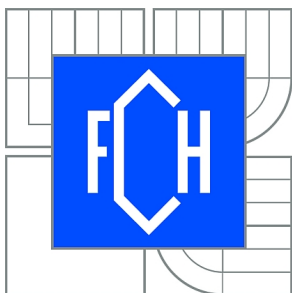


VYSOKÉ UČENÍ TECHNICKÉ V BRNĚ

BRNO UNIVERSITY OF TECHNOLOGY



FAKULTA CHEMICKÁ

ÚSTAV CHEMIE A TECHNOLOGIE OCHRANY  
ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

FACULTY OF CHEMISTRY

INSTITUTE OF CHEMISTRY AND TECHNOLOGY OF  
ENVIRONMENTAL PROTECTION

## ODSTRANĚNÍ VYBRANÝCH SLOŽEK Z VODNÍHO PROSTŘEDÍ KOAGULACÍ

REMOVAL OF SELECTED COMPONENTS FROM THE AQUATIC ENVIRONMENT BY  
COAGULATION PROCESS

DIZERTAČNÍ PRÁCE

DOCTORAL THESIS

AUTOR PRÁCE

AUTHOR

Ing. ZUZANA MĚŘÍNSKÁ

VEDOUCÍ PRÁCE

SUPERVISOR

prof. RNDr. MILADA VÁVROVÁ, CSc.

BRNO 2011

**KLÍČOVÁ SLOVA:** Úprava vody, koagulace, chitosan, huminové látky, rezidua léčiv, zákal

**KEY WORDS:** Water treatment, coagulation, chitosan, humic matter, drug residues, turbidity

**Disertační práce je z hlediska obsahu majetkem Fakulty chemické VUT v Brně a může být využita ke komerčním účelům jen se souhlasem vedoucího disertační práce a děkana FCH VUT.**

Vysoké učení technické v Brně  
Fakulta chemická  
Purkyňova 464/118  
612 00 Brno

**ISBN (80-214-)  
ISSN (1213-4198)**

# OBSAH

|                                                                             |    |
|-----------------------------------------------------------------------------|----|
| <b>ÚVOD</b>                                                                 | 3  |
| <b>1 Vybrané organické složky vodního prostředí</b>                         | 4  |
| 1.1 Huminové látky                                                          | 4  |
| 1.1.1 Vlastnosti a význam                                                   | 4  |
| 1.1.2 Možnosti stanovení                                                    | 4  |
| 1.2 Léčiva                                                                  | 4  |
| 1.2.1 Vlastnosti a význam                                                   | 4  |
| 1.2.2 Možnosti stanovení léčiv                                              | 5  |
| 1.3 Zákal                                                                   | 5  |
| 1.3.1 Vlastnosti a význam                                                   | 5  |
| 1.3.2 Možnosti stanovení zákalu                                             | 5  |
| <b>2 Vodárenské technologie používané na odstraňování organických látek</b> | 5  |
| 2.1 Odstraňování nečistot z vody koagulací                                  | 5  |
| 2.1.1 Koagulační činidla                                                    | 6  |
| 2.1.2 Úprava huminových vod koagulací                                       | 7  |
| 2.1.3 Způsoby odstranění léčiv                                              | 7  |
| 2.1.4 Způsoby odstranění zákalu                                             | 8  |
| <b>VYBRANÉ PODSTATNÉ VÝSLEDKY PRÁCE</b>                                     | 8  |
| <b>1 Huminové látky</b>                                                     | 8  |
| 1.1 Porovnání účinnosti koagulace chitosanem a kovovými koagulanty          | 8  |
| 1.2 Koagulace modelové vody kombinací dvou koagulantů                       | 10 |
| 1.3 Koagulace chitosanem při různé kyselinové neutralizační kapacitě        | 10 |
| 1.4 Koagulace modelové vody s různou hodnotou mineralizace                  | 11 |
| <b>2 Léčiva</b>                                                             | 11 |
| 2.1 Porovnání odstranění tetracyklinu koagulací a sorpcí na aktivním uhlí   | 13 |
| <b>3 Zákal</b>                                                              | 13 |
| <b>4 Související pilotní studie</b>                                         | 15 |
| 4.1 Mikrobiologický rozbor vody                                             | 15 |
| 4.2 Odstranění fosforu koagulací chitosanem                                 | 19 |
| 4.3 Adsorpce organických látek na aktivním uhlí                             | 21 |
| <b>ZÁVĚR</b>                                                                | 22 |
| <b>SEZNAM POUŽITÝCH LITERÁRNÍCH ZDROJŮ</b>                                  | 25 |
| <b>SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK A SYMBOLŮ</b>                                   | 29 |
| <b>ŽIVOTOPIS</b>                                                            | 30 |

## ÚVOD

Voda je nedílnou součástí životního prostředí a podmiňujícím faktorem všech forem života. Před použitím pro potřeby člověka je nutno vodu upravit; volba použité úpravy se řídí kvalitou a použitím upravené vody. V přírodních vodách jsou přítomny látky, které jsou důležité z hlediska úpravy vody; jedná se zejména o anorganické suspenze na bázi hlinitokřemičitanů (jíly, bentonity, kaolín), nerozpustných uhličitánů a hydroxidů, dále sem lze zařadit organické suspenze, koloidní oxid křemičitý, huminové látky, látky bílkovinného charakteru, ostatní koloidní složky a rozpuštěné organické a anorganické látky. Rovněž je nezbytné při úpravě vody odstranit biologické a bakteriologické znečištění.

Vysokomolekulární huminové látky jsou přirozenou složkou přírodních vod, vznikají v půdě tzv. humifikačními pochody a z půdy jsou vyplavovány do povrchových vod. Huminové látky nejsou z hygienického hlediska závadné, protože ve vodném prostředí tvoří hydrofilní micelární koloidy, biologicky obtížně rozložitelné. Z důvodu možného vzniku trihalogenmethanů a komplexů s těžkými kovy je třeba věnovat pozornost jak ochraně povrchových vod, tak také intenzifikaci a optimalizaci technologických procesů používaných při úpravě vody. Huminové látky patří mezi složky způsobující zákal vod. Jednou z nejčastěji používaných metod na odstranění huminových látek a zákalu je koagulace s následnou sedimentací. Proces koagulace spočívá v dávkování hlinitých nebo železitých solí za vzniku příslušných hydroxidů, které vytvářejí s nečistotami koloidní povahy (huminové látky, zákalotvorné látky) separovatelné vločky. Koagulace je ovlivněna celou řadou faktorů, zejména teplotou, hodnotou pH, obsahem solí a dávkou koagulantu. Proto se, a to nejen ve vodárenství, začal aplikovat biopolymerní koagulant chitosan, který je díky svým vlastnostem šetrný k životnímu prostředí a představuje vhodnou náhradu běžně používaných koagulantů.

Za kontaminující složky vodního prostředí lze považovat syntetická farmaka a fytofarmaka, která vlivem vývoje a produkce nových léčiv stále častěji pronikají do životního prostředí a představují závažné kontaminanty především vodních ekosystémů. Tyto biologicky aktivní látky ovlivňují převážně přírodní ekosystémy, především potravní řetězce. V důsledku toho se stala velkým problémem postupně vznikající rezistence patogenních organismů vůči těmto látkám. Běžnými biologickými čistícími procesy jsou tyto látky velmi těžko rozložitelné; kromě toho negativně ovlivňují bakteriální mikrobiotu čistíren odpadních vod, které pak vykazují nižší efektivitu celého procesu čištění. Voda z čistíren odpadních vod je vypouštěna do recipientu, čímž se rezidua léčiv stávají problémem i na úpravách vody. Ve vodách se nejčastěji vyskytují rezidua antibiotik, analgetik a hormonálních přípravků. Z environmentálního hlediska lze konstatovat, že prioritním negativním účinkem většiny léčiv je jejich vysoce toxický efekt pro vodní organismy, který může vést až k narušení ekologické rovnováhy. Proto je velmi důležitým úkolem pracovníků výzkumné základny v oblasti vodního hospodářství vývoj nových technologií umožňujících maximální odstranění farmak z odpadních i povrchových vod.

## SOUČASNÝ STAV ŘEŠENÉ PROBLEMATIKY

### 1 Vybrané organické složky vodního prostředí

Organické látky ve vodách mohou být původu přírodního nebo antropogenního. Mezi přírodní organické znečištění lze zařadit výluhy z půdy a sedimentů a produkty života rostlinných, živočišných organismů a bakterií. Většinou se jedná o látky biogenního původu, především o huminové látky. Organické látky antropogenního původu pocházejí ze splaškových vod, z odpadů ze zemědělství, ze skládek a mohou vznikat i při úpravě vody chlorací [1, 2].

#### 1.1 Huminové látky

##### 1.1.1 Vlastnosti a význam

Huminové látky patří mezi vysokomolekulární cyklické sloučeniny aromatického charakteru. Patří mezi polyfenoly a polykarboxylové kyseliny, mají relativní molekulovou hmotnost v rozmezí stovek až deseti tisíců a obsahují v průměru asi 50 % organického uhlíku, z dalších prvků zejména kyslík, vodík a dusík. Základní strukturní jednotkou huminových látek jsou převážně polycyklické aromatické sloučeniny s bočními alifatickými řetězci a hydrofilními skupinami vázanými na jádra i v postranním řetězci. Dosud není struktura huminových látek přesně známa, názory jednotlivých autorů se značně rozcházejí [3,4].

Huminové látky mohou negativně působit na jakost vody a její úpravu. Proto jsou huminové látky v pitných, užitkových a provozních vodách nežádoucí. Při chloraci vody jsou HL štěpeny a vzniklé produkty chlorovány za tvorby zdravotně závadných sloučenin, které se souborně nazývají trihalogenmethany [1, 2].

##### 1.1.2 Možnosti stanovení

Nejběžněji zjišťovanými parametry zahrnujícími obsah organických látek, včetně látek huminových, jsou celkový (TOC), rozpuštěný organický uhlík (DOC), případně chemická spotřeba kyslíku (CHSK) [1, 5].

Souhrn metod pro stanovení obsahu huminových látek v různých typech vod, včetně jejich charakterizace a frakcionace z hlediska molekulových hmotností popsal Janoš [6-9]. K izolaci a frakcionaci huminových látek se používají separační metody. Frakcionace přispívá k získání informací o struktuře a vlastnostech HL. Plynová chromatografie s hmotnostní detekcí je používána k identifikaci produktů pyrolýzy nebo termochemolýzy huminových látek. Spolehlivé srovnání různých metod nebylo často publikováno [6]. Sekundární strukturu huminových látek lze modelovat na počítači s využitím spektroskopie (NMR) k potvrzení navržené struktury [10]. Představa o jejich struktuře byla popsána v mnoha studiích [11-16].

#### 1.2 Léčiva

##### 1.2.1 Vlastnosti a význam

Léčiva se dostanou do odpadních vod např. likvidací nepoužitých léčiv; v průběhu čištění v čistírnách odpadních vod (ČOV) nejsou zcela eliminovány a bývají vypuštěny do recipientů. Veterinární léčiva se mohou do vodních zdrojů dostat z výkalů dobytka léčeného farmaky nebo konzumací krmných směsí s přísadkami léčiv. Zdrojem znečištění

mohou být splachy z polí, na kterých se používá hnůj pocházející od léčených zvířat, případně pokud je na pole aplikován kal z ČOV [17, 18]. Některé lipofilní sloučeniny nejsou rozložitelné a částečně se zadržují v sedimentačním kalu. Odběr vody a následná analýza se provádí především s povrchovými vodami, na úpravách vod a v rámci jednotlivých stupňů čištění v ČOV a na odtocích vody z ČOV [19].

### **1.2.2 Možnosti stanovení léčiv**

Reprezentativní vzorky by neměly obsahovat suspendované částice, které je nutné z vody odstranit; k tomu se nejčastěji používá filtrace membránovými filtry [20-22]. Dalším důležitým krokem preanalytické úpravy vzorku je lyofilizace nebo extrakce [23].

Pro stanovení reziduí léčiv ve vodách lze použít extrakci na tuhou fázi, mikroextrakci na tuhou fázi, extrakci z kapaliny do kapaliny, extrakci plynem a mikrovláknovou extrakci. Vhodným extrakčním postupem je i sonikace [20-22, 24]. K vlastní identifikaci a kvantifikaci antibiotik přítomných ve vodách lze použít kapalinovou (HPLC) i plynovou chromatografii (GC). V poslední době se pro stanovení léčiv ve vodách používá také separace kapilární elektroforézou, která je vhodnou je alternativou HPLC [23].

## **1.3 Zákal**

### **1.3.1 Vlastnosti a význam**

Zákal lze definovat jako snížení průhlednosti vody nerozpuštěnými látkami. Je způsoben zejména anorganickými a organickými látkami přirozeného nebo antropogenního původu, bakteriemi, planktonem apod. [1].

### **1.3.2 Možnosti stanovení zákalu**

Měření zákalu se provádí u vod pitných, povrchových i odpadních. Metody stanovení lze rozdělit na kvantitativní a semikvantitativní. Semikvantitativně lze zákal stanovit měřením průhlednosti zkušební trubicí nebo zkušební deskou. Kvantitativní hodnocení zákalu se provádí spektrofotometrickým měřením procházejícího záření (turbidimetrie) nebo rozptýleného záření (nephelometrie). Při stanovení se zákal vzorku srovnává se standardní kalibrační suspenzí [1, 25].

## **2 Vodárenské technologie používané na odstraňování organických látek**

Za základní technologické procesy úpravy vody lze považovat koagulaci, sedimentaci, sorpci, oxidaci, dezinfekci a aeraci. Technologické procesy lze klasifikovat z různých hledisek, např. z hlediska povahy použitého technologického procesu, fázových pochodů, vztahu k jakosti upravované vody a vztahu daného procesu k používanému zařízení. Organické znečištění je tvořeno produkty metabolismu mikrofauny a mikroflóry, fenoly a jeho deriváty, tenzidy, pesticidy, farmaky, uhlovodíky a ropnými produkty. Metodou používanou k odstranění mikroznečištění může být mechanická filtrace, biologická filtrace, koagulace a flokulace, dále adsorpce na aktivní uhlí a použití oxidačních činidel [2].

### **2.1 Odstraňování nečistot z vody koagulací**

Koagulace je podstatou čiření, při kterém se z vody odstraňují většinou jemné suspenze a koloidní částice. Proces spočívá v dávkování roztoků hydrolyzujících solí, např. železitých nebo hlinitých, které reagují s vodou na příslušné hydroxidy. Na částicích

vytvořeného hydroxidu se adsorbují ionty. Adsorpce iontů probíhá velmi rychle, protože za podmínek čiření se přednostně sorbují kladně nabitě vícemocné ionty. Částice hydroxidů se agregují do hrubé disperze, přičemž do sebe strhávají, případně na svém povrchu sorbují nebo chemicky reagují s částicemi nečistot koloidní povahy, nesoucími záporný elektrický náboj a vytvářejícími separovatelné suspenze. Nedílnou součástí čiření je proto separace této suspenze, probíhající obvykle sedimentací, flotací nebo filtrací. Proces agregace se nazývá koagulace, zbavení vody suspendovaných agregovaných částí čiření [2, 4].

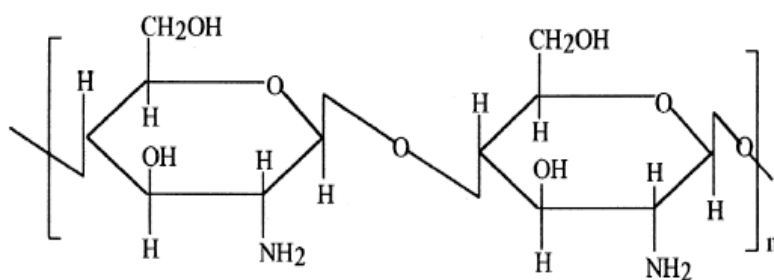
### 2.1.1 Koagulační činidla

Volba vhodného druhu koagulantu závisí na upravované vodě, použitém technologickém postupu a na požadované jakosti upravované vody. Při jednostupňové úpravě se většinou používá hlinitých koagulantů (síran hlinitý) z důvodu menšího průniku koagulantu a menší spotřebě energie na přípravu separovatelných vloček. Pro úpravu vod s velkou koncentrací huminových látek lze doporučit použití hlinitanu nebo částečně zhydrolyzovaného hlinitého koagulantu, tj. polyaluminiumchloridu. Při úpravě vod s větším obsahem solí jsou účinnější železité koagulanty [2, 4].

Po přidání koagulantu nastane hydrolýza, která většinou rozhoduje o eliminaci huminových látek z vody. Hydrolýza závisí na pH, teplotě a iontovém složení vody. Vyloučené vodíkové ionty reagují ve vodě s přítomnými hydrogenuhlíkatovými ionty, které se rozkládají (dochází ke snížení pH). Následuje hydrolýza trojmocného železa nebo hliníku [26, 27]. V posledních letech se jako koagulační činidlo začal používat biopolymer na bázi chitosanu, jehož sorpční schopnost objevili Japonci již před sto lety a využívají ho dodnes v průmyslu i medicíně [28].

Chitin, z kterého se získává chitosan, je po celulóse druhým nejvíce se vyskytujícím přírodním biopolymerem. Vyskytuje se například u hmyzu, korýšů a mořských bezobratlých živočichů. Komerční chitin se získává především z odpadních produktů vzniklých při zpracování mořských živočichů [28,29].

Struktura chitosanu připomíná celulosu (obr. 1). Je složen z glukosaminových a N-acetylovaných glukosaminových (2-acetylamino-2-deoxy-D-glukopyranosa) jednotek spojených  $\beta(1,4)$  glykosidovými vazbami. Fyzikální vlastnosti chitinu závisí na distribuci acetylových skupin a na stupni acetylce. Jeho deacetylací se získává chitosan [30-34]. Protože chitosan je kationtový polyelektrolyt, předpokládá se jeho koagulace s negativně nabitými suspendovanými částicemi, které se nacházejí v přírodně zakalených vodách.



**Obr. 1** Struktura chitosanu

## **Využití a aplikace chitosanu**

Chitosan se ve vodárenství využívá při úpravě pitných vod a při čištění odpadních vod [34-36], a to např. při koagulaci a flokulaci bentonitových a kaolinitových suspenzí [29] a při odstranění zákalu z říčních vod [31]. Aplikace chitosanu při koagulaci zakalených vod představuje nadějný způsob jejich úpravy. Při relativně nízkých dávkách chitosanu dochází k téměř 100% odstranění zákalu. Pokles zákalu pod hodnotu 10 NTU nastal již při dávce  $0,5 \text{ mg.l}^{-1}$ . Nejnižší odstranění zákalu (60 %) bylo dosaženo pro modelovou vodu s hodnotou zákalu 25 NTU [27, 37-39].

Chitosan je také účinný a ekologicky příznivý při odstranění vysokomolekulárních huminových látek a jiného organického znečištění obsaženého ve vodě [40]. Porovnáním s běžnými chemickými flokulanty má chitosan nižší potřebné dávky, rychlejší sedimentaci, větší účinnost odstranění chemické spotřeby kyslíku, suspendovaných látek a iontů kovů a snadnější úpravu kalů, avšak aplikace chitosanu jako flokulantu při úpravě vody bude finančně nákladnější. Snahou odborníků proto je příprava levnějšího směsného flokulantu obsahujícího chitosan a jiné chemické flokulanty (např. PAC) [41]. Účinnost koagulace chitosanem je srovnatelná, případně vyšší než účinnost koagulace prováděná pomocí hlinitých solí v různých typech vod [42-45]. Kromě povrchových vod byl chitosan použit i pro vody podzemní, konkrétně pro odstranění chlorfenolů [43].

### **2.1.2 Úprava huminových vod koagulací**

Na odstranění huminových látek z přírodních vod bylo navrženo několik metod. Jsou to: adsorpce na uhlí, ozonace, flokulace syntetickými polymery, membránová filtrace, koagulace solemi Al a Fe. Při vyšší koncentraci barevných látek ve vodě nestačí jen koagulace a následné separační procesy k dosažení jakosti upravované vody, je nutno použít jiné způsoby úpravy vody, jako je např. sorpce a oxidace [48].

### **2.1.3 Způsoby odstranění léčiv**

#### **Metody odstraňování léčiv z čistírny odpadních vod**

Pro odstranění léčiv lze použít koagulaci, dezinfekci nebo adsorpci na aktivním uhlí. Účinnost odstranění léčiv koagulací bývá v průměru pouhých 15 %, dezinfekcí okolo 30 %, filtrací přes granulované aktivní uhlí až 90 % [18,19]. Dalším způsobem odstranění léčiv je ozonace, která je zařazována za koagulaci a filtraci, kdy je odstraněno okolo 85-95 % [49].

#### **Metody odstraňování léčiv při úpravě pitné vody**

Studie zaměřené na odstraňování léčiv byly spojené s úpravou podzemní a povrchové vody na vodu pitnou; využívána byla koagulace, sedimentace, filtrace, dezinfekce a oxidační procesy. Koagulací síranem hlinitým lze odstranit maximálně 30 % léčiv, po zařazení filtrace na dvousložkovém filtru (antracit a písek) vzroste odstranění až na 95 % [50]. Předčištění kombinováním koagulace a flotace je velmi účinné, při odstranění léčiv lze dosáhnout 30-60% účinnosti [51].

Pokročilé oxidační procesy jsou technologie založené na oxidaci prostřednictvím hydroxylových a jiných radikálů. Patří sem heterogenní [52,53] a homogenní fotokatalýza [54-56] založená na záření UV/VIS, elektrolýza, ozonace [57], použití Fentonových činidel [58], ultrazvuk [59,60], mokrá vzdušná oxidace [61] i postupy typu ionizačního záření, mikrovlny, impulsová plazma a železitá činidla [59].



### 2.1.4 Způsoby odstranění zákalu

Ve vodárenství se k odstranění zákalů používá koagulace a filtrace [62], případně i membránová filtrace. Běžně se povrchové vody upravují flokulačním procesem s vhodným koagulantem, s následnou separací sedimentací a filtrací. Při koagulaci polymerními koagulanty se dosahuje účinnosti 75-92 % (vody se zákalem 200 NTU, 94 % 500 NTU, 95 % 700 NTU a 1000 NTU při velmi nízkých provozních dávkách) [63].

Koagulační modelově připravené vody se směsí chitosanu a PAC lze dosáhnout nižších dávek chitosanu a větší velikosti vloček s větší sedimentační rychlostí [64]. Při odstranění zákalu je velmi efektivní elektrokoagulace umožňující redukci tvorby kalu. Při optimálních podmínkách lze dosáhnout 90 % odstranění zákalu modelové vody [65].

## VYBRANÉ PODSTATNÉ VÝSLEDKY PRÁCE

Pro experimentální práci byla používána modelová voda připravovaná ředěním vody odebrané z rašeliniště u obce Radostín, vodovodní a destilovanou vodou tak, aby bylo v příslušné sérii pokusů zaručeno konstantní složení vody. Změny kyselinové neutralizační kapacity ( $\text{KNK}_{4,5}$ ) bylo dosahováno přidávkou  $0,1 \text{ mol.l}^{-1}$  HCl.

**Tab. 1** Základní parametry modelové vody

| pH  | $\text{KNK}_{4,5}$<br>[mmol.l <sup>-1</sup> ] | $\chi$<br>[mS.m <sup>-1</sup> ] | A <sub>254</sub><br>(1 cm) | A <sub>387</sub><br>(5 cm) | $\text{CHSK}_{\text{Mn}}$<br>[mg.l <sup>-1</sup> ] |
|-----|-----------------------------------------------|---------------------------------|----------------------------|----------------------------|----------------------------------------------------|
| 6,7 | 0,4                                           | 20-22                           | 0,17                       | 0,15                       | 4,5                                                |

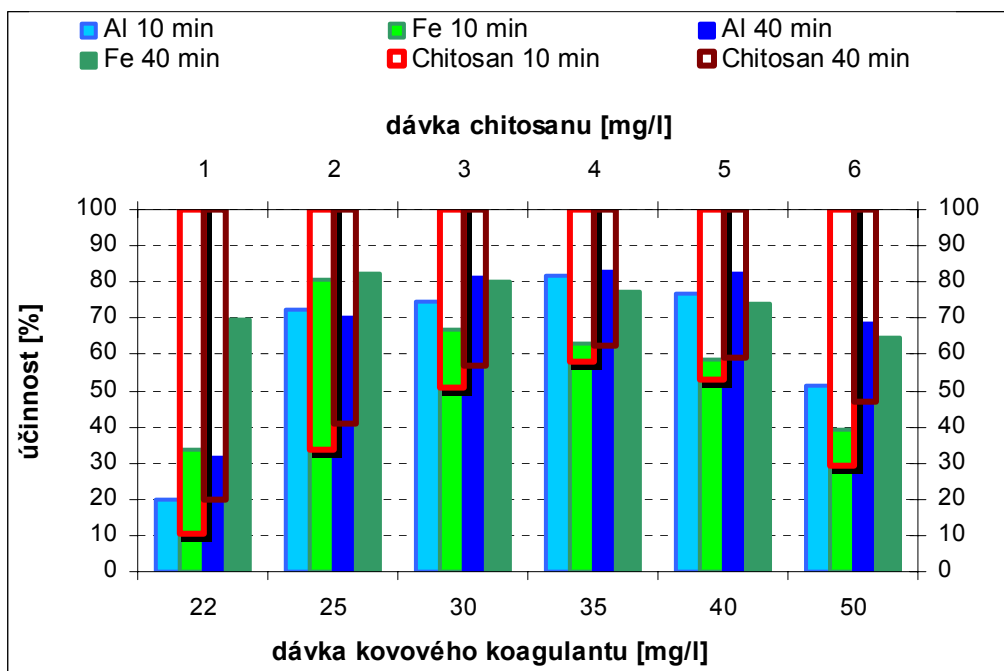
A<sub>254</sub> – absorbance při 254 nm; A<sub>387</sub> – absorbance při 387 nm;  $\text{KNK}_{4,5}$  – kyselinová neutralizační kapacita;  $\chi$  – vodivost;  $\text{CHSK}_{\text{Mn}}$  – chemická spotřeba kyslíku

## 1 Huminové látky

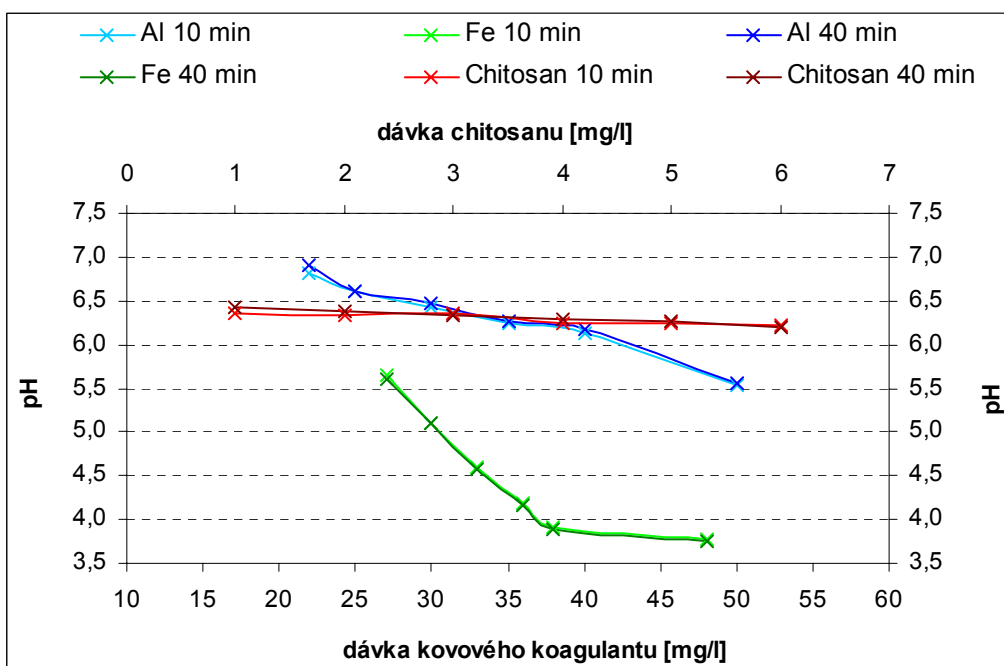
Ke stanovení optimální dávky koagulantu pro destabilizaci znečišťujících látek při úpravě modelové vody byl použit centrifugační laboratorní test, který je jednou z variant sklenicové zkoušky. Tyto testy byly prováděny v několika nádobách s odstupňovaným množstvím nadávkovaného koagulantu; potom se v co nejkratší době přidala modelová voda. Čas agregace byl 10 a 40 minut, následovala separace centrifugací. Spektrofotometricky byla měřena absorbance při 254 a 387 nm a stanoven zbytkový koagulant. Pomocí křivek závislosti sledovaných proměnných na dávce koagulantu byly určeny nejvhodnější podmínky pro agregaci. Účinnost odstranění huminových látek centrifugačním testem byla posouzena pomocí tří koagulačních činidel, a to síranu železitého, síranu hlinitého a chitosanu [66,67].

### 1.1 Porovnání účinnosti koagulace chitosanem a kovovými koagulanty

Byla porovnána účinnost koagulace chitosanem, síranem železitým a síranem hlinitým. Výsledky jsou uvedeny na obrázku 2; pro úpravu modelové vody byl vhodnějším koagulantem síran hlinitý, který měl o 20 % vyšší účinnost, než síran železitý. Hodnota optimální dávky při koagulačních testech s chitosanem byla  $4 \text{ mg.l}^{-1}$ . Lepší výsledky byly dosaženy při době agregace 40 minut. Po 10 minutách agregace byla účinnost koagulace chitosanem cca 60 %, po 40 minutách se zvýšila na 80 %. Účinnost koagulace se projevila po aplikaci kovových koagulátů již po 10 minutách (80 %); po 40 minutách se zvýšila na 90 %. Jedním ze sledovaných parametrů byla také hodnota pH (obr. 3).



**Obr. 2** Srovnání účinnosti odstranění organických látek při koagulaci chitosanem, síranem železitým a hlinitým (koagulační test s dobou agregace 10 a 40 minut)



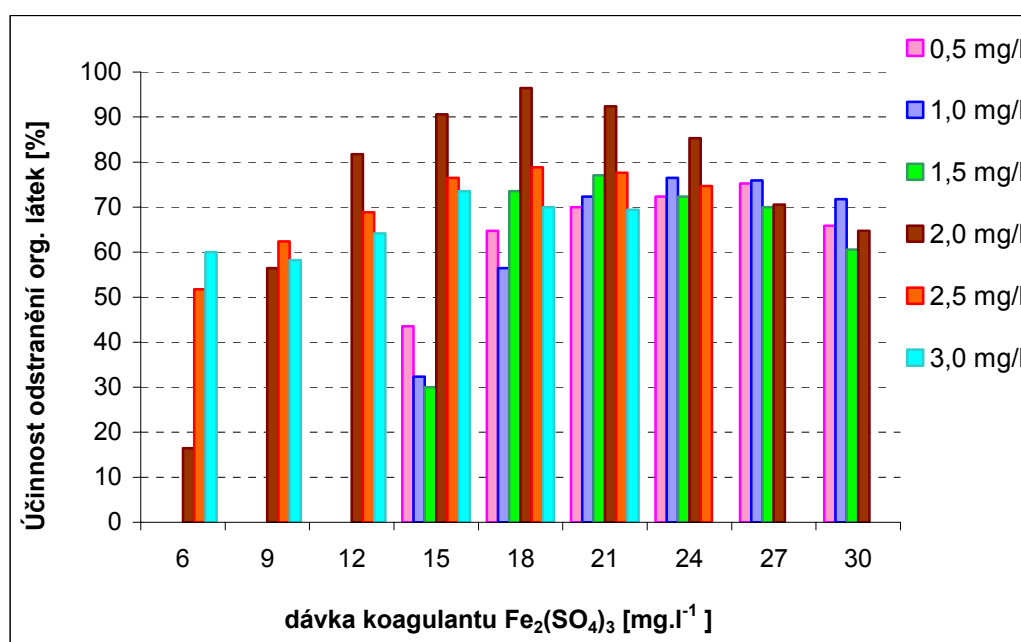
**Obr. 3** Závislost pH na dávce koagulantu při době agregace 10 a 40 minut

## 1.2 Koagulace modelové vody kombinací dvou koagulantů

Pro koagulaci se dvěma koagulanty byla použita míchací kolona s tímto nastavením: rychlé míchání 35 otáček za sekundu po dobu 15 sekund, pomalé míchání 25 otáček za sekundu po dobu 20 minut. Po pomalém míchání následovala centrifugace a spektrofotometrické měření absorbance při 254 a 387 nm a stanovení zbytkové koncentrace koagulantu. Největší účinnost (96 %) byla při aplikaci 2,0 mg.l<sup>-1</sup> chitosanu a 18 mg.l<sup>-1</sup> síranu železitého (obr. 4). Při nejnižší použité dávce chitosanu 0,5 mg.l<sup>-1</sup> byla účinnost 75 % při dávce síranu železitého 27 mg.l<sup>-1</sup>, naopak při nejnižší dávce síranu železitého 6 mg.l<sup>-1</sup> byla účinnost nejvyšší v kombinaci s 3 mg.l<sup>-1</sup> chitosanu. Porovnání koagulace s jednotlivými koagulanty a kombinací koagulantů je přehledně shrnuto do tabulky 2.

**Tab. 2** Srovnání odstranění organických látek v optimu koagulace jednotlivými koagulanty a kombinací síranu železitého a chitosanu

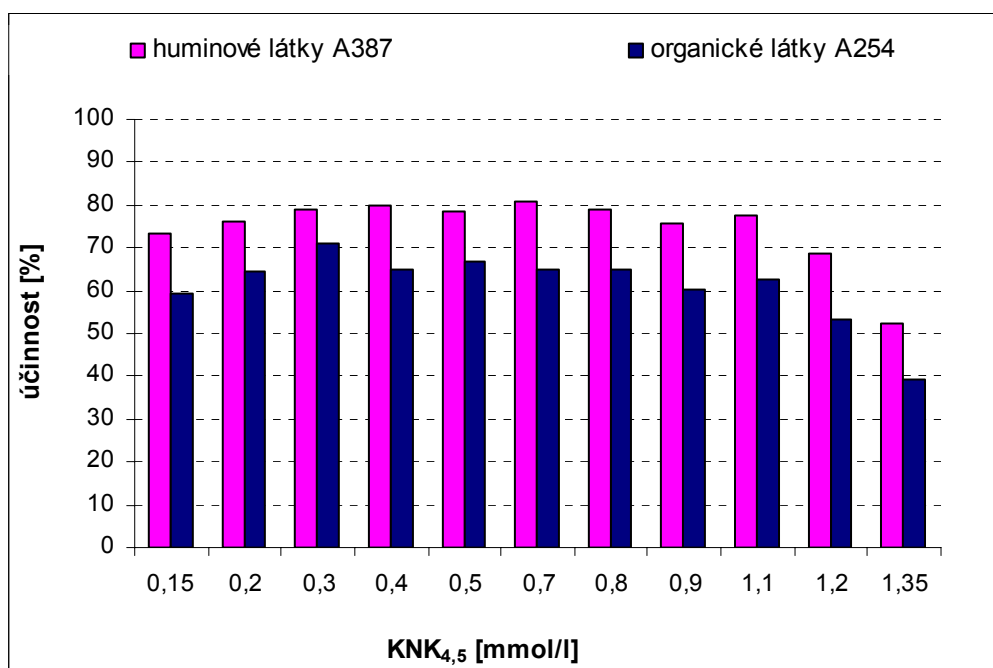
| Koagulant                             | Fe  | Al  | Chitosan | Fe + chitosan |
|---------------------------------------|-----|-----|----------|---------------|
| Optimální dávka [mg.l <sup>-1</sup> ] | 30  | 30  | 4        | 18 + 2        |
| Účinnost koagulace [%]                | 80  | 85  | 80       | 95            |
| pH                                    | 5,0 | 5,5 | 6,2      | 5,3           |



**Obr. 4** Účinnost odstranění organických látek koagulací chitosanem a síranem železitým

## 1.3 Koagulace chitosanem při různé kyselinové neutralizační kapacitě

Byly provedeny koagulační testy s chitosanem na modelové vodě s hodnotou kyselinové neutralizační kapacity KNK<sub>4,5</sub> v rozmezí od 0,15 mmol.l<sup>-1</sup> do 1,35 mmol.l<sup>-1</sup>; dobrá koagulační účinnost chitosanu byla prokázána v širším rozsahu pH.



**Obr. 5** Závislost účinnosti koagulace chitosanem na kyselinové neutralizační kapacitě při optimální dávce

Již při dávce  $2 \text{ mg.l}^{-1}$  byla účinnost koagulace při odstranění huminových látek více než 50%. Na obrázku 5 jsou znázorněny účinnosti koagulace při optimální dávce pro danou hodnotu kyselinové neutralizační kapacity. Od hodnoty  $\text{KNK}_{4,5}$   $0,15$  až do  $1,2 \text{ mmol.l}^{-1}$  bylo odstraněno cca 80 % huminových látek a 60 % organických látek.

#### 1.4 Koagulace modelové vody s různou hodnotou mineralizace

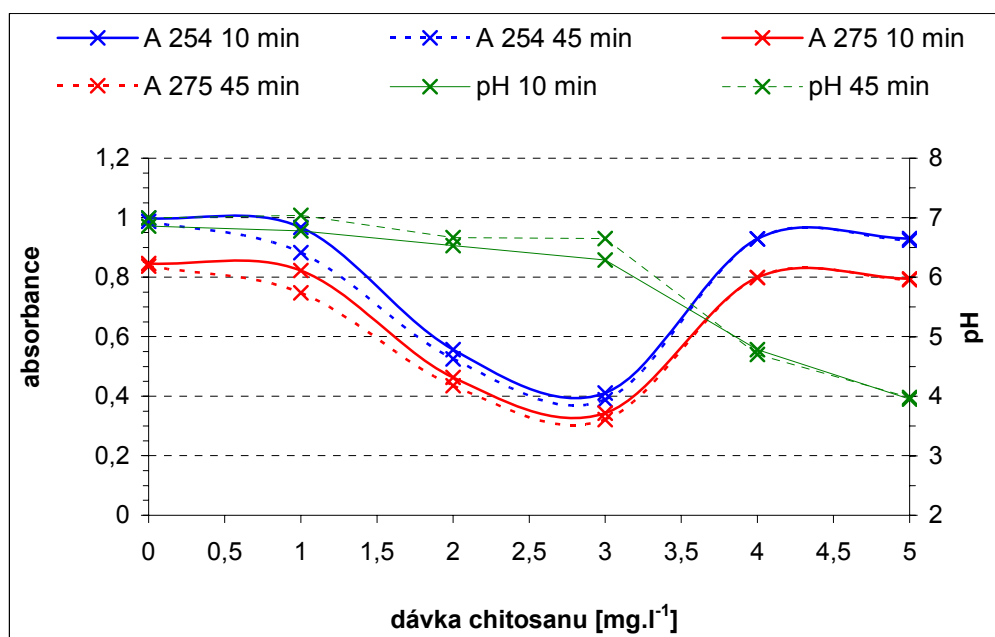
Byly připraveny čtyři typy modelové vody s různou hodnotou mineralizace. Se vzrůstající mineralizací klesá optimální dávka chitosanu od 5 do  $2 \text{ mg.l}^{-1}$ . Účinnost koagulace vody s velmi nízkou mineralizací  $4,3 \text{ mS.m}^{-1}$  dosahovala 68 %, voda s nízkou mineralizací  $11,0 \text{ mS.m}^{-1}$  71 %, voda se střední mineralizací  $54,1 \text{ mS.m}^{-1}$  66 % a voda se zvýšenou mineralizací  $96,6 \text{ mS.m}^{-1}$  66 %. Hodnota pH v optimu koagulace se neměnila a pohybovala se v rozmezí pH od 6,59 do 6,71.

## 2 Léčiva

Pro experimentální práci byla použita modelová voda s přidavkem tetracyklinu. Během pokusů byla sledována změna hodnoty pH a absorbance při 276 nm (absorpční maximum tetracyklinu) a absorbance při 254 nm (obsah organických látek). Účinnost odstranění tetracyklinu byla vyjádřena pomocí hodnot zbytkových absorbancí (doba pokusu 45 minut). Tetracyklin byl v upravené vodě stanoven metodou HPLC/DAD.

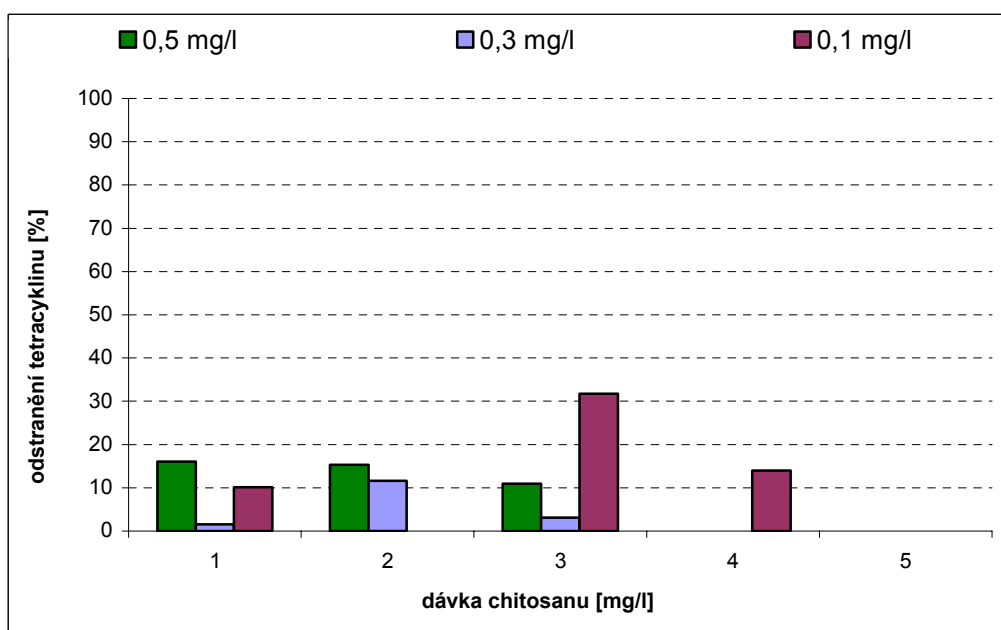
Byly stanoveny dávky pro modelovou vodu bez tetracyklinu, které byly následně dávkovány i do vody s přidavkem tetracyklinu  $0,5 \text{ mg.l}^{-1}$ . Koncentrace tetracyklinu byla vyšší než koncentrace tetracyklinu vyskytující se v reálných povrchových vodách. U nižších koncentrací tetracyklinu by byla nutná úprava vzorků např. extrakcí tuhou fází.

Nízkých absorbancí bylo dosahováno při dávce železitého koagulantu  $30 \text{ mg.l}^{-1}$ , kdy bylo odstranění organických látek včetně tetracyklinu téměř 100 %. Při optimálních podmínkách se zbytková koncentrace železa pohybovala kolem hodnoty  $0,03 \text{ mg.l}^{-1}$ .



**Obr. 6** Závislost zbytkových absorbancí a pH na chitosanu

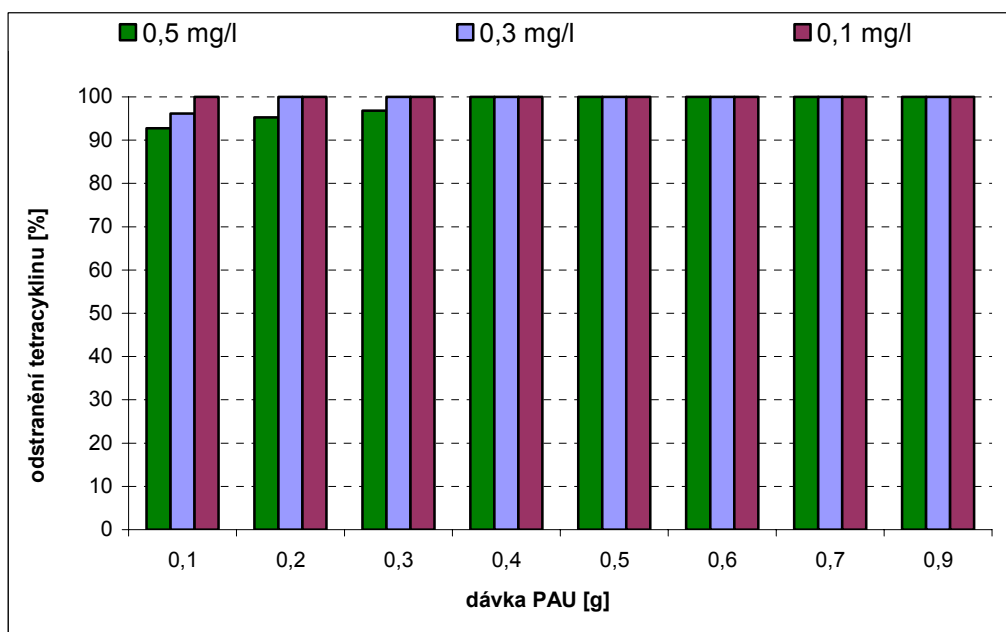
Při optimální dávce chitosanu  $3 \text{ mg.l}^{-1}$  docházelo při době agregace 45 minut k 60% odstranění organických látek koagulací (obr. 6). Zbytková koncentrace tetracyklinu byla zjišťována metodou HPLC/DAD ve třech modelových vodách s obsahem tetracyklinu 0,1; 0,3 a  $0,5 \text{ mg.l}^{-1}$ . Při koagulaci chitosanem se koncentrace tetracyklinu téměř nezměnila (obr. 7).



**Obr. 7** Účinnost odstranění tetracyklinu chitosanem (technika HPLC)

## 2.1 Porovnání odstranění tetracyklinu koagulací a sorpcí na aktivním uhlí

Adsorpce organických nečistot z vody na aktivním uhlí je u znečištěných vod nutným technologickým stupněm. Vhodná volba podmínek pokusu umožní efektivní odstranění organických polutantů při úpravě vod. Sorpční testy byly prováděny s různým množstvím práškového aktivního uhlí Norit W 35. Po míchání a sedimentaci (45 min) následovala separace membránovou filtrací. Na obrázku 8 je znázorněna účinnost sorpce tetracyklinu na práškové aktivní uhlí, která byla již při malých dávkách téměř 100%.



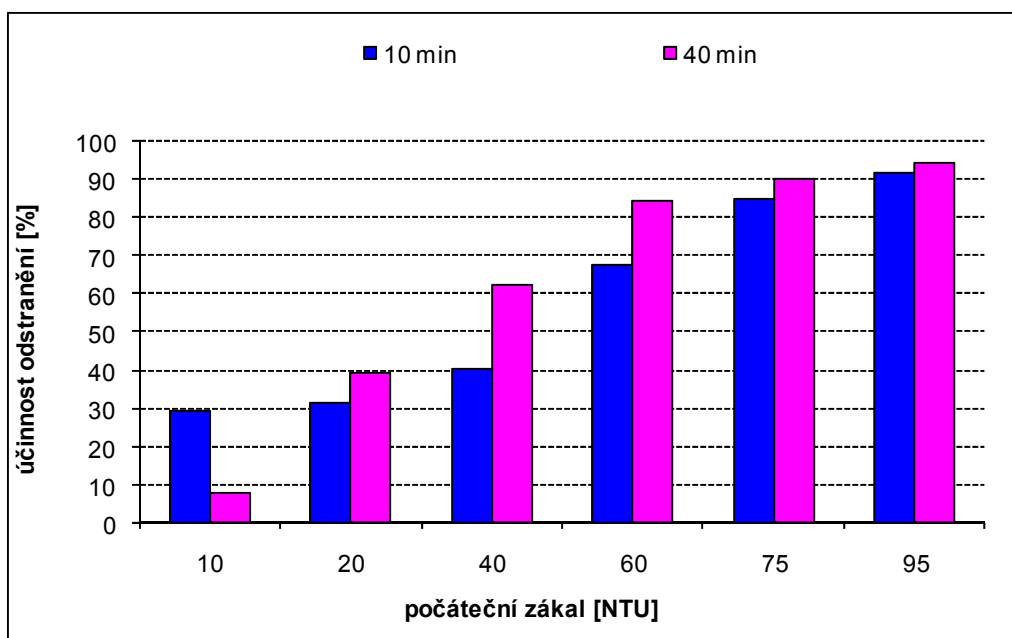
**Obr. 8** Účinnost odstranění tetracyklinu adsorpcí na PAU (technika HPLC)

## 3 Zákal

Experimentální práce byla rozdělena na pět sérií pokusů. V první sérii testů se pracovalo s modelovou vodou o určité hodnotě zákalu, u které se hledala neúčinnější dávka chitosanu. V druhé sérii byl dávkován chitosan o koncentraci  $3 \text{ mg.l}^{-1}$  do modelových zakalených vod. Třetí série pokusů popisuje vliv pH na koagulaci zakalené vody chitosanem, čtvrtá série vliv pH na koagulaci zakalené vody síranem železitým. Poslední série pokusů zahrnuje odstranění zákalu použitím dvou koagulantů.

V první sérii testů byly připraveny modelové vody s hodnotou zákalu 25, 45 a 200 NTU. Do modelové vody (zákal 25 NTU) byl přidán chitosan v dávkách od 0,5 do  $2,5 \text{ mg.l}^{-1}$ . S rostoucí dávkou chitosanu rostla účinnost odstranění zákalu, dávkou 2 a  $2,5 \text{ mg.l}^{-1}$  došlo k odstranění zákalu o více než 90 %, na hodnoty zákalu nižší než 5 NTU. Na modelové vodě o počátečním zákalu 45 NTU byly ověřeny i vyšší dávky chitosanu, dávkou  $2 \text{ mg.l}^{-1}$  došlo k poklesu zákalu na 2,5 NTU. Aplikací vyšších dávek se snižovala účinnost. Při počátečním zákalu 200 NTU bylo dosaženo téměř 100% odstranění. Optimální dávky chitosanu jsou (počáteční zákal do 50 NTU)  $2 \text{ mg.l}^{-1}$ , při zákalu 200 NTU je optimální dávka  $3 \text{ mg.l}^{-1}$ . Zbytkový zákal se v optimu pohyboval pod 2,5 NTU.

V druhé sérii pokusů byl dávkován chitosan o koncentraci  $3 \text{ mg.l}^{-1}$  do modelových vod s různou hodnotou zákalu. K téměř 100% odstranění dochází při vysokém počátečním zákalu modelové vody. Zbytkový zákal byl po 40minutové sedimentaci do 1,5 NTU. Z obrázku 9 je patrné, že zvolená dávka  $3 \text{ mg.l}^{-1}$  chitosanu byla pro nižší zákal modelové vody příliš vysoká. Více než 80% odstranění bylo pouze u vyššího počátečního zákalu, u nižšího zákalu bylo dosaženo necelých 40 % odstranění.

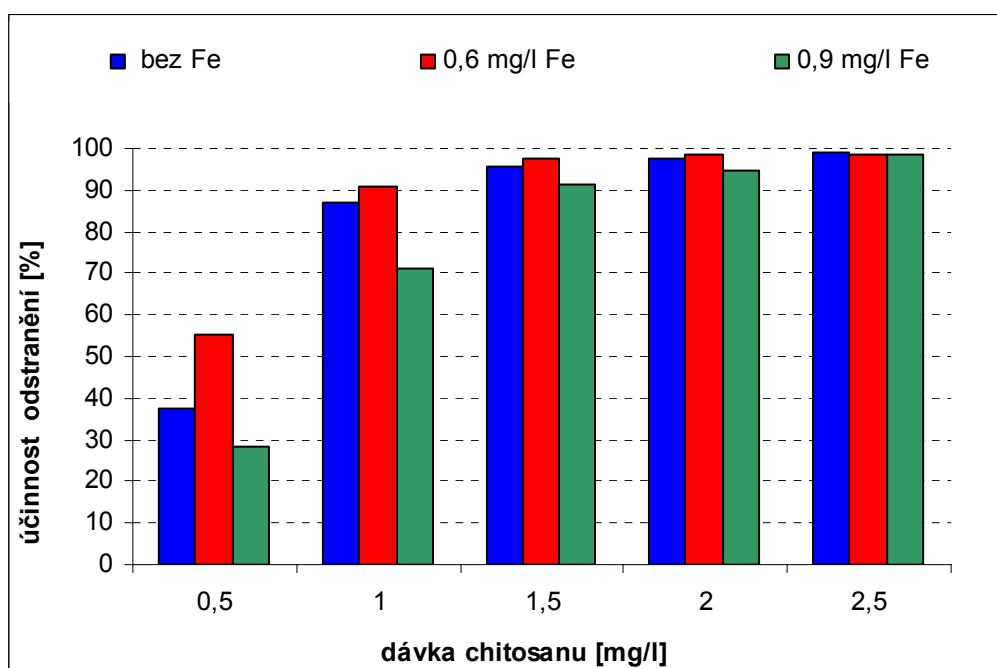


**Obr. 9** Odstranění zákalu při dávce chitosanu  $3 \text{ mg.l}^{-1}$

Třetí série pokusů popisuje vliv pH na koagulaci zakalené vody chitosanem. Hodnoty pH byly 4,0; 6,5 a 8,0 pro modelové vody o počátečním zákalu 20, 55 a 100 NTU. Při nejnižší dávce  $0,1 \text{ mg.l}^{-1}$  a pH 8 byla při eliminaci zákalu 20 NTU účinnost 27 %, při téže dávce a pH 4 byla 80 %. V optimu bylo dosaženo téměř 90% účinnosti při hodnotě pH 4-8 a optimální dávce koagulantu  $1,0 \text{ mg.l}^{-1}$ . Největší odstranění zákalu (97 %) bylo při dávce  $1,5 \text{ mg.l}^{-1}$  při pH 4-8. Při dávce  $1,25 \text{ mg.l}^{-1}$  bylo odstranění zákalu 100 NTU 90 %, při dávce  $4,0 \text{ mg.l}^{-1}$  byla účinnost téměř 100%.

Při nejnižší aplikované dávce koagulantu  $0,3 \text{ mg.l}^{-1}$  a pH 4 bylo dosaženo nulové účinnosti (zákal 10 NTU), naopak při téže dávce a pH 6,5 70% účinnosti; po 30 min sedimentace a při pH 8 byla účinnost 40 %. Účinnost koagulace (98 %) se pro zákal 100 NTU při pH 6,5 a 8 s rostoucí dávkou neměnila. Rozdíl účinnosti mezi 10 a 30 minutami sedimentace byl zanedbatelný. Poslední série pokusů zahrnuje odstranění zákalu s použitím chitosanu a síranu železitého. Modelová voda byla připravena se zákalem 100 NTU a pH 6,5. Nejdříve byl nadávkován chitosan a po 2 minutách přidán síran železitý. Při nejnižší aplikované dávce chitosanu  $0,5 \text{ mg.l}^{-1}$  bez přídavku síranu železitého byla účinnost 37 %, s přídavkem síranu  $0,6 \text{ mg.l}^{-1}$  vzrostla účinnost na 55 %, avšak s přídavkem  $0,9 \text{ mg.l}^{-1}$  klesla na 28 % (obr.10). K podobným změnám docházelo i při koagulaci s vyššími dávkami chitosanu. Téměř 100% účinnosti bylo dosaženo s dávkou chitosanu  $1,5 \text{ mg.l}^{-1}$  a přídavkem síranu  $0,6 \text{ mg.l}^{-1}$ ; s rostoucí dávkou chitosanu nepatrně rostla i účinnost.

Při téměř 100% účinnosti se zbytkový zákal pohyboval pod hodnotou 10 NTU. S rostoucími dávkami chitosanu klesaly hodnoty zbytkového zákalu až pod 2 NTU při nejvyšší aplikované dávce chitosanu 2,5 mg.l<sup>-1</sup> (tab. 3).



**Obr. 10** Odstranění počátečního zákalu 100 NTU modelové vody s hodnotou pH 6,5 koagulací chitosanem a síranem železitým (30 min)

**Tab. 3** Hodnoty zbytkového zákalu po koagulaci chitosanem a Fe<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>

| D <sub>chitosan</sub><br>[mg.l <sup>-1</sup> ] | Doba sedimentace 10 min<br>D <sub>Fe</sub> [mg.l <sup>-1</sup> ] |             |             | Doba sedimentace 30 min<br>D <sub>Fe</sub> [mg.l <sup>-1</sup> ] |             |             |
|------------------------------------------------|------------------------------------------------------------------|-------------|-------------|------------------------------------------------------------------|-------------|-------------|
|                                                | 0                                                                | 0,6         | 0,9         | 0                                                                | 0,6         | 0,9         |
| <b>0,5</b>                                     | 69,0                                                             | 49,6        | 71,8        | 62,3                                                             | 44,6        | 71,5        |
| <b>1</b>                                       | 14,3                                                             | 9,94        | 30,6        | 13,0                                                             | 9,06        | 28,7        |
| <b>1,5</b>                                     | <b>4,80</b>                                                      | <b>2,78</b> | <b>9,64</b> | <b>4,51</b>                                                      | <b>2,53</b> | <b>8,69</b> |
| <b>2</b>                                       | 2,54                                                             | 1,67        | 5,74        | 2,35                                                             | 1,47        | 5,24        |
| <b>2,5</b>                                     | 1,24                                                             | 1,40        | 1,82        | 1,09                                                             | 1,24        | 1,61        |

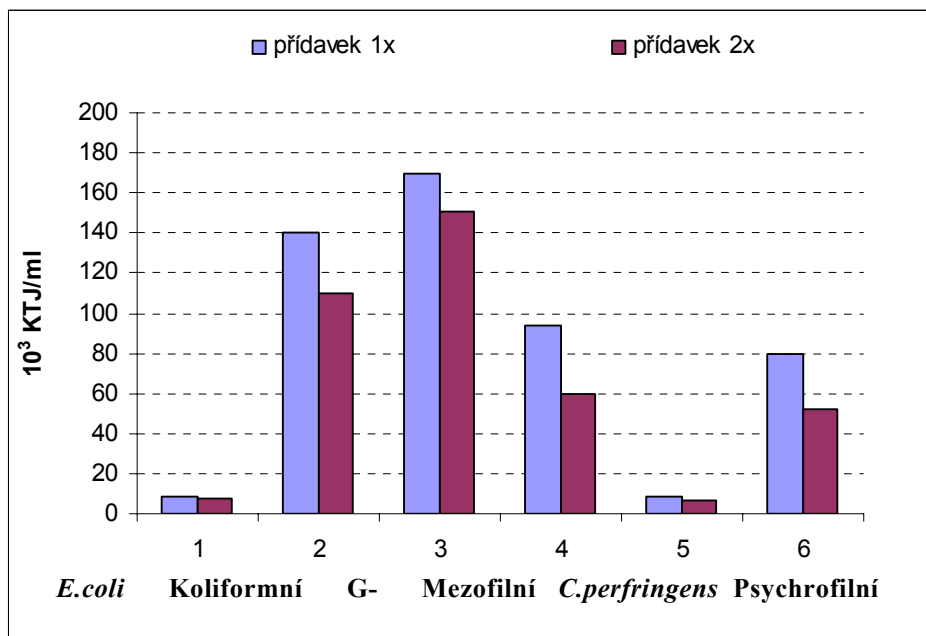
## 4 Související pilotní studie

### 4.1 Mikrobiologický rozbor vody

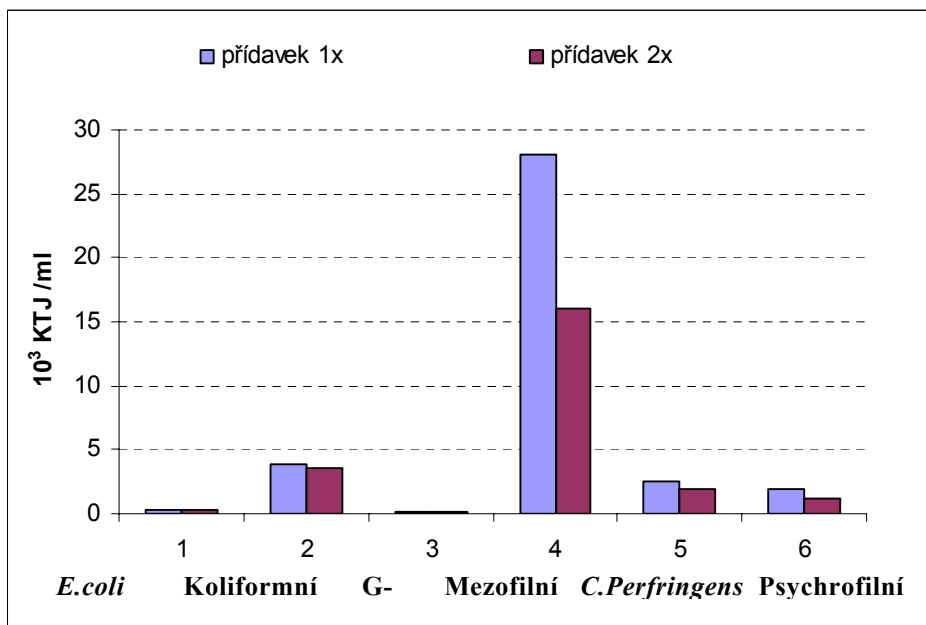
Při kontrole odpadních vod se běžně provádí stanovení počtu kultivovatelných mikroorganismů, tj. mezofilních a psychofilních bakterií a stanovení indikátorů fekálního znečištění. Vzorky odpadní vody byly naředěny na základě předem provedené pilotní studie. Na základě provedených experimentů bylo určeno optimální zředění 10<sup>-1</sup> až 10<sup>-3</sup> pro odtok z čistírny odpadních vod a 10<sup>-2</sup> až 10<sup>-4</sup> pro přítok na čistírnu odpadních vod, tj. pro surovou odpadní vodu. Pro mikrobiologické rozborů byl zvolen



jako nejvhodnější postup zalévání napipetovaných vzorků rozehrátým agarem po jeho dostatečném zchladnutí. Po optimalizaci ředění vzorků odpadních vod byly porovnávány počty stanovených mikroorganismů na přítoku a odtoku z ČOV v areálu VFU Brno. Bylo prokázáno, že došlo k výraznému odstranění všech sledovaných mikroorganismů, což potvrzuje správnou funkci ČOV.



**Obr. 11** Počet kolonií na odtoku z ČOV po přidání léčiv



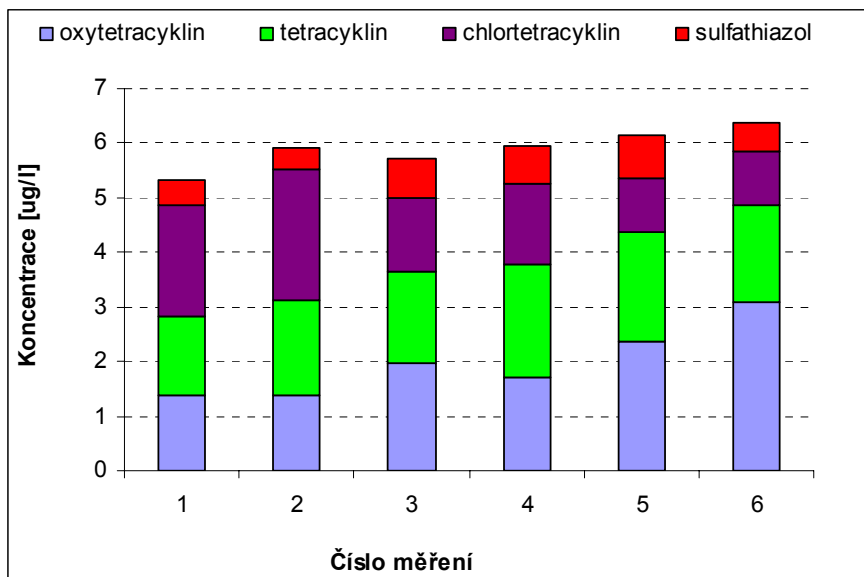
**Obr. 12** Počet kolonií na přítoku na ČOV po přidání léčiv

Za účelem ověření rezistence mikroorganismů vůči vybraným druhům léčiv byl proveden pokus s přidavkem léčiva do odpadní vody. Při mikrobiologických rozbořech byla vyhodnocována řada kulturací pro každou skupinu mikroorganismů. Výsledky toho sledování jsou zpracovány na obrázcích 11 a 12, kde byly hodnoceny mikroorganismy na odtoku a na přítoku na ČOV.

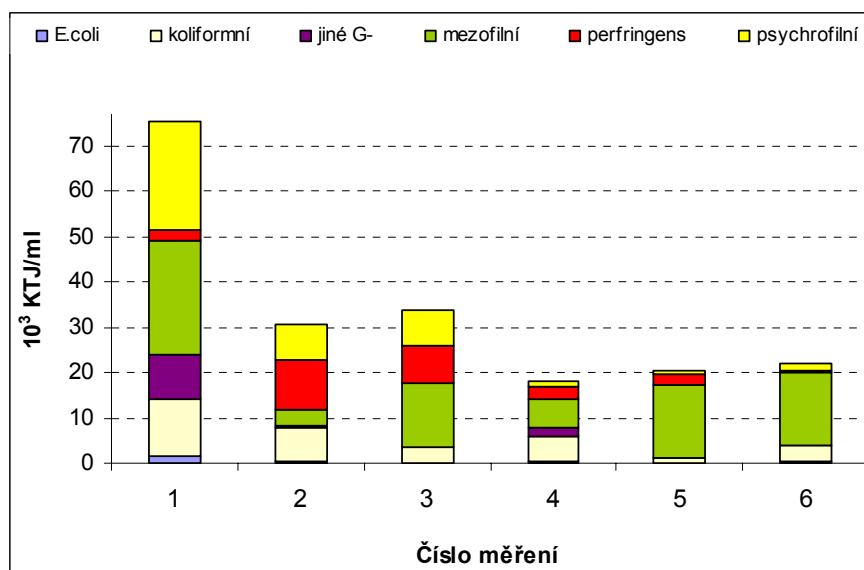
V případě zvýšeného množství přítomných léčiv se výrazně změnil počet mikroorganismů pouze u stanovení psychrofilních a mezofilních mikroorganismů; u koliformních mikroorganismů a G- bakterií dojde pouze k mírnému poklesu počtu kolonií. Naproti tomu u *E. coli* a *Clostridia perfringens* nedochází téměř k žádné změně v počtu kolonií.

U vypěstovaných kolonií bylo provedeno mikroskopické pozorování daných kultur. Pro mikroskopický rozbor byly zvoleny jako nejvhodnější kolonie pěstované na Chromocult coliform agaru, který umožňuje pěstování barevně odlišených kolonií, není třeba kolonie barvit. Pro stanovení koncentrace tetracyklinů a sulfonamidů na mikroorganismy byla použita metoda HPLC/DAD. Metoda byla ověřena na reálných vzorcích. Vybrané výsledky jsou uvedeny na následujících grafech (obr. 13-16). Výrazné odstranění mikroorganismů potvrdilo správnou funkci čištění na ČOV.

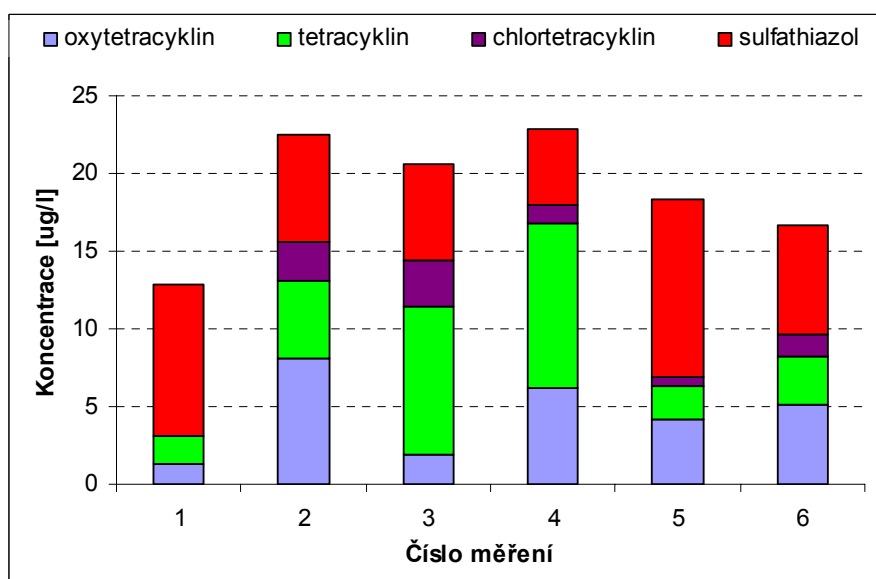
Bylo provedeno mikroskopické hodnocení aktivovaného kalu. Vločky aktivovaného kalu byly kompaktního charakteru, vlákna byla ve větším množství, ojediněle zapojena do vloček. Ve vzorku byli nejčastěji bezbarví bičíkovci rodu *Bodo*, kteří indikují vysoké zatížení a nízkou kvalitu vyčištěné vody, několik zástupců měňavek (*Amoeba radiosa*, *Vahlkampfia limax*), kteří jsou indikátory nedočištěné odpadní vody a několik zástupců nálevníků (*Vorticella convallaria*, *Opercularia coarctata*).



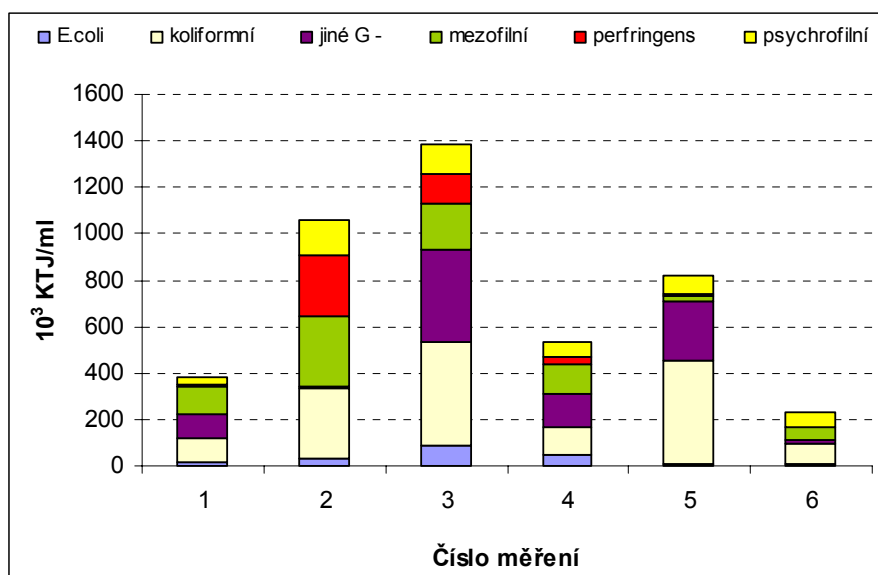
**Obr. 13** Suma koncentrací stanovovaných léčiv na odtoku ČOV



**Obr. 14** *Suma stanovovaných kolonií na odtoku ČOV*



**Obr. 15** *Suma koncentrací stanovovaných léčiv na přítoku ČOV*



**Obr. 16** Suma stanovovaných kolonií na přítoku ČOV

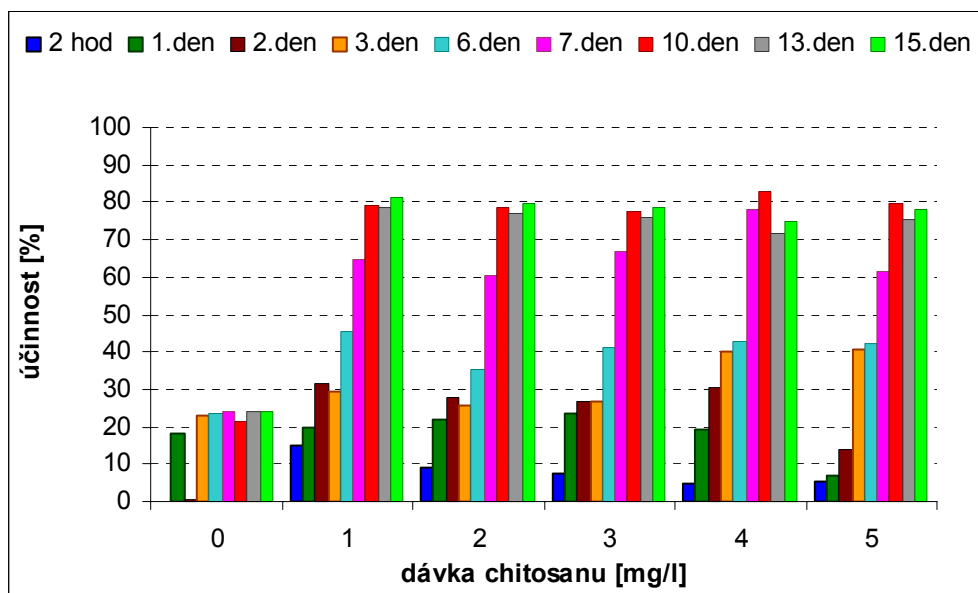
#### 4.2 Odstranění fosforu koagulací chitosanem

Sloučeniny fosforu se významně uplatňují při růstu zelených organismů ve vodě a mají klíčový význam při zhoršování kvality povrchových vod. Proto je celkový fosfor uveden jako ukazatel přípustného znečištění povrchových vod a ukazatel přípustného znečištění městských odpadních vod vypouštěných do vod povrchových v závislosti na velikosti zdroje znečištění [1]. Z dlouhodobých praktických zkušeností vyplývá, že aplikace srážecích metod za použití hlinitých nebo železitých solí je jedna z nejvhodnějších možností obnovy vodních nádrží z pohledu ekonomického a ekologického i z hlediska dlouhodobosti účinku [68].

V rámci prováděných experimentů byla provedena koagulace s 0,5% roztokem chitosanu, paralelně za podmínek světla a tmy. Po 24, 48 a 72 hodinách bylo provedeno spektrofotometrické stanovení celkového fosforu po rozkladu s peroxodisíranem, dále byla měřena hodnota pH a absorbance při 254 nm.

Princip stanovení fosforu spočívá v převedení jeho forem na orthofosforečnany hydrolýzou v kyselém prostředí. Pro vlastní stanovení orthofosforečnanů byla použita spektrofotometrická metoda s molybdenanem amonným.

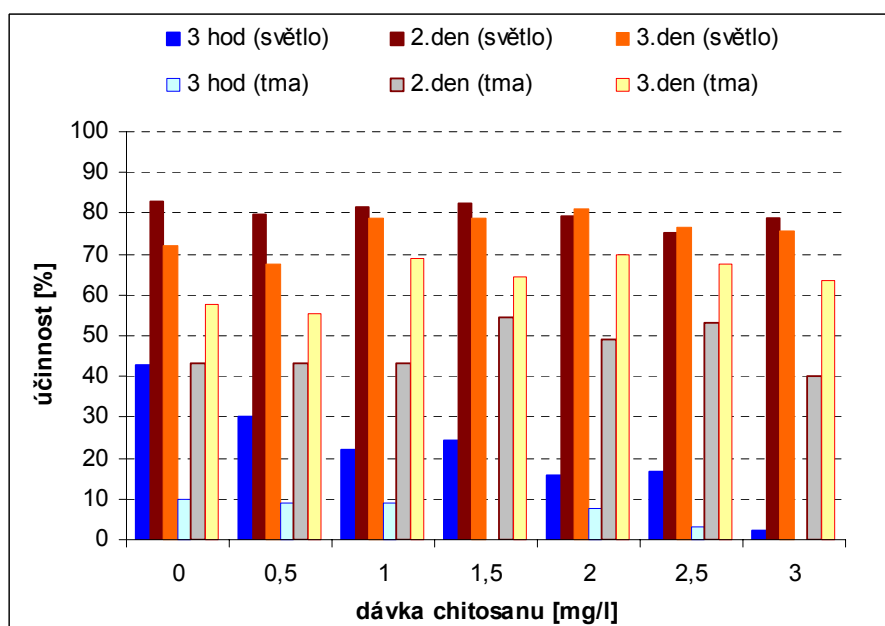
Na obrázku 17 je účinnost odstranění celkového fosforu v závislosti na dávce chitosanu po různé době sedimentace. Po dvou a třech dnech bylo dosahováno účinnosti 30-40 % při dávkách již od 1 mg.l<sup>-1</sup>. Po šesti dnech bylo patrné 40% odstranění celkového fosforu při všech použitých dávkách. Po 7 dnech byla účinnost téměř shodná u všech dávek, při dávce 4 mg.l<sup>-1</sup> byla účinnost nejvyšší a to téměř 80 %. Od desátého dne bylo dosahováno 80% účinnosti již od dávky 1 mg.l<sup>-1</sup>.



**Obr. 17** Účinnost odstranění celkového fosforu chitosanem po různém časovém intervalu

Hodnoty pH byly kolem 7,3-7,7 a mírně se zvyšovaly s rostoucí dobou experimentu. Při nulové dávce chitosanu dochází k poklesu celkového fosforu asi o 20 %; po 7 dnech byla účinnost až 80 %.

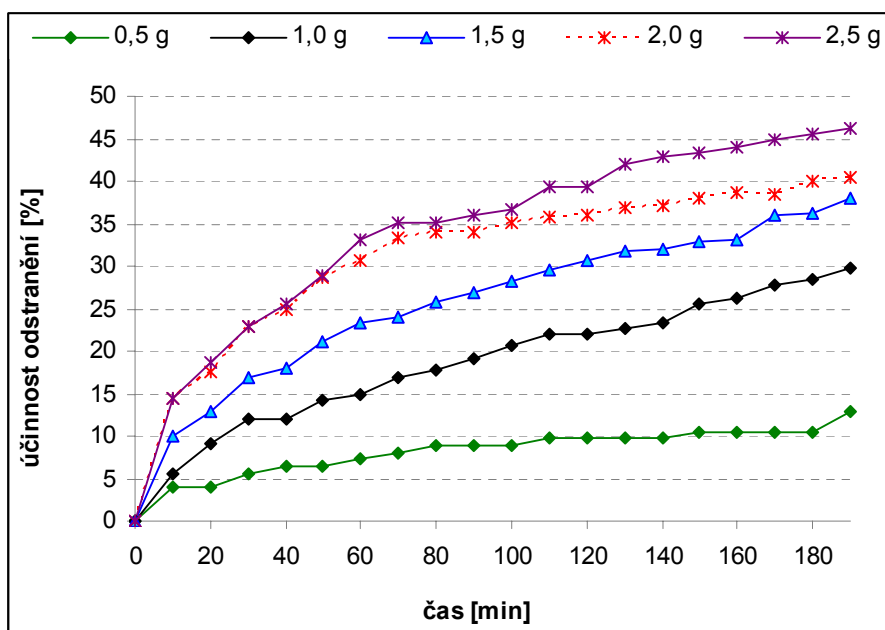
Pokles koncentrace fosforu závisí na světelných podmínkách. Již po třech hodinách byla účinnost odstranění fosforu výrazně vyšší u experimentu probíhajícího na světle (obr. 18). Výsledky experimentů ukazují na to, že vhodnou metodou pro převedení organicky vázaného fosforu na orthofosforečnanovou formu může být mineralizace kyselinou dusičnou a chloristou, případně termický nebo mikrovlnný rozklad.



**Obr. 18** Účinnost odstranění celkového fosforu chitosanem po různém časovém intervalu

### 4.3 Adsorpce organických látek na aktivním uhlí

Sorpční pokusy měly simulovat odstranění organických látek adsorpcí na zvoleném typu aktivního uhlí. Účinnost odstranění organických látek sorpcí na GAU je znázorněna na obrázku 19, z kterého je patrná rostoucí účinnost odstranění se zvyšující se dávkou GAU a dobou sorpce. Maximálního odstranění asi 45 % bylo dosaženo při dávce 2,5 g GAU a době sorpce 190 min. Podobného průběhu sorpce, jen s nižší účinností, bylo dosaženo při odstranění huminových látek.



**Obr. 19** Závislost účinnosti odstranění organických látek na době sorpce pro zvolené dávky GAU

## ZÁVĚR

V rámci předložené disertační práce bylo hodnoceno odstranění vybraných složek z vodního prostředí pomocí procesu koagulace. Eliminované složky byly rozděleny do tří oblastí, a to: huminové látky, rezidua léčiv a zákal. V rámci doplňujících experimentů bylo provedeno mikrobiologické vyšetření vody a odstranění fosforu z vody pomocí chitosanu. Na podkladě získaných výsledků byly vysloveny následující závěry:

### 1. Huminové látky

- Pro připravenou modelovou vodu byly stanoveny optimální dávky anorganických koagulantů ( $30 \text{ mg.l}^{-1}$ ) a chitosanu ( $4 \text{ mg.l}^{-1}$ ).
- Účinnost koagulace chitosanem je srovnatelná s koagulací prováděnou pomocí síranu železitého a hlinitýého a pohybuje se okolo 80 – 85 %.
- Bylo prokázáno, že při optimálních dávkách chitosanu od  $3 \text{ mg.l}^{-1}$  do  $6 \text{ mg.l}^{-1}$  byla optimální hodnota pH v rozmezí 4,5 – 7,5. Se síranem hlinitým a síranem železitým nelze v tomto rozsahu pH koagulaci efektivně provádět. Nevýhodou anorganických koagulantů je malé rozmezí pH pro průběh efektivní koagulace, dále možné sekundární znečištění kalu a vysoké finanční náklady na nakládání s těmito kaly.
- Použití síranu železitého vedlo k výraznému snížení pH na hodnotu 5,0 při optimální dávce; při použití síranu hlinitého kleslo pH na hodnotu 5,5; po aplikaci chitosanu se hodnota změnila jen nepatrně, a to na 6,2.
- Zvolené parametry byly zjišťovány po 10 a 40 minutách agregace. Při době agregace 40 minut poskytují všechny provedené koagulační testy lepší výsledky.
- Aplikací společného koagulantu, tj. dávek  $2 \text{ mg.l}^{-1}$  chitosanu a  $18 \text{ mg.l}^{-1}$  síranu železitého bylo dosaženo 90% účinnosti koagulace.
- Při sledování vlivu alkality byla prokázána dobrá koagulační účinnost chitosanu v širším rozsahu pH. Od hodnoty  $\text{KNK}_{4,5} 0,15$  do  $1,2 \text{ mmol.l}^{-1}$  bylo odstraněno cca 80 % huminových látek. S rostoucí hodnotou alkality se zvětšovala optimální dávka chitosanu, hodnoty absorbancí se nepatrně zvětšovaly až do  $\text{KNK}_{4,5} 1,1 \text{ mmol.l}^{-1}$ ; s dále rostoucí alkalitou byly absorbance podstatně vyšší.
- Se vzrůstající mineralizací klesala optimální dávka chitosanu, a to od 5 do  $2 \text{ mg.l}^{-1}$ . Účinnost koagulace vody byla okolo 70 %. Kromě vody s velmi nízkou mineralizací je patrné také snížení absorbance, a to již od dávky  $2,5 \text{ mg.l}^{-1}$ . Hodnota pH v optimu koagulace se v průběhu jednotlivých testů neměnila a pohybovala se v rozmezí pH od 6,59 do 6,71.

## 2. Rezidua léčiv

- Při odstranění tetracyklinu ze vzorků modelových vod byla účinnost koagulace síranem železitým téměř 80%, a to již při dávce 20 mg.l<sup>-1</sup>. Nejnižších hodnot absorbancí bylo dosaženo při dávce 30 mg.l<sup>-1</sup>, s téměř 100% účinností.
- Dále bylo zjištěno, že koagulace chitosanem byla účinná od dávky 2 mg.l<sup>-1</sup> z 45%, při vyšší dávce, tj. 3 mg.l<sup>-1</sup>, došlo k nárůstu účinnosti na 70 %, a to při době agregace 45 minut. S dalším navýšením dávky účinnost rapidně klesala.
- Výsledky koagulace síranem železitým stanovené HPLC/DAD se shodují s měřením absorbancí spektrofotometricky. Bylo prokázáno, že nižší obsah tetracyklinu v modelové vodě má za následek zvýšení účinnosti koagulace. V modelové vodě s množstvím tetracyklinu 0,1 mg.l<sup>-1</sup> došlo k jeho 100% odstranění, a to při dávce 20 mg.l<sup>-1</sup> síranu železitého. Koagulací modelové vody s obsahem tetracyklinu 0,5 mg.l<sup>-1</sup> byla při dávce 10 mg.l<sup>-1</sup> síranu železitého účinnost jeho odstranění téměř 50 %, s další dávkou koagulantu 20 mg.l<sup>-1</sup> byla účinnost odstranění téměř 80 %, s dávkou koagulantu 30 mg.l<sup>-1</sup> 95 %.
- Naopak koagulace chitosanem nebyla při zvolených podmínkách koagulace účinná. Docházelo převážně k odstranění huminových látek; koncentrace tetracyklinu se téměř nezměnila, jeho odstranění bylo nepatrné. Výsledky stanovené HPLC/DAD se v tomto případě neshodují s měřením absorbancí spektrofotometricky. Obě použité metody stanovení nejsou zcela zastupitelné.
- Pro dokreslení získaných výsledků byla provedena sorpce tetracyklinu na práškové aktivní uhlí s téměř 100% účinností jeho odstranění již při dávce 0,1 g.

## 3. Zákal

- Optimální dávky chitosanu jsou u počátečního zákalu do 50 NTU 2 mg.l<sup>-1</sup>, u vyšších hodnot zákalu se dávka chitosanu zvyšuje. Při počátečním zákalu 200 NTU je optimální dávka 3 mg.l<sup>-1</sup>. Zbytkové hodnoty zákalu se pro tyto optimální dávky chitosanu pohybují pod hodnotou 2,5 NTU.
- Dávka 3 mg.l<sup>-1</sup> chitosanu byla pro nižší hodnoty zákalu modelové vody příliš vysoká. Více než 80% účinnost odstranění zákalu byla prokázána pouze u vyšších hodnot počátečního zákalu (75 a 95 NTU); u nižších hodnot zákalu (10 a 20 NTU) bylo dosaženo pouze necelých 40 % odstranění.
- Účinnost koagulace modelové vody o hodnotě pH 6,5 a zákalu 10 NTU byla po 10 minutách sedimentace již při aplikované dávce 0,1 mg.l<sup>-1</sup> chitosanu přes 60 %. Optimální dávka koagulace byla 0,75 mg.l<sup>-1</sup> s 80 % účinností po 30 minutách sedimentace. Při vyšších hodnotách zákalu byla účinnost koagulace téměř 100 % při pH 6,5.
- Vliv pH na koagulaci modelové vody o hodnotě zákalu 10 NTU byl výraznější pouze u pH 8, a to při nižších dávkách chitosanu; účinnost odstranění zákalu při tomto pH byla okolo 50 %. I při vyšších hodnotách zákalu byl patrný vliv pH 8, kdy bylo dosaženo nižších účinností.



- Za stejných podmínek byl jako koagulant použit síran železitý, při jeho nejnižší aplikované dávce  $0,3 \text{ mg.l}^{-1}$  a pH 4 bylo dosaženo nulové účinnosti, naopak při téže dávce a pH 6,5 již 70% účinnosti; při pH 8 byla účinnost odstranění zákalu pouze 40% (po 30 min sedimentace).
- Optimální dávky síranu železitého byly  $4,2 \text{ mg.l}^{-1}$  při pH 4 (účinnost 70 %),  $0,6 \text{ mg.l}^{-1}$  při pH 6,5 (75 %) a  $1,8 \text{ mg.l}^{-1}$  při pH 8 (72 %). Rozdíl účinnosti mezi 10 a 30 minutami sedimentace činil 5 až 10 %.
- S úměrně rostoucí dávkou síranu železitého bylo dosahováno podobných výsledků i při odstranění vyšších hodnot zákalu.
- Použitím  $1,5 \text{ mg.l}^{-1}$  chitosanu a  $0,6 \text{ mg.l}^{-1}$  síranu železitého bylo dosaženo téměř 100% účinnosti, s rostoucí dávkou chitosanu nepatrně vzrůstala i účinnost odstranění zákalu.

#### 4. Doplnující experimenty

##### Mikrobiologický rozbor

- V rámci prováděného experimentu se prokázalo výrazné odstranění všech sledovaných mikroorganismů, což potvrzuje správnou funkci ČOV. Na základě získaných hodnot však nelze prokázat ani vyvrátit teorii o rezistenci mikroorganismů vůči vybraným druhům léčiv. K ověření této teorie byl proveden pokus, v rámci kterého byl přídatkem léčiva aplikován do reálného vzorku odpadní vody.
- Lze konstatovat, že v případě zvýšeného množství přítomných léčiv se výrazně změnil počet mikroorganismů pouze při stanovení psychrofilních a mezofilních mikroorganismů; při stanovení koliformních mikroorganismů a G- bakterií dojde pouze k mírnému poklesu počtu kolonií. Naproti tomu, u *E. coli*, a *Clostridia perfringens* nedochází téměř k žádné změně v počtu kolonií.

##### Odstranění fosforu

- V rámci experimentu bylo zjištěno, že již po třech hodinách byla účinnost odstranění fosforu výrazně vyšší u experimentu probíhajícího na světle. Je zřejmé, že i při nulové dávce chitosanu dochází k poklesu koncentrace celkového fosforu. Lze se domnívat, že použité množství peroxodisíranu se pravděpodobně spotřebovalo na oxidaci organických látek a nestačilo na oxidaci sloučenin s organicky vázaným fosforem. Od dávky  $1 \text{ mg.l}^{-1}$  byl pokles obsahu celkového fosforu výraznější, účinnost i ve tmě dosahovala 70 %.
- Na základě provedeného experimentu lze konstatovat, že vhodnější metodou převedení organicky vázaného fosforu na orthofosforečnanovou formu může být např. mineralizace kyselinou dusičnou a chloristou, případně termický nebo mikrovlnný rozklad.

## SEZNAM POUŽITÝCH LITERÁRNÍCH ZDROJŮ

- [1] Pitter, P.: *Hydrochemie*. 3.vyd. Praha: VŠCHT, 1999. 568 s. ISBN 80-7080-340-1.
- [2] Malý, J., Malá J.: *Chemie a technologie vody*. 1 vyd. Brno: NOEL, 2000. 200 s. ISBN 80-86020-13-4.
- [3] Žáček, L.: *Chemické a technologické procesy úpravy vod*. 1.vyd. Brno: NOEL, 2000. 239 s. ISBN 80-86020-22-2.
- [4] Stevenson, F. J., Butler, J. H. A.: Chemistry of humic acid and related substances, in G. Eglinton and M. T. J. Murphy (Eds.), *Organic Geochemistry*, Springer – Verlag, New York. 1969. pp. 534-557.
- [5] TNV 75 7536: Jakost vod. Stanovení huminových látek (HL). 02/2003.
- [6] Janoš, P.: Separation methods in the chemistry of humic substances. *Journal of Chromatography A*, 2003, vol. 983, pp. 1-18.
- [7] Janoš, P., Zatloukalová I.: High-performance size-exclusion chromatography of humic substances on the hydroxyethyl methacrylate column, *Journal of Chromatography A*, 2007, vol. 1160, p. 160.
- [8] Janoš, P., Synek, V.: Differential pulse polarographic determination of europium in the presence of humic substances. *Talanta*, 2005, vol. 66, p. 188.
- [9] Janoš, P., Tokarová, V.: Characterization of coal-derived humic substances with the aid of low-pressure gel permeation chromatography. *Fuel*, 2002, vol. 81, pp. 1025-1031.
- [10] Jansen, S.A., Malaty, M., Nwbara, S., Jahnson, E., Ghabbour, E., Davies, G., Varnum, J.M.: Structural modeling in humic acids. *Materials Science & Engineering C*, 1996, vol. 4, pp. 175-179.
- [11] Schulten, H.R., Leinweber, P.: Characterization of humic and soil particles by analytical pyrolysis and computer modeling. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 1996, vol. 38, pp. 1-53.
- [12] Schulten, H.R., Gleixner, G.: Analytical pyrolysis of humic substances and dissolved organic matter in aquatic systems: Structure and origin. *Water Research*, 1999, vol. 33, pp. 2489-2498.
- [13] Jones, M.N., Bryan, N.D.: Colloidal properties of humic substances. *Advances in Colloid and Interface Science*, 1998, vol. 78, pp. 1-48.
- [14] Schulten, H.R., Leinweber, P.: Advances in analytical pyrolysis of soil organic matter. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 1999, vol. 49, pp. 359-383.
- [15] Cozzolino, A., Conte, P., Piccolo A.: Conformational changes of humic substances induced by some hydroxy-, keto-, and sulfonic acids. *Soil Biology & Biochemistry*, 2001, vol. 33, pp. 563-583.
- [16] Cozzolino, A., Piccolo A.: Polymerization of dissolved humic substances catalyzed by peroxidase. Effects of pH and humic composition. *Organic Geochemistry*, 2002, vol. 33, pp. 281-294.
- [17] Heberer, T.: Occurrence, fate and removal of pharmaceuticals residues in the aquatic environment: a review of recent search data. *Toxicology letters*. 2002, vol. 131, pp. 5-12.
- [18] Jones, O.A., Lester, J.N., Voulvoulis, N.: Pharmaceuticals: A threat to drinking water. *Trends in biotechnology*. 2005, vol. 23, pp 163-167.

- [19] Klavarioti, M., Mantzavinos, D., Kassinos, D.: Removal of residual pharmaceuticals from aqueous systems by advanced oxidation processes. *Environment International*, 2009, vol. 35, pp. 402-417.
- [20] Stackelberg, P.E., et al.: Efficiency of conventional drinking-water-treatment processes in removal of pharmaceuticals and other organic compounds. *Science of the Total Environment*, 2007, vol. 2007, no. 377, pp. 255-272.
- [21] Lindberg, R., et al.: Determination of antibiotic substances in hospital sewage water using solid phase extraction and liquid chromatography/mass spectrometry and group analogue internal standards. *Chemosphere*, 2004, vol. 57, pp. 1479-1488.
- [22] Cha, J.M., Yang, S., Carlson, K.H.: Trace antibiotics in surface water and urban wastewater using liquid chromatography combined with electrospray tandem mass spectrometry. *Journal of Chromatography A*, 2006, vol. 1115, pp. 46-57.
- [23] Babić, S., et al.: Solid phase extraction and HPLC determination of veterinary pharmaceuticals in wastewater. *Talanta*, 2006, vol. 70, pp. 732-738.
- [24] Ternes, T. A.: Analytical methods for the determination of pharmaceuticals in aqueous environmental samples. *Trends in Analytical Chemistry*, 2001, vol. 20, pp. 419-434.
- [25] Cahill, J. D., et al.: Determination of pharmaceutical compounds in surface and ground-water samples by solid-phase extraction and high-performance liquid chromatography–electrospray ionization mass spectrometry. *Journal of Chromatography A*, 2004, vol. 1041, pp. 171-180.
- [26] Strnadová, N., Janda, V.: *Technologie vody I*, VŠCHT, 2004. 226 s. ISBN 80-7080-348-7.
- [27] Hongve, D., Akesson, G.: Comparison of nephelometric turbidity measurements using wavelengths 400-600 and 800 nm. *Water Research*, 1998, vol. 32, pp. 3143-3145.
- [28] Žáček, L.: *Úprava huminových vod čištěním*. Vydal Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka v Zemědělském nakladatelství BRÁZDA v redakci interních publikací, 1991. 104 s. ISBN 80-209-0195-7.
- [29] Dolejš, P.: Příručka pro čištění a úpravu vody. KEMIFLOC, a.s. Přerov, 1996, 133 s.
- [30] Huang, Ch., Chen, S., Pan, J.R.: Optimal condition for modification of chitosan: A biopolymer for coagulation of colloidal particles. *Water Research*, 2000, Vol. 34, No 3, pp. 1057-1062.
- [31] Huang, Ch., Chen, S.: Coagulation of colloidal particles in water by chitosan, *J. Chem. Tech. Biotechnol*, 1996, vol. 66, pp. 227-232.
- [32] Van de Velde, K., Kiekens, P.: Structure analysis and degree of substitution of chitin, chitosan and dibutylchitin by FT-IR spectroscopy and solid state <sup>13</sup>C NMR. *Carbohydrate Polymers*, vol. 58, 2004, pp. 409-416.
- [33] Ding, W., Lian, Q., Samuels, R. J., Polk, M. B.: Synthesis and characterization of a novel derivative of chitosan. *Polymer*, vol. 44, 2003, pp. 547-556.
- [34] Divakaran, R., Sivasankara Pilla, V. N.: Flocculation of river silt using chitosan. *Water Research*, vol. 36, 2002, pp. 2414-2418.
- [35] Divakaran, R., Sivasankara Pillai, V. N.: Flocculation of kaolinite suspensions in water by chitosan. *Water Research*, 2001, vol. 35, no. 16, pp. 3904-3908.
- [36] Nan Liu, Xi-Guang Chen, Hyun-Jin Park, Chen-Guang Liu, Cheng-Sheng Liu, Xiang-Hong Meng, Le-Jun Yu: Effect of MW and concentration of chitosan on antibacterial activity of *Escherichia coli*. *Carbohydrate polymers*, 2006, vol. 64, pp. 60-65.
- [37] Ravi Kumar, Majeti N. V.: A review of chitin and chitosan applications. *Reactive and Functional Polymers*, 2000, Vol. 45, pp. 1-27.

- [38] Bratskaya, S., Schwarz S., Chervonetsky, D.: Comparative study of humic acids flocculation with chitosan hydrochloride and chitosan glutamate. *Water Research*, 2004, vol. 38, pp. 2955-2961.
- [39] Roussy, J., Vooren, M.V., Dempsey, B.A., Guibal E.: Influence of chitosan characteristics on the coagulation and the flocculation of bentonite suspensions. *Water Research*, 2005, vol. 39, pp. 3247-3258.
- [40] Klímová, Z., Dolejš, P.: Odstranění modelového zákalu chitosanem. *Sborník konference PITNÁ VODA 2008, Tábor, 2.-5. června, 2008*. Ed. W&ET Team, Č. Budějovice, 2008, s. 213-218. ISBN 978-80-254-2034-8.
- [41] Divakaran, R., Sivasankara Pillai, V. N.: Mechanism of kaolinite and titanium dioxid flocculation using chitosan – Assistance by fulvic acid? *Water Research*, 2004, vol. 38, pp. 2135-2143.
- [42] Chatterjee, T., Chatterjee, S., Woo, S. H.: Enhanced coagulation of bentonite particles in water by a modified chitosan biopolymer. *Chemical Engineering Journal*. 2008,
- [43] Vogelsang, C., Andersen, D.O., Hey A., Håkonsen, T., Jantsch, T.G., Miller, E.D., Pedersen, A., Vårum, K.M.: Removal of humic substance by chitosan. *Water Supply*, 2005, vol. 4, pp. 121-129.
- [44] Zeng, D., Wu, J., Kennedy, J. F.: Application of chitosan flocculant to water treatment. *Carbohydrate Polymers*, 2008, vol. 71, pp. 135-139.
- [45] Emelko, M. B., Brown, T. J.: Chitosan coagulation at low, cost-effective doses: Impact on filtration of particles and pathogens. *Chemical Water and Wastewater Treatment VIII*, ed. H. H. Hahn, E. Hoffmann, H. Ødegaard, London 2004, pp. 183-189, ISBN 1 84339 068 X.
- [46] Shaokui Zheng, Zhifeng Yang, Do Hyun Jo, Yun Hee Park: Removal of chlorphenols from groundwater by chitosan sorption. *Water Research*, 2004, vol. 38, pp. 2315 – 2322.
- [47] Lalov, G., Guerginov, I. I., Krysteva, M. A., Fartsov, K.: Treatment of waste water from distilleries with chitosan. *Water Research*, 2000, vol. 34, pp. 1503-1506.
- [48] Chatterjee, S., Chatterjee, B. P., Guha, A. K.: Clarification of fruit juice with chitosan. *Process Biochemistry*, 2004, vol. 39, pp. 2229 – 2232.
- [49] Borovičková, M., Dolejš, P.: Chitosan – alternativní koagulant pro úpravu vod. *Sborník konference „Pitná voda 2006“*, W&ET Team, Č. Budějovice, 2006, s. 159-164.
- [50] Klímová, Z.: *Možnosti náhrady kovových koagulantů přírodními polymery při úpravě pitné vody*. Brno, 2006. 65 s. Diplomová práce na Chemické fakultě Vysokého učení technického v Brně na Ústavu chemie a technologie ochrany životního prostředí. Vedoucí diplomové práce Doc. Ing. P. Dolejš, CSc.
- [51] Klímová, Z.: Využití chitosanu při úpravě pitné vody. *Sborník konference VODA ZLÍN 2008*, 13.-14.března 2008, Ed. Zlínská vodárenská, a.s., Voding Hranice s.r.o., 2008, s. 65-70. ISBN 978-80-254-1348-7.
- [52] Doll, T.E., Frimmel, F.H.: Fate of pharmaceuticals-photodegradation by simulated solar UV-light. *Chemosphere*, 2003, vol. 52, pp. 1757-1769.
- [53] Pereira, V.J., Linden, K.G., Weinberg, H.S.: Evaluation of UV irradiation for photolytic and oxidative degradation of pharmaceutical compounds in water. *Water Research*, 2007, vol. 41, pp. 4413-4423.
- [54] Canonica, S., Meunier, L., Gunten, U.: Phototransformation of selected pharmaceuticals during UV treatment of drinking water. *Water Research*, 2008, vol. 42, pp. 121-128.

- [55] Zwiener, C., Frimmel, F.H.: Oxidative treatment of pharmaceuticals in water. *Water Research*, vol. 34, pp. 1881-1885.
- [56] Tekin, H., Bilkay, O., Ataberk, S.S., Balta, T.H., Ceribasi, I.H., Sanin, F.D., Dilek, F.B., Yetis, U.: Use of Fenton oxidation to improve the biodegradability of a pharmaceutical wastewater. *Journal of Hazardous Materials*, 2006, vol. 136, pp. 258-265.
- [57] Chatzitakis, A., Berberidou, C., Paspaltsis, I., Kyriakou, G., Sklaviadis, T., Poulis, I.: Photocatalytic degradation and drug activity reduction of Chloramphenicol. *Water Research*, 2008, vol. 42, pp. 386-394.
- [58] Doll, T.E., Frimmel, F.H.: Removal of selected persistent organic pollutants by heterogeneous photocatalysis in water. *Catalysis Today*, 2005, vol.101, pp. 195-202.
- [59] Emery, R.J., Papadaki, M., Freitas dos Santos, L.M., Mantzavinos, D.: Extent of sonochemical degradation and change of toxicity of a pharmaceutical precursor (triphenylphosphine oxide) in water as a function of treatment conditions. *Environment International*, 2005, vol.31, pp. 207-211.
- [60] Levec, J., Pintar, A.: Catalytic wet-air oxidation processes: A review. *Catalysis Today*, 2007, vol. 124, pp. 172-184.
- [61] Suarez, S., Lema, J.M., Omil, F.: Pre-treatment of hospital wastewater by coagulation-flocculation and flotation. *Bioresource Technology*, 2009, vol. 100, pp. 2138-2146.
- [62] Al-Rawi, S.M.: Introducing sand filter capping for turbidity removal for potable water treatment plants of Mosul/Iraq. *Journal of Water Resources and Environmental Engineering*, 2009, Vol. 1, pp. 011-019.
- [63] Mahvi, A.H., Razavi, M.: Application of Polyelectrolyte in Turbidity Removal from Surface Water. *American Journal of Applied Sciences*, 2005, Vol. 2, pp. 397-399.
- [64] Pan, J.R., Huang, Ch., Chen, S., Chung, Y.-Ch.: Evalution of modified chitosan biopolymer for coagulation of colloidal particles. *Colloids and Surfaces A*, 1999, Vol. 147, pp. 359-364.
- [65] Merzouk, B., Gourich, B., Sekki, A., Madani, K., Chibane, M.: Removal turbidity and separation of heavy metals using electrocoagulation-electroflotation technique. *Journal of Hazardous Materials*, 2009, Vol. 164, pp. 215-222.
- [66] Dolejš, P.: Stanovení optimálních dávek při úpravě huminových vod koagulací. 2. Experimentální část. *Vodní hospodářství & ochrana ovzduší*, 1994, roč. 44, č. 7, s. 10-15. ISSN 1211-0760
- [67] Dolejš, P.: Spektrofotometrické stanovení barvy huminových vod. *Sborník konference „Hydrochemia 83“*, ČSVTS Bratislava, 1983, s. 361-370.
- [68] Klapper, H.: Technologies for lake restoration. *Papers from Bolsena Conference (2002). Residence time in lakes: Science, Management, Education J. Limnol.*, 2003, 62 (suppl.1): 73-90
- [69] Klouček, V., Vaverová, I.: Lake restoration – rekultivace eutrofizovaných nádrží metodou srážení fosforu hlinitými solemi. *Vodní hospodářství*. 2005, roč. 55, č. 4, s. 97-98. ISSN 1211-0760

## SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK A SYMBOLŮ

|                    |                                                             |
|--------------------|-------------------------------------------------------------|
| BSK                | Biochemická spotřeba kyslíku                                |
| ČOV                | Čistírna odpadních vod                                      |
| DAD                | Detektor diodového pole                                     |
| DOC                | Disolved Organic Carbon – rozpuštěný organický uhlík        |
| FK                 | Fulvinové kyseliny                                          |
| FTU (NTU)          | Formazin Turbidity Unit - jednotka zákalu                   |
| GAC (GAU)          | Granulované aktivní uhlí                                    |
| GC                 | Plynová chromatografie                                      |
| HK                 | Huminové kyseliny                                           |
| HPLC               | Vysokoúčinná kapalinová chromatografie                      |
| CHSK <sub>Cr</sub> | Chemická spotřeba kyslíku stanovená dichromanem draselným   |
| CHSK <sub>Mn</sub> | Chemická spotřeba kyslíku stanovená manganistanem draselným |
| KNK <sub>4,5</sub> | kyselinová neutralizační kapacita                           |
| MH                 | Mezní hodnota                                               |
| NMR                | Nukleární magnetická resonance                              |
| PAC                | Polyaluminiumchlorid                                        |
| SPE                | Extrakce tuhou fází                                         |
| TC                 | Tetracyklin                                                 |
| THM                | Trihalomethany (trihalogenmethany)                          |
| TOC                | Celkový organický uhlík                                     |
| TSK                | Teoretická spotřeba kyslíku                                 |
| VFU                | Veterinární a farmaceutická univerzita                      |

## ŽIVOTOPIS

Jméno a příjmení: **Ing. Zuzana Měřínská** (roz. Klímová)

Kontakt: Obecká 60, Brno, 628 00  
[zuzana.merinska@email.cz](mailto:zuzana.merinska@email.cz)

### Vzdělání:

#### 2006 - současnost

Vysoké učení technické v Brně  
Fakulta chemická  
Purkyňova 118  
Brno  
Studijní obor: Chemie a technologie ochrany životního prostředí

*Disertační práce:* ***Odstraňování vybraných složek z vodního prostředí koagulací***

*Pedagogická praxe:* Výuka laboratorních praktik, přednášky z předmětu Analýza vody, výuka v rámci Univerzity třetího věku

*Konzultace a vedení diplomových a bakalářských prací*

*Aktivní účast na propagačních akcích představujících činnost školy (Noc vědců, Den chemie, Věda na radnici, atd.)*

### *Účast na mezinárodních konferencích*

- SPME a GC SEMINÁŘ - Návrat zpět od novinek k realitě všedního laboratorního dne, Praha 2007
- 13 th International Symposium on Separation Science 2007 & 13 th International Symposium Advances and Application of Chromatography in Industry 2007, Štrbské Pleso, Slovensko
- X. odborná konference PITNÁ VODA 2007, Trenčianské Teplice, Slovensko
- X. mezinárodní vodohospodářská konference VODA ZLÍN 2008, Zlín
- 32nd International Symposium on Capillary Chromatography, 5th GCxGC Symposium, 2008, Riva del Garda, Itálie
- 9. konference PITNÁ VODA 2008, Tábor
- 4th meeting on Chemistry & Life 2008
- XI. odborná konference PITNÁ VODA 2009, Trenčianské Teplice, Slovensko

### *Publikační činnost*

Klímová Z., Lána R., Vítěčková H. and Vávrová M.: The Assessment of selected modern extraction techniques suitable for the determination of degradable polymers and selected xenobiotics. *Sborník konference 13th ISSS 2007 & 13th ISAACI 2007.*

Klímová Z., Vávrová M.: Removal of drugs from water samples. 32nd International Symposium on Capillary Chromatography, 5th GCxGC Symposium 2008.

Klímová Z.: Využití chitosanu při úpravě pitné vody. *Sborník konference VODA ZLÍN 2008*, Zlínská vodárenská, a.s., Voding Hranice s.r.o., pp. 65-70, ISBN 978-80-254-1348-7, 2008.

Klímová Z., Dolejš P.: Odstraňování modelového zákalu chitosanem. *Sborník konference PITNÁ VODA 2008*, České Budějovice: W&ET Team, pp. 213-218. ISBN 978-80-254-2034-8, 2008.

Klímová Z., Vávrová M., Vitečková H.: Využití chitosanu pro odstranění reziduí léčiv. *Sborník konference PITNÁ VODA 2008*, České Budějovice: W&ET Team, pp. 213-218. ISBN 978-80-254-2034-8.

Klímová Z., Dolejš P., Vávrová M.: Application of chitosan by water treatment. In *Chemické listy* 2008, s. 392-394, ISSN: 1213-7103.

Klímová Z., Dolejš P., Vávrová M.: Odstranění léčiv z vodního prostředí koagulací. *Sborník konference Pitná voda 2009*, Hyrotechnológia Bratislava s.r.o., s. 79-84. ISBN:978-80-969974-2-8.

*Spoluřešitelka projektu FRVŠ 2008; název projektu „Zavedení nových úloh do praktik z Environmentální analýzy a Hydrobiologie“*

### **Praxe v oboru**

Experimentální práce v poloprovozu na modelu flotace na úpravě vody Znojmo

Laboratorní praxe v oborech: Technologie úpravy vody, Analýza vody, Mikrobiologie vody, Aplikace kapalinové chromatografie při stanovení reziduí léčiv

**2001 - 2006**

Vysoké učení technické v Brně, Fakulta chemická

Studijní obor: Chemie a technologie ochrany životního prostředí

Diplomová práce:

Možnosti náhrady kovových koagulantů přírodními polymery při úpravě pitné vody

**1997 – 2001**

Střední průmyslová škola chemická Brno

Studijní obor: Chemická technologie – ochrana životního prostředí

2000/2001

Středoškolská odborná činnost:

Vliv homogenizace na shodnost a přesnost výsledků při stanovení CHSK a nerozpuštěných látek (ČOV Brno-Modřice)

Praxe

Čistírna odpadních vod Brno-Modřice



## ABSTRAKT

Dizertační práce byla zaměřena na úpravu modelových vod s obsahem huminových látek, reziduí léčiv a zákalu koagulací. Pracovalo se s koagulanty síranem železitým a hlinitým, které jsou v praxi běžně používány a s přírodním biopolymerem na bázi chitosanu, který není u nás ještě používán. Cílem práce mělo být nalezení optimálního uplatnění chitosanu a porovnání s anorganickými koagulanty.

Teoretická část práce je zaměřena na výskyt, rozdělení, složení, vlastnosti a význam huminových látek, reziduí léčiv a zákalu; dále jsou popsány vlastnosti chitosanu a jeho použití při úpravě vod obsahující tyto látky.

Experimentální část shrnuje a představuje získané výsledky při laboratorních koagulačních testech s anorganickými koagulanty i s chitosanem, které vedly ke zjištění optimální dávky. Další koagulační experimenty byly zaměřeny na objasnění možnosti kombinace dvou koagulantů (síranu železitého a chitosanu) a zjištění jejich optimální dávky a vhodného poměru. U vybraných látek byl také sledován vliv pH na průběh úpravy vody koagulací.