizační schéma spočívá v dělení inhibitorů koroze podle funkčnosti systémů. Někteří autoři například dělí inhibitory do skupin podle jejich chemických funkcí. Je možno je rozdělit například do následujících skupiny:

- anodické inhibitory
- katodické inhibitory
- adsorpční inhibitory

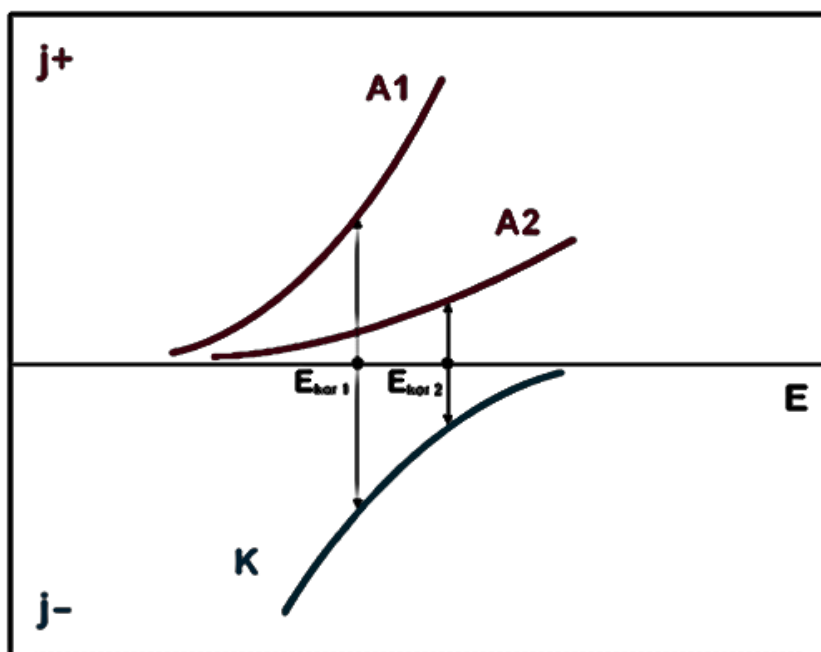
Vhodnost určité látky pro danou úlohu závisí na mnoha faktorech, počínaje chráněným materiálem, přes povahu látky, do které se inhibitor přidává, až po provozní teplotu. [2], [3]

Anodické inhibitory

Anodické inhibitory jsou látky, které brzdí anodickou (korozní) reakci. Tyto látky se používají hlavně v neutrálních roztocích a obvykle působí vznik nerozpustných produktů,

kteře chrání povrch před další korozi (např. pasivní vrstva). Tyto látky musí být přítomny v dostatečném množství, neboť při poklesu koncentrace pod určitou hodnotu korozi naopak podporují a způsobují nerovnoměrné napadení povrchu. Mezi tyto inhibitory patří dusitany, benzoany, chromany (tvoří pasivní vrstvu na povrchu hliníku a oceli – tato vrstva zabraňuje oxidaci kovu), fosforečnany a křemičitany.

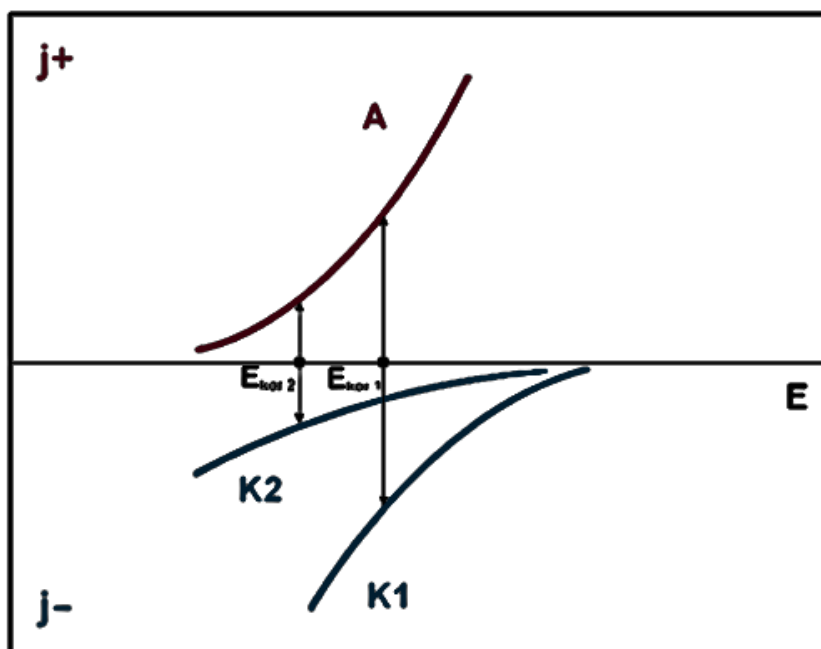
Použijí-li se anodové inhibitory v příliš nízké koncentraci, mohou způsobovat důlkovou korozi (lokální forma koroze, při níž se vytvářejí na povrchu důlky nebo otvory), protože tvoří nesouvislou vrstvu s místními anodami. [1], [5]



Obr. 1 Vliv anodického inhibitoru pro kov korodující v aktivním stavu [1]

Katodické inhibitory

Katodické inhibitory zpomalují průběh katodické (depolarizační) reakce. V neoxidačních kyselinách takto působí při korozi sloučeniny antimonu a arzenu, které brzdí vylučování vodíku. V neutrálních roztocích vytvářejí vápenaté a zinečnaté ionty, spolu s produkty koroze vrstvy, které brzdí kyslíkovou depolarizaci. Takto působí i polyfosforečnany. [1], [5]



Obr. 2 Vliv katodického inhibitoru pro kov korodující v aktivním stavu [1]

Adsorpční inhibitory

Adsorpční inhibitory brzdí korozní reakce (anodickou a katodickou) adsorpcí na povrchu kovu. Jedná se obvykle o organické látky, které obsahují skupiny s dusíkem a sírou např. aminy, merkaptany. Jejich hlavní uplatnění je při moření kovů.

Někdy jsou mezi inhibitory řazeny také látky k odstranění nežádoucích příměsí z roztoku (tzv. destimulátory), nejčastěji kyslíku z vody (hydrazin). Látky k odstranění kyslíku jsou účinné jen tam, kde je redukce kyslíku řídicí reakcí korozního děje.



Obvykle se používá směsí inhibitorů zvláště v systémech, kde je více kovů, případně aby se účinek různých druhů inhibitorů doplňoval a zesiloval.

Působení inhibitorů je často vázáno na určitý korozní systém (kov – prostředí) a ovlivněno je jak koncentrací prostředí, tak i teplotou.

K hodnocení účinku inhibitoru koroze se nejčastěji používá metoda hodnocení koroze podle hmotnostních a rozměrových změn po expozici kovu v korozním prostředí. Tento postup je dán ČSN 03 8102. K hodnocení vlivu inhibitoru je také možnost použít objemové metody, s úspěchem lze také užít elektrochemických metod jako měření polarizačního odporu či extrapolace lineárních částí polarizačních křivek.

Účinnost inhibitoru pro měření oceli se hodnotí podle ČSN 03 8191. [1], [5]

Nová technologie

Volatle Corosion Inhibitors (VCI – vypařovací inhibitory koroze) představují speciální skupinu látek, která zpomaluje korozní proces. Jejich princip spočívá v uvolňování aktivních molekul VCI z některých jejich složek do okolí kovu, který je třeba chránit a tím brání negativním účinkům elektrolytu. Produkty s VCI obsahují dokonalé složení netoxických látek, emitujících z mostného materiálu do okolí kovu jemný aerosol účinných molekul, které se v monomolekulární vrstvě usazují na povrchu kovu. Další část VCI působí jako plynná fáze, která nasytí vnitřní mikroklima obalu a je schopna chránit případná mechanická poškození pasivované vrstvy. [6], [3]

Závěr

Vědecká i technická literatura popisující korozi zmiňuje seznam mnoha chemických sloučenin, které vykazují inhibiční vlastnosti. Z nich je však jen velmi málo skutečně použitelných v praxi. To je částečně způsobeno tím, že žádoucí vlastnosti inhibitoru obvykle přesahují ty související s kovovou ochranou, týkající se nákladů, toxicity dostupnosti a šetrnosti k životnímu prostředí. [3]

Poděkování

Tento příspěvek byl zpracován s podporou grantu SGS12/172/OHK1/3T/11

Seznam použité literatury

- [1] Vysoká škola chemicko-technologická v Praze [Citované: 15. května 2013]
http://www.vscht.cz/met/stranky/vyuka/labcv/labor/koroze_inhibitory/index.htm
- [2] Pitter P. (2005) Hydrochemie, Vydavatelství VŠCHT, 560 s.
- [3] Corrosionist [Citované: 6. května 2013]
http://www.corrosionist.com/corrosion_inhibitor.htm
- [4] Corrosion Doctors [Citované: 6. května 2013]
<http://corrosion-doctors.org/Inhibitors/Introduction.htm>
- [5] Caase Western Reserve University [Citované: 15. května 2013]
<http://electrochem.cwru.edu/encycl/art-i01-inhibitors.htm>
- [6] Zerus Excor [Citované: 15. května 2013]
<http://www.excor-zerust.cz/technologie>

Čistírna odpadních vod Úhonice

Zuzana Sobolíková

Abstract

In this thesis I would like to focus on the creation of possible options of wastewater treatment in Úhonice. The options will be compared with one another and with the proposal compiled by Wastewater Treatment Plant from the technical and economical point of view, and according to the impact on the environment. The main aim of the project is the evaluation of the most suitable option of wastewater treatment in Úhonice.

Klíčová slova: čistírna odpadních vod; odpadní vody; obec Úhonice

Úvod

Čistírna odpadních vod je zařízení, kde dochází k čištění odpadních vod. Setkáváme se s nimi, jednak v blízkosti různých provozů, kde slouží k čištění průmyslových vod, odpadních vod ze zemědělské výroby, a dále u měst a obcí, kde čistí vody komunální a vody smíšené (komunální s průmyslovými).

Čistírny odpadních vod mohou být různých typů. Rozdělují se především dle velikosti a typu čistírenského procesu. Nejčastějším typem používaných ČOV v České republice je mechanicko-biologická čistírna odpadních vod.

Cíl práce

Hlavním cílem mé diplomové práce je vyhodnocení nejlépe vhodné varianty pro čištění odpadních vod v obci Úhonice. Navržené varianty budou odvedení splaškových vod z obce Úhonice na čistírnu ve vedlejší obci Rudná, odvedení splaškových vod na čistírnu v obci Ptice a návrh samostatné čistírny odpadních vod pro obec Úhonice. Porovnání variant s již navrženým projektem bude provedeno z hlediska technického, ekonomického a dle dopadu na životní prostředí.

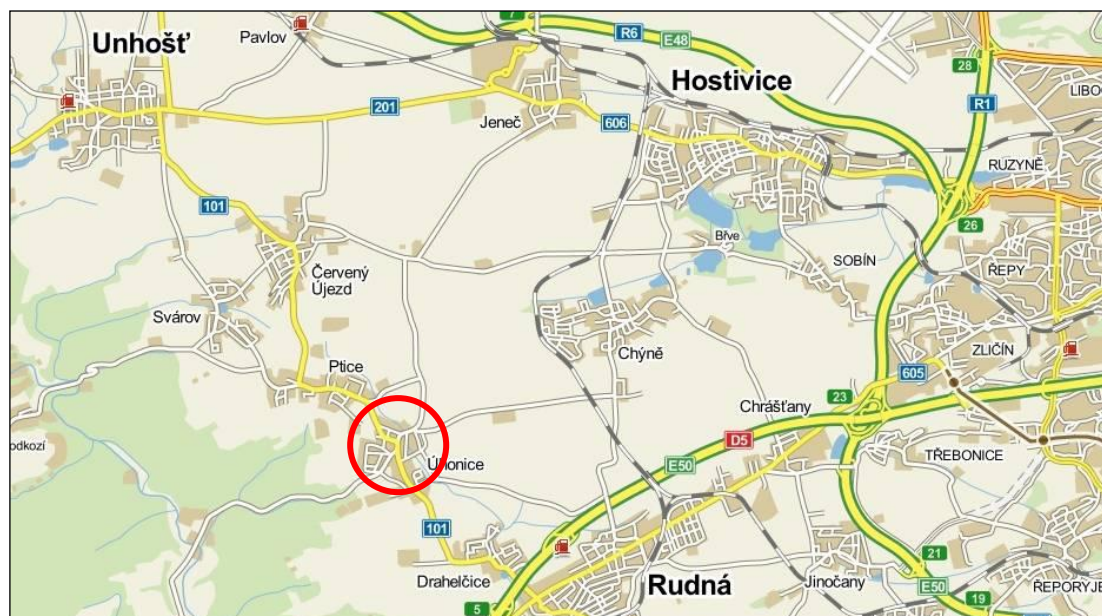
Popis situace

Úhonice je obec nacházející se v okrese Praha západ v kraji Středočeském.



Obr. 1 Mapa ČR - Poloha obce Úhonice [1]

Obec Úhonice leží mezi obcí Ptice, vzdálené asi 2 km na severozápad a městem Rudná, vzdálené asi 6 km jihovýchod. Obcí protéká Radotínský potok, který se dále vlévá do řeky Berounky.

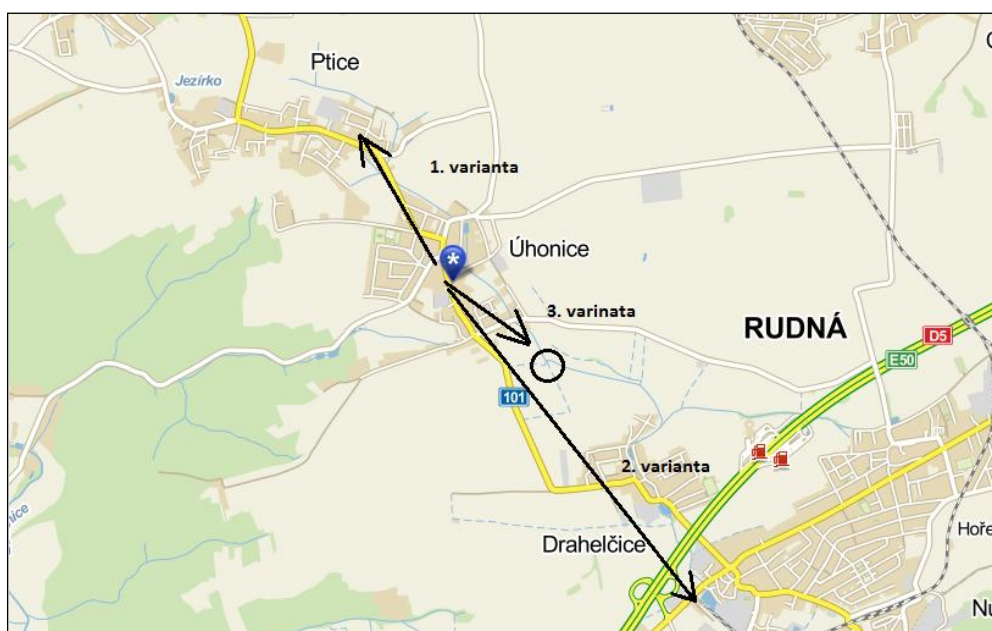


Obr. 2 Poloha obce Úhonice [2]

Současný stav

Současný stav obyvatel v obci je 950 EO a výhledový stav obyvatel je 1900 EO. Dnešní zpracování splaškových vod je v obci řešeno formou bezodtokých jímek na akumulaci splašků a následný odvoz na ČOV v obcích Beroun, Rudná a Ledenice. V obci se nenachází žádný průmysl a ani zde není plánován, proto se předpokládá čištění pouze komunálních vod z domácností. V obci Úhonice je navržena oddílná gravitační splašková kanalizace, přičemž dešťová kanalizace, sloužící k odvádění dešťových vod z intravilánu, je již realizována. Recipientem je Radotínský potok.

Varianty pro zpracování splaškových vod jsou: odvedení splaškových vod z obce Úhonice na čistírnu ve vedlejší obci Ptice (1. varianta), odvedení splaškových vod na čistírnu v obci Rudná (2. varianta) a návrh samostatné čistírny odpadních vod pro obec Úhonice (3. varianta).



Obr. 3 Zakreslení variant pro zpracování splaškových vod z obce Úhonice [3]

Varianta č. 1 je odvedení splaškových vod na ČOV obce Ptice. Stávající ČOV Ptice by v současné době kapacitně nestačila připojení obce Úhonice, jelikož se ale do budoucna plánuje zkapacitnění této ČOV, mohla by tam obec Úhonice odvést své splaškové vody.

Varianta č. 2 je odvedení splaškových vod na ČOV v obci Rudná. Obec Rudná má stávající ČOV kapacitně nevyhovující na rozvoj města. Proto počítá s výstavbou nové ČOV, kam by se mohla obec Úhonice připojit.

Varianta č. 3 je výstavba nové ČOV pouze pro čištění splaškových vod z obce Úhonice.

Závěr

Hlavním cílem diplomové práce bude porovnání navržených variant a vyhodnocení nejlépe vhodné varianty pro čištění odpadních vod v obci Úhonice. Navržené varianty budou porovnány z hlediska technického, ekonomického a dle dopadu na životní prostředí.

Čištění odpadních vod přispívá k ochraně životního prostředí i k ekonomickému rozvoji měst a obcí, a zvyšuje tak kvalitu života jejich obyvatel.

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala vedoucímu své diplomové práce Doc. Ing. Jaroslavu Pollertovi ml., Ph.D. za odborné vedení.

Seznam použité literatury

- [1] Slepé mapy [citované 17. 5. 2013]. <<http://www.slepamapa.cz/slepa-mapa-cr-kraje.html>>
- [2] Mapy.cz [citované 17. 5. 2013]. < www.mapy.cz >
- [3] Mapy.cz [citované 17. 5. 2013]. < www.mapy.cz >

Posouzení nově instalované odlehčovací komory v Debři u Mladé Boleslavi

Kristýna Soukupová

Abstrakt

This paper is focused on the assessment of combined sewer overflow (CSO) in Debř nad Jizerou. Because of its unsatisfactory function, the CSO was reconstructed last year. Situation before the reconstruction is described in this paper and intended assessment of current status, which will be the main objective of author's diploma thesis, is introduced as well.

Klíčová slova: *trubní odlehčovací komora; chemický stav toku; on line monitoring*

Úvod

V České republice je ve většině obcí vybudována jednotná stoková síť sloužící k odvádění jak splaškových, tak dešťových vod. Důležitým objektem na jednotné kanalizační síti je odlehčovací komora (OK), která během akutních srážkových událostí odvádí nadbytečné množství vody v kanalizaci do recipientu, čímž je kvalita vody v něm ohrožena. Pro omezování negativních dopadů je nezbytná pravidelná údržba stokové sítě, rekonstrukce nevyhovujících objektů a instalace nových prvků, které musí respektovat jak hydraulickou a kapacitní, tak i ekologickou funkčnost. V tomto smyslu byl vyvinut nový typ odlehčovací komory (OK), tzv. trubní odlehčovací komora (TOK), který dostatečnou separační účinností eliminuje vnos znečištění, zejména v podobě nerozpuštěných látek, z kanalizace do recipientu během srážkových událostí.

TOK byla v loňském roce instalována v Debři u Mladé Boleslavi, kde nahradila nevyhovující OK s oboustranným přelivem. Původní OK byla před rekonstrukcí monitorována včetně kvality vody v recipientu. Monitoring nově instalované TOK je plánován na letní měsíce tohoto roku a posouzení účinnosti i porovnání chemického stavu recipientu oproti stavu před rekonstrukcí bude předmětem mé diplomové práce.

1 Popis zájmové lokality

Sledovaná OK se nachází v městské části Debř nad Jizerou města Mladá Boleslav. Debř se rozkládá severně od Mladé Boleslavi a protéká jí řeka Jizera. Odlehčovací komora se nachází v ulici U hřbitova. Její přepad vede pod silnicí č. 38 do inundačního území řeky Jizery, do melioračního příkopu, který po cca 200 m ústí do Jizery [1].

Splašková kanalizace se skládá ze dvou stok v ulicích Kosmonoská a Josefodolská, výtlaku splaškových vod a čerpací stanice za hřbitovem. Čerpací stanice je doplněna odlehčovací komorou. Přítok na OK je řešen keramickým potrubím DN 600 [1].

Až do roku 2012 se zde nacházela atypická odlehčovací komora s oboustranným přelivem (viz Obr. 1 vlevo). Bezdeštný průtok byl převeden žlábkem, kde regulace přepadu byla řízena hloubkou žlábků. Odtok z komory byl řešen škrťací tratí DN 300 na čerpací stanici. Přepad ze žlábků odtékal po dně pod žlábkem do přepadového potrubí DN 600. Tato OK neplnila řádně svůj účel, zvláště separační účinnost nerozpuštěných látek byla minimální [2].



Obr. 1 Původní odlehčovací komora (vlevo) a instalace CSO-T 6.11.2012 (vpravo)

V listopadu roku 2012 byla provedena demontáž stávající nevyhovující komory a instalována trubní odlehčovací komora (viz Obr. 1 vpravo), model CSO-T.

2 Metodika měření

Monitoring je zaměřen jednak na posouzení funkce OK a jednak na vyhodnocení jejího vlivu na recipient. Posouzení OK se provádí kvantitativně i kvalitativně. Jedná se o zjištění vztahu mezi přepadající vodou a vodou, která natéká do odlehčovací komory. Kvantitativní posouzení spočívá v měření průtoku na přítoku a přepadu a z jejich rozdílu je vypočten odtok. Kvalitativní posouzení je provedeno na základě rozdílu koncentrací nerozpuštěných látek na přítoku a přepadu [2].

Monitoring pro vyhodnocení vlivu OK na recipient zahrnuje on line sledování hydrologických ukazatelů ve stokové síti, kontinuální odběr vzorků během srážkové události a hodnocení kvality vody odpadní, vody přepadající během srážkové události a kvality vody v

recipientu z okamžité i dlouhodobé perspektivy. Hlavními sledovanými ukazateli jsou nerozpuštěné látky, chemická spotřeba kyslíku, živiny (N a P látky), těžké kovy i koliformní bakterie. Ukazatele jsou porovnávány s normami environmentální kvality (NEK) podle nařízení vl. 23/2011 Sb. [2] a v případě kovů v sedimentu podle EPA kritérií [3]. Odběr vzorků probíhá ve čtyřech lokalitách: pod zaústěním OK na začátku melioračního příkopu, po 200 m v melioračním příkopu před zaústěním do toku a v řece Jizeře pod a nad zaústěním příkopu [2].

3 Zhodnocení stavu před rekonstrukcí OK

Posuzování funkce původní odlehčovací komory probíhalo v období od července do října 2012. Během této doby docházelo k přepadu po většinu času. Za sledované období 68,5 dní přepadlo 715,11 m³ vody. Separační účinnost nerozpuštěných látek byla nulová. Bylo prokázáno pouze mírné zatížení sedimentu těžkými kovy (občasné překročení standardu environmentální kvality u mědi a olova). Přestože koncentrace kovů vyhovují zvoleným environmentálním standardům, lze pozorovat zvýšené hodnoty sledovaných kovů v melioračním příkopu pod OK. Negativní ovlivnění toku je patrné i na rozdílu mezi koncentracemi kovů v sedimentu z Jizery pocházející nad zaústěním OK a pod zaústěním OK, kdy sediment pod OK vykazoval přibližně 20% nárůst koncentrací všech kovů. Nevyhovující OK se v recipientu (melioračním příkopu) projevovала stabilně špatnou chemickou kvalitou vody, překračovány byly koncentrace N-NH_4^+ , P-PO_4^{3-} , CHSK, nerozpuštěných látek a koliformních bakterií. [2]

Plánovaná náplň diplomové práce

Cílem diplomové práce bude posouzení funkce OK a zhodnocení jejího vlivu na recipient. Bude prováděn monitoring zahrnující on line měření i odběr vzorků vody z OK a z recipientu. Vzorky přepadající vody při akutních srážkových událostech budou zachyceny automatickým vzorkovačem, vzorky z recipientu budou odebírány bodově za různých podmínek (po srážkových událostech i v bezdeštném období). Sledování recipientu bude pokračovat ve stejném rozsahu chemických a bakteriologických ukazatelů, jako před rekonstrukcí, a bude provedeno porovnání situace před a po rekonstrukci.

Poděkování

Příspěvek byl zpracován v rámci projektu Studentské grantové soutěže SGS13/173/OHK1/3T/11.

Seznam použité literatury

- [1] Čermáková P. (2011) Posouzení vlivu odlehčovací komory Debř na recipient. (diplomová práce) Fakulta stavební, České vysoké učení technické, Praha, s. 52
- [2] Pollert ml., J. (2013) Aplikovaný výzkum vybraných objektů stokových sítí: zvýšení kvantitativní a kvalitativní účinnosti. Odborná zpráva o postupu prací a dosažených výsledcích za rok 2012, p. 30
- [3] Nábělková, J. (2011) Těžké kovy v sedimentech drobných městských toků. Habilitační práce, Stavební fakulta ČVUT v Praze, p. 24

Biologicko-ekologické posouzení vodního toku Botiče

Monika Víznerová

Abstrakt

The aim of this contribution is ecological assessment and impact assessment of urban drainage systems onto the small Prague creek Botič. Ecological status was evaluated according to the Water Framework Directive 2000/60/EC. Area of interest was classified in IV. grade-damaged condition. Impact assessment of urban drainage was based on biological and ecological research, including an morphology assessment of creek, potential for possible resettlement, macrozoobenthos communities, water quality and visible signs of disturbance. The affected area of Botič creek shows considerable disruption of morphology and the associated potential resettlement, except in the area of Hostivar forest park. Assessment of macrozoobenthos communities showed the negative impact of urban drainage in the area of interest.

Klíčová slova: *městské odvodnění, biomonitoring, makrozoobentos, ekologický stav, hydromorfologický stav*

Úvod a formulace cíle

Vodní toky v urbanizovaných územích jsou významně ovlivňovány požadavky na jejich užívání. Mezi hlavní požadavky na tyto toky patří splnění funkce ekosystémové, estetické a rekreační, stejně tak jako naplnění požadavku na protipovodňovou ochranu a využití toku jako recipientu odpadních vod (zaústění ČOV, oddílné kanalizace a odlehčovací komory kanalizace jednotné). Efekt urbanizace s sebou přináší negativní vlivy – ovlivnění hydrologického a hydraulického režimu, ovlivnění kvality vody a sedimentu látkovým znečištěním a narušení morfologie [1].

Cílem tohoto příspěvku je vyhodnocení ekologického stavu a posouzení míry narušení vodního toku Botič vlivem zaústění městského odvodnění dle dostupných metodik.

Metody

Posouzení vlivu městského odvodnění bylo provedeno pro drobný vodní tok Pražské aglomerace – Botič. Zájmový úsek se nachází pod Hostivařskou přehradou mezi ř. km 10,444 a ř. km 13,309. V dotčené oblasti je do Botiče zaústěna dešťová oddílná kanalizace a tři odlehčovací komory jednotné kanalizace – OK 83 Průmyslová (km 11,920) ústící v těsné blízkosti jezové zdrže Rybářství a společné zaústění OK 80 Pražská a OK 81 Švehlova (km 11,060). Na toku byly vybrány celkem 4 profily (B0, B2, B3, B4), tak, aby co nejlépe postihly vliv zaústění prvků městského odvodnění.

Biologické hodnocení ekologického stavu je založeno na hodnocení multimetrického indexu (MMI) složeného z jednotlivých metrik, které jsou dány Metodikou [2] pro určitý typ

toku. Pro výpočet jednotlivých metrik byl použit program ASTERICS (verze 3.3.1) ze systému AQEM. Výsledky každé metriky se před převedením do výsledného MMI vyjádří ve formě bezrozměrného skóre EQR (ecological quality ratio) vyjadřující stupeň ekologické kvality. Zařazení vodního toku je provedeno v souladu s požadavky Rámcové směrnice 2000/60/ES (2000) do jedné z 5 tříd ekologického stavu (velmi dobrý až zničený stav) [3].

Posouzení narušení toku městským odvodněním bylo stanoveno biologicko-ekologickým průzkumem na základě Metodické příručky SFŽP [4]. Biologicko-ekologický průzkum zahrnuje posouzení makrozoobentosu, viditelných projevů narušení, morfologického stavu a potenciálu znovuosídlení vodního toku. Jako doplňující informace byly stanoveny základní chemické ukazatele uvedené v tab.1.

Tab. 1 Základní chemické ukazatele

Lokalita	Teplota [°C]	pH	Vodivost [mS/m]	Rozp. O ₂ [mg/l]	CHSK _{Cr} [mg/l]	TOC [mg/l]	Cl [mg/l]	N-NH ₄ ⁺ [mg/l]	N-NO ₃ ⁻ [mg/l]	N-NO ₂ ⁻ [mg/l]	P-PO ₄ [mg/l]
B0	17,3	8,03	76,4	8,12	21,6	8,66	88,6	0,098	1,84	0,063	3,07
B2	16,8	7,96	77,0	7,69	24,2	9,10	86,6	0,142	7,74	0,064	2,39
B3	16,4	7,45	77,2	7,87	19,7	8,46	91,7	0,116	7,79	0,058	1,66
B4	16,4	7,29	72,2	7,67	41,4	14,4	94,3	0,124	7,76	0,056	0,17

Výsledky

Z tabulky č. 2 je patrné, že všechny sledované profily spadají do IV. třídy hodnocení ekologické kvality – poškozený stav. Tok vykazuje známky významných změn biologické kvality oproti toku stejného typu za nenarušených podmínek [3].

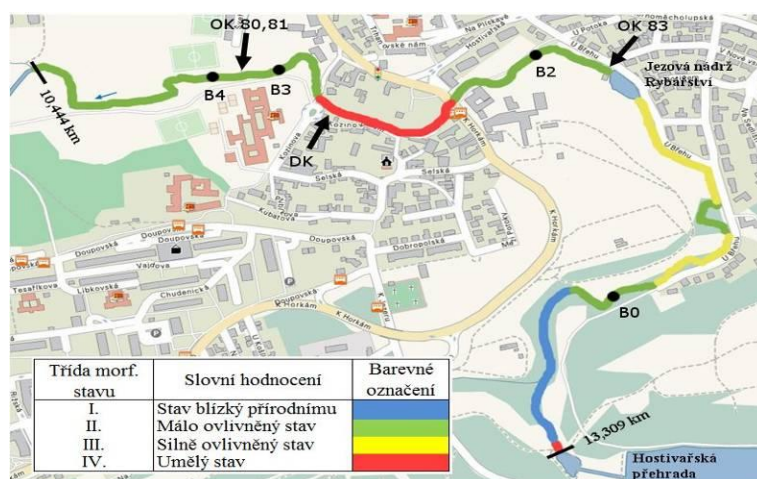
Tab. 2 Stanovení třídy ekologického stavu na základě multimetrického indexu

Profil	Skóre EQR						MMI bez B indexu	Třída ES
	SI	DivMg	EPT abu	RETI	Lítál	Metaritrál		
B0	0,38	0,22	0,43	0,22	0,41	0,34	0,34	4
B2	0,43	0,16	0,31	0,30	0,49	0,35	0,35	4
B3	0,46	0,23	0,36	0,22	0,33	0,22	0,31	4
B4	0,36	0,23	0,37	0,21	0,30	0,18	0,27	4

Grafické znázornění morfologického hodnocení toku je zobrazeno na obr.1. Sledování morfologického stavu toku začíná nad segmentovým jezem na ř. km 10,444. V této části je morfologický stav toku málo ovlivněný. Dno ani břehy nejsou zpevněné a tok lehce meandruje. Zhoršení hodnocení způsobuje nedostatečné břehové pásmo, které je problémem v téměř celé délce hodnoceného toku. K výraznému zhoršení dochází v úseku mezi mostem pro pěší Kozinova a silničním mostem Pražská. V tomto úseku je tok veden přímo v zástavbě. Břehová zóna zcela chybí, tok lemují opěrné zdi. Dno je zpevněno kamennými bloky a

variabilita toku je značně omezena. Dále pokračuje střídání úseků spadajících mezi kategorie málo až silně ovlivněných toků. Hlavní příčinou je opět nedostatečné břehové pásmo, a to zejména v úsecích, kdy tok vede podél místní komunikaci s betonovou opěrnou zdí. Poslední úsek toku nacházející se v Hostivařském lesoparku vykazuje již známky přirozeného charakteru. Šířka i porost břehového pásma jsou zde vyhovující, koryto je bez opevnění.

Se zhoršenou morfologií toku souvisí i potenciál znovuosídlení, který byl klasifikován jako žádný až nízký a s tím i nízký počet taxonů nalezených na jednotlivých lokalitách. Morfologické narušení opět dokazuje i větší podíl zastoupení indiferentních taxonů (obr. 2).

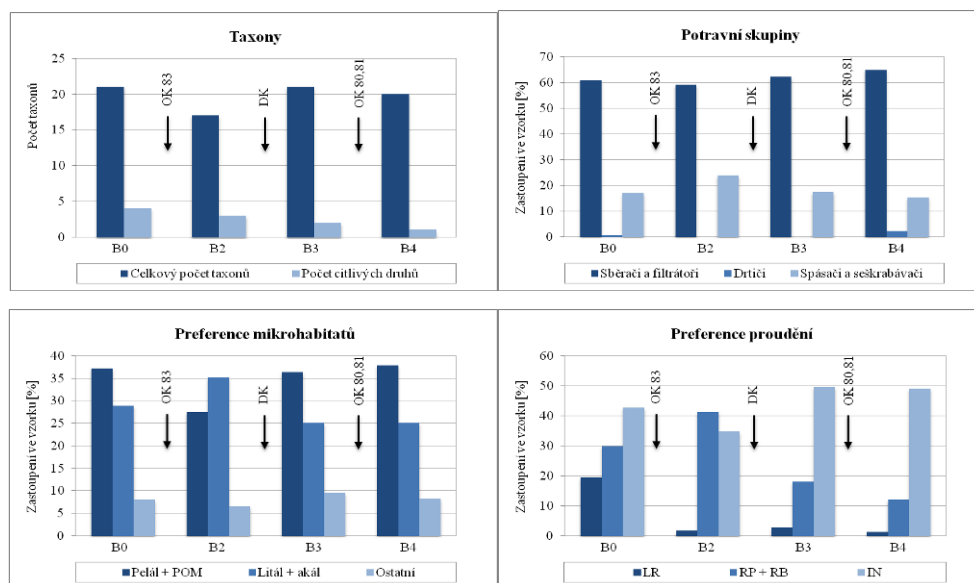


Obr. 1 Morfologický stav posuzovaného úseku Botiče a odběrné lokality

Pod odlehčovací komorou OK 83 dochází k výraznému přírůstku podílu organismů preferující střední až vysoké rychlosti proudění (obr.2), což svědčí o hydraulickém stresu, který vychází z OK 83 [4]. Navýšení průtokových rychlostí dokazuje i viditelná eroze břehu pod tímto profilem.

Zaústění dešťové oddílné kanalizace se oproti původnímu předpokladu neprojevuje hydraulickým narušením, neboť pod zaústěním došlo ke snížení počtu organismů preferujících rychlejší proudění. Významný vzrůst indiferentních taxonů nasvědčuje o morfologické degradaci lokality, což potvrzuje též samotné morfologické hodnocení toku, kdy úsek nad tímto sledovaným profilem byl zařazen do kategorie umělý stav.

Pod společným zaústěním komor OK 80 a 81 nedochází téměř k žádné změně struktury společenstva co do preference proudění a mikrohabitatů, což umožňuje vyloučit hydraulické zatížení, stejně jako vnos nerozpuštěných látek. Dochází zde však k zhoršení hodnot saprobního indexu z 2,07 na 2,33 ($\Delta SI=0,26$). Toto navýšení vypovídá o organickém zatížení [4]. Tento fakt potvrzují i zvýšené hodnoty parametrů TOC a CHSK v profilu B4 (tab.1).



Obr. 2 Změny ve složení společenstva makrozoobentosu u jednotlivých lokalit

Závěr

Na základě hodnocení společenstva makrozoobentosu vykazuje tok v celé délce nízkou kvalitu prostředí. Morfologie zájmového úseku je značně narušená. Výjimku tvoří oblast Hostivařského lesoparku. Hlavní příčinou narušení morfologie je nedostačující, případně zcela chybějící břehové pásmo. S tímto faktem souvisí též omezené možnosti obnovy společenstva a eliminace narušení, neb potenciál znovuosídlení je na sledovaných lokalitách žádný až nízký.

Vlivy jednotlivých prvků městského odvodnění lze shrnout:

OK 83 - hydraulický stres, vnos živin

DK – nemá významný vliv

OK 80, 81 – vnos organického znečištění

Seznam použité literatury

- [1] Krejčí V. a kol., (2002): Odvodnění urbanizovaných území – koncepční přístup. NOEL 2000, Brno.
- [2] Horký P. a kol., (2011): Metodika hodnocení ekologického stavu útvarů povrchových vod tekoucích pomocí biologické složky makrozoobentos. VÚV T.G. Masaryka, Praha.
- [3] Směrnice 2000/60/ES Evropského parlamentu a rady z 23. října 2000 ustavující rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky.
- [4] Kabelková I. a kol., (2010): Posuzování dešťových oddělovačů jednotných stokových systémů v urbanizovaných územích. Metodická příručka SFŽP.

Význam tůní v rámci revitalizací

Vladimír Votava

Abstrakt

The pools are small water reservoirs of natural or artificial origin. They present an important ecosystem in the landscape environment; nevertheless the importance of pools during revitalization is often underestimated. Construction of new pools replaces the natural process of their development. Pools were always part of the landscape and using them during revitalizations decreases a negative impact of human intervention on nature landscape and draw modified countryside nearer to nature. Furthermore, the construction of pools is one of the most effective tools for promoting biodiversity.

Klíčová slova: *Tůně; revitalizace; diverzita; biotop; vodní organismy*

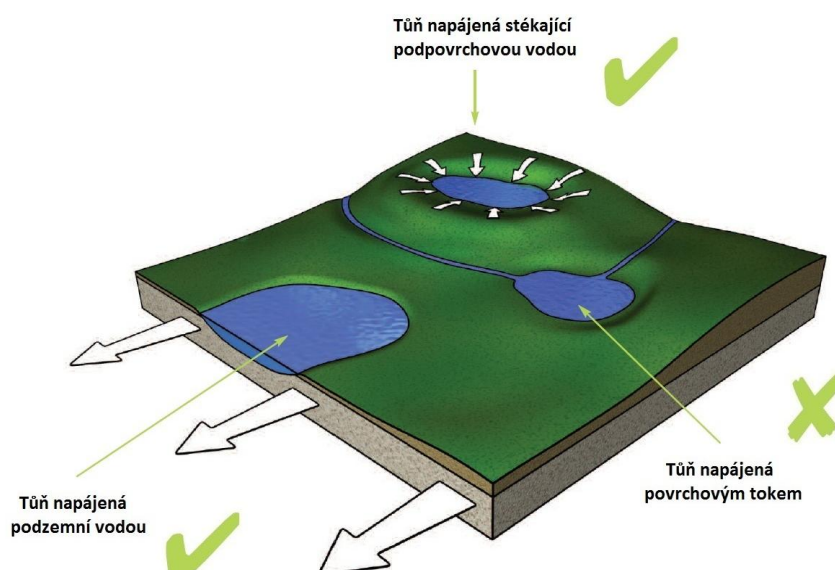
Úvod a formulace cíle

V minulých desetiletích byly na celé řadě drobných vodních toků provedeny úpravy, které podstatně pozměnily jejich charakter. Na zemědělsky využívaných plochách měly úpravy za cíl maximalizace pozemků s ornou půdou umožňující orbu k břehové hraně. Proto vodní toky byly napřimovány. Koryta toků byla realizována jako kapacitní s tvrdým opevněním znemožňujícím komunikaci toku s okolím a schopna rychlého odvedení vody z povodí. V praxi to znamenalo zkrácení trasy toku se zvětšenou niveletou dna a zahloubení koryta vedoucí ke snížení hladiny podzemní vody v okolí. Takovéto úpravy měly za následek likvidaci cenných společenstev a vysychání koryt v suchých obdobích. Úpravami byly také zničeny tůně tvořící v krajině významný biotop, tak důležitý pro obojživelníky a vodní organismy.

V současné době byly již na mnoha vodních tocích provedeny revitalizace, které dle možností z menší, či větší části vrátily korytům toků přírodě blízký charakter. Takto provedené revitalizace řeší vhodnou trasu koryta, rybí přechody a jiné objekty na toku. Často ale při projektování revitalizací zůstávají stranou tůně. Pokud je s nimi v projektu počítáno, tak slouží hlavně ke zmírnění nivelety dna koryta a zadržení vody v krajině. Další jejich funkcí a to spíše již podřadnou (především dle jejich provedení) je zvýšení druhové biodiverzity krajiny. Přitom správným způsobem výstavby s prováděním dokončovacích prací a vhodnou skladbou porostu lze vytvořit podmínky pro vznik cenného biotopu.

Základní charakteristika tůň

Tůňe můžeme charakterizovat jako menší vodní nádrže. Pokud se jedná v krajině o přirozené tůňe, tak je lze definovat jako trvalé, či periodické. Samozřejmě oba typy mají specifické rostliny a živočichy. Vznikají buď primárně činností vody při povodních, nebo sekundárně a to mohou být zbytky bývalých mrtvých, či slepých ramen vodních toků. Dále dle doby zvodnění lze tůňe rozdělit na stálé a periodické. Jednoznačné odlišení stálých tůň od periodických tedy dočasných je na základě jejich hydrologického režimu velmi problematické. Periodické tůňe mohou za jistých podmínek vyschnout úplně. Proto je snadnější tůňe rozlišovat na základě přítomnosti, či absence vodních organismů adaptovaných na vyschnutí. U stálých tůň se tedy nevyskytují organismy, jejichž životní cyklus obsahuje fázi vyschnutí jako nezbytnou podmínku. Důvodem je, že během roku nikdy zcela nevysychají i přesto, že hladina v tůňích během suchých období výrazně klesne [1]. Tyto tůňe dále můžeme dělit dle způsobu napájení vodou a dle průtočnosti. Pro své malé rozměry však bývají silně zarůstány rákosinami, nebo submersní vegetací. Jejich průměrná maximální hloubka dosahuje hodnoty 2 m. Při zmenšování objemu vody dochází ke zvyšování kolísání teploty vody, dále ke zvyšování koncentrace rozpuštěných i nerozpuštěných látek a rychlému úbytku kyslíku. Ve stálých mělkých tůňích s prohřátou vodou se vodním a bažinným rostlinám daří. Hladina je často zarůstána okřehkem, který ji nezřídka celou zakryje. V průběhu let dochází k postupnému zazemňování a tůň pomalu zarůstá. V závěrečné fázi se změní na vlhkou, podmáčenou louku [3].



Obr. 1 Možné způsoby napájení tůň vodou [1].

Periodické tůňe bývají naplněny vodou jen po dobu několika měsíců, častěji jen týdnů. Podloží, na kterém jsou umístěné, je často nepropustné tvořené jílem. V tomto případě je

jejich vznik zapříčiněn vydatnými srážkami, či vydatným jarním táním. Tůň na propustném podloží vznikají díky zvýšené hladině podzemní vody. V podmínkách České republiky lze z časového hlediska zvodnění dělit periodické tůně na jarní a letní. Jarní periodické tůně vznikají v inundačních územích větších vodních toků během zvýšených jarních průtoků, způsobených táním sněhu ve výše položených oblastech povodí. Období zvodnění připadá v našich podmínkách nejčastěji na rozmezí měsíců únor až květen. Letní periodické tůně vznikají v době silných letních dešťů a to nejčastěji na polích, pastvinách a loukách. Jejich hloubka je velmi malá – obvykle 10 až 50 cm, takže poměrně brzy úplně vyschnou [1].

Výstavba nových tůní

Výstavbou nových tůní nahrazujeme přirozený proces jejich vzniku. Tůně byly vždy součástí krajiny a jejich výstavbou vracíme lidskými zásahy pozměněné krajině přírodě blízký charakter. Dále je výstavba tůní jedním z nejefektivnějších jednorázových nástrojů pro podporu biologické rozmanitosti. Výhodou je jednoduchost provádění a také poměr cena – efekt je mimořádně příznivý. Odezva v podobě žádoucí podpory běžných i chráněných druhů je často velmi rychlá a výsledky se dostaví prakticky okamžitě. Nové tůně se tedy rychle stávají hodnotnými biotopy a to nejen pro vodní organismy. Nutné je si však uvědomit, že nejsou stabilními biotopy a pokud se přirozenými, či lidskými zásahy neobnovují, nastává zazemňování. Tůně tedy zanikají přirozenou sukcesí.

Každá nově budovaná tůň, musí mít předem stanoven účel. Může se jednat například o obecné rozšíření nabídky vodních biotopů v krajině, nebo o posílení a podporu populací lokálního výskytu. Obecně ale platí, že neexistuje univerzální, či normalizovaný návod na vybudování ideální tůně. Každá tůň je svým způsobem originálem. Samotný tvar tůně by měl být nepravidelný, tedy prostorově i hloubkově členitý. Členité mělké dno je základ kvalitní tůně. Dno by nemělo být ploché, ale mělo by vytvářet vyvýšeniny a prohlubně. Maximální hloubka dna 100 cm, u malých tůní postačí 60 cm. Mělčiny hluboké do 50 cm jsou naprosto zásadní a vyhovují valné většině organismů žijících v tůních. Ohledně taru břehů je pravidlem mírný sklon, nejlépe v poměru šířky a výšky 1:10. U tůní menších rozměrů je vhodnější sklon břehů v poměru 1:5, maximálně 1:3. Příkřejší břehy už nejsou žádoucí. V závěru by tůň měla mít tvar velmi mělké mísy s rozsáhlými mělčinami. Samotná břehová linie by měla být členitější, s množstvím zákrut a výběžků. Vznikne tak prostor pro širší nabídku mikrohabitátů, což zvyšuje potenciál pro existenci většího počtu a spektra druhů. Výstavbu tůně je vhodné rozdělit na tři fáze. V první fázi dojde k vymezení tůně a hrubému výkopu, pokud je pro

výkopové práce použít bagr, tak vždy pouze se lžící s drapáky. Ve druhé fázi se během jara a léta zaznamenává minimální a maximální úroveň vodní hladiny. Na základě získaných záznamů se ve třetí fázi domodelovává konečná podoba tůně a to především zóna periodického zaplavování [2].



Obr. 2 Maximální podpora plochy litorální zóny. [2]

V relativně krátkém čase začne osídlování nově vybudovaných tůní. Ze živočichů ve stálých tůních jsou zde kromě prvoků, vířníků a korýšů také hojné skupiny hmyzu – vážky, komáři, pakomáři, chrostíci, ovádi, brouci, motýli, ploštice a blanokřídlí. K typickým obyvatelům periodických tůní patří perloočky, vířníci, některé vznášivky, buchanky a lasturnatky, pravidelně jsou přítomny komáří larvy, různí zástupci hmyzu a obojživelníci. Dále jsou zde skupiny měkkýšů [3].

Závěr

Během projekce i realizace tůní mohou nastat komplikace, které mohou účel tůně zkomplikovat. Pokud neznáme úrovně hladin, nemusí docházet k pravidelnému zaplavování a domodelování tůně může trvat i několik let. Pokud jsme limitováni majetkoprávními vztahy, tak v krajním případě je řešením napojit tůň na vodní tok. Poté tůň bude podléhat vodoprávnímu řízení, povolovací proces bude složitější a účel tůně se značně degraduje [2]. I přes zmiňované nevýhody by však návrat tůní do krajiny měl být v rámci revitalizací jednou z hlavních priorit.

Seznam použité literatury

- [1] Ústav zoologie, rybářství, hydrobiologie a včelařství [Citované: 8. May 2013]
<<http://www.rybarstvi.eu/pub%20rybari/2012%20rasy.pdf>>
- [2] Mokřady – ochrana a management [Citované: 8. May 2013]
<<http://www.mokrady.wbs.cz/Budovani-novych-tuni.html>>
- [3] Environmentální management [Citované: 10. May 2013]
<http://hgf10.vsb.cz/546/Ekologicke%20aspekty/leniticky_system/tune.htm>

Posouzení sucha v ČR za měny klimatu

Michal Lipták

Abstrakt

The project is mainly focused on the analysis of the data series in terms of surface location in the Czech Republic, the frequency of occurrence of drought and its intensity. The project is also focused on the concept definition of drought as such. In final part, the project will also outline the possible measures against drought due to the climate change.

Klíčová slova: změna klimatu; sucho; hydrologické sucho; BILAN; adaptace

Úvod a formulace cíle

Změna klimatu je velmi kontroverzním, politickým a ekonomickým tématem.

Pro naši práci vycházíme z faktu, že klima se měnilo, mění a měnit bude. Nezáleží na tom, kdo za to může, ale spíše se snažíme zaměřit na návrh opatření, která by probíhající změny klimatu mohla zmírnit či dokonce by jich dokázala využít. [1] Nemá smysl ptát se, zda bude vývoj klimatu pozitivní či negativní. Je nutné se na změny adaptovat a využít je ve svůj prospěch - více viz [2].

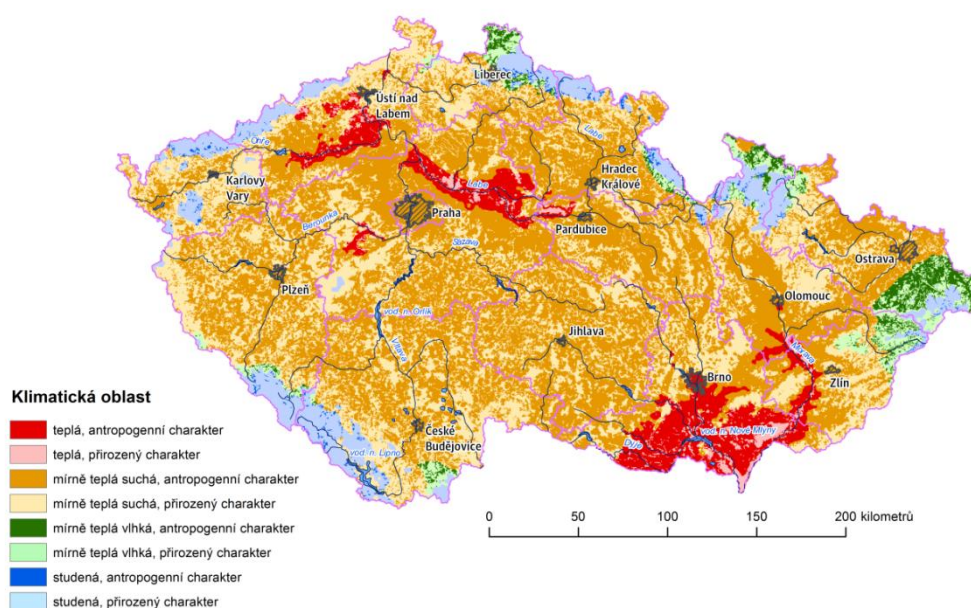
Adaptace je ve světě stále jasněji znějící hlas, jak se vypořádat s klimatickou změnou. Jistě je nutné pátrat po jejích příčinách, ale v období tohoto hledání je nutné nezhálet a právě takovou akcí, která může bez problémů vyplnit období nejistoty, je adaptace [3].

V současné době se ukazuje, že změna klimatu v ČR se bude projevovat ve větší intenzitě a frekvenci extrémních meteorologických a hydrologických situací [4]. Problematika výskytu a dopadů sucha není vzhledem k tomu, že se zatím týkala jiných evropských států a méně ČR tak prozkoumána. Proto je nastávající projekt SGS Predikce sucha v České republice za změny klimatu, zaměřen na možnosti adaptace na problémy sucha. Projekt přímo navazuje na již zakončený SGS Adaptace vodního hospodářství na změnu klimatu ze kterého je možno využít již získaných poznatků o změně klimatu, matematických modelech, dělení ČR do klimatických regionů a v neposlední řadě je možné nadále využívat i zakoupená modelovaná data pro jednotlivá povodí ČR, která jsou v měsíčním kroku pro budoucí období.

Návaznost

Jak bylo řečené výše, pro projekt bylo přejato několik skutečností z dřívějšího studentského projektu. Jedná se v první řadě o dělení České republiky do jednotlivých klimatických regionů.

Je logické, že klimatická změna bude na různá území mít různý vliv. Stejně tak bude záviset na charakteristice daného území, jak bude území na klimatickou změnu reagovat. Proto nelze globálně definovat a následně řešit důsledky klimatické změny pro celou Českou republiku [3]. Bylo nutné zvolit takové dělení ČR, které by zohlednilo tyto parametry. K rozdělení ČR do jednotlivých oblastí (klimatických regionů), kde je očekáván podobný průběh změny klimatu byl použit postup Atlasu podnebí ČSR 1958, upraveném v roce 2007 pro účely Atlasu podnebí Česka [5]. Dalším faktorem, který ovlivňuje reakci krajiny na vnější impuls je míra ovlivnění člověkem. Proto je uvažován i tento faktor. Pro jeho identifikaci je použit Koeficient ekologické stability [6], který udává poměr ekologicky stabilních a nestabilních ploch [7].



Obr 4 Mapa rozdělení České republiky do klimatických regionů [8]

Neméně důležitým prvkem, použitým z projektu „Adaptace vodního hospodářství na změnu klimatu“ byla modelovaná data. V našem případě byla využita spolupráce s VÚV TGM, kde jsme získali datové řady z modelu hydraulické bilance BILAN. BILAN je běžně používaný model pro modelaci klimatu v ČR od 90. let 20. století [9]. Vstupní data pro tento model byla tvořena předefinovaným scénářem vývoje změny klimatu SRES A1B [10],

měřenými hodnotami průtoků a dále meteorologickými daty.

Hlavní zaměření projektu SGS13/129/OHK1/2T/11

Hlavním cílem bude návrh metod adaptačních opatření na výskyt a dopady sucha podle vybraných zájmových oblastí (oblasti povodí). Hlavní zaměření adaptačních opatření je na hydrologické sucho, které se obvykle vyjadřuje pomocí deficitů povrchových a podpovrchových zásob vody.

Základními prostředky jak se vyrovnat s hydrologickým suchem jsou metody integrovaného vodního hospodářství – tedy management nejen vodních zdrojů ale také management nároků na vodní zdroje, jak je zmíněno i ve studii VUV [9].

Předpokládaný postup prací

V první řadě bude provedena statistická analýza modelovaných dat z hlediska možného výskytu sucha, jeho frekvence a intenzity. K tomu bude využito vybraných ukazatelů sucha, které jdou zkonstruovat z namodelovaných dat. Na základě dělení ČR [8] bude možné určit pravděpodobnost výskytu sucha a jeho hloubku v jednotlivých klimatických regionech. To napoví, jaká opatření bude potřeba provést, aby bylo zajištěno dostatečné množství vodních zdrojů i v období nastalého hydrologického sucha.

Jako příklady opatření bych uvedl: Výstavba nových vodních nádrží, rekonstrukce a obnova zaniklých vodních děl, zvýšení retence vody v intravilánu, recyklace a reusing vody, výstavba vodovodních kanálů mezi povodími pro převod vody, nebo zavedení legislativních kroků metodou integrovaného vodního hospodářství, kdy by v období sucha docházelo i k redukci spotřeby vody.

Závěr

Výstupem bude metodika, která bude popisovat možnosti adaptace na hydrologické sucho v ČR v závislosti na vybraných lokalitách a klimatických regionech pro vybrané časové období (2011 – 2040 a 2041 – 2070).

Poděkování

Tento příspěvek vznikl za podpory SGS13/129/OHK1/2T/11 Predikce sucha v České republice za změny klimatu.

Literatura

- [1] Bolom J., Dočkal M., Lipták M. (2011): Klasifikace povodí z pohledu klimatické změny v ČR. Sborník příspěvků, ENVIRO Nitra.
- [2] Dočkal M., Kos Z. (2010): Adaptační opatření při změně klimatu... a jaká jiná???. Sborník Workshop Adolfa Patery 2010 - Extrémní hydrologické jevy v povodích. Praha: ČVUT v Praze, ISBN 978-80-02-02260-2
- [3] Bolom, J., Dočkal, M., Lipták, M., Kvasničková, V. (2011): Regionalizace klimatické změny na území České republiky. Revitalizace vodního systému krajiny a měst zatíženého významnými antropogenními změnami, str. 19-23, ISBN 978-80-01-04791-0
- [4] Pretel, J. (2007): Příčiny a projevy změny klimatu. Seminář "Změna klimatu a její dopady na toky a nádrže ČR" Hydrologický ústav BC AV4R, České Budějovice, ke stažení <http://www.ulozto.cz/x7JYoNE/zmena-klimatu-12-4-07-pretel-pps>
- [5] ČHMÚ (2007): Atlas podnebí Česka. Praha, 255 stran, ISBN 978-80-86690-26-1
- [6] Míchal, I. Ekologická stabilita. 2. rozš. vyd. Brno: Veronica, 1994. 276 s. ISBN 80-85368-22-6
- [7] Bolom, J., Dočkal, M., Kos, Z., Lipták, M. (2013): Pozorované dopady změny klimatu v České republice. Stavební obzor. roč. 2013, č. 2, ISSN 1805-2576 (Online)
- [8] Dočkal, M., Bolom, J. (2012): Změna klimatu pohledem koncového uživatele krajiny. Sborník vědecké konference Voda a krajina 2012. str. 23 - 28, ISBN 978-80-01-05107-8
- [9] Hanel, M. a kol. (2011): Zpřesnění dosavadních odhadů dopadů klimatické změny v sektorech vodního hospodářství, zemědělství a lesnictví a návrhy adaptačních opatření. VÚV TM v.v.i.
- [10] IPCC (2007): Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K. B., Tignor, M., Miller, H. L., et al.) Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA

Sborník příspěvků STOKA 2013

Kolektiv autorů

Publikace vznikla za podpory SVK 13/13/F1

Publikace neprošla odbornou ani jazykovou úpravou. Příspěvky nebyly recenzovány a za původnost a správnost jejich obsahu plně odpovídá autor příspěvku.

Tiráž:

Editori:	Michal Lipták, Michaela Klímová
Název díla:	Stoka 2013 – sborník příspěvků
Zpracovalo:	České vysoké učení technické v Praze, Fakulta stavební, Katedra zdravotního a ekologického inženýrství
Kontaktní adresa:	Fakulta stavební, K144, Thákurova 7, 16629, Praha 6
Telefon:	(+420) 224 35 5445, (+420) 234 35 5474
Vydalo:	České vysoké učení technické v Praze
Vytiskla:	Česká technika – nakladatelství ČVUT
Adresa tiskárny:	Česká technika – nakladatelství ČVUT, Thákurova 1, 16041, Praha 6
Počet stran:	63, Vydání I.

ISBN 978-80-01-05280-8