

Zkušenosti s využitím aktivního uhlí - aplikace pro mikropolutanty

**Ing. Ondřej Beneš, Ph.D., LL.M., MBA; Ing. Ladislav Bartoš, Ph.D.;
Ing. Radka Hušková***

VEOLIA VODA ČESKÁ REPUBLIKA, a.s., * Pražské vodovody a kanalizace, a.s.

Abstract

Due to continuous proliferation of various micropollutants (including e.g. pesticides, pharmaceuticals and products of their degradation) in both surface and more importantly ground water it is absolutely necessary to ensure that an appropriate method for removal of these substances is used at water treatment works treating contaminated water. Veolia Water as an international leader in the provision of water and wastewater treatment is aware of the risk these substances represent for its customers and thus seeks to apply the processes that can be categorized as best available techniques not entailing excessive costs. As a part of this activity, continuous evaluation of removal efficiency of various types of active carbon on pharmaceuticals antibiotics and hormones is carried out in Veolia own research and operational units. Specific removal rates for selected contaminants and sorption capacity of individual types of tested active carbon samples acquired from the testing prove that inorganic active carbon samples differ frequently from organic active carbon samples. The results also show that efficiency of using powdered activated carbon for micropollutant removal can be significantly increased when continuous test of the remaining sorption capacity are carried out as a part of the operational monitoring. Some of the tested activated carbon types can then be a subject to repeated injection of the used AC powder without any major negative effect to the process. Average surface loading of the activated carbon filters and reaction time also need to be well calculated and trial-tested in order to achieve maximal removal rates.

Keywords

Adsorption, activated carbon, pharmaceutical, antibiotics, hormones

1. Cíle článku

Hlavním cílem tohoto článku je uvést do praktických souvislostí výsledky provozního testování účinnosti a vlastností různých druhů aktivního uhlí při odstraňování vybraných mikropolutantů ve vybraných výzkumných centrech a úpravárnách. Podmínky testování i zátěžové látky byly nastaveny v návaznosti na připravovanou či aktuálně platnou legislativu na úrovni EU (zejména Rámcová směrnice o vodách 60/2000/ES či Směrnice o prioritních látkách 2008/105/ES), aktuálně publikovaná data o přítomnosti těchto látek ve vodních útvech a také provozní zkušenosti s využitím aktivního uhlí ve skupině Veolia Water.

2. Úvod

Díky historickému extenzivnímu výzkumu v oblasti technologií pro separaci makropolutantů přirozeně obsažených v surové vodě upravované na vodu pitnou ze surové vody je nyní k dispozici řada ověřených technologií. Při redukci obsahu organických látek ve vodě, vyjádřených skupinovým stanovením jako CHSK_{Mn} (TOC, DOC apod.), železa, manganu, mikroorganismů, jsou tak v současnosti spíše technicky optimalizovány ověřené technologie a je možné sledovat trend zvyšování efektivity daných kategorií procesů či

jejich kombinací (např. integrací technologií flotace a membránové separace, modifikací filtračních náplní a drenážních systémů či různých modifikací procesu koagulace, flokulace a separace s použitím dodatečných induktorů procesu).

Kromě obrovské skupiny látek, vstupujících do životního prostředí z průmyslových výrobní prostřednictvím kapalných či plyných emisí, jsou tak již několik let „v hledáčku“ vodárenských výzkumníků i mikropolutanty produkované přímo člověkem či zasahující do jeho života prostřednictvím konzumovaných potravin či vody (Lepper, 2002). Do sledovaných skupin je možno zařadit farmaka, hormony, metabolity farmak a hormonálních přípravků, pesticidy a produkty jejich biologického či fyzikálně-chemického rozkladu. Základním prvkem regulace obsahu těchto látek v akvatickém prostředí v EU jsou zejména Rámcová vodní směrnice 2000/60/ES, Směrnice o ochraně podzemních vod 2006/118/ES, Směrnice o prioritních látkách 2008/105/ES, Směrnice o pitných vodách 98/83/ES nebo Směrnice o čištění komunálních odpadních vod 2000/60/ES. Stranou není možné nechat ani Směrnici o integrované prevenci znečištění 96/61/ES, Nařízení REACH 1907/2006/ES, Nařízení 1107/2009/ES, Směrnici 2009/128/ES, Směrnici 2009/127/ES či Nařízení 1185/2009/ES. V legislativě ČR je možné využít zejména relevantní ustanovení § 38 Zákona o vodách, kdy jsou pro jednotlivé zdroje znečištění (tedy zejména čistírny odpadních vod) stanoveny vodoprávními úřady takové podmínky složení odpadních vod, které plní požadavky na nejlepší dostupné technologie v oblasti zneškodňování odpadních vod, vyvinuté v měřítku umožňujícím její zavedení za ekonomicky a technicky přijatelných podmínek a zároveň nejúčinnější pro ochranu vod.

Současně s monitoringem výskytu těchto látek v životním prostředí probíhá i výzkum zaměřený na projevy těchto látek na živé organismy včetně člověka. Souběžně s tím probíhá na celém světě, především v tom vodárensky vyspělém, výzkum a testování technologií vhodných k separaci jednotlivých látek nebo celých uvedených skupin. Evropa a Česká republika není v tomto ohledu výjimkou. Řada výzkumných projektů potvrzuje přítomnost těchto mikropolutantů ve vodních útvech, které přijímají vyčištěné odpadní vody stejně tak jako na vstupu na vlastní zařízení pro čištění odpadních vod (Choubert a Coquery, 2011) a některé studie potvrdily dokonce být minimální a z pohledu hodnocení na zdraví naprosto neškodnou, leč přítomnost vybraných kontaminantů v pitné vodě, vyráběné z povrchových zdrojů zatížených opakovaným vypouštěním vod odpadních (Kožíšek *et. al.*, 2011). Probíhající výzkumy francouzského centra CEMAGREF dále potvrzují, že proces čištění odpadních vod jako poslední krok ochrany vodních útvarů je při čištění odpadních vod výrazně limitován tím, že koncentrace mikropolutantů ve vstupní odpadní vodě je velmi nízká a navíc při dešťových událostech dochází k nárazovým zatížením splachů těžkých kovů (zejména kadmium, rtuť, nikl a olovo). Rozdílná účinnost klasických mechanicko/chemicko/biologických procesů je dále limitována nutností přednostně řešit hlavní polutanty – uhlíkaté znečištění, dusík a fosfor. Obdobně při procesu úpravy pitných vod jsou standardními metodami mikropolutanty řešitelné omezeně a je nutné pro jejich odstranění doplňovat dodatečné kroky úpravy. V kontextu tohoto článku je nutné zmínit, že výzkum efektivního odstraňování mikropolutantů z odpadních vod je bohužel řešením problému, který je až na samotném konci řetězce produkce a využívání mikropolutantů. Evropské sdružení vodárenských svazů EUREAU (EUREAU, 2008, 2009) opakovaně upozorňuje na nutnost řešit v procesu registrace a schvalování užití nových chemických látek v EU možný vznik meziproduktů rozpadu a jejich chování ve vodním prostředí, posilovat použití snadno rozložitelných látek zejména ve farmaceutickém průmyslu a samozřejmě snižovat zatížení problematickými látkami u zdroje namísto na komunálních čistírnách odpadních vod, kde je odstraňování ekonomicky naprosto nesrovnatelně dražší než u zdroje. Vždy by mělo být též zvaženo v procesu RIA, zda při

zavedení těchto látek postačí k jejich odstranění z akvatického prostředí stávající technologie BAT (na čistírnách vod odpadních a úpravných vod) – v opačném případě je nutné vyčíslit vyvolané náklady a umožnit jejich kompenzaci. Řešením je často pro ty nejperzistentnější látky náhradní a pro životní prostředí méně škodlivé látky, přitom účinkem ekvivalentní. Významným počinem v této oblasti je určitě i návrh Evropské Komise pro revizi Směrnice o prioritních látkách přidáním 15 chemických látek do seznamu existujících 33 znečišťujících látek, které jsou monitorovány a kontrolovány v povrchových vodách EU s tím, že zahrnuté látky jsou zejména biocidy, farmaceutické přípravky a přípravky na ochranu rostlin. Nově navržené látky jsou výsledkem přezkumu, který hodnotil míru rizika u přibližně 2 000 látek v závislosti na jejich množství v povrchových vodách a jejich nebezpečnosti, výrobě a použití.

3. Technologické procesy separace mikropolutantů z vody

Úvodem je možno konstatovat, že zřejmě všechny separační technologie využívané ve vodárenství již mají určitou separační účinnost mimo makropolutanty i na mikropolutanty. Můžeme zde ovšem hovořit o účinnosti téměř nulové až po téměř absolutní. Mikropolutanty jsou chemickými látkami různě složitých molekul a tedy i s různými vlastnostmi, z nichž mnohé se liší a mění při změnách fyzikálně-chemických parametrů prostředí (pH, redox potenciál, atd.). Z uvedeného je zřejmé, že pro plné odstranění mikropolutantů existuje jen málo dostatečně univerzálních metod použitelných v běžném provozu úpraven vod snad s výjimkou metod membránových (Chudoba a Čížík, 2005), kde je možno vhodně zvolenou velikostí síta nastavit téměř libovolnou bariéru průniku.

Kromě účinnosti je však nutné při výběru vhodné technologie zařadit do procesu další prvek rozhodování, kterým je ekonomika pořízení a provozu takového zařízení. Právě proces volby vhodné technologie se tak stává multikriteriální analýzou (Středa, 2011, Bartoš *et al.*, 2011), ve které vodárenské společnosti stále důkladněji porovnávají účinnostní, environmentální i ekonomické parametry jednotlivých technologií. Bez podrobnějších informací o kvalitě surové vody a o typu polutantu je možné konstatovat, že téměř 100 % účinnosti separace bude dosaženo použitím reverzní osmózy, kdy absolutní většina znečištění neprochází přesně definovanou velikostí pórů.

Tab. 1 Standardní parametry jednotlivých metod membránové filtrace

Membránový proces	Typická velikost pórů	Provozní tlak	Permeabilita
	(nm)	(bar)	($\text{Lm}^{-2}\text{h}^{-1}\text{bar}^{-1}$)
Mikrofiltrace	50-1000	0.1-0.2	>50
Ultrafiltrace	10-50	1.0-5.0	10-50
Nanofiltrace	<2	5.0-20	1.4-12
Reverzní osmóza	<1	10-100	0.05-1.4

Na rozdíl od technických aspektů, které jsou dlouhodobě vyřešeny díky detailní znalosti procesu s řady průmyslových aplikací, však zůstává hlavním argumentem proti masivnímu nasazení membránových technologií zatím ekonomika provozu. Například pro reverzní osmózu je nutné surovou vodu důsledně předupravit a následný permeát jako produkt separace reverzní osmózou dopravit tak, aby voda splňovala plně požadavky na vodu pitnou. Spektrum membránových separačních procesů bychom mohli postupovat dále směrem k těm méně účinným, zachovávajícím minerální kvalitu pitné vody a odstraňujícím molekuly vybraných polutantů.

Zde je možné zastavit se u zatím nejrozšířenější metody úpravy, která nabízí ekonomicky velmi vhodnou alternativu membránovým procesům a to je separace mikropolutantů sorpcí na aktivním uhlí ať už se jedná o proces s aktivním uhlím v podobě granulované nebo práškové. Každá z uvedených forem má určité výhody, ale obecně je možné konstatovat, že více informací o praktických zkušenostech s použitím aktivního uhlí ve vodárenství je možné získat o granulované formě. Přesto řada široce rozšířených technologií (jako např. technologie ACTIFLO®CARB od společnosti Veolia Water) přímo vyžaduje použití práškového aktivního uhlí a např. kombinace právě technologie ACTIFLO®CARB s membránovou ultrafiltrací je z pohledu řady odborníků tím nejlepším prostředkem k efektivní redukci organických mikropolutantů (Capodaglio *et al.*, 2011, Gaid, 2010) a umožňuje při provozních nákladech kolem 1,2 Kč/m³ (bez odpisů) bezproblémové a stabilní dosahování BDOC pod 0.2 mg/l¹ a THM < 100 µg/l i při využití surové říční zatížené odtoky z řady čistíren odpadních vod a intenzivní zemědělskou činností.

4. Testování aplikace práškového aktivního uhlí

Pro použití práškového aktivního uhlí je na rozdíl od granulátu determinující způsob jeho dávkování do upravované vody, současné či předchozí dávkování pomocných chemikálií a látek či doba kontaktu a způsob separace ze směsi. Pro provedení výběru vhodného typu aktivního uhlí je v první řadě nutné respektovat doporučení dodavatele technologie, determinujícího základní charakteristiky aktivního uhlí a to ať už se jedná o zrnitost, pevnost zrn, hustotu či specifický povrch. Při respektování těchto omezení však zůstává celá řada produktů, které je zapotřebí srovnávat i ekonomicky a vždy se zvážením efektu (tedy např. specifické sorpční kapacity) na ceně za jednotku aktivního uhlí. Právě ceny aktivního minerálního uhlí prodělaly za posledních deset let několik skoků, daných zejména nárůstem vlastní spotřeby v Číně (např. v roce 2005 vzrostly jednotkové ceny v Číně až o 100 %), snižováním počtu nalezišť nebo ropnou krizí. Pro uživatele to znamená samozřejmě větší tlak na prodloužení filtrační délky, opakované regenerace materiálu či přímo náhradu minerálních za organické aktivní uhlí. Někteří autoři (Kopecký, 2005) uvádějí, že účinnost organických typů aktivního uhlí je nižší než aktivní uhlí minerálního původu. Argumentují přitom tím, že na rozdíl od „ideálního“ poměru makropórů (> 50 nm) a mikropórů (< 2 nm) minerálního aktivního uhlí u organického uhlí vyráběného z kokosových skořápek převažují významně mikropóry či u aktivního uhlí vyrobeného ze dřeva zase makropóry. Ani v jednom z případů tak není možné dosáhnout ideálního výkonu filtračního materiálu. Právě porovnání základních vlastností těchto dvou typů aktivního uhlí, rozšířené o analýzu separovatelnosti organických mikropolutantů, je průběžně testováno v provozních laboratořích a výzkumných centrech skupiny Veolia Water – zejména Annet sur Marne u Paříže (Roche a Dauzier, 2011). Níže je uveden základní etalon testovaných typů práškového aktivního uhlí a vybrané provozní výsledky.

Tab. 2. Porovnávané typy PAU

	Minerální PAU	Picahydro S21	Picahydro S23	Picahydro S35	Picasorb 16
Jodové číslo (mg/g)	950	1000	1150	1450	980
Podíl mikropórů (ml/g)	0,4	0,43	0,5	0,63	0,36
Podíl popeloviny (max %)	11-14	4	4	4	4
Hustota (g/ml)	0,48	0,52	0,51	0,48	0,41

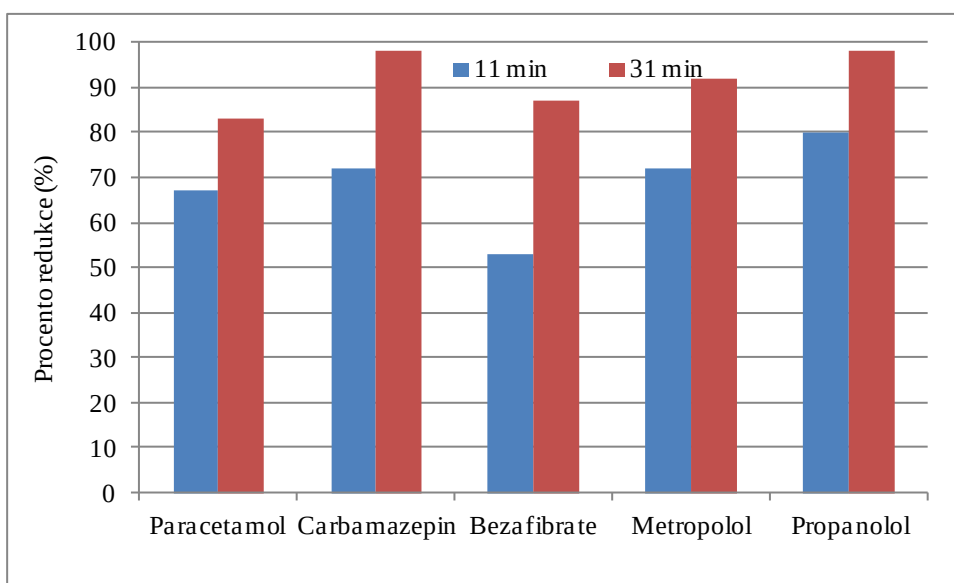
¹ Francouzská legislativa v oblasti pitné vody AFSSA určuje limit DOC < 2 mg/l

V průběhu testování byly porovnávány základní charakteristiky PAU pro řadu organických mikropolutantů s cílem určit ideální nastavení procesu dávkování PAU a doby zdržení PAU před jeho separací. Příkladem jedné ze studií může být ta, při níž byla testována separační účinnost níže uvedených mikropolutantů běžně se vyskytujících v povrchových vodách zasažených odpadními vodami z měst a obcí:

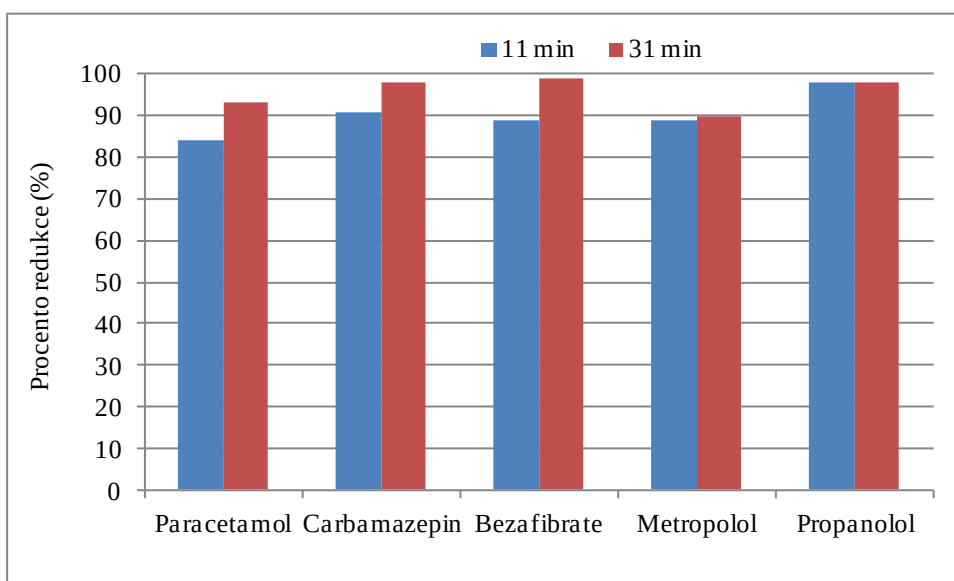
- běžná farmaka: paracetamol, carbamazepin, bezafibrate, metropolol and propanolol;
- antibiotika: sulfamerazin, sulfamethoxazol, sulfachlorpyridazin, spiramicin, roxithromycin
- hormony: estradiol alpha, estradiol-beta, ethynyl estradiol

Následující grafy dokládají testování na aktivním uhlí organického původu Picasorb 16.

Obr. 1 Testování efektu dávky (10 mg/l) a doby kontaktu PAU na snížení obsahu polutantů



Obr. 2 Testování efektu dávky (20 mg/l) a doby kontaktu PAU na snížení obsahu polutantů



Řada získaných výsledků dosvědčuje, že všechny testované látky jsou běžně odstranitelné procesem zahrnujícím filtraci přes vrstvu granulovaného aktivního uhlí či využitím dávkování práškové varianty aktivního uhlí souběžně s dalšími technologickými procesy. Ve druhém případě je sorbent z procesu odstraněn definitivně (písková filtrace, sedimentace), či částečně recyklován (varianta technologie ACTIFLO® CARB).

Z chemického hlediska je charakter testovaných látek relativně rozdílný. Tak např. propanolol či metropolol jsou vysoce reaktivní. Na druhou stranu paracetamol, sulfamethoxazol nebo sulfachloropyridazin mají relativně stabilní molekuly. Tyto vlastnosti se samozřejmě projevují i na procesu sorpce na povrchu aktivního uhlí. Z uvedeného je více než zřejmá nutnost vytipování prioritních polutantů, na jejichž separaci bude technologie zacílená. Ze spektra typů aktivního uhlí nabízených na trhu je pak možno po ověření vybrat vhodný typ. Jinou cestou může být volba určité univerzality s tím, že se nebude hledat účinnost na konkrétní složku maximální, ale přijatelná s tím, že určitý kompromis přináší benefit ve schopnosti separace širšího spektra látek, větší mechanické odolnosti, delší životnosti apod.

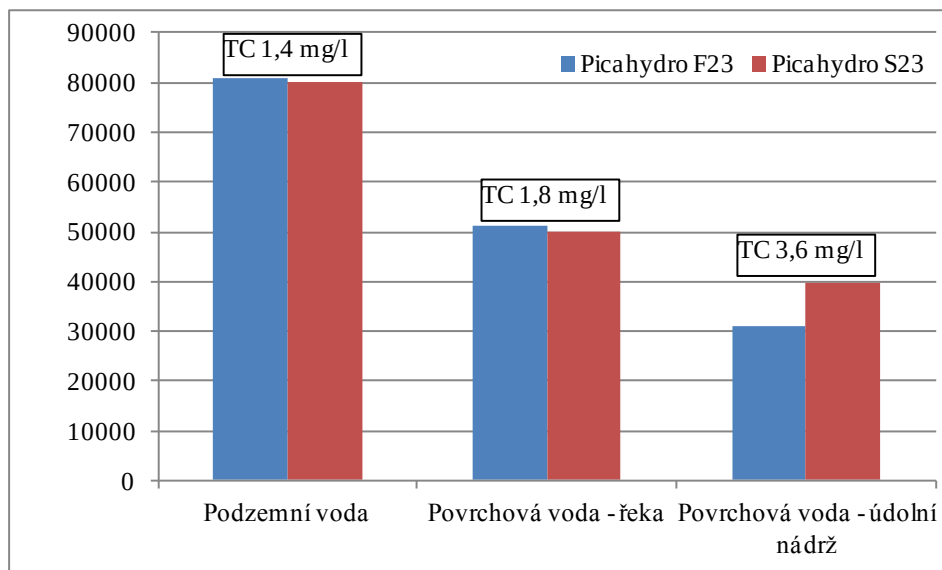
Z provedených experimentů vyplývá nutnost pečlivě provést vstupní screening zatížení surové vody na jednotlivé řešené mikropolutanty. Teprve po provedení komplexního zhodnocení je možné přistoupit k nastavování podmínek pro dávkování PAU do surové/předupravené vody (zejména délka zdržení, množství PAU...) v daném procesu. Právě provozní testování může významně snížit jak investiční, tak i provozní náklady daného řešení.

5. Zátěžové testy separace mikropolutantů na granulovaném aktivním uhlí

V případě úvah o doplnění technologie úpravy vody separačním stupněm využívajícím sorpčních vlastností granulovaného aktivního uhlí obecně je doporučeno provést testy, při kterých bude vybrán typ uhlí, který bude nejlépe separovat vybranou látku, či skupinu látek. Právě Kopecký (2005) uvádí, že výběr vhodného aktivního uhlí dle deklarovaných parametrů (jako např. jodové číslo či celkový povrch) je mylné a může vést k nevhodnému nastavení technologie.

Z výsledků testování granulovaného aktivního uhlí (Centre de Recherche sur l'Eau, 2005-10) je možné uvést testování charakteristik typů GAU pro vybrané pesticidní látky. Hodnocení efektivity odstraňování bylo provedeno vždy dlouhodobě na reálných vzorcích surové vody s přítomností mikropolutantů (dva zdroje povrchové a jeden zdroj podzemní) a před filtry s GAU byl zařazen první separační stupeň. Jednou z testovaných látek by desethylatrazin, který je v ČR rozšířen a v roce 1997 byl analyzován na 76 profilech vodních toků, z toho na 57 profilech stanoven nad mezí stanovitelnosti (<http://voda.chmi.cz>). Desethylatrazin je látka biocidní a je uveden v Příloze č. 1 zákona č. 254/2001 Sb. jako nebezpečná závadná látka.

Obr. 3 Testování účinnosti jednotlivých typů aktivního uhlí na desethylatrazin



Výsledky testování poskytly zajímavý pohled na účinnosti minerálního aktivního uhlí (Picahydro F23) a aktivního uhlí, vyrobeného z kokosových skořápek (Picahydro S23). Zatímco u podzemní vody a povrchové vody níže zatížené organickým uhlíkem vykazovalo aktivní uhlí minerálního původu delší schopnost filtrace do doby průniku pesticidu, u vysoce zatížené surové vody z údolní nádrže na dolní části vodního toku vykázal typ Picahydro S23 lepší vlastnosti než minerální GAU. Tyto dosažené výsledky mohly být dány nižším podílem nerozpuštěných látek, které se vyskytovaly v případě povrchové vody z řeky, a tedy mohlo dojít k lepšímu využití mikroporů.

6. Praktické závěry a doporučení

Vzhledem k tomu, že se problematika výskytu mikropolutantů především v povrchových vodách bude dostávat stále více a stále častěji do popředí zájmu, je nutné již nyní věnovat tomuto tématu náležitou pozornost. Především je nutné mít k dispozici dostatek zkušeností a praktických výsledků, abychom byli připraveni reagovat na nové požadavky.

Studii popisující zkušenosti s aplikací granulovaného aktivního uhlí je k dispozici celá řada. V naprosté většině a také s nejvyšší účinností je aktivní uhlí náplní samostatného separačního stupně, který je většinou v technologické lince zařazen jako poslední či téměř poslední, v ideálním případě s předcházející ozonizací pro zvýšení účinku adsorpce kratších organických řetězců (Kader, 2010).

Jak ale optimálně zařadit do procesu aktivní uhlí, pokud stávající technologická linka nenabízí možnosti instalace dalšího separačního stupně nebo pouze při vynaložení neúměrných a následně i provozních nákladů? Jistou alternativou nabízí přeměna klasických pískových filtrů na filtry dvouvrstvé, kde je místo obvyklého antracitu využito granulované aktivní uhlí (Ventresque Bablon, 1993). Alternativou k tomuto uspořádání může být i kombinace aktivního uhlí a filtračního materiálu Filtralite, který ve filtru nahrazuje písek resp. materiál s vyšší hustotou. Takto složené filtrační lože má několik ALE. Relativně krátkou dobou zdržení vody ve vrstvě aktivního uhlí je účinnost filtru z hlediska separace úměrně k výšce vrstvy nižší. Při praní se setkávají dva materiály výrazně rozdílných vlastností, z nichž zejména tvrdost křemene (v případě písku) a jeho abrazivní účinky zkracují životnost aktivního uhlí. Z tohoto důvodu výrobci aktivního uhlí tuto variantu nedoporučují a spíše se přiklánějí k variantě výběru vhodného typu uhlí a jeho využití nejen jako sorbentu, ale i filtračního materiálu.

V současné době je tak možno zajistit separaci produktů koagulace či oxidace železa a manganu (Bartoš *et al.*, 2008) ve filtru naplněném pouze aktivním uhlím i při zachování jeho sorpčních vlastností. S využitím velikostních a hustotních vlastností dvou médií je tímto způsobem možné výrazně zefektivnit návrat jednotlivých částí filtračního lože do filtrů po ukončení pracovního cyklu a zkrátit tak fázi zapracování filtrů a zajistit optimální průtok filtračním ložem do konce filtračního cyklu.

Při používání práškového aktivního uhlí byla pro testované dávky chem. látek a při použití práškového aktivního uhlí dostatečná doba kontaktu 30 minut a dávka aktivního uhlí 20 mg/l s tím, že dosahovaná míra retence stabilních molekul (paracetamol, sulfamethoxazol nebo sulfachloropyridazin) byla přes 80 %. Po vlastním ověření schopnosti retence aktivního uhlí byla dále testována i možnost znovuvyužití již použitého práškového aktivního uhlí a bylo zjištěno, že materiál disponuje stále dostatečnou sorpční kapacitou a je možno ho v zařízení opakovaně recyklovat namísto odesílání k přímé regeneraci odborné firmě.

7. Literatura

- Ventresque, C. and Bablon, G. (1997). The integrated nanofiltration system of the Méry-sur-Oise surface water treatment plant (37 mgd). *Desalination* 113(2-3).
- Bartoš, L., Javůrková, L. a Vokolková, J. (2008). Separace pesticidů z podzemních vod, Konference Pitná voda 2008, České Budějovice.
- Bartoš, L., Vlček, L., Beneš, O., Rainiš, L. a Švec, L. (2011). Konkrétní případ optimalizace úpravy pitných vod a využití nástrojů benchmarkingu a carbon footprint. Konference Voda Zlín 2011, Zlín.
- Capodaglio, A.G., Callegari, A. and Sauvignet, P. (2011). Advanced separation technology application for NOM removal from a freshwater supply. Proceedings of 4th IWA Specialty Conference on Natural Organic Matter, Costa Mesa, Italy.
- Centre de Recherche sur l'Eau (2005,2008, 2010). Various internal reports.
- EUREAU (2008, 2009). Voting advices on Priority Substance Directive, www.eureau.org.
- Federal Environment Agency Germany DessauKožišek, F., Jelíková, H., Čadek, V. a Pomykačová, I. (2011). Problematika výskytu léčiv v pitné vodě z pohledu spotřebitelů a výrobců vody. SOVAK 12/2011.
- Ginzky, H. (2007). Overview over European Regulation to Micropollutants – The Water Framework Directive and other relevant law Interfaces and Inconsistencies. Aquabase RWTH Aachen, Německo.
- Choubert, J.M. a Coquery, M. (2011). Removal of priority and emerging substances by municipal treatment plants. Proceedings 7. konference EWA „Efektivní čištění odpadních vod jako základní krok k naplňování Rámcové vodní směrnice“, Brusel.
- Chudoba, P. a Čížík, M. (2005). Membránové technologie pro úpravu pitných vod - příklad ÚV Méry sur Oise (Francie). Konference Voda Zlín, Zlín.
- Kader, G. (2010). Use of powder activated carbon (PAC) combined with Actiflo and ultrafiltration membrane for enhanced organic matter removal from a high dissolved organic carbon (DOC) water source. Proceedings of IWA World Water Congress & Exhibition, Montreal, Canada.
- Kopecký, J. (2005). Návrh vhodného aktivního uhlí ve vodárenství. Konference Voda Zlín, Zlín.
- Lepper, P. (2002). Towards the Derivation of Quality Standards for Priority Substances in the Context of the Water Framework Directive; Final Report, Fraunhofer-Institute Molecular Biology and Applied Ecology.
- Roche, P. a Dauzier, N. (2011). Elimination de composés émergents par adsorption sur charbon actif en poudre, Centre de Recherche sur l'Eau, Paris.
- Středa, P. (2011). Posouzení variant uspořádání technologické linky na úpravě vody III. Mlýn. Konference ČSAVE Modernizácia a optimalizácia úpravnej vod, 2-3.3. 2011, Stará Lesná, Slovensko.