

VYSOKÉ UČENÍ TECHNICKÉ V BRNĚ
Fakulta chemická
Ústav chemie a technologie ochrany životního prostředí

Ing. Petr Dolejš, CSc.

**PROCESY ÚPRAVY PITNÉ VODY Z POVRCHOVÝCH ZDROJŮ
OBSAHUJÍCÍCH HUMINOVÉ LÁTKY
– INTERAKCE TEORIE A PRAXE**

**PROCESSES OF DRINKING WATER TREATMENT FROM
SOURCES CONTAINING HUMIC SUBSTANCES WITH ATTENTION
TO INTERACTIONS BETWEEN THEORY AND PRACTICE**

ZKRÁCENÁ VERZE HABILITAČNÍ PRÁCE



Brno 2002

KLÍČOVÁ SLOVA

Úprava vody, koagulace, filtrace, huminové látky, optimální dávka, technologický audit, teorie, praxe.

KEY WORDS

Water treatment, coagulation, filtration, humic substances, optimum dose, technological audit, theory, practice.

Habilitační práce je uložena na Oddělení pro vědu a výzkum FCH VUT v Brně

Obsah

PŘEDSTAVENÍ AUTORA.....	4
1 ÚVOD A VYMEZENÍ PROBLÉMU.....	5
1.1 Současné dozvuky vodárenské historie	5
1.2 Tok informací a rozhodovací procesy ve vodárenství.....	6
2 AUDIT TECHNOLOGICKÝCH PROCESŮ.....	10
2.1 Koncepce technologického auditu	10
2.1.1 <i>Stručná metodika technologického auditu</i>	10
2.1.2 <i>Vyhodnocení zařízení základních technologických stupňů</i>	12
2.1.3 <i>Vyhodnocení procesů</i>	13
2.1.4 <i>Přiřazení priorit k faktorům, které limitují dobrý chod úpravny</i>	14
2.1.5 <i>Realizace „Kombinovaného programu optimalizačních úprav“</i>	14
2.1.6 <i>Komplexní vyhodnocení výsledků auditu</i>	15
3 PROBLEMATIKA HUMINOVÝCH VOD	16
3.1 Huminové látky.....	17
3.2 Izolace huminových látek	17
3.3 Frakcionace	19
3.4 Molekulová hmotnost, struktura, vlastnosti a metody charakterizace.....	19
4 PROCESY ÚPRAVY HUMINOVÝCH VOD	21
4.1 Stanovení optimálních chemických parametrů koagulace.....	24
4.1.1 <i>Teoretická východiska řešení</i>	25
4.1.2 <i>Využití řešení</i>	27
4.2 Vlivy dalších proměnných na procesy úpravy vody.....	28
5 SOUHRN.....	30
6 CITOVANÁ LITERATURA	35
7 ABSTRACT	39

PŘEDSTAVENÍ AUTORA

Ing. Petr Dolejš, CSc. (1952)



Kvalifikace

Ing. - 1975

Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, Fakulta technologie paliv a vody

Specializace: technologie vody a prostředí

Diplomová práce: "Amperometrické stanovení kysličníků dusíku v ovzduší".

CSc. - 1980

Vědecká aspirantura, VŠCHT Praha, katedra technologie vody a prostředí FTPV

Kandidátská disertační práce:

"Interakce teploty a technologických parametrů při úpravě huminových vod".

Průběh praxe

1979-90

ČSAV, Ústav krajinné ekologie, České Budějovice

(funkce: vedoucí úseku hydrobiologie 1980-6, zástupce ředitele 1986)

1990-91

ČSAV, Hydrobiologický ústav (vznikl 1.4.90 oddělením z ÚKE)

1991-dosud

Výzkumná a konzultační firma W&ET Team (Water & Environmental Technology Team),
předmět činnosti: výzkum a konzultační činnost ve vodním hospodářství, zejména úpravě pitné vody.

VĚDECKÉ ZAMĚŘENÍ:

Procesy agregace a separace při úpravě vody, (koagulace, filtrace, oxidace, míchání a vzájemné interakce technologických proměnných), huminové látky, výskyt a separace nebezpečných patogenních prvků *Cryptosporidium* a *Giardia* při úpravě vody, laboratorní a poloprovozní modelování procesů úpravy, technologické audity úpraven vody. Kvalita vody ve vodárenských nádržích. Globální otázky vodního hospodářství.

1 ÚVOD A VYMEZENÍ PROBLÉMU

1.1 SOUČASNÉ DOZVUKY VODÁRENSKÉ HISTORIE

Zásobování vodou se po mnoho století vyvíjelo jako disciplína lidské činnosti, která se zabývala *dopravou vody*. Stačí si vzpomenout na úžasné stavby akvaduktů, které jsou v jejich majestátnosti ještě dnes k vidění v několika zemích. *Úprava vody* je naproti tomu disciplína relativně mladá, je jí teprve zhruba sto let. Nepočítáme-li zajímavé pozorování ze středověku o pozitivním působení solí hliníku na „vyčištění vody“, můžeme o ní hovořit až od zavedení pomalé anglické filtrace a nasazení chlorace vody.

Domnívám se, že dodnes přetrvávají vztahy obou disciplín ve kterých se odráží kontext jejich historie. **Doprava vody** je zavedená, solidní, vypočitatelná, ustálená a hojně odborníky zastoupená disciplína. **Úprava vody** je někdy brána jako módou vyprodukovaný doplněk, přívěšek, nutné zlo, zbytečná komplikace, stále se měnící, někdy málo exaktně uchopitelná disciplína, která je zatím provozována jen menšinou těch, kteří se cítí být povoláni hovořit o věcech kolem pitné vody.

Historický pohyb se však nedá zastavit. Tak jako kdysi chemie, vstoupila jako nejmladší disciplína do řady již existujících „zavedených“ oborů, tak se postupně uplatňuje i v oboru zásobování pitnou vodou. Již řadu desetiletí jsme navíc svědky toho, že po nástupu chemie se stále více prosazují obory biologické a vzájemné vztahy původních disciplín se tak stávají ještě komplexnější. V oboru čištění odpadních vod dokonce aplikovaná biologie předběhla chemii.

Jinými slovy, k historicky dobře popsanému a tradicemi již vyprofilovanému oboru transportu vody z jednoho místa na druhé **bez (záměrné) změny její kvality** přistupuje rovnocenný obor, jehož posláním je doplnit tuto tradici **změnou kvalitativních vlastností této přesunované kapaliny**. Zatímco ona tradice je v tomto ohledu řekněme fyzikálně-matematický obor, změna kvality je zcela v režii chemických a biologických disciplín. To je potřeba uznat ať se to někomu líbí nebo ne. Ignorovat to by znamenalo postavit se do stejné pozice, jakou může mít někdo v očích třeba dobrého strojaře, pokud mu bude tvrdit, že v podstatě nezáleží na tom, jaký olej do motoru auta nalije a jak často ho budete měnit.

Protože je dnes již jisté, že se i při prosté dopravě prakticky téměř vždy mění nebo může měnit i kvalita dopravované vody, je jisté, že jak disciplíny zaměřené na dopravu, tak disciplíny zaměřené na úpravu, musí při zajišťování pitné vody spolupracovat. **Změny kvality vody jsou téměř výlučně výsledky působení chemických a biologických procesů, které probíhají v mikroměřítku kapaliny na molekulární úrovni** [1, 2]. Proto by je měli popisovat a navrhovat jen ti, kteří jsou s těmito procesy dobře seznámeni a v tomto oboru řádně vzděláni. Opak by jistě nevyhovoval ani jedné straně. Představa, že biolog určuje pevnost stavebních konstrukcí, je snad pro stavaře stejně děsivá jako je pro chemické technology představa, že třeba strojař navrhuje technologické procesy úpravy vody. Pochopitelně se tímto tvrzením nechci nijak dotknout radosti z amatérského „bastlení“, kdy si rád kdokoli zkouší cokoli. Sám jsem radioamatér. V odpovědné profesi však tento přístup nemá místo.

1.2 TOK INFORMACÍ A ROZHODOVACÍ PROCESY VE VODÁRENSTVÍ

Z předchozího je snad zřejmé, že kvalitní služba zásobování vodou, která bude využívat současné úrovně poznání ve světě, je velice komplexním oborem, který zahrnuje využití poznatků mnoha vědních oborů. Dokonce se neomezuje jen na obory takzvaně exaktní, ale má svůj významný rozměr sociální, který by neměl být opomíjen [3].

Řízení takového oboru, a to jak na lokální úrovni tak na úrovni celých států, je proto náročné a kvalitní rozhodování musí vycházet ze zpracování obrovského množství informací. Informace jsou však pouhým počátkem rozhodovacího procesu. **Kvalita informací je důležitá, ale mnohem důležitější je jejich analýza a následné využití. Jde právě o to, jak přeměnit informace na znalosti** [4]. Tento proces se někdy nazývá také zpravodajská analýza. Je nutným pokračováním často již prováděného pasivního monitoringu informací, který zahrnuje fáze sběru a selektivní distribuce informací, ale postrádá právě stěžejní fázi jejich odpovídající odborné analýzy. Pro pochopení významu analýzy je právě nezbytné si uvědomit rozdíl mezi informací a znalostí, určenou pro rozhodování.

Když si řídicí pracovníci stěžují na množství informací, které potřebují pro své rozhodnutí, zaměňují právě informace za znalosti. Ve skutečnosti to znamená, že mají příliš mnoho informací avšak z nich je analyticky „extrahováno“ příliš málo znalostí. Informace jsou strohá fakta, tj. čísla, statistiky, rozptýlené fragmenty dat o kvalitě vody v různých místech, o úpravárnách, jejich vybavení, lidech, dodavatelích atp. Informace často vytvářejí dojem, zejména když je jejich velký objem, že o něčem vyčerpávajícím způsobem vypovídají, ve skutečnosti tomu tak nebývá [4]. Na základě pouhých informací není možné udělat dobré rozhodnutí a je lhostejné, jak přesné a vyčerpávající jsou. Analýza je tedy to, co kvalitativně odlišuje komunikovatelnou znalost od prostého monitoringu informací. **Analýza je kreativní, intelektuální proces, jímž se informace přeměňují ve znalosti potřebné pro konkrétní rozhodnutí.**

Přijaté závěry mohou mít různé podoby. Od přijetí jedné z hypotéz s akceptovatelnou mírou rizika až po několik alternativních hypotéz, pokud žádnou nelze s akceptovatelnou mírou rizika potvrdit. Součástí formulace závěrů je také hodnocení míry jejich věrohodnosti. Dochází totiž ke dvěma hlavním kategoriím omylů [4].

Omyly z opomenutí jsou zapříčiněny:

- přílišným zjednodušením
- nedostatečnými zdroji vstupních informací
- mylným určením příčinnosti či
- zvažováním pouze kombinací extrémních alternativ.

Omyly vznikající z mylných předpokladů jsou důsledkem např.:

- špatně formulované počáteční otázky
- formulováním hypotézy odporující některému ze vstupních faktů či
- nesprávnou analogií.

Je třeba si také uvědomit, že výsledek analýzy bude vždy kompromisem mezi náklady, kvalitou a požadovanou rychlostí zpracování. Z hlediska zadání je většinou možné volit jen mezi současným splněním dvou z uvedených tří požadavků. To podle [4] znamená:

Levně – kvalitní a rychlý výsledek je vždy drahý.

Rychle – kvalitní a levný výsledek nelze získat rychle.

Kvalitně – levný a rychlý výsledek není nikdy kvalitní.

Zajímavá analýza vodárenských provozních dat byla nedávno prezentována v publikaci [5]. Využitím některých metod umělé inteligence (ANN – artificial neural network) se autoři zaměřují na hledání souvislostí (příčin a následků) v provozu úpraven. Vycházejí jednak ze zpracování historických provozních dat, jednak jejich doplnění z nového sledování. Tím je vlastně přístupováno k úpravě jako k černé schránce a studují se různé vzruchy, jejich kombinace a následné odezvy. Zdaleka se však nejedná o první pokus tohoto druhu, tj. alespoň omezeně (na úrovni dané konkrétní lokality) porozumět pro praxi uchopitelnou cestou komplexním procesům, které probíhají v technologii úpravy vody.

Vedle některých nesporných výhod tohoto přístupu z hlediska běžného provozu má ale tato metoda několik významných omezení. Zejména je to skutečnost, že přístup s využitím ANN není dost dobře použitelný pro návrhy nových technologických souborů či dokonce ani rekonstrukce stávajících. Nesnaží se, resp. vlastně ani nemůže, poznat podstatu probíhajících procesů. Tím se použití ANN omezuje víceméně právě jen na danou lokalitu. Nicméně i použití takového postupu by bylo v dnešní době na každé úpravě obrovským pokrokem oproti stavu, kdy je řízení technologických procesů závislé na mnoha náhodných veličinách, od úrovně instalovaných systémů měření a regulace až po vůli a schopnosti provozního pracovníka, jak na dané podněty a stavy provozních veličin reagovat.

Následující obrázek chce jen velice jednoduchým způsobem ilustrovat, jaké jsou vztahy mezi praxí a různými oblastmi výzkumné činnosti. S těmito vztahy se budeme setkávat, a to ať si to budeme uvědomovat nebo nebudeme. Za důležitý považuji tento pohled jak z hlediska těch, kteří pracují v tzv. praxi, tak z hlediska všech, kteří pracují v tzv. výzkumu, a to ať se mu říká aplikovaný, základní, orientovaný či nějak jinak. (Proč termín *praxe* i *výzkum* svým způsobem relativizují zkratkou „tzv.“ vysvětlím později u citace z přednášky prof. K. Ivese.) V průběhu mé vlastní odborné dráhy jsem se totiž velmi podrobně seznámil a setkal s názory všech citovaných stran a myslím, že mnohá nepochopení by mohla být eliminována, kdyby si tento jednoduchý obrázek všechny strany, které chtějí přispět pokroku v oboru, uvědomovaly.

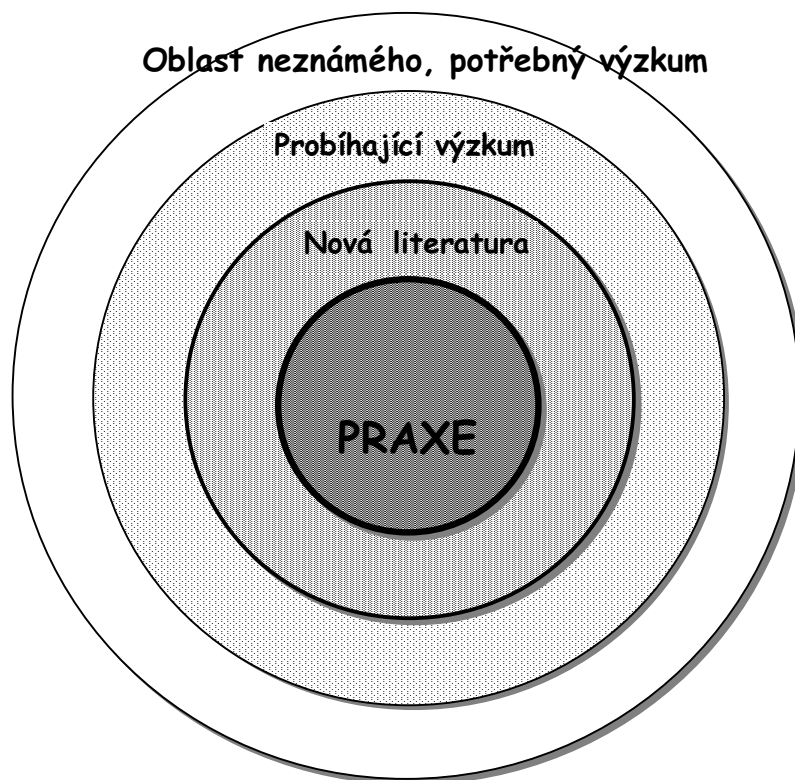
Ukažme si nyní, k čemu uvedené skutečnosti vedou v oboru technologických procesů úpravy vody.

Začněme od středu obrázku (viz další strana), od **PRAXE**. Ta vyžaduje možná menší objem informací a znalostí, také jejich struktura se určitě liší od kategorií dále od středu. K disciplinám navýsost technickým přistupují v praxi i další, které mají vztah například k zákazníkům a tím i k ekonomii a jistě i sociálním vědám.

Praxe proto vyžaduje určitou jistotu dosaženého poznání, zabezpečení funkcí budovaných systémů, provázanost jednotlivých operací a postupů, věcnou proveditelnost a akceptovatelnost záměrů v systému posuzování jinými zainteresovanými stranami (státními orgány, ale třeba i občanskými iniciativami atp.). Výsledky jsou většinou v praxi snadno měřitelné a verifikovatelné. Buď něco dobře a dlouhodobě funguje a relativně každý se o tom může přesvědčit nebo tomu tak není. Proto má praxe obecnou tendenci být spíše konzervativní a ve vodním hospodářství je to skutečně tak. Nicméně příliš konzervativní a tím i nevykonná praxe může být nahrazena lepší (jiné firmy), a ta je z podstaty věci většinou také více proinovační. Protože i zde jistě platí „inovuj nebo zahyneš“.

Zlepšování technologických postupů v praxi znamená nezbytně osvojování si nových znalostí. Významnou cestou k jejich získávání je kvalitní zpracování informací dostupných z odborné literatury. Jde tedy ve shora uvedeném obrázku o „difuzi“ přes pomyslné rozhraní mezi **NOVOU**

LITERATUROU a praxí. Hnacím potenciálem přenosu informací je poptávka praxe, která se u různých firem a organizací liší. Nabídka na straně nové literatury je totiž natolik obrovská, že většinou není v kapacitních možnostech (zejména menších organizačních jednotek vodárenské praxe) ji vůbec absorbovat v rozumném časovém horizontu po jejich zveřejnění a v dostatečné šíři a hloubce záběru.



Když si navíc uvědomíme, že do publikací se dostanou přednostně kladné výsledky výzkumné práce (málokomu se chce podrobně referovat o hledání slepých uliček) a ještě ve velmi zkrácené a kondenzované podobě, je zřejmé, že již ani samotná byť velmi podrobná rešerše určitého problému automaticky nezajišťuje z hlediska praxe dostatečný soubor informací resp. poznatků pro učinění složitějších rozhodnutí. Proč je tomu tak?

Úprava vody je velice komplexní obor. Hledání odpovědí na určité otázky naráží jednak na rizikovost v odvozování analogií, jednak stále nedostatečný pokrok v poznání procesů, které při úpravě probíhají, a které by bylo možné zobecnit. Jako dostatečně výstižnou zkratku tohoto tvrzení by bylo možné uvést obecně akceptovanou větu „každá voda je jiná“. Toto tvrzení bude ilustrováno později na příkladu úpravy vody s obsahem huminových látek.

Tím se ale zcela zřetelně otevírá veliká oblast, ve které je potřeba na základě velmi dobrých znalostí publikovaných výsledků a nejlépe tam kde je to možné, i za přímé účasti na jejich získávání a případně i na základě informací o **PROBÍHAJÍCÍM VÝZKUMU**, informace

a poznatky **tvůrčím způsobem aplikovat a dotvářet pro vyřešení konkrétních místně specifických úkolů.**

Zdá se mi, že rozhraní mezi praxí a výzkumem již publikovaným či probíhajícím není celosvětově ve vodárenství nijak atraktivní. V této oblasti totiž dochází jednak k separaci výsledků kvalitních od těch méně kvalitních, ale hlavně k nutné a dosti namáhavé transformaci „výzkumných nejistot“ na „aplikovatelné jistoty“. Asi jen všechny největší světové vodárenské společnosti pochopily tuto skutečnost a podle toho budují své strategie výzkumu a využití jeho výsledků. Jsou však naštěstí i naše vodárenské subjekty, které se v této oblasti snaží nezůstat příliš pozadu.

Nejsem si zcela jist a možná je to jen můj dojem, ale zdá se mi, že někdy úměrně se snahou vytvořit efektní a většinou i složité teoretické vztahy klesá zájem autorů těchto vztahů být jen o pokus o jejich verifikaci. A to je bohužel v přímém protikladu k požadavkům, které má praktická činnost na podklady pro rozhodovací proces.

Myslím, že je zejména na praxi, aby se při snaze o využívání a interpretaci nových informací – a z nich následně vytvářených nových poznatků- pokoušela i o překlenutí oblasti „nových publikací“ přímým kontaktem s probíhajícím výzkumem a dokonce i s oblastí formulování **VÝZKUMU POTŘEBNÉHO**. Důvodem je, že jen aktivní výzkumník zná šíři problematiky a má ji zmapovanou od metodických fines až po již zmíněné slepé uličky. „Difuze“ poznatků ve směru dostředivém však vyžaduje nesmírný potenciál energie a odhodlání pro nezbytný souboj zejména s komunikačními bariérami, protože kdo nechce slyšet, ten neslyší.

K překonávání uvedených komunikačních bariér a zvýšení obousměrné prostupnosti všech rozhraní uvedených na předchozím schematickém obrázku je také určen audit technologických procesů [6], kterému je věnována další kapitola.

Na závěr této kapitoly věnované především komunikaci a vztahům praxe a výzkumu bych chtěl uvést citaci z přednášky jednoho z nejuznávanějších vědců v oboru vodárenských technologií, kterým je Prof. Ken Ives z University College London, autor několika významných a často citovaných knih z nichž jedna je přímo věnována vědeckým základům vodárenské filtrace [7]. Obdivuji uznání a pokoru vynikajícího teoretika před tím, co nazýváme praxí. Pro vychutnání jeho hezké angličtiny ponechávám citaci v originále.

„The art of rapid filtration is almost 100 years old; the science is less than half that age. In spite of some very sophisticated research, art of filtration continues to lead and the science follows with explanations and clarifications. The future of filtration may evolve in two ways:

- i) steady development of existing trends with improvements and modifications*
- ii) inventive leaps into new practices*

It seems unlikely that scientific research will produce dramatic advances.

It was an inventive leap by Fuller in 1897 that replaced the slow sand filter (with its necessary biological action), by the rapid sand filter with its associated physico-chemical action for dealing with turbid river water. Subsequent development refined its design, modified the cleaning process, and hung sophisticated equipment around it

All of these have passed into practice, with subsequent refinements, and with the scientists and research engineers as apologists, explaining as an afterthought why these processes worked” [8].

2 AUDIT TECHNOLOGICKÝCH PROCESŮ

Je zřejmé, že je potřeba maximálně využívat dosaženého stavu poznání ve všech oborech. Je také nezbytné provádět komplexní analýzu v praxi dostupných informací a jejich doplnění o informace, které v běžné provozní praxi dostupné nejsou. Jak tyto požadavky skloubit pro dosažení nejvyšší možné kvality v oboru úpravy vody?

Dále vysvětlím, co je to audit technologických procesů (technologický audit), a proč bude nezbytné uvažovat o technologickém auditu úpraven vody jako o jednom ze základních prvků kvalitního provozování a rozvoje úpraven vody. K vlastnímu tématu technologického auditu vyšla již publikace [6] a proto jeho koncepci jen krátce zmíním. Pokusím se také vysvětlit, jaká východiska a přínosy může zpracování technologického auditu mít pro rozhodování o zásadních otázkách spojených s provozem úpraven vody.

2.1 KONCEPCE TECHNOLOGICKÉHO AUDITU

Je snad obecnou snahou každého vlastníka vodárenské infrastruktury (obce či nějakého svazku obcí zásobovaných například ze společného vodárenského systému) i provozovatele tohoto infrastrukturního majetku, aby úpravna nejenom pracovala tak, že dosahuje požadovaných výstupních parametrů „výrobku“ (pitné vody), ale také aby těchto parametrů dosahovala za rozumnou cenu, a voda byla navíc dostupná v potřebném množství a spolehlivě po celé období.

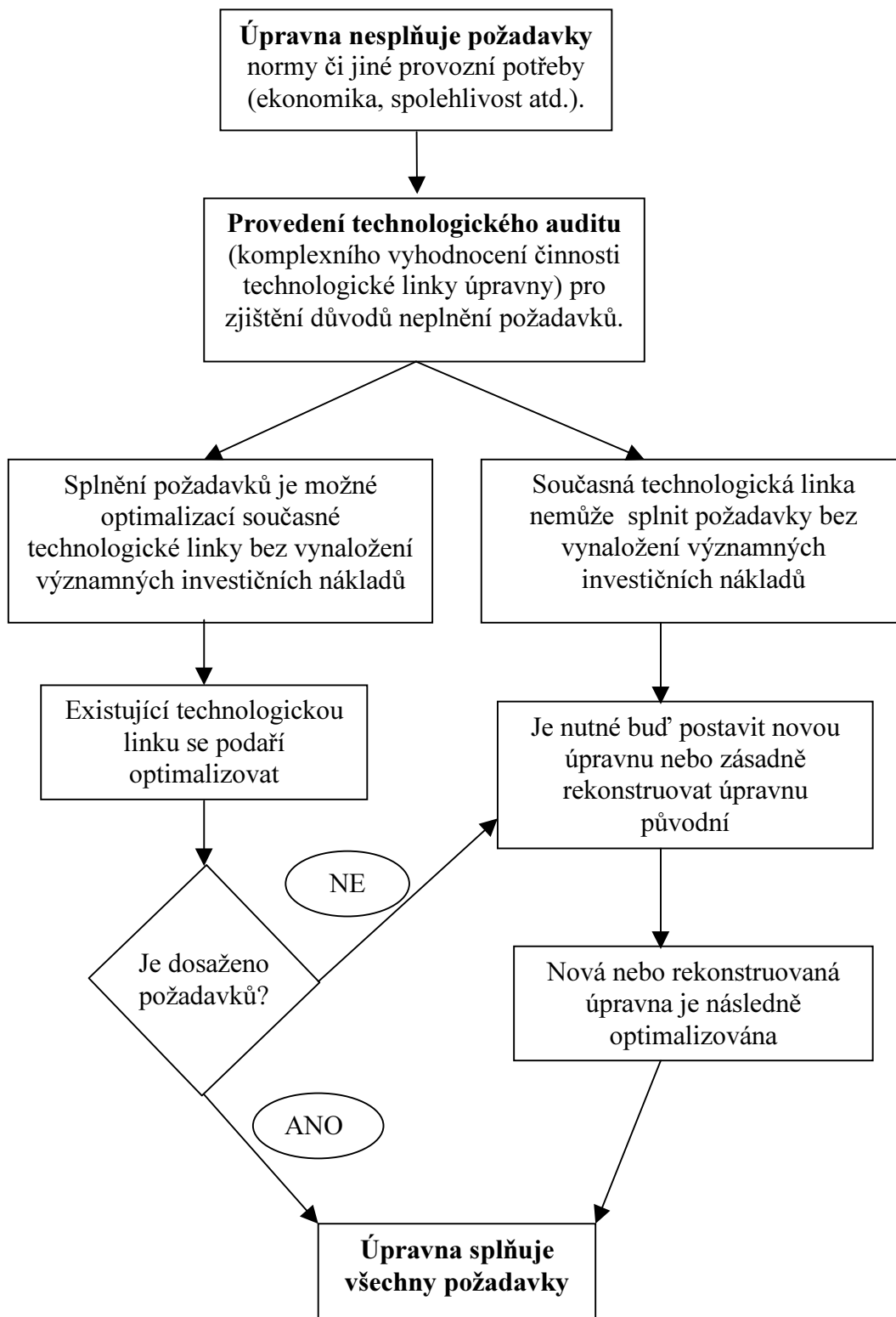
Vedle dobře kvantifikovatelných a každému srozumitelných údajů o úrovni provozu jednotlivé úpravy, které vycházejí ze souhlasu či nesouhlasu s normovanými hodnotami kvality pitné vody, jsou ještě faktory, které taktéž ukazují **úroveň provozu úpravy** a významně ovlivňují **celkové výsledky**, jakých úpravna dosahuje. Tím mám na mysli především hospodárnost provozu, úroveň údržby zařízení, připravenost na krizové stavy atd.

Provoz úpravy mohou vzdalovat od optimálních podmínek nejenom nevhodné projektové a administrativní faktory, ale může to být také nevhodná provozní praxe, nízká kvalifikace obsluhy aj. Racionální řešení zjevných i skrytých nedostatků, zlepšení činnosti úpravy, zkvalitnění upravené pitné vody, prognózování budoucích potřeb rekonstrukcí či inovací je možné dosáhnout jen tehdy, když podrobně zmapujeme současný stav. Tomu právě slouží **technologický audit**.

Podívejme se nyní blíže na to, jak postupovat buď při zjištění, že úpravna neplní nároky na ni kladené a nebo při snaze provozovatele či vlastníka celkově optimalizovat provoz úpravy. Na obr. 1 je uvedeno přehledné schéma základního postupu [6]. V následující kapitole se budeme zabývat tím, co technologický audit je a jak se provádí.

2.1.1 Stručná metodika technologického auditu

Technologický audit se zaměřuje v prvním kroku na současný stav posuzované úpravy. Vypracovává jakýsi „časový snímek“ provozu a to například i včetně možných změn kvality surové vody. Zahrnuje několik oblastí aktivit:



Obr. 1. Technologický audit jako klíčová metoda pro dosažení požadovaných parametrů úpravny vody [6].

1. vyhodnocení zařízení - základních technologických stupňů
2. vyhodnocení procesů - separační účinnosti úpravny a provozního režimu
3. přiřazení priorit k nalezeným faktorům, které limitují dobrý chod úpravny
4. realizaci *Kombinovaného programu optimalizačních úprav*
5. komplexní vyhodnocení výsledků auditu.

Nyní stručně přiblížím, co je náplní jednotlivých bodů. Jako příklad posuzované technologické linky nám bude sloužit klasická dvoustupňová úpravna.

2.1.2 Vyhodnocení zařízení základních technologických stupňů

Tento první krok technologického auditu má za cíl jednak podle orientačních návrhových kritérií a také podle zkušeností auditora odhadnout, zda existující technologická linka má **potenciál pro dosažení požadovaných parametrů účinnosti**. V tomto kroku tedy jde o směs statického hodnocení „betonových“ struktur a strojně-technického vybavení úpravny a jejich porovnávání s vhodnými analogiemi tj. s jinými, dříve studovanými úpravami.

Pokud se ukáže, že hlavní technologické stupně jsou **potenciálně a beze změn** schopné splnit požadované cíle, můžeme takovouto úpravnu pracovním označit jako **Typ 1**.

V případě, že má takováto úpravna např. problémy s plněním norem kvality upravené vody, znamená to, že tyto problémy nemají s velkou pravděpodobností příčinu ve vlastní technologické lince, ale jsou způsobeny nevhodnými provozními podmínkami (např. není dostatečná kontrola dávek chemikálií), údržbou či nevhodnými administrativními opatřeními (např. provoz úpravny je přerušovaný).

Pokud jsou hlavní technologické stupně jen s **drobnými a investičně nenáročnými změnami technologické linky** potenciálně schopné splnit požadované cíle, můžeme takovouto úpravnu označit jako **Typ 2**. Znamená to, že pravděpodobně nebude potřeba zásadních investic do rekonstrukce technologické linky úpravny a vhodně vypracovaný kombinovaný program optimalizačních úprav má velkou naději na úspěch.

V případě, že hlavní technologické stupně **zjevně neodpovídají požadavkům kladeným na úpravnu**, je třeba uvažovat o zásadních modifikacích technologické linky. Aby bylo dosaženo požadovaných cílů můžeme takovouto úpravnu označit jako **Typ 3**. I když se v takovémto případě mohou vyskytovat též omezení daná nevhodným provozováním, údržbou či administrativními opatřeními, dokud nebude provedena zásadní „fyzická“ rekonstrukce technologické linky, nelze očekávat podstatné zlepšení dosahovaných výsledků.

2.1.3 Vyhodnocení procesů

S předchozí úlohou velmi těsně souvisí **vyhodnocení procesů probíhajících v úpravně**. Vychází se z podrobného experimentálního proměření všech základních technologických stupňů, jako jsou předúprava vody, homogenizace koagulantu, agregace suspenze, sedimentace, filtrace, desinfekce atp. Cílem je identifikovat, které prvky v technologické lince limitují separační účinnost úpravy a kvalitu jejího provozního režimu. Při zjišťování limitujících faktorů byl postupně vytvořen seznam 65 různých položek, které mohou potenciálně negativně ovlivňovat chod úpravy.

V této fázi se také hodnotí **stabilita všech procesů**. Proto se hodnocení také zaměřuje na to, zda se nevyskytují krátkodobé výpadky či poruchy jednotlivých technologických stupňů, jako je nestabilita či přerušování dávkování chemikálií, nestabilita způsobená krátkodobým hydraulickým přetěžováním jednotlivých filtrů, (které pak má za následek uvolňování již zachycených částic do upravené vody) atp. Takovéto poruchy mají významné hygienické dopady a může při nich docházet například k pronikání velkého množství kryptosporidií a giardií do upravené vody. To pochopitelně indikuje nízkou úroveň provozování úpravy a to i tehdy, když záznamy z analýz úpravy o kvalitě upravené vody jsou v souladu s normovanými hodnotami kvality pitné vody.

Hodnocení procesů, které probíhají v jednotlivých částech technologické linky úpravy je odborně, experimentálně i časově náročné. V současné době byl dokončen **dlouholetý vývoj vlastních metodik pro audit základních technologických procesů** a pro studium interakcí mezi procesy probíhajícími v jednotlivých stupních úpravy, ze kterých získáváme podklady pro optimalizaci provozu či požadavky na rekonstrukci technologické linky. **Audit klasické technologické linky je zaměřen zejména na tyto klíčové prvky a procesy v nich probíhající:**

- kvalita zdroje surové vody a její změny v čase
- předúprava změnou pH, předoxidací atp.
- nastavení optimální dávky koagulantu a její určování v provozu
- kvalita homogenizace koagulantu s proudem upravované vody
- stanovení vhodnosti druhu používaného koagulantu
- zjištění kinetiky agregace separovatelných částic suspenze
- míchání, tvorba částic a velikostní distribuce vznikajících částic
- vhodnost či možnosti použití organických polymerů a jiných činidel
- vhodnost různých separačních postupů reflektující vlastnosti částic vznikajících v agregačních reaktorech (filtrace, flotace, sedimentace atp.)
- účinnost a provozní režim filtrace.

Pro **audit filtrace** jsme vyvinuli relativně nedávno doplňkovou metodiku. Měření je založeno na kontinuální elektronické analýze průběhu tlakových ztrát v celém loži filtru. Velice citlivé měřící sondy, umístěné přímo v loži filtru, zaznamenávají hodnoty tlaku každých 10 vteřin do přenosného počítače. Získaná data jsou vyhodnocena z několika různých hledisek.

➤ Průběh zachycování suspenze ve vodárenském filtru a vhodnost suspenze pro daný typ filtru.

Na základě údajů o tlakových poměrech ve filtru v různých časech lze vyhodnotit, jakým způsobem filtr zachycuje suspenzi, zda filtr efektivně využívá profil filtračního lože a zda je příprava suspenze vhodná pro daný typ filtru a pro režim, v jakém je filtr provozován.

➤ Vliv nárazového zatížení filtru při regulaci průtoku

Při regulaci průtoku filtrem v některých případech dochází periodicky či náhodně v důsledku otevírání/zavírání odtoku z filtru (či přítoku na filtr) k výrazným nárazovým tlakovým změnám, které mohou negativně ovlivnit efektivitu filtrace. Měření tlakových ztrát dokáže tyto nedostatky odhalit a pomoci při jejich odstranění.

➤ Srovnání funkce jednotlivých filtrů

Některé problémy s kvalitou vody mohou být způsobeny nikoli stavem celé technologické linky, ale například chybnou funkcí jednoho z filtrů. Srovnání průběhu tlakových ztrát a proměření filtračního cyklu jednotlivých filtrů problémy tohoto druhu spolehlivě odhalí.

➤ Nalezení optimální délky filtračního cyklu

Měření tlakových ztrát jasně ukáže časový úsek, od kdy je provoz filtru díky zanesení filtračního lože již neefektivní. Spolu s hodnotami průniku zbytkového koagulantu, absorbance, organismů či CHSK je pak spolehlivou informací k určení optimální délky filtračního cyklu.

2.1.4 Přiřazení priorit k faktorům, které limitují dobrý chod úpravny

Po zjištění limitujících faktorů nastává fáze, kdy je potřeba zjištěné nedostatky vzájemně propojit a zjistit případné synergické či antagonistické vztahy mezi nimi. Priorizace stanovuje pořadí a nebo důležitost jednotlivých návazných aktivit potřebných k dosažení optimálního provozu úpravny. Z toho důvodu je jednotlivým limitujícím faktorům při provádění auditu přiřazována klasifikace priority. Priority označované jako **Typ A** označují faktory, které významně a dlouhodobě ovlivňují provoz úpravny. Priority označované jako **Typ B** jsou faktory, které mají buď méně významné dlouhodobé vlivy nebo významné vlivy periodické. Jako **Typ C** jsou označovány priority, jejichž efekt na celkovou kvalitu provozu úpravny je relativně malý či málo významný. Je zřejmé, že stanovení prioritizace limitujících faktorů pomůže rozložit nutná nápravná opatření v čase a věnovat se nejdříve těm nejdůležitějším, což může být významné z hlediska dostupnosti investičních prostředků.

2.1.5 Realizace „Kombinovaného programu optimalizačních úprav“

Kombinovaný program optimalizačních úprav má za cíl **postupně eliminovat** faktory, které byly identifikovány jako **limitující faktory účinnosti provozu úpravny** a to s maximální snahou o komplexní řešení a pokud možno bez rozsáhlých kapitálových investic. Tento program je nazýván kombinovaný proto, že mnohdy je třeba realizovat současně se zásahem do technologické linky např. administrativní opatření, změnu provozního režimu atp.

V této fázi auditu vstupují většinou do hry vedle auditora také **další aktéři**. Některá opatření je např. třeba projektově zpracovat, pro jiná je nutná součinnost s dodavatelem surové vody atp. Je

důležité, aby všechna opatření byla podrobně diskutována s majitelem infrastruktury i provozovatelem (jsou-li organizačně odděleni), aby oba tyto subjekty byly přesvědčeny, že navrhovaná opatření budou sloužit jednak ke zlepšení kvality pitné vody a provozu úpravny, jednak že budou mít nutně pozitivní ekonomický vliv na finanční stabilitu firmy a tím i na výši vodného.

Je zřejmé, že **ekonomická motivace** auditorské firmy se bude lišit jak od motivace projektové firmy, tak firem dodavatelských. Zatímco první má jednoznačně za cíl uspokojit komplexním, myšlenkově bohatým a moderním řešením vlastníka infrastruktury a provozovatele při **minimálních nárocích na investice a provozní prostředky**, motivace zbývajících firem je zatím v důsledku přežívajících mechanismů odlišná. Pokud je ještě stále projektová firma placena procentem ceny výsledného díla, nelze hovořit o jakékoli motivaci k racionální investiční politice. Samozřejmě netvrdím, že toho apriorně tyto subjekty zneužívají, avšak jejich zisk je v prvním přiblížení závislý právě na **maximalizaci zisků vynaložených investic**. To by si měli jak majitelé infrastruktury tak provozovatelé uvědomit.

2.1.6 Komplexní vyhodnocení výsledků auditu

Je důležité, aby po vlastním provedení auditu a jeho zpracování do závěrečné zprávy byla následně také vytvořena zpráva po provedené realizaci *Kombinovaného programu optimalizačních úprav*. Úspěch *Kombinovaného programu optimalizačních úprav* je ve většině případů dobře měřitelný a měl by významnou měrou vycházet z poznatků vlastníka a provozovatele úpravny. Pokud na výsledky auditu nenavazuje v rozumném časovém odstupu realizace optimalizačních úprav, výsledky auditu zastarávají a jeho konečného cíle a poslání vlastně nebylo dosaženo. Pokud je složitost a náročnost *Kombinovaného programu optimalizačních úprav* nad vlastní síly provozovatele, je vhodné na jeho přípravu a realizaci (ať celou nebo jen části) najmout kvalitní konzultační firmu.

Cílem technologického auditu je, aby úpravna nejenom pracovala tak, že dosahuje požadovaných výstupních parametrů pitné vody, ale také aby těchto parametrů dosahovala za rozumnou cenu. Proto hodnotí vedle vlastní technologické linky také úroveň provozu úpravny. Racionální řešení zjevných i skrytých nedostatků, zlepšení činnosti úpravny, zkvalitnění upravené pitné vody, prognózování budoucích potřeb rekonstrukcí či inovací je možné dosáhnout jen tehdy, když technologickým auditem podrobně zmapujeme současný stav.

První krok technologického auditu má za cíl odhadnout, zda existující technologická linka má potenciál pro dosažení požadovaných parametrů účinnosti. Dále se hodnotí jednotlivé procesy probíhající v úpravně včetně jejich provozní stability. Následuje přiřazení priorit k nalezeným faktorům, které limitují dobrý chod úpravny a realizace *Kombinovaného programu optimalizačních úprav*. Závěr tvoří komplexní vyhodnocení výsledků auditu a vytvoření souborné zprávy.

Jsem přesvědčen, že bude nezbytné široce využívat potenciální přínosy technologického auditu ve vodárenské praxi. Jen tak bude možné mj. zabránit nehospodárnostem ve vynakládání investičních a provozních prostředků a také neúměrnému zvyšování vodného.

3 PROBLEMATIKA HUMINOVÝCH VOD

Podívejme se nyní pro ilustraci komplexnosti vztahů v oboru technologie úpravy vody trochu podrobněji do již v kapitole 1.1 zmíněného mikroměřítká tj. do oblasti vlastních (především chemických) procesů, které při úpravě probíhají.

Významnou část organického znečištění povrchových vod představují huminové látky. Jejich vlastnosti a koncentrace jsou ale místně i časově velmi proměnné. Různí autoři studovali navíc i odlišné spektrum charakteristik těchto látek [9-13].

Také v mnoha zdrojích povrchových vod v ČR obsahuje surová voda pro úpravu na vodu pitnou jako hlavní znečištění huminové látky. Další charakteristickou vlastností řady těchto vod je velmi nízká kyselinová neutralizační kapacita do pH 4.5 (KNK), nízká mineralizace i hodnota pH a v některých nádržích i vysoký obsah hliníku, přesahující v minulosti i 1 mg/l. Tyto vlastnosti jsou téměř s jistotou spojeny s acidifikací prostředí.

Existující úpravny, které upravují tento typ vody, se setkávaly s problémy v dodržení normovaných parametrů kvality pitné vody zejména v ukazatelích CHSK(Mn), barva, koncentrace hliníku a KNK. Vedle celoročních problémů se vyskytovaly problémy periodické, kdy se na několik týdnů v roce prudce zhoršila upravitelnost vody oproti celoročnímu průměru. Tyto jevy nastávaly většinou ve spojení s jarním táním.

Práce na tématu úpravy málo mineralizovaných huminových vod představují významnou část publikací uvedených v příloze této práce. Bližší vysvětlení k vlastnímu přístupu k řešení problematiky úpravy huminových vod bude uvedeno v další kapitole.

V této kapitole jsou uvedeny hlavní impulsy pro technologii úpravy vody, které byly vzaty v úvahu při řešení úpravy huminových vod, a které jsou z oblasti prudce se rozvíjejícího výzkumu huminových látek ve světě. Paralelně s tímto směrem jde experimentální práce která zjišťuje vztahy mezi faktory kvality surové vody a technologickými parametry optimální úpravy těchto vod. Ta se bude opírat o vlastní práce uvedené v příloze.

Značných změn doznaly v posledních letech zejména metody separace a identifikace huminových látek. Pomohl tomu jistě i vznik International Humic Substances Society (IHSS), která bude slavit již dvacetileté výročí svého vzniku. Jako určité význačné opěrné body v poznání, které byly podrobně diskutovány i v průběhu posledních konferencí IHSS, je možné ve stručnosti uvést:

- snaha o syntézu poznatků „čistých chemických oborů“ s obory přírodních a technologických aplikací, vycházející ze všeobecné přítomnosti huminových látek v prostředí a jejich současné absenci ve většině teoretických úvah (a tím i při následné aplikaci teoretických úvah do poznání jevů a procesů v prostředí)
- snaha o eliminaci artefaktů, které vznikají aplikací neadekvátních laboratorních postupů při práci s huminovými látkami

- práce kriticky porovnávající komerční preparáty tzv. huminových látek dodávaných chemickými firmami se skutečnými přírodními látkami a to jak ve vztahu ke složení a struktuře, tak ve vztahu k reaktivitě
- nevhodnost používání látek, které jsou strukturními jednotkami huminových látek, jako náhradního modelu a základu pro odvozování teoretických vztahů pro přírodní huminové látky
- existenci standardů huminových látek IHSS izolovaných podle přesně definovaných postupů z různých prostředí jako zatím jediné vztažné roviny pro vzájemné srovnávání výsledků jednotlivých laboratoří a interpretaci jejich výsledků na chování huminových látek v prostředí.

3.1 HUMINOVÉ LÁTKY

Huminové látky představují významnou část obsahu organického uhlíku v povrchových vodách (většinou představují koncentraci 2–10 mg/l ve vyjádření jako rozpuštěný organický uhlík – DOC [13]). Jsou to komplexní, polydisperzní, barevné látky s vysokými molekulovými hmotnostmi pohybujícími se v rozsahu od několika stovek do statisíců. Vyznačují se vysokou komplexační schopností vůči kovům, ale organickým látkám a nízkou bioreaktivitou [14-16].

Podle vlastností lze huminové látky - s řadou vzájemných plynulých přechodů - rozdělit na tyto hlavní frakce: humusové kyseliny (huminové kyseliny a fulvokyseliny) a huminy. Huminy jsou z hydrochemického hlediska nevýznamné vzhledem k jejich nerozpustnosti ve vodách. Huminové kyseliny a fulvokyseliny se liší rozpustností v kyselinách a zásadách. Někteří autoři používají ještě dělení huminových kyselin do dalších podskupin podle stupně polymerizace a intenzity vazby na anorganický podíl, popř. rozpustnosti v dalších rozpouštědlech (šedé-hnědé huminové kyseliny, hymatomelanové kyseliny). Starší přehledy dělení uvádějí jako součást huminových látek i karbonizovanou nehydrolyzovatelnou hmotu, tzv. humusové uhlí, které je však vzhledem k nerozpustnosti ve vodách opět nevýznamné. Členění do podskupin se většinou vyskytuje v publikacích staršího data a modernější způsoby dělení huminových látek se většinou omezují na tři na počátku zmíněné skupiny. Vzhledem k tomu, že na základě již více než 200 let trvajících výzkumu huminových látek byla zjištěna řada dat potvrzujících, že struktura látek těchto tří skupin je velmi podobná, preferují dnes odborníci používání obecnějšího termínu „huminové látky“. V literatuře zabývající se problematikou huminových látek z hlediska vodárenského i limnologického se v poslední době používá nejvíce termínu NOM (natural organic matter) [13].

3.2 IZOLACE HUMINOVÝCH LÁTEK

Huminové látky se v přirozených vodách vyskytují ve velmi nízkých koncentracích, na to, aby tyto látky bylo možné zkoumat přímo. Pro jejich charakterizaci a studium dalších fyzikálních a chemických vlastností je zapotřebí předkoncentrační stupeň.

Existuje řada separačních metod, které mohou být použity pro izolaci huminových látek - kyselé srážení, srážení pomocí kovových iontů, elektroforéza, dialýza, extrakce, iontová výměna a kapalinná chromatografie [17]. Modernější je využití reverzní osmózy, nanofiltrace, a adsorpce na různých adsorbentech [13].

Metody izolace huminových látek z vod se během posledních zhruba dvaceti let velmi progresivně rozvíjely. Do roku 1970 bylo publikováno málo studií zabývajících se huminovými látkami z vodního prostředí, poněvadž izolační metody a koncentrační postupy byly nevyhovující a výtěžky huminových látek byly velmi nízké. Huminové látky byly sorbovány na aktivním uhlí a anexech [18] ovšem s malou výtěžností. Pro izolaci huminových látek z vod s vysokým obsahem těchto látek a nízkými koncentracemi anorganických suspendovaných částic byla použita lyofilizace [19].

V roce 1969 [20] byla poprvé k izolaci huminových látek použita pryskyřice typu XAD. Zpočátku se zdálo, že se jedná o metodu, která je bez chyby, protože nemá nedostatky dosud používaných metod (malé výtěžky, znečištění preparátů jinými organickými nehuminovými látkami či anorganickými solemi). Předmětem zkoumání bylo v průběhu let především použití různých typů XAD pryskyřic (od XAD-1 až po XAD-8) lišících se typem matrice (polymer styren-divinylbenzen či alifatická matrice kyseliny methylakrylové). Všechny typy XAD pryskyřic jsou makroporézní a neutrální, liší se však velikostí povrchu, pórů, zesíťováním, hustotou a polaritou, což podstatnou měrou ovlivňuje jejich chování při izolaci huminových látek. Po mnoha zkouškách se jako optimální pro izolaci huminových látek z vod ukázal typ XAD-8. Pomocí této pryskyřice je možné z vod získat 95 % v ní obsažených huminových látek, které jsou následně změnou pH desorbovány se 100% účinností. Právě možné účinky změn pH, kterým jsou huminové látky při použití této metody vystaveny, jsou dále studovány.

Adsorpční chromatografie slouží k oddělení různých nehuminových látek od huminových, které se adsorbují na pryskyřicích typu XAD [17] a k zakoncentrování těchto huminových látek. Tento druh chromatografie využívá hydrofóbního chování: nepolární uhlíkatý skelet molekul huminových látek se váže či sorbuje na pryskyřici, polární funkční skupiny (karboxyly, hydroxyly) jsou orientovány směrem do vodné fáze a napomáhají desorpci molekul huminových látek. Adsorpce je řízena rovnováhou mezi polárními a nepolárními interakcemi, ke kterým dochází vlivem změn pH. Při úpravě hodnoty pH na 2 jsou huminové látky v neiontové formě a dochází k jejich adsorpci na pryskyřici. Při hodnotě pH 5 a vyšších přecházejí do iontové formy a jsou desorbovány prostřednictvím ionizace karboxylových skupin.

Později byla vyzkoušena i adsorpční chromatografie s pH gradientem, kdy je látka adsorbována v závislosti na obsahu karboxylových kyselin při konkrétní hodnotě pH [21, 22]. Zachycení většiny hydrofóbních látek se docílí adsorpční chromatografií na neutrálním adsorbentu, zůstávají však ještě hydrofilní frakce, které mohou být sorbovány na slabě bazickém anexu. Tato metoda může být použita pro oddělení frakce fulvokyselin bohaté na fenoly, kdy dochází k vazbě fenolických OH skupin vodíkovým můstkem na aminoskupiny v iontoměničce [17]. Jiní autoři [23] použili k oddělení fulvokyselin silně kyselý katex. Při pH 7 dochází k adsorpci deionizovaných slabých kyselin na ionexu a silné karboxylové kyseliny procházejí. Při této hodnotě pH jsou obecně sorbovány huminové kyseliny a fulvokyseliny nikoli.

K izolaci huminových látek z vod bylo použito rovněž membrán. Ultrafiltrační membrány a reversní osmóza jsou metody, které již dnes nahradily metodu izolace huminových látek pomocí XAD-pryskyřic [24-27]

Při větších průtokových rychlostech byla v minulosti použita i chromatografie se skleněnou náplní [28-30].

3.3 FRAKCIONACE

Jak již bylo uvedeno, představují huminové látky složitý komplex organických sloučenin, jejichž poznání vyžaduje alespoň rozdělení do skupin zahrnujících frakce s určitými společnými vlastnostmi. Rozšířenou metodou frakcionace huminových látek byla třeba gelová chromatografie při níž se látky rozdělují teoreticky podle velikosti molekulové hmotnosti. Nejčastěji používaným typem byl hydrofilní gel Sephadex (Pharmacia) , který byl použit pro dělení huminových látek a rovněž i pro stanovení molekulových hmotností jejich frakcí řadou pracovníků [31-35]. Může však docházet k jevům, které znemožňují dělení látek podle velikosti molekul. Tyto jevy se dají snížit na minimum vhodnou volbou gelu a elučního činidla. Značná nejednotnost vládne právě v oblasti optimálního elučního činidla.

Velká část autorů publikací o gelové chromatografii huminových látek se přiklání k použití destilované vody jako elučního činidla [31, 33-38]. Někteří autoři preferují jiná eluční činidla s vyšší iontovou silou [39 ,40]. Je třeba si uvědomit, že k adsorpci huminových látek na hydrofilním gelu Sephadex dochází především u fulvokyselin. Tyto látky jsou obecně kyselější než huminové kyseliny a proto snadno dochází k jejich adsorpci na gelu, někdy dokonce nevratné. Bylo zjištěno, že aromatické [41], heterocyklické [42] a fenolické látky [43] se silně adsorbují na gelech řady Sephadex G. Humusové kyseliny obsahují všechny tyto látky jako strukturní složky.

Gelová chromatografie je doporučována pro frakcionaci huminových kyselin vzhledem k jejich větším rozdílům v molekulových hmotnostech a dále pro oddělení frakce huminových kyselin od fulvokyselin. Pro frakcionaci fulvokyselin podle molekulové hmotnosti není tato metoda vhodná vzhledem k malému rozsahu jejich molekulových hmotností od 1000 cca do 2000 [17].

Pro separaci fulvokyselin podle molekulových hmotnosti je již mnoho let doporučováno použití membrán [13, 44].

Pomocí metody adsorpční chromatografie na XAD mohou být huminové látky separovány na frakce lišící se aciditou. Zároveň však jsou separovány i podle obsahu fenolických látek, jejichž obsah v molekulách huminových látek se zvyšuje s klesajícím obsahem karboxylových skupin. Kromě popsaných metod chromatografických jsou pro separaci či frakcionaci huminových látek používány i metody elektroforetické [45-47]. V poslední době se uplatňuje i použití izotachofórey [48-50].

3.4 MOLEKULOVÁ HMOTNOST, STRUKTURA, VLASTNOSTI A METODY CHARAKTERIZACE

Huminové látky představují **polydisperzní systém s velkým rozsahem molekulových hmotností** od několika set až do více než 100 000 [51]. V [52] se uvádí maximální hranice dosahující až několika miliónů. Hodnota zjištěné molekulové hmotnosti je ale ovlivňována metodou stanovení, neboť lze v podstatě stanovit tři různé typy molekulových hmotností [53, 54]. Rovněž je třeba rozlišovat hmotnost molekulovou a micelární. Je třeba zdůraznit, že molekulová hmotnost je ovlivňována hodnotou pH (agregace částic) a také iontovou silou. Hodnoty molekulových hmotností zjištěných různými metodami se značně liší.

V literatuře existuje značná nejednotnost mezi stanovenou molekulovou hmotností a velikostí částic zjišťovanou elektronovou mikroskopií [55, 56]. Znovu je třeba poznamenat, že i rozměr částic stejně jako jejich tvar a molekulová hmotnost závisí na hodnotě pH. Velikost částic se zvyšujícím se pH klesá [52].

Rovněž co se týká **tvaru částic** existují v literatuře značné rozpory, a to nejenom v závislosti na pH. Na základě viskozimetrických měření byl prokázán tvar protáhlé elipsy [57]. V [58] se hovoří o sférických částicích a o tom, že tvar se může v průběhu času měnit [59], publikace [60] pokládá huminové látky za směs sférických a lineárních částic.

I v otázce **struktury huminových látek** existuje v literatuře značná nejednotnost. [61] a [62] např. uvádějí, že se jedná o strukturu, která je z 20-35 % aromatického charakteru, zbytek je alifatický. Publikace [63] a [64] například předpokládají, že huminové látky jsou tvořeny řadou izolovaných aromatických jader pospojovaných navzájem alifatickými řetězci. V [65] se domnívají, že se jedná o polycyklická aromatická „jádra“, na která jsou navázány fenolické a alifatické bočné řetězce. Autoři [66] podle chování ve vodných roztocích usuzují, že jsou huminové látky tvořeny aromatickými jádry pospojovanými řadou vazeb kolem nichž je možná relativně volná rotace.

Údaje o produktech rozkladu humusových kyselin vedly řadu autorů k tomu, aby se pokusili sestavit strukturní vzorce těchto látek. Všechny dosud publikované vzorce však mají hypotetický charakter a řadu nedostatků. Většinou se důkladně věnují pouze stavbě „jádra“ a postranním řetězcům věnují značně menší pozornost, ačkoli o jejich stavbě existuje mnohem více údajů.

Fyzikální vlastnosti huminových látek nejsou ještě dostatečně prozkoumány. Je třeba známo, že vlivem zvýšené teploty dochází k nevratným změnám huminových kyselin. Při zahřívání huminových látek dochází k deformaci, která pravděpodobně souvisí se změnou konfigurace bočních řetězců a zmenšením „vnitřního“ povrchu. Tyto jevy jsou výsledkem působení opačných nábojů, orientace molekul vody a vzniku vazby vodíkovým můstkem. S deformací je spojena i změna rozpustnosti huminových látek po vysušení [67].

Schopnost výměny kationtů se u huminových kyselin pohybuje od 200 do 400 mmol na 100 g [68]. Koncentrace karboxylů zjištěná potenciometrickou titrací v různých vzorcích z různých lokalit se pohybuje od 6,4 do 16 mmol/g uhlíku [69].

Metody sloužící k **charakterizaci huminových látek** je možné rozdělit na chemické, fyzikálně-chemické a fyzikální. Z první skupiny metod je nejčastěji používáno zjišťování elementárního složení a stanovení obsahu funkčních skupin v molekulách humusových kyselin. Další skupiny metod lze rozdělit na metody rozkladné a na metody, při nichž k rozkladu nedochází. Rozkladné metody zahrnují oxidaci, redukci, hydrolýzu, tepelný, radiochemický a biologický rozklad či například nejnověji i Pyr-GC-MS. Soubor těchto metod slouží především k určení strukturních jednotek huminových látek a k sestavování modelů syntézy a rozkladu těchto látek.

Metody, které jsou používány pro charakterizaci huminových látek a při nichž nedochází k rozkladu jsou uvedeny v následujícím přehledu:

- spektroskopické metody (ve viditelné, UV a IR oblasti spektra, spektrofluorimetrie, NMR, ESR, rentgenová analýza)
- elektronová mikroskopie

- elektronová difrakční analýza
- měření viskozity
- měření povrchového napětí
- zjišťování molekulové hmotnosti
- elektrometrické titrace (potenciometrické, konduktometrické, vysokofrekvenční).

Nejfrekventovanějšími metodami jsou metody spektroskopické, v posledních letech je velmi používána ^{13}C -NMR spektroskopie. Od metod založených na IR spektroskopii se téměř upustilo. Avšak UV spektroskopie ve formě derivovaných spekter zaznamenala značný rozvoj. Pro zjišťování molekulových hmotností jsou nejčastěji používány gelová chromatografie, ultracentrifugace a membránové procesy (ultrafiltrace).

Z hlediska **reakcí huminových látek** (či NOM) se zmíním jen o jednom zajímavém aspektu, který je stále studován, a který dále osvětluje nezbytnost použití netradičních postupů a pohledů na tento druh přírodního materiálu, se kterým musíme při úpravě vody počítat a také chtít nechtít pracovat.

Především u titračních křivek byl popsán tzv. hysterezní efekt. Při retitraci má titrační křivka jiný tvar a není tedy zpětnou titrací reprodukovatelná. Pravděpodobnou příčinou je pomalá kinetika výměny a hydrolyzy vícemocných iontů (zejména Al a Fe). Toto kinetické hledisko se pravděpodobně uplatňuje i při reakcích, kdy se k vodě přidává hlinitý či železitý koagulant a také při redoxních, sorpčně-desorpčních a ostatních srážecích reakcích [70].

Zcela obecnou avšak velmi významnou otázkou, jež stále čeká na vyřešení, je **relevance dat, získaných v laboratoři**, která mají mít vztah a výpovědní hodnotu k procesům v přírodním prostředí [70]. Uvědomíme-li si, že přírodní vzorek vody je živým mikrokosmem, ve kterém probíhají nejenom chemické reakce, ale ve kterém žije velké spektrum organismů a svými životními procesy systém ovlivňuje, jistě není třeba blíže specifikovat potenciální zdroje artefaktů generovaných až po odběru vzorku, při jeho transportu, uchovávání, až do zpracování při laboratorních experimentech. Čím více však budeme chtít eliminovat tyto interference, tím více se posouváme k nezbytnosti práce přímo v lokalitách odběru vzorků. Tím více se ale vzdalujeme kvalitnímu laboratornímu prostředí a složitým metodám, které jsou pro získání kvalitních výsledků nezbytné (kvalitních však pravděpodobně jen z laboratorního hlediska).

4 PROCESY ÚPRAVY HUMINOVÝCH VOD

Nutnou podmínkou pro to, aby bylo možno účinně odstraňovat nežádoucí rozpuštěné a suspendované látky z vody vodárensky nejschůdnějšími separačními postupy (sedimentací, vložkovým mrakem, flotací či filtrací vrstvou zrnitého materiálu) je porušení jejich agregátní (termodynamické) stability. Agregátně stabilní molekuly nebo částice nemění s časem svůj stupeň disperzity. Agregátně labilní mají naproti tomu tendenci se při vzájemné srážce či kontaktu s vhodným povrchem spojovat. Studium a optimalizace metod destabilizace částic a molekul je proto pro technologii úpravy vody klíčovou otázkou.

Vlastnosti a množství látek, které chceme odstranit, jsou z hlediska úpravy vody „nezávisle proměnné“. Jsou výslednicí složitých přírodních dějů a lidského hospodaření zejména v povodí zdroje surové vody. Vodárenský technolog má k dispozici teoreticky relativně pestrou, avšak v praxi dosti zúženou škálu prvků, jejichž použitím, vzájemným uspořádáním a provozními podmínkami hledá cestu k dosažení požadované kvality upravené vody. Tyto prvky jsou vlastně "závisle proměnnými" na kvalitě surové vody. Jsou jimi, u již existující úpravně, prostředky řízení provozu ovládané obsluhou úpravně. Mezi nejdůležitější (a někdy jediné v praxi použitelné) patří dávky chemikálií, především koagulantu a někdy též pomocných chemikálií např. na předúpravu pH.

Na účinné destabilizaci nečistot, které chceme odstranit, je primárně přímo závislý výsledný efekt všech dalších navazujících technologických procesů. Proto se procesům destabilizace (a také s ní těsně svázané následné agregace) věnuje již mnoho let řada autorů. Ti pochopitelně přistupují k problému z různých hledisek, daných někdy rozdílným cílem jejich práce, a často také velkými rozdíly ve vlastnostech surové vody, se kterou pracují. Domnívám se však, že výsledků a postupů dobře využitelných v každodenní a různorodé provozní praxi není stále ještě dostatek. Dokazují to vzájemné rozdíly mezi výsledky různých metodických postupů stanovení dávek i neshody nalezené mezi těmito metodami a provozní praxí.

Koagulace (agregace) je výsledkem vzájemných srážek destabilizovaných molekul nebo částic. Rychlost tohoto procesu je závislá na:

- frekvenci, s jakou přicházejí částice do vzájemného kontaktu (počet srážek za časovou jednotku)
- agregátní stabilitě jednotlivých částic nebo molekul.

Agregátní stabilita, vyjadřující pravděpodobnost, že při srážce dojde ke spojení částic je označována jako tzv. „koeficient kolizní účinnosti“ nebo také „faktor stability“ [71]. Je to poměr mezi srážkami, které vedou ke spojení a celkovým počtem srážek mezi částicemi v daném systému. Má-li koeficient hodnotu nula, žádná ze srážek nevede ke spojení, má-li hodnotu jedna, výsledkem každé srážky je spojení do agregátu. S prohlubující se destabilizací roste tedy jeho hodnota ve směru od nuly k jedné.

Frekvence srážek odpovídá transportním mechanismům, které působí v kapalině a je určována fyzikálními vlastnostmi vodního prostředí (teplotou, viskozitou, prouděním atp.) a gravitací, působící na částice.

Agregátní stabilita je ovlivňována především chemickými vlastnostmi vodního prostředí a povrchovými vlastnostmi částic nebo reaktivitou molekul.

Vzájemné rozlišení na jedné straně tří hlavních a na sebe postupně navazujících transportních mechanismů, tj. Brownova pohybu, rychlostního gradientu a gravitace, které byly uvedeny již v [71,72] a na druhé straně stupně destabilizace, vyjadřovaného koeficientem kolizní účinnosti, považují nejen za účelné, ale nezbytné pro studium, popis a pochopení koagulačního procesu v jeho komplexitě.

Různé interpretace kinetiky koagulace podle Smoluchowského, přehledně uvedené např. v [73], sice nabízejí možnosti výpočtu, avšak jejich předpoklady platnosti nejsou v podmínkách úpravy vody vlastně nikdy splněny. Např. předpoklad kulových částic je v huminových vodách daleko od pravdy vzhledem k jejich poměru šířky ku délce molekuly od 1 : 8 do 1 : 16 [74]. Podobně je to

s předpokladem monodisperzity systému. Velikost molekul fulvokyselin se pohybuje přibližně od 2 nm výše a velikost molekul huminových kyselin dosahuje až 200 nm [74, 75]. Také předpoklad konstantnosti rychlostní konstanty v průběhu koagulace, tedy její nezávislosti na velikosti agregátů (a to i pro částice se zéta potenciálem = 0) neplatí [76]. Experimentálně zjištěný lineární úbytek singletových částic je dalším rozporům se Smoluchowského teorií [76].

Velmi precizní kritice byla podrobena u nás stále velmi často prezentovaná představa o mechanismu koagulace výlučně odvozeném od modelu elektrické dvouvrstvy a zéta potenciálu částic. Stumm a O'Melia již v roce 1968 napsali: „Je obtížné, ne-li nemožné najít přírodní systém, který by mohl být charakterizován tímto modelem (elektrické dvouvrstvy). Přeceňování elektrostatických jevů ve studiu koagulace v přirozených systémech může produkovat výsledky, které jsou neúčinné, neekonomické či obojí současně“ [72].

Ani další v literatuře uváděné modely neplatí bez omezení. Řada modelů nebyla nikdy v praxi verifikována a lze tedy pochybovat, zda jsou vůbec využitelné či zda platí. Podle mého názoru velmi moudrou větu uvádí autoři posledního vydání velmi cenné učebnice [73], kde citují: „Optimální dávku koagulantu je třeba pro každou vodu určovat experimentálně. Dnešní znalosti koloidní chemie neumožňují (a jsou pochyby, zda kdy umožní) přesný výpočet optimální dávky“ [77].

Určitý druh obezřetnosti v hodnocení využitelnosti dosavadních teoretických poznatků pro popis a řízení procesů koagulace vyplývá pravděpodobně jednak z odpovědnosti, kterou mnozí autoři mají k provozním technologům, jednak také z jejich uvědomění si onoho stále jen částečného poznání dějů, které probíhají při úpravě vody a z toho plynoucího respektu k jejich komplexitě. Nové poznatky o dílčích aspektech koagulačního procesu přinášejí často důkazy o oprávněnosti takového postupu.

Pro ilustraci uveďme, že jen prostá charakterizace huminových látek, která by měla být nutnou vstupní informací do případných modelových úvah nebo dokonce matematických vztahů, je záležitostí té nejnáročnější instrumentální techniky. Vzhledem k již zmíněné místní a časové proměnlivosti chemismu všech našich povrchových vod a analytickým možnostem úpraven, je třeba se však bez velmi náročné techniky v provozní praxi řízení procesů úpravy většinou obejít.

I přes nesporný pokrok v poznání procesů, které se při koagulaci uplatňují, je syntéza těchto poznatků obtížná. Hluboké teoretické studium jednoho jevu nebo systému je prováděno za podmínek, které se téměř vždy více nebo méně liší od podmínek, za kterých probíhají reakce při úpravě konkrétní vody. Tím ale platnost vztahů, jinak naprosto korektně odvozených či naměřených, může selhávat jako následek působení faktorů, které nebyly nebo nemohly být z různých důvodů brány v teoretické práci úvahu. Na nebezpečí podobných extrapolací mimo obor proměnných, které byly studovány a ve kterém jsou získané vztahy verifikovány, upozorňují Horák a Pašek [78] i pro jednodušší případy, jakými jsou reaktory v chemickém průmyslu, které pracují za podstatně lépe definovaných podmínek než úpravy vody.

Například studiem destabilizace částic dvojmocnými ionty za přítomnosti huminových látek v přírodních vodách bylo zjištěno, že probíhá při koncentracích až o dva řády nižších než odpovídá Schulze-Hardyho pravidlu [79]. Naprostá většina úvah o koagulaci solemi hliníku a železa vychází také z rovnovážných konstant a diagramů stability, které byly získány za podmínek odlišných od podmínek při koagulaci např. huminových vod [80]. Z tohoto pohledu jsou zřejmě jejich platnost a využití omezeny.

4.1 STANOVENÍ OPTIMÁLNÍCH CHEMICKÝCH PARAMETRŮ KOAGULACE

Autorů, kteří doporučují použít v provozu pro stanovení optimální dávky koagulantu nebo tzv. optimálního pH výpočtu podle univerzálního vztahu či matematického modelu, (ať z jednoho či několika parametrů surové vody) nebo doporučují použití více či méně složitých nomogramů, je velmi málo a ve světové literatuře se téměř nevyskytují.

K optimalizaci chemických podmínek koagulace je naproti tomu navržena řada experimentálních metod. Lze je zhruba rozdělit do tří skupin.

První skupinu tvoří metody zaměřené víceméně na částici samu a na její teoreticky dovozovanou potenciální schopnost agregovat (např. měření zéta potenciálu, koloidní titrace). Vlastní procesy koagulace a separace jsou považovány za jakýsi automatický následek, který musí v systému nastat. Že tento následek není tak automatický a v samozřejmém souhlasu se vstupní hypotézou lze dokumentovat na příkladu koloidní titrace, která se po počátečním prudkém a pro praxi velice slibném startu, vrátila ve většině případů do laboratoří základního výzkumu.

Druhou skupinou metod optimalizace dávek jsou metody založené na sledování vlastní tvorby vloček a změn jejich velikosti např. sledováním průběhu absorbance po homogenizaci při vhodné vlnové délce [71] (využívá se Rayleighova zákona), měření velikostní distribuce vloček různými metodami nebo kdysi používaný slovní popis vzniklých vloček.

Třetí skupinu tvoří metody, které navíc aplikují ještě nějaký způsob separace vznikající suspenze. Tím se snaží jednak obsáhnout více na sebe navazujících kroků, jednak simulovat vlastní proces, jak by mohl probíhat ve skutečnosti. Předpokládají, že hydrochemické podmínky, při kterých jsou zbytkové koncentrace důležitých složek po separaci (jako např. CHSK, zbytkový koagulant, barva atp.) nejnižší v experimentálním laboratorním postupu, jsou i nejvhodnější pro provoz úpravny.

Nejobvyklejším a historicky nejstarším způsobem bylo optimum stanovováno sklenicovou zkouškou po separaci části suspenze sedimentací. Později bylo k separaci používáno také filtračního papíru, laboratorních pískových filtrů [81, 82, 83] a centrifugace [84]. Tyto metody jsem srovnal s testem, který jsem navrhl, a který používá jako separační metodu centrifugaci, a byl postupně propracováván a popsán v [11, 90, 91].

I když jsou u nás některé dobré prameny metodických návrhů a postupů, jak optimalizovat dávkování činidel pro koagulaci [81,82,85], jejich provozní využití je stále nedostatečné a naráží pravděpodobně na několik skutečně objektivních příčin, jako jsou: nedostatek zařízení, časová náročnost, požadavky na kvalifikovanost obsluhy, přenos výsledků z laboratoře do provozu atp.

Mým cílem proto bylo navrhnout a ověřit v praxi postup optimalizace dávkování chemikálií pro koagulaci při úpravě huminových vod, který je možné provádět i na menších úpravnách, a který poskytne informaci o potřebě korekce dávkování během méně než deseti minut po odebrání vzorku. Práce měla přispět také k tomu, aby provozovatelé úpraven měli k dispozici metodu, která pomůže dosahovat stále přísnějších normovaných požadavků. Zejména v případě úpraven odebírajících surovou vodu přímo z vodního toku je pružná optimalizace provozních podmínek nutností.

Snahou bylo stavět jen na několika základních - a v průběhu času důkladně ověřených - vědeckých poznatcích a myšlenkových konstrukcích. Potřebě kritického a racionálního hodnocení poskytla pozitivní impuls i jedna z nedávných domácích prací na téma úpravy huminových vod [86]. Ukazuje na širokém souboru dat, že např. pro různé vody s hodnotou CHSK(Mn)=10 mg/l bylo nalezeno optimální pH v rozmezí 5,3 - 6,3 nebo optimální dávka síranu hlinitého v rozmezí od 20 do 80 mg/l.

4.1.1 Teoretická východiska řešení

V úvodu bylo již řečeno, že nutnou podmínkou pro účinné odstraňování nežádoucích látek ze surové vody sedimentací, vložkovým mrakem, flotací a filtrací je porušení jejich agregátní stability. Nic nehovoří proti předpokladu, že sama jediná destabilizovaná částice nulté generace (která se ještě nespojila s jinou destabilizovanou částicí) je schopna separace sorpcí na povrchu zrna písku ve filtru. Jak rychle k přilnutí (adsorpci) k povrchu zrna dojde je pro určitou hodnotu koeficientu kolizní účinnosti mezi destabilizovanou částicí a povrchem zrna (který je analogický koeficientu kolizní účinnosti mezi částicemi, a který rozpracoval pro filtraci např. Graham [87]) již jen otázkou transportního mechanismu.

Destabilizace, jako nutná podmínka pro efektivní separaci sorpcí na zrnech vhodného materiálu, je však také příčinou toho, že dochází ke spojování destabilizovaných částic a molekul navzájem. Pokud tedy chceme prokázat schopnost částic nebo molekul být separovatelnými alespoň pískovou filtrací (jako někdy jediným, ale při klasické úpravě vždy posledním v řadě separačních zařízení), stačí studovat jejich vzájemné agregační chování.

Dalším, zdá se dostatečně prověřeným předpokladem je, že agregát vznikající spojením destabilizovaných částic má vyšší sedimentační rychlost než měla jedna každá z částic před spojením v tento agregát. Na tomto předpokladu je možno postavit hypotézu, že sledováním změn sedimentačních vlastností koloidů ve studovaném systému je možno studovat a hodnotit změny v účinnosti destabilizace v tomto systému. Právě o tyto změny nám při hledání nejvhodnějších dávek jde.

Vyjděme v dalších úvahách z rovnic popisujících rychlost perikinetické a ortokinetické fáze koagulace [71, 75, 77].

Změnu počtu částic v perikinetické fázi koagulace v čase (dN/dt) je možno vyjádřit po zavedení zjednodušujících podmínek zmíněných v úvodu jako:

$$\frac{dN}{dt} = \alpha_p \frac{-4 K_B T N^2}{3 \eta} \quad (1)$$

N - celkový počet částic v čase t [-]

t - čas [s]

K_B - Boltzmanova konstanta [$1,38 \cdot 10^{-23} \text{ J} \cdot \text{K}^{-1}$]

T - teplota [K]

η - dynamická viskozita prostředí [$\text{N} \cdot \text{s} \cdot \text{m}^{-2}$]

α_p - koeficient kolizní účinnosti v perikinetické fázi [-].

Změnu počtu částic v ortokinetické fázi koagulace v čase (dN/dt) je možno vyjádřit za podobných zjednodušujících podmínek jako:

$$\frac{dN}{dt} = -\frac{2}{3} \alpha_o G d^3 N^2 \quad (2)$$

G - střední rychlostní gradient [s^{-1}]

d - průměr částic [m]

α_o - koeficient kolizní účinnosti v ortokinetické fázi [-].

Zajímavý a velice důležitý pohled poskytne porovnání relativní důležitosti obou fází pro rychlost tvorby resp. růstu velikosti částic. Ze srovnání vyplynou závislosti obou fází na transportních mechanismech, které se v systému mohou uplatňovat a postupná změna jejich významu s růstem velikosti částic. Pro zjednodušení tohoto ilustrativního příkladu předpokládejme, že koeficient kolizní účinnosti má stejnou hodnotu pro perikinetickou i ortokinetickou fázi. Z rovnic (1) a (2) obdržíme výraz (3):

$$\frac{\text{ortokinetická rychlost}}{\text{perikinetická rychlost}} = \frac{\eta G d^3}{2 K_B T} \quad (3)$$

Poměr obou rychlostí bude roven jedné, když při 25°C bude na částice o průměru 0,1 μm působit gradient 10 000 s^{-1} nebo na částice o průměru 1 μm gradient 10 s^{-1} . Je tedy zřejmé, že pro gradienty rychlého míchání používané v praxi se rychlost agregace vlivem působení gradientu rychlosti začíná uplatňovat až při velikosti částic (agregátů) nad 0,3 μm . Až do této velikosti je tedy prakticky výlučným transportním mechanismem Brownův pohyb a míchání má na rychlost tvorby agregátů naprosto zanedbatelný vliv.

Vezměme nyní v úvahu velikosti molekul huminových látek a i se všemi omezeními, zmíněnými v úvodu, zvolme velikost nejběžněji se vyskytující molekuly huminové látky jako 10 nm. Vidíme, že charakteristický rozměr se musí zvětšit 30x jenom a pouze působením Brownova pohybu než na agregát začne znatelně působit další transportní mechanismus - rychlostní gradient - např. v rychlém míchání. Toto zvětšení objemu představuje zhruba 15. generaci částic.

Při koagulaci organického znečištění, jakými jsou např. huminové látky, je tedy zcela zřejmé, že perikinetické stádium je pro celý proces úpravy dějem primárním. Ostatní agregační (a samozřejmě také separační kroky na něj navazující) jsou na tomto primárním ději, co do rychlosti nebo účinnosti, přímo závislé.

Další směr úvah by byl jednoduchý, bylo-li by možno předpokládat konstantní hodnotu koeficientu kolizní účinnosti, a to jak v perikinetické tak ortokinetické fázi koagulace. I když Hahn a Stumm [88] naměřili v jednom experimentu pro obě fáze hodnoty prakticky shodné, bude takový případ spíše výjimkou [71]. Jak bude dále ukázáno, tato nejistota nemusí přinášet vlastně žádné překážky, dodržíme-li vedle fyzikální podobnosti mezi experimentem a skutečným provozem také podobnost časových měřítek.

V úpravě vody jde o maximalizaci schopnosti určitého souboru zařízení odstraňovat nežádoucí částice a molekuly. Protože konečným separačním stupněm je většinou pískový filtr, je třeba znát, jak se mění jeho účinnost např. s velikostí agregátů, které je třeba separovat. Protože při určité konstantní velikosti zrn náplně klesá s klesajícím průměrem agregátů účinnost separace zhruba lineárně - což bylo prokázáno v oboru velikosti částic od 1,3 do 21 μm [87] - je zřejmé, že nejlépe se budou separovat dobře destabilizovatelné a současně velikostně největší molekuly např. huminových látek. Horší separační účinnost budou vykazovat buď menší a dobře destabilizovatelné molekuly nebo větší a hůře destabilizovatelné molekuly. Nejhorší účinnost bude pochopitelně pozorována u malých a špatně destabilizovatelných molekul.

Chceme-li tedy zvyšovat separační účinnost úpravy založené na koagulaci, je třeba se věnovat právě tomuto poslednímu, kineticky nejstabilnějšímu typu znečištění. Pro ostatní vyjmenované kombinace existuje téměř jistota, že budou mít co do rychlosti agregace i velikosti agregátů „náskok“. Otázkou, kterou bude třeba prověřit v budoucnosti je například to, jak významné jsou případné rozdíly ve tvarech agregátů a specifických hmotnostech jednotlivých vznikajících částic. Vzhledem k charakteristice systému (hlavními znečištěninami jsou organické látky převážně huminového typu) se však tato otázka jeví nyní jako druhořadá.

Doba zdržení (teoretická i skutečná) je důležitým charakteristickým znakem všech vodárenských zařízení a odpovídá době, po kterou mohou probíhat v systému agregační reakce. Z hlediska čistě mechanického by pro optimalizaci provozu a maximalizaci celkové separační účinnosti mělo stačit mít k dispozici metodu, která po uplynutí doby od homogenizace po filtraci rozdělí částice v systému na dvě velikostní skupiny. Ty, které se buď díky malým rozměrům molekuly resp. nízké hodnotě koeficientu kolizní účinnosti za tuto hranici po určité době (odpovídající době zdržení) nedostanou, je pak možno definovat jako neseparovatelné. Proces je možno optimalizovat podle kritéria, vedoucího k minimalizaci koncentrace neseparovatelných částic či molekul, a to pochopitelně za identických separačních podmínek.

Pro tento účel je možno použít jako separační metodu centrifugaci. K podobným cílům byla používána v koloidní chemii již asi před padesáti lety. Je možno odvodit, že běžné laboratorní centrifugy jsou schopny, při jejich maximálních povolených otáčkách (5-8 000 ot/min) a s rotorem o účinném poloměru okolo 10 cm, za dobu jednotek až desítek minut separovat koloidy o průměru okolo 0,1 μm [89]. To je hranice, která je bezpečně v oblasti, kde dominuje transport Brownovým pohybem. Proto je možno při studiu průběhu vzniku agregátů této velikosti jakékoli míchání, které známe z klasické sklenicové koagulační zkoušky, úplně vynechat [11, 90, 91].

A protože rychlost dalšího zvětšování rozměrů agregátů závisí na rychlosti s jakou vznikaly ve studované perikinetické fázi, není pro účel optimalizace chemismu koagulace při úpravě huminových vod míchání třeba aplikovat vůbec. Naopak, vynecháním míchání dosáhneme **úplné fyzikální podobnosti mezi experimenty při splnění jediného předpokladu - shodné teploty vody**. Při stejném postupu separace centrifugací, který se dá vyjádřit součinem odstředivého zrychlení (g) a doby centrifugace (t) je navíc zaručena vzájemná srovnatelnost výsledků z různých míst při použití stejných hodnot $g \cdot t$.

4.1.2 Využití řešení

Závěrem této teoretické části chci připomenout, že posláním tohoto koagulačního testu je umožnit nalezení chemických podmínek, při nichž je koeficient kolizní účinnosti nejvyšší. Jak

vyplývá z předešlého teoretického rozboru, teprve v systému, kde je toho dosaženo, má smysl optimalizovat další faktory, jako např. gradient a dobu míchání ve flokulačních reaktorech či výšku a složení filtrační náplně.

Prvotním posláním každého koagulačního pokusu je hledání optimálních chemických podmínek úpravy. Při zvážení všech faktorů, které ovlivňují další procesy probíhající při úpravě vody, dojdeme k tomu, že koagulační pokus nemůže ani na více otázek odpovědět a proto optimalizace chemismu koagulace by měla být i jeho jediným posláním.

Pro optimalizaci míchání, dob zdržení, filtračních rychlostí, náplní filtrů a dalších jednotkových operací a zařízení je možno získat důvěryhodné výsledky a podklady pro realizaci jenom na dobře konstruovaných a kvalifikovaně provozovaných kontinuálně pracujících modelových zařízeních.

Tento test byl proto základem pro stanovení optimálních chemických podmínek agregace a byl využit při studiu dalších proměnných, které se uplatňují při úpravě vody a jejichž vliv je popsán v dalších publikacích v příloze, které budou dále stručně komentovány.

4.2 Vlivy dalších proměnných na procesy úpravy vody

Kromě chemismu ovlivňují výslednou kvalitu upravené vody také další proměnné. Jednou z významných proměnných je teplota upravované vody.

Již ve třicátých letech bylo pozorováno že úprava vody v zimních měsících poskytuje horší výsledky [92]. Experimentální výsledky byly ale získávány prakticky výlučně na vodách s minerálním zákalem, postupem času byly i protichůdné a tak se v provozní praxi nebylo možné o ně opírat. Od té doby se v každém desetiletí objevuje ve světové literatuře jen jedna či několik málo publikací na toto téma. Teprve v posledních letech se tato problematika objevuje častěji. Shrneme-li poznatky, kterých bylo až do nedávné doby dosaženo, není výsledek nijak zvlášť povzbuzující.

O teoretické exaktní řešení tohoto problému v jeho komplexní podobě se nikdo zatím nepokusil. Fyzikální přístupy končí často např. u vlivů teploty na sedimentaci částic či disipaci energie v míchaných reaktorech, chemické u posunů v diagramech stability či změnách reakční kinetiky za přísně kontrolovaných laboratorních podmínek a s jednou přesně definovanou příměsí většinou na bázi anorganických partikulí.

V našich podmínkách bylo třeba vycházet ze dvou možných hypotéz. Buď jsou potíže s úpravou vody v zimních měsících způsobeny nějakou změnou kvalitativních vlastností vody danou třeba odlišnými biologickými pochody nebo se jedná především o vliv samotné teploty na procesy, které při úpravě probíhají.

Snaha o elegantní exaktní řešení tohoto problému byla předem odsouzena k nezdaru. Stačí se podívat do učebnice fyzikální chemie, aby bylo jasné, jak dlouhý by byl seznam vztahů, které se při úpravě vody mohou uplatňovat, a ve kterých teplota vystupuje. I kdyby se díky pokrokům ve výpočetní technice podařilo zvládnout onu dlouhou soustavu rovnic, zbude potřeba podrobné charakterizace upravované vody, aby bylo možné do rovnic dosazovat proměnné. Představíme-li si nyní jen to, co bylo v minulých kapitolách řečeno o huminových látkách, stačí to jistě na ilustraci

naprosté neprůchodnosti snahy o exaktní řešení. Diskusi základního parametru, jakým je při popisu agregace koeficient kolizní účinnosti při úpravě huminových vod jsem se věnoval i v publikaci [93]. Na otázky tam položené zatím v literatuře neexistuje odpověď.

Při popisu systému upravované vody bychom navíc neměli pominout vlivy různých organismů, jejich povrchů, látek, které do systému produkují či které metabolizují. Jak mohou ovlivňovat např. extracelulární látky řas koagulaci při úpravě vody ukazují publikace v příloze pod čísly [94,95]. Ukázalo se, že přírůstek samotných řas zvyšuje potřebnou dávku koagulantu pro dosažení optima odstranění huminových látek a minima zbytkového hliníku. Když řasy přítomné v systému vyprodukují extracelulární látky, snižuje to potřebnou dávku koagulantu ve srovnání se systémem bez řas.

Pro řešení praktických problémů při úpravě vody, které souvisejí s vlivy teploty, zůstává tedy zatím především experimentální práce, kterou se snažíme děje související se změnou teploty při koagulaci a separaci popsat alespoň co do vlivů na technologicky významné proměnné (velikostní distribuce částic, zbytkové hodnoty koagulantu, organických látek či organismů, vhodné dávky činidel atp.). Vlivy této proměnné je obtížné zobecňovat či využívat analogie. Podobně jako v jiných případech, při řešení problémů často nezbyvá jiná cesta než individuální přístup ke konkrétnímu typu vody a konkrétní úpravě.

Bylo přistoupeno k tomu, že vedle teploty budou studovány všechny významné proměnné, které se při úpravě huminové vody uplatňují a také jejich vzájemné interakce. K tomu bylo postaveno experimentální poloproduční zařízení, aby byl v maximální možné míře eliminován vliv vsádkového režimu a bylo dosaženo simulace kontinuálního procesu. Vzhledem k tomu, že celkový počet proměnných byl sedm, nebylo možné jít jinou cestou než využitím centrálně plánovaných faktorových experimentů. Je třeba si uvědomit, že jeden experiment trval jeden den, což samo o sobě limituje rozsah experimentální práce. Výsledky studia interakcí různých provozních proměnných a teploty vody jsou v publikacích [96-98].

Bylo zjištěno, že se stoupající teplotou vody se zvyšuje optimální dávka koagulantu. Negativně se nízká teplota projevuje na velikostní distribuci částic. Pokud je potřebné produkovat částice, které mají vyšší sedimentační rychlost, potlačení negativního vlivu teploty může být částečně dosaženo zvýšením intenzity míchání. Nejvíce je vlivy teploty ovlivněna tvorba nejrychleji sedimentujících částic. Vedle optimální dávky s teplotou také dochází k posunu optimálního pH. S klesající teplotou se hodnota optimálního pH snižuje.

Částečně je možné pozitivně ovlivnit výsledky úpravy použitím vhodného koagulantu a tímto způsobem lze také částečně eliminovat negativní vlivy nízké teploty na agregační reakce. Této problematice je věnována práce pod číslem [99]. Podařilo se nalézt metodiku, jak připravovat a aplikovat přímo na úpravách vody předpolymerovaný síran hlinitý, který pozitivně ovlivnil kvalitu vody na několika úpravách v ČR.

Jinou cestou intenzifikace úpravy vody je možnost využití Fentonova činidla ($\text{Fe}^{\text{II}} + \text{H}_2\text{O}_2$). Výhodou použití tohoto postupu je, že probíhají současně dva děje. Jednak je to oxidace hydroxylovými radikály, které při Fentonově reakci vznikají, jednak je to koagulace vznikajícími ionty trojmocného železa. Práce [100] ukazuje možnosti optimalizace koagulační části této reakce a oblasti jejího praktického využití při úpravě vody.

Když jsou agregáty nečistot ve vodě dobře připraveny, nastává druhá hlavní fáze klasické technologie úpravy vody, separace vzniklých agregátů. S postupem času se ukázalo, že je nezbytné

tvorbu agregátů „šít na míru“ použité separační technologii, resp. vzájemně dobře sladit tvorbu a separaci agregátů. Jednu z možností ukazuje i publikace, která se věnuje porovnání systémů filtrace s konstantní a snižující se filtrační rychlostí a filtrů jednovrstvých a dvouvrstvých [101]. Tato práce byla základem první realizace filtrů se snižující se filtrační rychlostí v ČR a pravděpodobně i ve střední Evropě v rámci rekonstrukce významné úpravní severočeského vodárenského systému – ÚV Meziboří u Litvínova.

Potřeba studia komplexního odstraňování nečistot ze surové vody byla ještě více podtržena objevem nebezpečných patogenních prvoků *Cryptosporidium* a *Giardia* v výskytu prvních epidemií jejichž prokázaným původcem byla pitná voda. Tyto organismy se rázem dostaly v polovině devadesátých let do středu pozornosti vodárenské veřejnosti na celém světě. Tento trend jsme zachytili i u nás [102, 103] a výsledky našeho studia vlivu dávky koagulantu a předozonizace jsou uvedeny v publikaci [103]. Je možné říci, že pokud je úpravní voda provozována v optimálním režimu vzhledem ke „klasickým“ ukazatelům kvality upravené vody, jako jsou zbytkové koncentrace organických látek resp. koagulantu, je velká pravděpodobnost, že separační účinnost jak dvoustupňové, tak jednostupňové úpravní postupu je postačující pro separaci těchto parazitických prvoků. Předozonizace zvyšovala ještě dále separační účinnost těchto prvoků.

Dalšímu možnému aspektu předozonizace se věnuje publikace [104]. Zjistili jsme, že vedle jistě široce prokázaných pozitivních účinků ozonizace na kvalitu vody se mohou objevovat také účinky negativní. Při ozonizaci podzemní vody vznikaly organické látky, vedlejší produkty ozonizace, které v surové vodě nebyly přítomny a které z hygienického hlediska mají zřetelně negativní význam pro kvalitu upravené vody. Toto je příklad, který ukazuje, že všem procesům, které se při úpravě vody uplatňují je třeba věnovat pozornost. Nestačí jen vzít v úvahu jejich očekávané pozitivní působení, ale také je nezbytné sledovat možné negativní důsledky. Ty je možné znásobit či naopak potlačit třeba již jen změnou sledu jednotlivých operací či úpravami provozních parametrů jednotkových procesů. V tomto ohledu se před každým technologem úpravy vody vždy rozprostírá obrovská paleta variant uspořádání technologické linky a je na jeho zkušenosti, schopnosti kombinovat a znalostech, zda najde to nejvhodnější uspořádání, a to jak z hlediska kvality upravené vody, tak např. hlediska ekonomiky či spolehlivosti provozu.

5 SOUHRN

Zásobování vodou se po mnoho století vyvíjelo jako disciplína lidské činnosti, která se zabývala **dopravou vody**. **Úprava vody** je naproti tomu disciplína relativně mladá, je jí teprve zhruba sto let. Pohled na úpravu vody z hlediska procesů, které při ní probíhají, není tedy nový, avšak do praxe se prosazuje relativně pomalu. Jedním z důvodů může být, že významně delší tradici má pohled a praxe disciplin stavebního zaměření souvisejících historicky s uvedenou dopravou vody.

Důvodem pomalého **pronikání procesního přístupu k úpravě vody** je jistě i složitost procesů, které probíhají, a jejich stále ještě omezená popsitelnost exaktními postupy, které se využívají např. v jiných oblastech reaktorového inženýrství. Klasickým „řešením“ nejistot v této oblasti bylo a stále ještě je předimenzování jednotkových operací namísto hledání podrobnějších údajů a zjišťování návrhových parametrů technologickým průzkumem (např. poloprovozními experimenty).

Protože zdroje využitelné pro získávání pitné vody vyžadují téměř vždy úpravu kvalitativních vlastností a i při prosté dopravě se téměř vždy mění nebo může měnit i kvalita dopravované vody, je jisté, že jak discipliny zaměřené na dopravu, tak discipliny zaměřené na úpravu, musí při zajišťování pitné vody spolupracovat. **Změny kvality vody jsou téměř výlučně výsledky působení chemických a biologických procesů, které probíhají v mikroměřítku kapaliny na molekulární úrovni.**

Komplexnost oboru klade nároky na schopnost komunikace zúčastněných, **zvládnutí informačních toků, tvůrčí analýzu informací a jejich přetváření v poznatky využitelné v rozhodovacím procesu.** Vodohospodářské investice jsou vždy dlouhodobou záležitostí a z tohoto pohledu je nezbytné je i koncipovat, projektovat a realizovat. V dnešní době je v obecné vodohospodářské rovině hlavním principem a klíčovým požadavkem zavádění integrované ochrany a využití vodních zdrojů (*IWRM – Integrated Water Resources Management*). Ta platí jak pro koncepcí vodního hospodářství, tak pro obor vodovodů a kanalizací jako celku, ale také pro vlastní realizaci vodárenských technologií, které by měly reflektovat dění v širších souvislostech (hospodaření s odpady, alternativní koncepcí zásobování vodou a sanitace atp.).

Těchto změn lze dosáhnout jen za využití a zvládnutí již zmíněných informačních toků. Výzkum na jednu stranu generuje např. nové limity škodlivin, pracuje na slibných inovacích již používaných postupů případně i na postupech a konceptech zcela nových. Vyjma několika největších vodárenských společností ve světě je **u nás přenos informací z výzkumu do praxe zcela nekoordinovaný a více či méně náhodný.** Hnacím potenciálem bohužel není přirozená snaha o kontinuální zlepšování provozu či výsledného produktu, ale z velké části jen snaha splnit závazně normované či jinak deklarované ukazatele. Na druhou stranu výzkum v mnoha případech teprve reaguje na již existující technologická řešení a jen je zlepšuje či vysvětluje, proč a za jakých podmínek fungují. To obojí tvoří bariéry mezi výzkumem a praxí, které je nezbytné odstraňovat, má-li být u nás zachována alespoň elementární úroveň jak výzkumné práce, tak provozní praxe. Vzhledem k tomu, že naše vodárenské společnosti jsou nyní ve vlastnictví kvalitních zahraničních firem, je zřejmé, že tyto firmy zajistí kvalitu praxe a zůstává tedy na našem výzkumu, jakým spoluhráčem těmto firmám bude.

Je tedy zřejmé, že je potřeba maximálně využívat dosaženého stavu poznání ve všech oborech. Je také nezbytné provádět komplexní analýzu v praxi dostupných informací a jejich doplnění o informace, které v běžné provozní praxi dostupné nejsou. Tomu může napomáhat **audit technologických procesů** (technologický audit), který může být jedním ze základních prvků kvalitního provozování a rozvoje úpraven vody. Technologický audit identifikuje úzká místa v technologické lince úpravní a vede k jejich odstraňování. Obsahuje tyto základní kroky:

1. vyhodnocení zařízení - základních technologických stupňů
2. vyhodnocení procesů - separační účinnosti úpravní a provozního režimu
3. přiřazení priorit k nalezeným faktorům, které limitují dobrý chod úpravní
4. realizaci *Kombinovaného programu optimalizačních úprav*
5. komplexní vyhodnocení výsledků auditu.

Vlastní vyhodnocení procesů je pravděpodobně hlavní osou celého auditu. Audit klasické technologické linky je zaměřen zejména na tyto klíčové prvky a procesy v nich probíhající:

- kvalita zdroje surové vody a její změny v čase
- předúprava vody změnou pH, předoxidací atp.

- nastavení optimální dávky koagulantu a její určování v provozu
- kvalita homogenizace koagulantu s proudem upravované vody
- stanovení vhodnosti druhu používaného koagulantu
- zjištění kinetiky agregace separovatelných částic suspenze
- míchání, tvorba částic a velikostní distribuce vznikajících částic
- vhodnost či možnosti použití organických polymerů a jiných činidel
- vhodnost různých separačních postupů reflektující vlastnosti částic vznikajících v agregačních reaktorech (filtrace, flotace, sedimentace atp.)
- účinnost a provozní režim filtrace.

Huminové látky představují významnou část obsahu organického uhlíku v povrchových vodách (většinou představují koncentraci 2–10 mg/l ve vyjádření jako rozpuštěný organický uhlík – DOC). Jsou to komplexní, polydisperzní, barevné látky s vysokými molekulovými hmotnostmi pohybuujícími se v rozsahu od několika stovek do statisíců. Vyznačují se zejména vysokou komplexační schopností vůči kovům, ale i organickým látkám a nízkou bioreaktivitou.

Z hlediska procesů probíhajících při úpravě vody je významné, že jen prostá **charakterizace huminových látek**, která by měla být nutnou vstupní informací do případných modelových úvah nebo dokonce matematických vztahů, je zatím stále záležitostí těch nejnáročnějších postupů koncentrace a následného zpracování na špičkové instrumentální technice. Vzhledem k již zmíněné místní a časové proměnlivosti chemismu všech povrchových vod, stále ještě nedostatečnému poznání v tomto oboru a také analytickým možnostem úpraven, je třeba se však bez velmi náročné techniky v provozní praxi řízení procesů úpravy obejít.

I přes nesporný pokrok v poznání procesů, které se při úpravě vod uplatňují, je syntéza těchto poznatků obtížná. Hluboké teoretické studium jednoho jevu nebo systému je prováděno za podmínek, které se téměř vždy více nebo méně liší od podmínek, za kterých probíhají reakce při úpravě konkrétní vody. Tím ale platnost vztahů, jinak naprosto korektně odvozených či naměřených, může selhávat jako následek působení faktorů, které nebyly nebo nemohly být z různých důvodů brány v teoretické práci úvahu. **Naprostá většina úvah o koagulaci solemi hliníku a železa vychází také z rovnovážných konstant a diagramů stability, které byly získány za podmínek odlišných od podmínek při koagulaci např. huminových vod.** Z tohoto pohledu jsou zřejmě jejich platnost a využití omezeny.

V současné době tedy nezbyvá při snaze o získávání v praxi využitelných podkladů pro řešení úkolů a otázek vodárenské technologie než **vycházet z hluboké znalosti všech dostupných teoretických poznatků** a zároveň **z co nejširší experimentální zkušenosti** doplněné v mnoha případech podrobným laboratorním či poloprovozním měřením na konkrétních lokalitách. Z této filosofie také vychází nový test pro stanovení optimálních chemických podmínek koagulace při úpravě vody [11, 90, 91].

Kromě chemismu ovlivňují výslednou kvalitu upravené vody také další proměnné. Jednou z významných proměnných je **teplota upravované vody**. O teoretické exaktní řešení tohoto problému v jeho komplexní podobě se nikdo zatím nepokusil. Fyzikální přístupy končí často např. u vlivů teploty na sedimentaci částic či disipaci energie v míchaných reaktorech, chemické u posunů v diagramech stability či změnách reakční kinetiky za přísně kontrolovaných laboratorních podmínek a s jednou přesně definovanou příměsí, většinou na bázi anorganických partikulí.

Snaha o elegantní exaktní řešení tohoto problému je zatím předem odsouzena k nezdaru. I kdyby se díky pokrokům ve výpočetní technice podařilo zvládnout dlouhou soustavu rovnic, ve kterých se teplota vyskytuje, zbude potřeba podrobné charakterizace upravované vody, aby bylo možné do rovnic dosazovat další proměnné. Představíme-li si nyní jen to, co bylo v minulých kapitolách řečeno o huminových látkách, stačí to jistě na ilustraci **naprosté neprůchodnosti analytického řešení**.

Diskusi základního parametru, jakým je při popisu agregace **koeficient kolizní účinnosti** při úpravě huminových vod jsem se věnoval i v publikaci [93]. Na otázky tam položené zatím v literatuře neexistuje odpověď.

Při popisu systému upravované vody bychom navíc neměli pominout vlivy různých organismů, jejich povrchů, látek, které do systému produkují či které metabolizují. Jak mohou ovlivňovat např. **extracelulární látky řas** koagulaci při úpravě vody ukazují publikace v příloze pod čísly [94, 95]. Ukázalo se, že přídavek samotných řas zvyšuje potřebnou dávku koagulantu pro dosažení optima odstranění huminových látek a minima zbytkového hliníku. Když řasy přítomné v systému vyprodukují extracelulární látky, snižuje to potřebnou dávku koagulantu ve srovnání se systémem bez řas.

Pro **řešení praktických problémů při úpravě vody**, které souvisejí s vlivy teploty, zůstává tedy zatím především experimentální práce, kterou se snažíme děje související se změnou teploty při koagulaci a separaci popsat alespoň co do vlivů na technologicky významné proměnné (velikostní distribuce částic, zbytkové hodnoty koagulantu, organických látek či organismů, vhodné dávky činidel atp.). Vlivy této proměnné je obtížné zobecňovat či využívat analogie. Podobně jako v jiných případech, při řešení problémů často nezbyvá jiná cesta než individuální přístup ke konkrétnímu typu vody a konkrétní úpravě.

Lze říci, že mezi vodárenskými teoretiky panuje shoda, že např. pro optimalizaci míchání, dob zdržení, filtračních rychlostí, náplní filtrů a dalších jednotkových operací a zařízení je možno získat důvěryhodné výsledky a podklady pro realizaci většinou jenom na dobře konstruovaných a kvalifikovaně provozovaných **kontinuálně pracujících modelových zařízeních**. Bylo proto přistoupeno k tomu, že vedle teploty budou studovány všechny významné proměnné, které se při úpravě huminové vody uplatňují a také jejich vzájemné interakce. K tomu bylo postaveno experimentální poloprovozní zařízení, aby byl v maximální možné míře eliminován vliv vsádkového režimu a bylo dosaženo simulace kontinuálního procesu. Vzhledem k tomu, že celkový počet proměnných byl sedm, nebylo možné jít jinou cestou než využitím centrálně plánovaných faktorových experimentů. Je třeba si uvědomit, že jeden experiment trval jeden den, což samo o sobě limituje rozsah experimentální práce. Výsledky studia interakcí různých provozních proměnných a teploty vody jsou v publikacích [96–98].

Bylo zjištěno, že se **stoupající teplotou vody se zvyšuje optimální dávka koagulantu**. Negativně se nízká teplota projevuje na velikostní distribuci částic. Pokud je potřebné produkovat částice, které mají vyšší sedimentační rychlost, potlačení negativního vlivu teploty může být částečně dosaženo zvýšením intenzity míchání. Nejvíce je vlivy teploty ovlivněna tvorba nejrychleji sedimentujících částic. Vedle optimální dávky s teplotou také dochází k posunu optimálního pH. S klesající teplotou se hodnota optimálního pH snižuje.

Částečně je možné pozitivně ovlivnit výsledky úpravy **použitím vhodného koagulantu** a tímto způsobem lze také částečně eliminovat negativní vlivy nízké teploty na agregační reakce. Této problematice je věnována práce [99]. Podařilo se nalézt metodiku, jak připravovat a aplikovat

přímo na úpravnách vody **předpolymerovaný síran hlinitý**, který pak pozitivně ovlivnil kvalitu vody na několika problémových úpravnách v ČR.

Když jsou agregáty nečistot ve vodě dobře připraveny, nastává druhá hlavní fáze klasické technologie úpravy vody, separace vzniklých agregátů. S postupem času se ukázalo, že je nezbytné tvorbu agregátů „šít na míru“ použít separační technologii, resp. vzájemně dobře sladit tvorbu a separaci agregátů. Jednu z možností ukazuje i publikace, která se věnuje porovnání systémů filtrace s konstantní a snižující se filtrační rychlostí a filtrů jednovrstvých a dvouvrstvých [101]. Tato práce byla základem **první realizace filtrů se snižující se filtrační rychlostí v ČR** a pravděpodobně i ve střední Evropě.

Potřeba studia komplexního odstraňování nečistot ze surové vody byla ještě více podtržena objevem **nebezpečných patogenních prvků *Cryptosporidium* a *Giardia*** v výskytu prvních epidemií jejichž prokázaným původcem byla pitná voda. Tyto organismy se rázem dostaly v polovině devadesátých let do středu pozornosti vodárenské veřejnosti na celém světě. Tento trend jsme zachytili i u nás [102, 103] a výsledky našeho studia vlivu dávky koagulantu a předozonizace jsou uvedeny v [103]. Je možné říci, že pokud je úpravna vody provozována v optimálním režimu vzhledem ke „klasickým“ ukazatelům kvality upravené vody, jako jsou zbytkové koncentrace organických látek resp. koagulantu, je velká pravděpodobnost, že separační účinnost jak dvoustupňové, tak jednostupňové úpravy postačuje pro separaci těchto parazitických prvků. Předozonizace zvyšovala ještě dále separační účinnost těchto prvků.

Dalšímu možnému aspektu **předozonizace** se věnuje publikace [104]. Zjistili jsme, že vedle jistě široce prokázaných pozitivních účinků ozonizace na kvalitu vody se mohou objevovat také účinky negativní. Při ozonizaci podzemní vody vznikaly organické látky, vedlejší produkty ozonizace, které v surové vodě nebyly přítomny a které z hygienického hlediska mají zřetelně negativní význam pro kvalitu upravené vody.

Toto je příklad, který ukazuje, že **všem procesům, které se při úpravě vody uplatňují je třeba věnovat komplexní pozornost**. Nestačí jen vzít v úvahu jejich očekávané pozitivní působení, ale také je nezbytné sledovat možné negativní důsledky. Ty je možné znásobit či naopak potlačit třeba již jen změnou sledu jednotlivých operací či úpravami provozních parametrů jednotlivých procesů.

V tomto ohledu se před každým vodárenským technologem vždy rozprostírá paleta variant uspořádání technologické linky a je na jeho zkušenostech, znalostech a schopnostech kombinovat, aby našel to nejvhodnější uspořádání, a to jak z hlediska kvality upravené vody, tak např. hlediska ekonomiky či spolehlivosti provozu.

6 CITOVANÁ LITERATURA

1. Stephenson T.: *Wat. Sci. Tech.* 34, 191 (1996).
2. Stephenson T.: *Water Quality International*, s. 9, January/February (1998).
3. Dolejš P.: Integrovaná ochrana a využití vodních zdrojů (IWRM) a činnost Global Water Partnership (GWP). Ve sborníku 17.semináře „Aktuální otázky vodárenské biologie“, s. 82-88. VŠCHT Praha 2001.
4. Vejlupek T.: *Business World* 2, č. 2, 55-57 (2001).
5. Stanley S. J. a kol.: *Process Modeling and Control of Enhanced Coagulation*. AWWARF, Denver CO 2000.
6. Dolejš P.: Technologický audit úpraven vody. *Vodní hospodářství* 51, 8-10 (2001).
7. Ives K. J.: *The Scientific Basis of Filtration*. Noordhoff, Leyden 1975.
8. Ives K. J.: *Water Supply*, 8, 151-155 (1990).
9. Collins M.R. a kol.: *Environ. Sci. Technol.*, 20, 1028 (1986).
10. Conzonno V.H. a Cirelli A.F.: *Arch. Hydrobiol.*: 111, 467 (1988).
11. Dolejš P.: Centrifugation study of humic waters coagulation by Brownian motion. In: *Chemistry for Protection of the Environment 1985*, L. Pawlowski, G. Alaerts and W.J.Lacy (Eds) pp. 297-310. Elsevier, Amsterdam (1986).
12. Šorm J. a Žáček L.: Využití spektroskopických metod k hodnocení organického znečištění při procesech úpravy vody. Účel. publ. VÚV č. 16, Praha 1987.
13. Croué J.-P., Korshin G.V., Benjamin M.: *Characterization of Natural Organic Matter in Drinking Water*. AWWA Research Foundation, Denver CO 2000.
14. Thurman E.M. a kol.: v knize *Humic Substances and Their Role in the Environment*. F. H. Frimmel, R. F. Christman (Eds), p.31. Wiley, Chichester, 1988.
15. Aiken G. R.: v knize *Humic Substances in Soil, Sediment and Water*. G. R. Aiken a kol. (Eds), 363 p. Wiley, New York 1985.
16. Thurman E. M.: *Organic Geochemistry of Natural Waters*, str.18. Nijhoff/Junk, Dordrecht 1985.
17. Thurman E. M., Malcolm R.L.: v knize *Aquatic and Terrestrial Humic Materials*. R. F. Christman, E. T. Gjessing (Eds), p. 1. Ann Arbor Sci., Michigan 1983.
18. Packham R. F.: *Proc. Soc. Water Treatment Exam.*, 13, 316 (1964).
19. Leenheer J. A., Malcolm R. L.: *USGS Water Supply Paper No. 1817-E* (1973).
20. Riley J. P., Taylor D.: *Anal. Chim. Acta*, 46, 307 (1969).
21. MacCarthy P. a kol.: *Anal. Chem.*, 51, 2041 (1979).
22. Curtis M. A. a kol.: *Anal. Chem.*, 53, 1195 (1981).
23. MacCarthy P., O'Conneide S.: *J. Soil Sci.*, 25, 420 (1974).
24. Leenheer J. A.: v knize *Organic Species*. R. A. Minear, L. H. Keith (Eds), Vol. III, p. 83. Academic, Orlando 1984.
25. Taylor J. S. a kol.: *JAWWA*, 79, 72 (1987).
26. Weber J. H.: v knize *Humic Substances and Their Role in the Environment*. F. H. Frimmel, R. F. Christman, (Eds), p. 165. Wiley, Chichester 1988.

27. Clark M. M., Jucker C.: ve sborníku Proceedings of the AWWA Membrane Technology Conference. AWWA, Baltimore MD 1993.
28. Danneberg O. H.: Transact.Int.Symp. IAEA, Braunschweig 1977, Vol. II, 221p.
29. Danneberg O. H., Schmidt J.: Die Bodenkultur, 29, 1 (1978).
30. Danneberg O. H.: Die Bodenkultur, 32, 93 (1981).
31. Ladd J. N.: Soil Sci., 107, 303 (1968).
32. Almendros G., Polo A.: Agrochimica, 24, 369 (1980).
33. Ruggiero P. a kol.: Soil Biol.Biochem., 13, 361 (1981).
34. Schnitzer M. a kol.: Can. J. Soil Sci., 63, 425 (1983).
35. Aho J., Lehto O.: Arch.Hydrobiol., 101, 21 (1984).
36. Blondeau R.: Plant Soil, 87, 441 (1985).
37. Gjessing E. T.: Nature, 208, 1091 (1965).
38. Hall K. J., Lee G. F.: Water Res., 8, 239 (1974).
39. Swift R. S., Posner A. M.: J. Soil Sci., 22, 237 (1971).
40. Hine P. T., Bursill D. B.: Water Res., 18, 1461 (1984).
41. Gelotte B.: J.Chromatogr., 3, 330 (1960).
42. Demetriou J. A. a kol.: J. Chromatogr., 34, 342 (1968).
43. Somers T. C.: Nature, 209, 368 (1966).
44. Gjessing E. T.: v knize Influence of Natural organic matter characteristics on drinking water treatment and quality, p. 5-1, Université de Poitiers, Poitiers, 1996.
45. Johnston H. H.: Soil Sci. Soc. Amer. Proc., 25, 32 (1961).
46. MacKenzie A. F., Dawson J. E.: J. Soil Sci., 13, 160 (1962).
47. Thornton J. I.: J. Chromatogr., 103, 402 (1975).
48. Ceccanti B., Nannipieri P.: v knize Recent Developments in Chromatography and Electrophoresis. A. Frigerio, L. Renoz (Eds), Vol. I, 225 p. Elsevier, Amsterdam 1979.
49. de Nobili M. a kol.: VIIth Int.Symp. Humus et Planta, p. 77, Praha 1983.
50. Ceccanti a kol.: Soil Sci., 142, 83 (1986).
51. van Dijk H.: v knize Soil Biochemistry. A. D. McLaren, J. Skujinš (Eds), p. 16. Dekker, New York 1971.
52. Schnitzer M.: v knize Soil Organic Matter. M. Schnitzer, S. U. Khan (Eds), p. 1. Elsevier, Amsterdam 1978.
53. Schnitzer M., Desjardins J. G.: Soil Sci. Soc. Amer. Proc., 26, 362 (1962).
54. Schnitzer M., Khan S. U.: Humic Substances in the Environment, p. 28. Dekker, New York 1972.
55. Wiesemüller W.: Albrecht Thaer.Arch., 9, 419 (1965).
56. Flaig W. a kol.: v knize Soil Components. J. E. Gieseking, (Ed.), Vol. I, p. 1. Springer-Verlag, New York 1975.
57. Piret E. L. a kol.: Sci. Proc. Roy. Dublin Soc.-Ser.A, 1, 69 (1960).
58. Visser S. A.: J. Soil Sci., 15, 202 (1964).
59. Visser S. A.: Soil Sci., 96, 353 (1963).

60. Khan S. U.: Soil Sci., 112, 401 (1971).
61. Hatcher P. G. a kol.: Organ. Geochem., 2, 77 (1980).
62. Hatcher P. G. a kol.: Organ. Geochem., 2, 87 (1980).
63. Mendez J.: Geoderma, 1, 27 (1967).
64. Hansen E. H., Schnitzer M.: Soil Sci. Soc. Amer. Proc., 31, 79 (1967).
65. Cheshire M. V. a kol.: Tetrahedron, 23, 1669 (1967).
66. Chen Y., Schnitzer M.: J. Soil Sci. Soc. Am., 40, 866 (1976).
67. Orlov D. S.: Gumusovyje kyseloty počv, str. 60. Izd. Moskovskogo Univ., Moskva 1974.
68. Khan S. U.: Pesticides in the Soil Environment, p. 45. Elsevier, Amsterdam 1980.
69. Shuman M. S.: v knize Organic Acids in Aquatic Ecosystems, p. 103. E.M.Perdue a E. T. Gjessing (Eds). John Wiley & Sons Ltd., Chichester 1990.
70. Shumann M. S. a kol.: v knize Organic Acids in Aquatic Ecosystems, p. 147. E.M.Perdue a E. T. Gjessing (Eds). John Wiley & Sons Ltd., Chichester 1990.
71. Hahn H. H., Stumm W.: v knize Advances in Chemistry Series No. 79, Adsorption from Aqueous Solution, p. 91. Amer. Chem. Soc., Cambridge, Mass. 1968.
72. Stumm W., O'Melia C. R.: J. Amer. Water Works Assoc., 60, 14 (1968).
73. Tuček F., Chudoba J., Koniček Z. a kol.: Základní procesy výpočty v technologii vody, 499 str. SNTL, Praha 1988.
74. Schnitzer M.: v knize Soil Organic Matter, p. 18 a 22. M. Schnitzer a S. U. Khan (Eds). Elsevier, Amsterdam 1978.
75. Vik E. A., Eikebrokk B.: v knize Advances in Chemistry Series No. 219, Aquatic Humic Substances: Influence on Fate and Treatment of Pollutants, 385p. I.H. Suffet a P. MacCarthy (Eds). Amer. Chem. Soc., Washington, DC 1989.
76. Gedan H. a kol.: Colloid & Polymer Sci., 260, 1151 (1982).
77. O'Melia C. R.: v knize Physicochemical Processes for Water Quality Control, p. 61. W. K. Weber, Jr. (Ed.). Wiley, New York 1972.
78. Horák J., Pašek J.: Návrh průmyslových chemických reaktorů z laboratorních dat. SNTL, Praha 1980.
79. Weilenmann U. a kol.: Limnol. Oceanogr., 34, 1 (1989).
80. Neal C.: Journal of Hydrology, 104, 141 (1988).
81. Brodský A.: v knize: Technická příručka pro pracovníky oboru úpravy vody. Účelový náklad ČKD Dukla, Praha 1981.
82. Maštalíř L.: A. O. 228 029, 27. 12. 1983.
83. Brink D. R. a kol.: J. Amer. Water Works Assoc., 90, 199 (1988).
84. Hereit F., Mutl S., Vágner V.: Vodní hospodářství, B27, 80 (1977).
85. Mutl S.: Sklenicová optimalizační zkouška. Metodická inform. MLVH ČR č. 17. MLVH Praha 1984.
86. Žáček L.: Vodní hospodářství, B39., 5 (1989).
87. Graham N. J. D.: Wat. Res., 22, 1229 (1988).
88. Hahn H. H., Stumm W.: J. Colloid Interface Sci., 28, 123 (1968).
89. Beneš P., Majer V.: Trace Chemistry of Aqueous Solutions. Academia, Praha 1980.
90. Dolejš P.: ve sborníku konference Hydrobiologie a kvalita vody údolních nádrží, s. 210. ČSVTS JěBC a JiVaK, Č. Budějovice 1984.

91. Dolejš P.: A simple test for determination of optimal doses in the treatment of humic waters. In: Chemical Water and Wastewater Treatment, H. H. Hahn and R. Klute (Eds) pp. 377-390. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg (1990).
92. Velz C. J.: Civil Engineering, 4, 345 (1933).
93. Dolejš P.: Considerations on the Collision Efficiency Factor in Coagulation of Dissolved Natural Organic Matter, pp. 165-172. In: Natural Organic Matter in Drinking Water – Origin, Characterization, and Removal. AWWA, Denver 1994.
94. Dolejš P.: Influence of algae and their exudates on removal of humic substances and optimal dose of coagulant. Wat. Sci. Tech. 27, 123-132 (1993).
95. Hejzlar J., Dolejš P., Komárková J., Sed'a J., Šimek K. and Vyhnálek V.: Effect of biomanipulation on the structuring of the planktonic food web and water treatability by coagulation. Water Science and Technology, 37, No. 2, pp. 105-112 (1998).
96. Dolejš P.: Effects of Temperature, Coagulant Dosage and Rapid Mixing on Particle-Size Distribution. Environment Protection Engineering, 9, 55-66 (1983).
97. Dolejš P.: Interaction of Temperature, Alkalinity and Alum Dose in Coagulation of Humic Water. In: Chemistry for Protection of the Environment, L. Pawlowski, A. Verdier, W. J. Lacy (eds.), pp. 169-178. Elsevier, Amsterdam, 1984.
98. Dolejš P.: The Effects of Temperature, pH and Rapid Mixing Gradient on the Formation of Particles in Treatment of Humic Water. In: Chemical Water and Wastewater Treatment II, H. H. Hahn and R. Klute (Eds), pp. 65-77. Springer-Verlag Berlin Heidelberg 1992.
99. Dolejš P.: Treatment of low alkalinity humic waters with partially neutralized aluminium sulphate. Environ. Technol. Lett., 10, 41-48 (1989).
100. Dolejš P., Kalousková N., Paillard H., Prados M. and Legube B.: Coagulation of Humic Water with Fenton Reagent. In: Chemical Water and Wastewater Treatment III, 117-129. R. Klute and H. H. Hahn (Eds.). Springer Verlag, Berlin Heidelberg 1994.
101. Dolejš P., Kalousková N.: Effects of Declining and Constant Rate Direct Filtration on Treatment of Soft Humic Waters. In: Influence of natural organic matter characteristics on drinking water treatment and quality, Workshop Proceedings. Université de Poitiers, 18-19 September 1996.
102. Dolejš P., Ditrich O., Machula T., Kalousková N. and Půžová G.: Monitoring of *Cryptosporidium* and *Giardia* in Czech drinking water sources. In Water Sanitation and Health, s. 147-151. I. Chorus et al. (Eds). IWA Publishing, London 2000.
103. Dolejš P., Ditrich O., Machula T., Kalousková N. and Půžová G.: Occurrence and Separation of *Cryptosporidium* oocysts in Drinking Water Treatment. Water Science and Technology 41, No.7, s. 159-163 (2000).
104. Dolejš P., Tříška J.: Ozonizace organických mikropolutantů při úpravě podzemní vody. Vodní hospodářství, 51, č. 5, 124 – 126 (2001).

Poznámka:

Publikace předkladatele habilitační práce jsou záměrně uvedeny jako plné citace.

7 ABSTRACT

Drinking water treatment practice has to realize that there is a need for more process oriented approach in design and operation of water treatment plants. Changes in water quality parameters are resulting from chemical and/or biological processes on a molecular basis within the water microscale. This is one reason, why drinking water treatment is a very complex discipline, which calls for supply and subsequent in-depth analysis of all information available in several key scientific disciplines. Information flow from research into practice is considered to be one of the poorly managed areas in our water industry.

Technological auditing of the waterworks treatment train is suggested as one option to help information flow and to upgrade plant performance from both technological and economical points of view e.g. by identifying operational bottlenecks. Methodology of waterworks technological auditing is introduced.

Basic part of organic substances, which occur in our water sources, are humic substances (also called natural organic matter – NOM). To understand and control processes of water treatment on a purely scientific level, detailed characterisation of NOM would be necessary. But:

- such chemical information should be made available to a plant operator nearly on a continuous basis to adjust treatment processes to the changing water quality parameters. With respect to the nature of such an analysis, it would be hardly ever possible
- absolute majority of coagulation theories is based e.g. on stability diagrams, which are valid only in laboratory systems without any presence of substances like NOM.

This leads to the necessity to base solution of real water treatment problems on good experimental knowledge of each system to be treated, and on practical experience, which might supply some analogies from systems studied in the past. The newly proposed test for determination of optimum chemical conditions of coagulation has roots in this fact and limitations.

Also another important variable – temperature – was studied by a large setup of factorial designed experiments to answer basic relations of the temperature influence on destabilization of humic substances, particles formation, growth and their sedimentation velocities. Based on pilot-plant studies, it was concluded that the higher the water temperature the higher the optimum dose of aluminium sulphate coagulant. With respect to optimum pH, the increase of temperature requires higher pH.

Extracellular substances, which are produced e.g. by algae and their influence on coagulation was also studied. It has been concluded that the sole presence of algae cells in the system increases the optimum coagulant dose, while the extracellular substances produced by algae often act as coagulation aid and decrease the optimum coagulant dose.

Partially neutralized aluminium sulfate produced right at the treatment plants is reported as another option, which has been successfully introduced into the waterworks practice before prepolymerized aluminium coagulants were made commercially available.

After preparing aggregates they have to be separated from the bulk water by separation processes. As an alternative to constant rate rapid filters, declining rate filters were for the first time introduced into the Czech practice with a great success. Together with studies of the filter behaviour at high filtration rates, removal of *Cryptosporidium* and *Giardia* was studied under different treatment train conditions (direct filtration, sedimentation, ozonation etc.). Need for complexity of all studies and experiments is stressed.