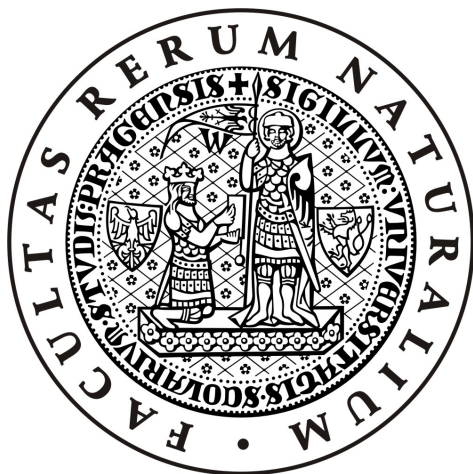


Universita Karlova v Praze
Přírodovědecká fakulta
Ústav pro životní prostředí



VYUŽITÍ VZNÁŠENÉ VRSTVY ZRNITÉHO MATERIÁLU PŘI ÚPRAVĚ PITNÉ VODY

APPLICATION OF FLUIDISED LAYER OF GRANULAR MATERIAL IN WATER TREATMENT

Diplomová práce

Jan Čuda

Vedoucí diplomové práce: Ing. Libuše Benešová, CSc.

Praha, duben 2010

Prohlašuji, že jsem tuto diplomovou práci vypracoval samostatně s využitím uvedené literatury a informací, na něž odkazuji. Svoluji k jejímu zapůjčení s tím, že veškeré (i přejaté) informace budou řádně citovány. Rovněž prohlašuji, že předložená diplomová práce je totožná s elektronickou verzí vloženou do SIS.

V Praze dne 23. dubna 2010

Jan Čuda

Poděkování

Chtěl bych vyjádřit svůj vděk všem, kteří mi pomohli při tvoření této práce. Rád bych poděkoval svojí školitelce Ing. Libuši Benešové, CSc. za pečlivé přečtení práce, diskuzi k tématu a připomínky k práci. Dále děkuji Ing. Petře Bubákové a Ing. Bohumilu Kneslovi za pomoc při poloprovozním měření a za rady, které pomohly zlepšit tuto práci. Rodičům děkuji za podporu při studiu a za zázemí které mi vytvořili. Radce Pokorné děkuji za pomoc při úpravě textu a osobní podporu.

Obsah:

ABSTRAKT	5
ABSTRACT	6
I. ÚVOD	7
II. CÍLE DIPLOMOVÉ PRÁCE	9
III. TEORETICKÁ ČÁST	10
1. Typy příměsí ve vodě	10
2. Vlastnosti příměsí	11
2.1 Stupeň disperzity	11
2.2 Afinita k vodě	11
2.3 Kinetická stabilita koloidů.....	12
2.4 Agregátní stabilita koloidů	12
3. Chemická úprava vody	16
3.1 Destabilizace	16
3.2 Agregace.....	18
4. Separace	29
4.1 Filtrace.....	29
4.2 Separace fluidní vrstvou zrnitého materiálu.....	30
5. Úpravna vody Želivka	32
IV. EXPERIMENTÁLNÍ ČÁST	34
6. Metodika	34
6.1 Poloprovozní model	34
6.2 Chemická analýza filtrátu.....	40
6.3 Test agregace.....	41
V. VÝSLEDKY	43
7. Kvalita surové vody	43
8. Poloprovozní měření	43
8.1 Pomalé míchání děrovanými stěnami.....	43
8.2 Rychlé míchání vznášenou vrstvou – agregace.....	45
8.3 Rychlé míchání vznášenou vrstvou – separace	47
8.4 Srovnání aplikovaných režimů míchání při různých filtračních rychlostech	48
VI. DISKUSE	50
VII. ZÁVĚR	51
VIII. LITERATURA	52
IX. INTERNET	54
X. SEZNAM POUŽITÝCH SYMBOLŮ	55
XI. PŘÍLOHY	57

ABSTRAKT

V České republice je v současné době nejběžnější technologií využívanou pro výrobu pitné vody chemická úprava vody. Principem procesu je destabilizace nežádoucích příměsí pomocí nadávkování destabilizačního činidla do surové vody, vytvoření separovatelných agregátů a jejich následné odstranění filtrací vrstvou zrnitého materiálu. Optimalizace vodárenských provozů bývá převážně řešena změnou chemických parametrů, tj. typicky změnou dávky destabilizačního činidla. Menší důraz je kladen na úpravu fyzikálních parametrů při úpravě vody, jakými jsou např. doba a intenzita míchání. Ty mají přitom zásadní vliv na vlastnosti vloček (velikost, hustota, kompaktnost) a tedy následně i na jejich separovatelnost.

Předkládaná práce si klade za cíl zhodnotit vliv intenzity míchání na vlastnosti suspenze. Vliv míchání na vlastnosti agregátů byl ověřen na poloprovozním modelu úpravy vody umístěném na vodárně Želivka, která je napájena z nádrže Švihov. Poloprovozní model pracoval ve dvou módech – 1) pomalé míchání děrovanými stěnami a 2) rychlé míchání vznášenou vrstvou zrnitého materiálu. Rychlé míchání bylo nastaveno buď agregační (sloužilo pouze k zamíchání destabilizačního činidla), nebo separační (separace agregátů probíhala již ve vznášené vrstvě).

Vyhodnocení působení intenzity gradientu rychlosti na vlastnosti agregátů bylo provedeno testem agregace. Účinnost separace byla vyhodnocena analýzou chemických parametrů filtrátu (zbytkové koncentrace Al). Byl zhodnocen vliv intenzity míchání na délku filtračního cyklu a na hodnotu koeficientu účinnosti separace.

Byl potvrzen vliv intenzity míchání na velikostní rozložení agregátů, aplikace vyššího gradientu rychlosti (míchání vznášenou vrstvou, $G = 378 \text{ s}^{-1}$) se projevila jako vhodnější pro separaci pískovou rychlofiltrací. Při aplikaci nízkého gradientu rychlosti ($G = 68 \text{ s}^{-1}$), který byl dosahován mícháním děrovanými stěnami, byly produkovány částice nevhodného velikostního složení pro pískovou rychlofiltraci. Hodnota koeficientu účinnosti separace φ byla vyšší při aplikaci vyšších intenzit míchání, zároveň byl prokázán vliv intenzity míchání na průměrnou délku filtračního cyklu - délka filtračních cyklů byla vyšší při aplikaci vyšších intenzit míchání.

ABSTRACT

Chemical treatment is the most often method used in water treatment in the Czech republic. It is based on dosage of destabilisation reagent into raw water, formation of separable aggregates and their separation by sand filtration. Waterworks optimisation is predominantly carried out by change of the chemical parameters, typically by change of destabilisation reagent dose. Physical parameters in water treatment like the magnitude of the velocity gradient and period of its duration are undervalued commonly, although they have crucial effect on quality of the aggregates. Character of the aggregates (size, density, compactness) influence their separability.

This study aims at evaluation of influence of the magnitude of the velocity gradient on quality of suspension formed. Influence of stirring intensity was performed on the pilot plant situated in the Želivka waterworks, which is fed from Švihov reservoir. The pilot plant worked at two modes: 1) slow stirring by perforated baffles and 2) fast stirring by fluidised layer of granular material. Fast stirring was either aggregational (served only as stirring element), or separational (separation of aggregates proceed already in the fluidised layer)

Influence of the magnitude of velocity gradient was evaluated by aggregation test. Separation effectivity was assessed by the means of filtrate chemical analysis (Al residual concentration). The influence of the velocity gradient on the filtration duration and the coefficient of separation effectivity was determined.

Influence of stirring intensity on formed size classes of aggregates was confirmed, application of higher velocity gradient (stirring by fluidised layer $G = 378 \text{ s}^{-1}$) appeared more suitable for sand filtration separation. Application of low velocity gradient ($G = 68 \text{ s}^{-1}$) achieved by stirring by perforated baffles produced particles of unsuitable size for sand filtration. Influence of stirring intensity on filtration cycle average duration was confirmed as well. Filtration cycle duration and separation coefficient value φ was higher with greater stirring intensity.

I. ÚVOD

Voda patří mezi základní stavební elementy života a je nenahraditelnou součástí veškerých známých forem organismů na Zemi, tedy i člověka. Jako zdroj a strategická surovina bude voda s velkou pravděpodobností i nadále nabývat na významu v celém světě. Je proto nutné toto přírodní bohatství chránit a pečovat o něj.

Úkolem vodárenství je zabezpečit v místě spotřeby pitnou vodu optimální jakosti a v dostatečném množství. Ve středoevropských podmínkách je na rozdíl od jiných částí světa relativní dostatek kvalitních vodních zdrojů, díky nimž lze uspokojit potřeby všech spotřebitelů. Nejvyšší zdroje surové (neupravené) vody poskytují hluboké vrty. Pro jejich nedostatek je ale většina poptávky v České republice uspokojována vodou smíšenou či povrchovou, především z vodárenských nádrží (Kratzer, Kožíšek 2006). Kvalita povrchové vody je proměnlivá, surová voda potřebuje před dodáním ke spotřebiteli různou míru úpravy, aby dosahovala požadovaných parametrů a vyhovovala po zdravotní i sensorické stránce. V neposlední řadě závisí jakost vody na technickém stavu rozvodné sítě. Pokud není stav distribuční sítě pravidelně revidován, nebo byla síť nevhodně navržena, může dojít ke kontaminaci upravené vody a předchozí úprava a vynaložené prostředky přijdou vniveč. Výsledná kvalita pitné vody u spotřebitele je tedy v praxi důsledkem tří faktorů: vlastností surové vody, použité technologie úpravy vody a charakteru rozvodné sítě.

Látky různého původu a chemického složení se dostávají do povrchových zdrojů vod jako produkty zvětrávání hornin, splachem z povodí a také jako výsledek lidské činnosti. Povrchové zdroje na rozdíl od podzemních obsahují zvýšené množství částic v koloidním stavu, které je nutné při úpravě z vody odstranit. Nejčastěji používaným způsobem úpravy je nadávkování destabilizačního činidla (v praxi nejčastěji trojmocné soli železa a hliníku). Přidání destabilizačního činidla způsobí destabilizaci částic, které pak mohou vlivem míchání agregovat do větších objektů (agregátů, vloček), čímž je umožněno jejich odstranění (separace) dalšími postupy, např. sedimentací, čířením nebo flotací a filtrací (Sukovický, Višňovský 1971, Tuček et al. 1988). Na vlastnosti vzniklých agregátů (vloček) má vliv celá řada faktorů: pH, dávka a typ destabilizačního činidla, teplota, množství znečišťujících příměsí, fyzikální a chemické vlastnosti příměsí a doba a intenzita působení gradientu rychlosti (Mutil 1984).

Optimalizace podmínek při úpravě pitné vody je na vodárenských provozech zpravidla řešena změnou chemických parametrů, typicky změnou dávky destabilizačního činidla.

Optimalizace fyzikálních parametrů, které jsou neméně důležité, je však prováděna zřídka. Mezi fyzikální parametry patří především podmínky míchání, tj. velikost a doba působení použitého gradientu rychlosti, které významně ovlivňují vlastnosti tvořených agregátů. V provozech úpravy vody je proces míchání často podceňován a problémy s dosažením vyhovující kvality pitné vody jsou řešeny většinou zvyšováním dávky destabilizačního činidla, případně dávkováním pomocných agregačních činidel, což výrazně zvyšuje cenu úpravy.

Předkládaná diplomová práce se zabývá využitím vznášené vrstvy při úpravě pitné vody. Zaměřuje se na vliv podmínek míchání na vlastnosti vzniklých agregátů, které následně ovlivňují efektivitu jejich separace. Cílem je potvrdit, že vznášená vrstva může být použita jako agregační (míchací) prvek vhodný pro přípravu suspenze pro jednostupňovou separaci (filtraci) a zároveň jako separační prvek, který filtraci předchází a výrazně prodlouží délku filtračních cyklů.

II. CÍLE DIPLOMOVÉ PRÁCE

- 1) Poloprovozní měření vlivu gradientu rychlosti a jeho distribuce na charakter vznikající suspenze na modelu instalovaném na úpravně vody Želivka, která upravuje vodu z vodárenské nádrže Švihov.
- 2) Zhodnocení agregační účinnosti míchání fluidní vrstvou zrnitého materiálu (vysoký gradient rychlosti, rovnoměrná distribuce) a děrovanými stěnami (nízký gradient rychlosti) a posouzení vhodnosti jednotlivých suspenzí pro přímou pískovou filtraci.

III. TEORETICKÁ ČÁST

1. Typy příměsí ve vodě

V přírodních vodách se vyskytuje celé spektrum znečišťujících příměsí, které je nutné při úpravě surové vody na vodu pitnou odstranit, či přesněji řečeno minimalizovat jejich obsah. Přítomnost těchto látek není žádoucí, protože mohou způsobovat zdravotní rizika nebo negativně ovlivňovat organoleptické (sensorické) vlastnosti vody.

Přírodní vody dělíme podle původu na podzemní, povrchové a dešťové srážky. Vody srážkové se v našich podmínkách pro vodárenské účely nevyužívají, protože jejich znečištění se silně mění kontaminací exhaláty a místními meteorologickými podmínkami. Srážkové vody jsou navíc málo mineralizované, a proto nemají vhodné parametry pitné vody. Podzemní vody mají stálější chemické a fyzikální vlastnosti, které se příliš nemění v průběhu roku. Mají stálou teplotu, biologické oživení je v nich minimální a obsahují malé množství dispergovaných látek. Povrchové vody jsou oproti nim mnohem dynamičtější ve svých charakteristikách v průběhu roku. Velmi kolísá jejich teplota i biologické oživení, během epizod přívalových dešťů mohou být silně obohaceny o dispergovaný podíl splachem z povodí. Mění se v nich i obsah rozpuštěných solí, podle toho do jaké míry jsou naředěny dešťovými srážkami (Tesařík 1985).

Přírodní vody obsahují látky které mohou být povahy minerální (např. hlinitokřemičitany, jíly) nebo organické (např. huminové látky, cukry, tuky, bílkoviny), které se mohou vyskytovat ve formě rozpuštěné nebo nerozpuštěné. Obsahují také živé organismy (např. řasy, bakterie, sinice). Organické látky ve vodách můžeme dále rozdělit podle jejich původu – látky vzniklé lidskou činností (antropogenní) a přírodní organické látky. *Přírodní organické látky* (NOM – Natural Organic Matter) mohou být původu allochtonního (výluhy z půdy a sedimentů) a autochtonního (produkty životní činnosti organismů a látky vzniklé biologickými a chemickými přeměnami odumřelých buněk) (Pitter 1999). Velké nebezpečí NOM spočívá v tom, že při hygienickém zabezpečení vody chlorací vznikají reakcí organických látek (např. huminů) a chlóru nebezpečné karcinogenní látky (Pivokonská 2007).

Přírodní organické látky, můžeme rozdělit do dvou podskupin: *extracelulární organické látky* (EOM – Extracellular Organic Matter) jsou metabolity vylučované organismy do vodního prostředí a *intracelulární organické látky* (IOM – Intracellular Organic Matter), které vznikají rozkladem buněk organismů po jejich odumření.

2. Vlastnosti příměsí

Příměsí obsažené ve vodě mají různé fyzikální a chemické vlastnosti, které jsou důležité při procesu úpravy vody. Podle charakteru upravované vody (vlastností příměsí obsažených ve vodě) jsou pak aplikovány různé mechanické, chemické i biologické postupy úpravy. Příměsí můžeme členit podle velikosti, afinity k vodě, chemického složení, charakteru povrchu částic, nebo podle náboje na povrchu částic.

2.1 Stupeň disperzity

Pokud jsou v suspenzi všechny dispergované látky stejné velikosti, hovoříme o monodisperzním systému. Částice, které se vyskytují ve vodě nejsou ale jen jednou velikostní frakcí, voda obsahuje částice o různé velikosti. Vody používané pro potřeby vodárenství jsou z fyzikálně-chemického pohledu disperzní soustavy, jež můžeme rozdělit podle velikosti frakcí do tří kategorií dle velikosti částic (Tesařík 1985).

- 1) *Hrubé disperze* (částice > 500 nm)
- 2) *Koloidní disperze* (částice 1-500 nm)
- 3) *Analytické disperze* (částice < 1 nm)

Přechod mezi jednotlivými velikostními kategoriemi je plynulý, hranice mezi jednotlivými frakcemi ve skutečnosti nejsou ostře vymezeny. Stupeň disperzity je ovšem důležitým ukazatelem kinetické stability částic, viz. níže.

2.2 Afinity k vodě

Koloidní částice můžeme členit podle afinity k vodě na *hydrofilní* a *hydrofobní*. Hydrofilní částice vznikají samovolným rozpouštěním tuhých částic ve vodě. Jsou to soustavy stálé, prostředí jsou stabilizovány nábojem a hydratací. Hydrofilní částice můžeme dále rozdělit na *molekulární* a *micelární koloidy*. Molekulární koloidy jsou tvořeny jednotlivými makromolekulami, micelární koloidy jsou tvořeny nízkomolekulárními látkami shloučenými do větších objektů. Ke tvorbě micel dochází až od překročení určité koncentrace nízkomolekulárních látek (tzv. kritická micelární koncentrace), při koncentracích nižších by tyto látky tvořily pravé roztoky. Mezi hydrofilní makromolekulární koloidy patří bílkoviny, polysacharidy, třísloviny, mezi hydrofilní micelární koloidy patří např. tenzidy a saponiny (Tesařík 1985; Pivokonská 2007). Částice hydrofilního charakteru můžeme vyloučit přidáním

elektrolytu o velké koncentraci, chemickou reakcí, či přidavkem koloidní disperze s opačným nábojem částic (Pivokonský 2002).

Hydrofobní částice jsou odděleny od vody vlastním fázovým rozhraním. Nevznikají samovolným rozpouštěním jako hydrofilní koloidní částice, ale dispergací, nebo srážením. Na svém povrchu vážou jen velmi málo molekul vody. Neodpuzují tedy vodu zcela, ale vážou jednu nebo několik vrstev vody při fázovém rozhraní mezi vodou a částicí (Polášek, Mutl 1996). Tyto částice nejsou agregátně stálé, mohou se tedy samovolně spojovat do větších celků. Při úpravě vod se využívá přidavku koagulačního činidla, které způsobí spojení částic do větších celků a jejich sedimentaci. Jako příklad hydrofobních částic vyskytujících se ve vodě můžeme uvést hydratované oxidy kovů, amorfni oxid křemičitý, nebo tuky a oleje (Tesařík 1985, Pivokonská 2007).

2.3 Kinetická stabilita koloidů

Koloidní částice se vyznačují dvěma typy stability: *kinetickou* a *agregátní*. Kinetická stabilita je schopnost disperzní soustavy uchovávat rovnoměrné rozdělení částic v celém objemu, neboli odolnost částic proti působení silového pole při nezměněném stupni disperzity (Vojuckij 1984).

Částice dělíme na *kineticky stabilní* (stálé, nesedimentují) a *nestabilní* (nestálé, sedimentují). Hrubé disperze jsou kineticky nestálé, podléhají procesům sedimentace. Naopak koloidní a analytické disperze jsou kineticky stálé, tedy stabilní v silovém poli, jsou tudíž odolné vůči procesům sedimentace. Koloidní částice jsou stabilní v silovém poli, ale změnou podmínek ve vodním prostředí může dojít k usnadnění jejich spojování do větších objektů. Aby se částice mohly spojovat ve větší agregáty, je nutné jejich přiblížení na vzdálenost, kde už mohou působit síly van der Waalsova typu. Jsou to síly, které působí mezi atomy a molekulami, ale mohou ovládat i makroskopické objekty. Interakce mezi makroskopickými částicemi vznikají samovolnou magnetickou polarizací, která vytváří proměnlivé elektromagnetické pole v okolí částic (Gregory 1989).

2.4 Agregátní stabilita koloidů

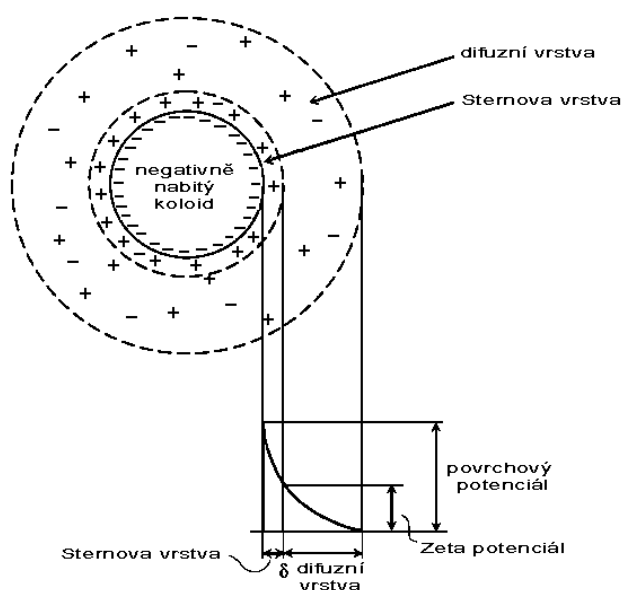
Agregátní stabilita je definována jako stálost se kterou je v systému zachován stupeň disperzity, tj. schopnost částic odolávat spojování ve větší kineticky nestálé celky (Pitter 1999). Agregátní stabilita je předpokladem pro stabilitu kinetickou: částice se navzájem neshlukují a nevytvářejí větší objekty. Koloidní a analytické částice jsou odolné vůči agregaci. Koloidní a analytické částice jsou také resistantní proti adhezi na jiných površích

(Pivokonský 2002). Pro adhezi na cizích površích je kromě velikosti částic také důležitá povrchová struktura, částice s kompaktním povrchem („hladké částice“) mají menší přilnavost než částice, jejichž povrch je členitý („drsné částice“). Porušení agregátní stability koloidních částic je důležité při úpravě vody, agregátně stabilní částice není možné odstranit (Gregory 1989; Polášek, Mutl 1996).

2.4.1 Stabilizace elektrickou dvojvrstvou

Většina částic přítomných ve vodním prostředí nese na svém povrchu elektrický náboj, např. v důsledku ionizace povrchové vrstvy, specifické adsorpce iontů, nebo jiných příčin. V roztocích elektrolytů není distribuce iontů okolo nabitých částic náhodná, nerovnoměrné rozložení iontů vede ke vzniku *elektrické dvojvrstvy*. Elektrická dvojvrstva, která se skládá ze dvou vrstev s opačnými elektrickými náboji, je příčinou stability hydrofobních částic.

Názory na stavbu elektrické dvojvrstvy se v čase vyvíjely, v současnosti je považována za platnou teorie Sternova (Tesařík 1985). Tato teorie předpokládá, že celý systém skládající se z jádra a dvojvrstvy bude mít neutrální náboj (viz. Obr. 1).



Obr. 1: Stenův model elektrické dvojvrstvy
(upraveno podle Strnadová, Janda 1999)

Jádro koloidní částice je tvořeno pevnou fází, která na svém povrchu nese náboj, zpravidla kladný. Elektrická dvojvrstva je tvořena dvěma vrstvami: vnější a vnitřní. Vnitřní, neboli Sternova vrstva, je pevně vázána na pevnou fázi, tvoří ji ionty specificky absorbované ionty. Sternova vrstva se nepohybuje a tudíž kineticky náleží k tuhé fázi. Tato vrstva úplně

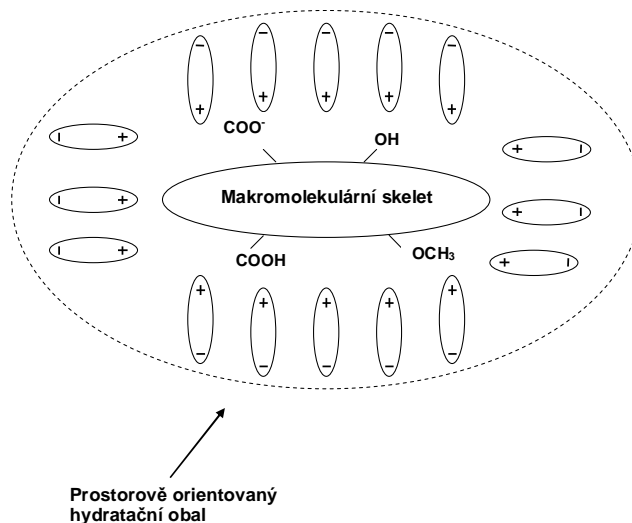
nekompenzuje náboj jádra. Část náboje musí být tedy kompenzována na vnější vrstvě, neboli difúzní vrstvě, ve které statisticky převládají ionty s nábojem opačným oproti náboji na pevné fázi - jádře. Difúzní vrstva se může oproti Sternově vrstvě pohybovat. Pohybové rozhraní mezi Sternovou vrstvou a ostatní kapalinou vykazuje *elektrokinetický potenciál* ζ (zeta), který vypovídá o míře stability koloidních částic ve vodě. Velikost ζ potenciálu obvykle nepřesahuje 100 mV, je závislé na koncentraci iontů v kapalině.

Abychom narušili agregátní stabilitu koloidních částic, musíme přidat ionty opačného náboje, než nesou částice ve Sternově vrstvě. Pokud dojde k poklesu ζ potenciálu pod kritickou hodnotu (cca 30 mV), dojde k zeslabení elektrostatických odpudivých sil a může dojít ke koagulaci částic. (Tesařík 1985).

Stabilita hydrofobních koloidů je výsledkem rovnováhy mezi přitažlivými Van der Waalsovými silami a odpudivými elektrickými silami. Teorie je známá jako DLVO (Deryagin, Landau, Verwey, Overbeek) a byla vyvinuta nezávisle na sobě dvěma vědeckými týmy (Deryagin, Landau 1941; Verwey, Overbeek 1948). Pokud jsou přitažlivé síly (van der Waalsovy síly) menší než odpudivé síly způsobené elektrickým nábojem, nedojde ke spojení částic. Velikost interakčních sil mezi dvěma částicemi lze spočítat jako součet interakčních sil mezi molekulami tvořící částici A a interakčních sil mezi molekulami tvořící částici B (Gregory 1989).

2.4.2 Stabilizace hydratačním obalem

U hydrofilních koloidních částic organické povahy (např. huminové látky) je jejich stabilita způsobena *hydratačním obalem*. Elektrický náboj na povrchu částic zde vzniká disociací



Obr. 2: Hydratační obal makromolekuly huminových látek (podle Strnadová, Janda 1999)

charakteristických skupin (karboxy-, hydroxy-, sulfo-,amino-skupin) v organické molekule a jejich rozložení podél řetězce molekuly. Přítomnost těchto skupin na povrchu organické molekuly způsobuje prostorovou orientaci dipólů molekul vody a vytváří hydratační obal kolem organické makromolekuly. Model hydratačního obalu je znázorněn na Obr. 2. Hydratačním obalem jsou vzájemně odpuzovány jednotlivé organické makromolekuly, tudíž se nemohou spontánně spojovat do větších celků (Stumm, Morgan 1996).

Je důležité zdůraznit, že prakticky všechny koloidní interakce mají velmi krátký dosah, téměř nikdy není jejich dosah větší než je velikost částic. Z toho vyplývá, že význam koloidních interakcí pro transport částic je mizivý, ovšem pro spojení částic při kolizích je rozhodující (Gregory 1989).

3. Chemická úprava vody

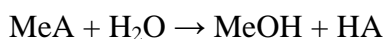
Chemická úprava je nejčastěji používaným postupem úpravy vody ve vodárenství (Kratzer, Kožíšek 2006). Cílem chemické úpravy vody je vytvoření suspenze vhodné pro následující separační stupeň, nebo více stupňů (Pivokonská, Pivokonský 2006). Chemickou úpravu můžeme rozdělit na *destabilizaci* a *agregaci* (synonymem agregace je termín *flokulace*). Souhrnně bývají oba termíny (destabilizace a agregace) v literatuře označovány jako *koagulace*. Není to ovšem terminologicky správně. Koagulace je fyzikálně-chemický proces vedoucí k přechodu koloidního systému v hrubě disperzní systém (Kraus et al. 2007), neboli proces vedoucí ke vzniku agregátů. Je tedy pouze jedním z procesů při úpravě vody, a proto není správné nadřazovat ji procesům ostatním (Pivokonská 2007).

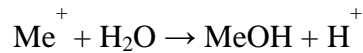
3.1 Destabilizace

Obecně může být destabilizace hydrofobních látek dosažena: potlačením elektrické dvojvrstvy, adsorbicí částic na površích již vytvořených agregátů či specifickou adsorbicí na produktech hydrolyzy hlinitých či železitých solí. Klasickým příkladem destabilizace je potlačení elektrické dvojvrstvy částic, například přidáním jednoduchých elektrolytů, např. NaCl do suspenze. Tím je zvyšována iontová síla, ionty s nábojem opačným než je povrchový náboj částice vstupují do difúzní vrstvy, která obklopuje částici, a pokud je těchto iontů dostatek, dochází k redukci ζ potenciálu. Tím pádem se sníží energie potřebná ke kontaktu shodně nabitých částic (Klouček 2005).

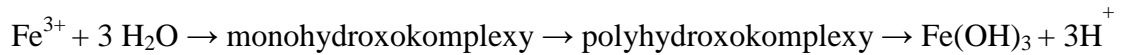
3.1.1 Destabilizační činidla

Nejčastěji používaná destabilizační činidla jsou soli slabých bází a silných kyselin, např. síran hlinitý, síran železitý a chlorid železitý. Ve vodárenské praxi se nejčastěji využívá destabilizace přidáním hlinitých, či železitých solí, jež následně disociují a hydratují za vzniku hydroxokomplexů. Hydroxokomplexy následně polymerizují, polymery mají na povrchu náboj opačný, než je náboj koloidních částic ve vodě (Stumm, Morgan 1996). Nejčastěji používaná destabilizační činidla jsou: síran železnatý $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, chlorid železitý $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, chlorsíran železitý FeClSO_4 a síran hlinitý $\text{Al}_2(\text{SO}_4) \cdot 18\text{H}_2\text{O}$. Hydrolyzu hlinitých a železitých iontů po nadávkování jejich solí popisují následující obecná a iontová rovnice:

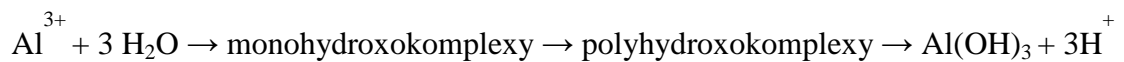




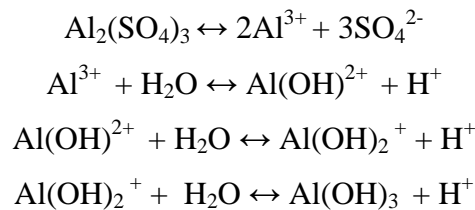
Me je zde kation přidané Al nebo Fe soli, A je anion přidané Al nebo Fe soli. Železité ionty při hydrolyze reagují s vodou reagují dle rovnice:



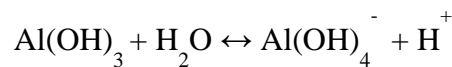
Distribuce následně vzniklých nukleárních hydroxokomplexů je závislá na pH vody. Hlinité ionty hydrolyzují analogicky:



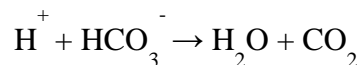
Hydrolyza pokračuje polymeračními reakcemi, při níž vznikají kladně či záporně nabitě polyhydroxokomplexy. Pro příklad uveďme průběh hydrolyzy síranu hlinitého:



v alkalické oblasti probíhá hydrolyza až na hlinitan

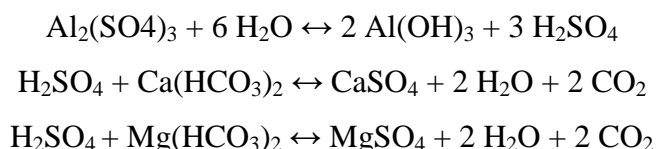


Při hydrolyze vznikají dále vodíkové ionty, které reagují ve vodě s hydrogenuhličitanem:



Tento systém funguje až do vyčerpání neutralizační kapacity vody (tj. přítomných hydrogenuhličitanů) – po překročení hranice pufrací kapacity (dána přítomností hydrogenuhličitanů) dochází k poklesu pH vody. Snižování pH vede ke zpomalení či zastavení hydrolyzy, proto je potřeba udržovat pH ve vhodném rozmezí (Polášek, Mutl 1996).

Optimální hodnotu pH lze zajistit například dávkováním vápna, provzdušněním vody (dojde k ventilaci CO₂ ven z vody, CO₂ nemůže s vodou zreagovat na kyselinu uhličitou a snižovat pH), nebo přidáním sody. Snížení uhličitánové tvrdosti a současné zvýšení síranové tvrdosti se dosáhne podle následujících reakcí (Tesařík, 1985).



Z přidaných chemikálií vznikají hydrolyzou soli hydroxidů, které svým povrchem strhávají nečistoty z vody. Dávka činidla, právě při které dochází k potlačení energetické bariéry bránící spojování částic, se nazývá dávkou optimální, oblast této dávky oblastí optima. Šíře oblastí optima závisí na míře znečištění vody: u málo znečištěných vod je úzká, u silně znečištěných vod široká. Mezi nejdůležitější faktory ovlivňující destabilizaci patří teplota, pH, kyselinová neutralizační kapacita (KNK) a iontová síla roztoku (Tuček et al. 1988).

3.2 Agregace

Částice, které byly destabilizovány se mohou spojovat do větších celků, nebo adherovat na jiných površích. Ve vodárenské praxi po přidání destabilizačního činidla do neupravené vody a jeho následné hydrolyze je umožněno setkávání částic. Částice již nejsou odděleny energetickou bariérou, je tedy umožněno jejich přiblížení na vzdálenost, kde mohou působit přitažlivé síly. Obecně je tedy agregace možná pouze když: 1) dojde ke srážce nebo přiblížení částic, 2) částice jsou schopné se při srážce spojit (Gregory 1989).

3.2.1 Růst a rozpad vloček

Existence vloček je důsledkem rovnováhy sil, jež vločky utvářejí a jiných sil, které je rozbíjejí. Kdyby hypoteticky neexistovaly síly, které vločky rozbíjejí, růst vloček by pokračoval exponenciálně, dokud by se všechny vločky v daném prostoru nepojily v jeden velký agregát. Když by naopak nepůsobily agregační síly, nedošlo by ke spojení částic. Pokud jsou síly destruktivní a agregační v rovnováze, nastává ustálený stav (steady-state) v procesu tvorby vločky. Rychlost růstu vločky R_{floc} se dá vyjádřit podle vztahu (Jarvis et al. 2005) :

$$R_{floc} = \alpha R_{col} - R_{br}$$

kde α je koeficient účinnosti srážek, R_{col} je rychlost srážek částic a R_{br} je rychlost rozpadu částic. Koeficient účinnosti srážek α udává, jaké procento srážek vede k vytvoření agregátů. Inverzní hodnotou pro koeficient účinnosti srážek je míra stability částic $W = 1/\alpha$ (Gregory 1989).

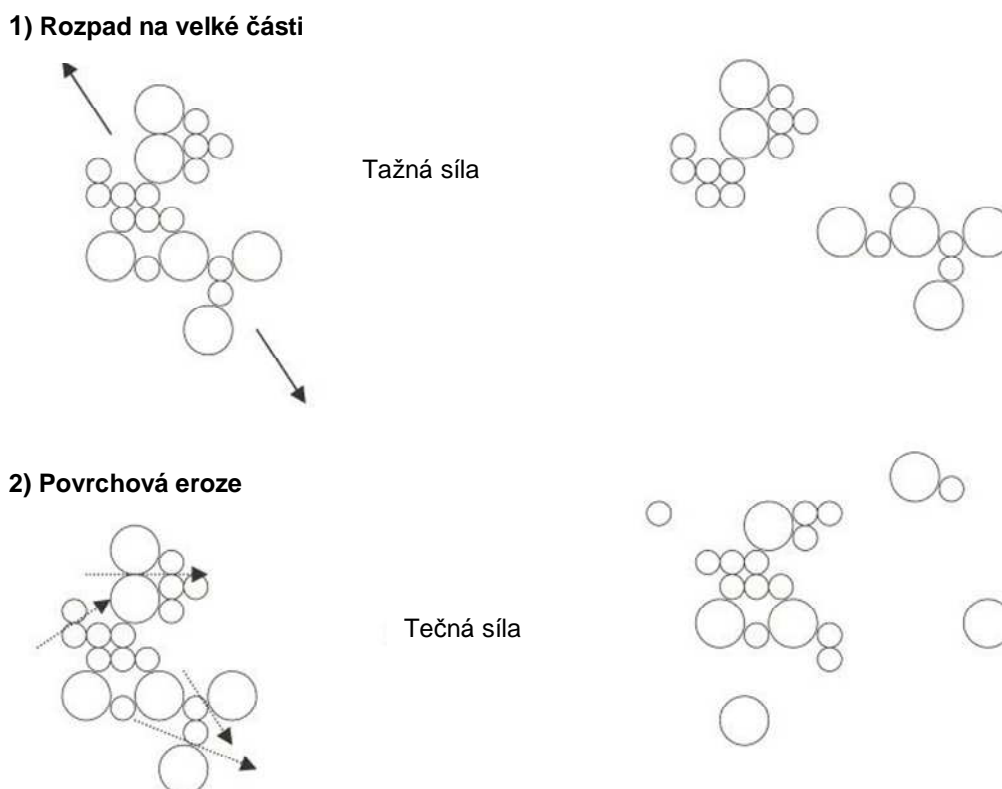
Můžeme tedy říci, že αR_{col} , tedy procento úspěšných srážek vynásobené rychlostí srážek odpovídá rychlosti agregace částic. Pokud je rychlost rozpadu rovna rychlosti agregace, vločka se nachází v rovnovážném stavu a nedochází k růstu ani ke zmenšování vločky. Počet částic v celém systému je stejný. V případě že je rychlost růstu větší než rychlost rozpadu, vločka narůstá a počet částic v systému se snižuje. Koeficient účinnosti srážek není konstantní, mění se s velikostí vloček a velikostí tečné rychlosti. Pro konstantní tečnou rychlost klesá αR_{col} (rychlost agregace částic) s rostoucí velikostí vloček a klesá počet částic v systému.

Rovnovážný stav je dobrým indikátorem kompaktnosti vločky, čili velikostí síly která vločku drží vcelku. Jinak řečeno, síla držící vločku vcelku je rovna síle, která je potřebná k rozbití vločky. Tato síla se rovná součtu působení tažných, kompresních a tečných sil které působí na vločku (Jarvis et al. 2005).

Existují dva typy mechanismů rozpadu vločky, v závislosti na tom jaký typ síly na vločku působí a jakou má vločka velikost. Byly klasifikovány jako *eroze povrchu* (surface erosion) a *rozpad na velké části* (large-scale fragmentation) (Mikkelsen, Keiding 2002). Oba mechanismy jsou znázorněny na Obr. 3. Povrchová eroze je způsobena odebráním malých částíček (primární částice, viz. dále) z povrchu vloček, což má za následek nárůst podílů malých částic. Naopak rozpad na velké části nezvyšuje počet primárních částic v systému, vločka se rozdělí na několik podobně velkých segmentů. Fragmentace vločky na velké části vzniká působením tažných sil které působí na celou vločku, eroze je způsobena tečnými silami které působí na povrchu vločky. Malé vločky spíše podléhají spíše erozi, velké vločky erozi i fragmentaci (Jarvis et al. 2005).

Metodou matematického modelování růstu vločky se zabývali Tambo a Watanabe (1978a, 1978b). Za nejdůležitější faktory vznik popisující růst vloček považují tři bezrozměrné veličiny, tj. dobu agregace, maximální objem vločky a parametr vystihující hustotu vločky. Byla vyvinuta rovnice popisující růst vločky, která je podrobně popsána v literatuře (Tambo, Watanabe 1978a).

Pohyb částic, jež umožňuje setkávání částic je dvojího charakteru. Agregaci můžeme rozdělit podle typu pohybu jež ji řídí na *perikinetickou* a *orthokinetickou*. Oba typy agregace můžeme popsat pomocí rychlosti změn v počtu agregátů vyskytujících se v systému, podle kinetiky procesu (Mutl et al. 2006).



Obr. 3: Mechanismy rozpadu vločky (podle Jarvis et al. 2005)

3.2.2 Perikinetická agregace

Při perikinetické agregaci jsou částice řízeny Brownovým (tepelným) pohybem. Brownův pohyb způsobuje chaotické kmitání částic, které do sebe přitom naráží a prostřednictvím energie srážek se spojují do větších objektů. Perikinetická agregace se uplatňuje jen u velmi malých částic, konkrétně menších než 1 μm . Rychlost pohybu částic závisí na teplotě soustavy. Čím vyšší teplotu bude mít soustava, tím rychleji se budou částice pohybovat a tím více srážek vykonají. Počet srážek částic ovlivňuje rychlost úbytku částic v systému. Rychlost poklesu částic v systému, je ale závislá i na jiných faktorech, např. na

tvaru a velikosti částic a viskozitě kapaliny (Pivokonský 2002). Souhrnně tyto faktory popisuje koeficient účinnosti srážek α , viz. kapitola 3.2.1. Pro praktické využití ve vodárenství je perikinetická agregace nedostačující pro tvorbu dostatečně velkých agregátů, proto se rychlost a počet srážek zvyšuje uměle pohybem kapaliny – mícháním.

3.2.3 Ortokinetická agregace

Částice větších rozměrů se nepohybují pomocí Brownova pohybu. Transport těchto agregátů zprostředkovávají gravitační síla nebo pohyb kapaliny. Velikost částic, která odlišuje perikinetickou agregaci od ortokinetické je 10^{-6} m. Částice s menším průměrem podléhají perikinetické agregaci, částice o průměru větším než 10^{-6} m ortokinetické agregaci. Můžeme rozlišit dva typy ortokinetické agregace podle charakteru pohybu, který částice přiblíží na vzdálenost kde působí adhezní síly.

Vertikální ortokinetická agregace je způsobena tíhovou silou. Protože rychlost sedimentace se liší s různou velikostí částic (větší částice mají větší rychlost sedimentace než menší), dochází ke srážkám částic o různé velikosti. Při kontaktu částic dochází k agregaci ve větší objekty, čímž se rychlost sedimentace ještě zrychluje. Částice o stejné velikosti mají stejnou sedimentační rychlost, nemůže u nich tedy dojít ke kontaktu, tudíž ani k vzájemnému spojení, agregaci (Polášek, Mutl 1996).

Horizontální ortokinetická agregace je stěžejním činitelem při chemické úpravě vody. Je způsobena horizontálním pohybem kapaliny, který je dosahován mícháním (obecně pohybem kapaliny). Při pohybu kapaliny dochází k velkému počtu srážek částic, které pokud jsou destabilizovány, spojují se ve větší celky. Efektivita procesu agregace závisí také na počtu částic ve vodě – čím více částic je přítomno, tím je pravděpodobnější že dojde ke srážce částic. S postupujícím časem od začátku procesu agregace ubývá částic (již se spojily do větších agregátů) a tím i klesá pravděpodobnost srážek. Rychlost a účinnost agregace během procesu klesá (Pivokonský 2002).

Důležité je si uvědomit, že oba typy agregace (peri- a ortokinetická) nejsou dva časově oddělené děje, ale že obě akce probíhají současně. Perikinetická agregace se týká malých částic a ortokinetická velkých částic. V klasickém vodárenském pojetí lze narazit na nepřesné dělení agregace na peri- a ortokinetickou fázi. Toto dělení vychází z praxe při úpravě vody. Po přidání destabilizačního činidla se nejprve vytvoří malé částice (perikinetická agregace), které se potom spojují ve větší celky (ortokinetická agregace).

3.2.4 Průběh agregace

Mutl et al. (2006) člení agregaci chronologicky do čtyř rozdílných, po sobě jdoucích fází. Po destabilizaci následují následující postupně: 1) fáze formace, 2) fáze kompakce, 3) rovnovážná fáze, 4) fáze povrchové eroze.

Fáze formace v podstatě odpovídá perikinetické agregaci. Hlavní úlohu při spojování částic hraje Brownův pohyb a velikost adhezních sil mezi částicemi, role tečných sil je v této fázi zanedbatelná. Úspěšnost agregace je přímo závislá na účinnosti destabilizace. V důsledku působení malé energie při spojování částic je vnitřní struktura agregátů uspořádána nepřilíživě. Proces formace probíhá velmi rapidně, během 30 vteřin po přidání destabilizačního činidla dosahují agregáty velikosti 10^{-6} m.

Fáze kompakce je charakterizována zmenšující se velikostí vzniklých agregátů, vzrůstem jejich hustoty. Vyznačuje se dále zvyšováním velikosti plochy, kterou zabírají agregáty a která roste až do dosažení rovnovážného stavu.

Během *rovnovážné fáze* nedochází ke změnám v počtu a velikosti ani tvaru agregátů. Ve *fázi povrchové eroze* jsou agregáty vystaveny prodlouženému působení tečných sil. To způsobuje pomalou ztrátu (erozi) materiálu z jejich povrchu a velmi pomalé zmenšování jejich velikosti.

3.2.5 Míchání

Vlastnosti suspenze agregovaných znečišťujících příměsí a vody mají zásadní význam při následujících separačních krocích jako je sedimentace, čiření, flotace a filtrace. Tyto vlastnosti jsou ve velké míře určeny právě mícháním. Doba a intenzita míchání jsou důležité proměnné, které ovlivňují vlastnosti vzniklých agregátů jako je např. velikost, objem, kompaktnost, struktura a hustota (Mutl et al. 2006). Během míchání se uplatňuje ortokinetická agregace. Předpokládá se, že během ní se částice pohybují po dráhách, které jsou od sebe vzdáleny o délku y , tato délka přibližně odpovídá velikosti částic. Proudění se uvažuje laminární a gradient rychlosti konstantní. Rychlost proudění $v_x(\Delta y)$ se přímo úměrně zvyšuje se vzdáleností od stěny do středu proudnice:

$$v_x(\Delta y) = \frac{dv}{dy} \Delta y = G \Delta y$$

kde G je gradient rychlosti. Obecně je *gradient rychlosti* definován vztahem (Camp, Stein 1943):

$$G = \frac{dv}{dy}$$

Jednotka gradientu rychlosti je $[s^{-1}]$. Tento typ rovnice lze použít obecně pro laminární i turbulentní proudění. V praxi se pak pro reálná míchací zařízení pro zjednodušení uvažuje pouze laminární proudění a velikost *středního gradientu rychlosti* je definována jako:

$$\bar{G} = \sqrt{\frac{P}{V\eta}}$$

kde G je gradient rychlosti, P příkon míchadla, V objem kapaliny (vody) a η dynamická viskozita.

Z pohledu účinnosti následné separace vzniklých agregátů je nejdůležitějším bodem agregace destabilizovaných částic, která rozhoduje o vlastnostech agregátů. Podmínky míchání určuje velikost *tečných sil*, které působí na částice při jejich kolizi, i po jejich adhezi na povrchu vznikajícího agregátu a určují upořádání částic v agregátu. Pokud je velikost tečných sil větší než velikost *adhezních sil*, nedojde se spojení částic. Když je velikost adhezních sil výrazně větší, než velikost tečných sil, dojde ke spojení částic při prvním setkání, struktura takto vzniklých částic je volná a jejich objem je velký. V případě že není velkého rozdílu mezi tečnými a adhezními silami, částice do sebe narážejí, kloužou po sobě a spojí se když je poměr obou typů sil vyrovnaný. Nejkompaktnější upořádání částic v agregátu je dosahováno, pokud je rozdíl mezi tečnými a adhezními silami působícími na během spojení je minimální a velikost tečných i adhezních sil je velká (Mutl et al. 2006).

Náhled na proces vzniku částic se postupně měnil. Nejprve se předpokládalo pouze nárůst velikosti částic během agregace (Gregory 1981), později bylo připuštěno i rozbíjení vzniklých agregátů (Dharmappa et al. 1994). V poslední době je považována za platnou *koncepte fraktální geometrie* (Zhang, Li 2003). Tato koncepte předpokládá, že vločky vznikají postupným přirůstáním stejně vypadajících objektů. Vločka, která vznikla tímto způsobem má podobu fraktálního objektu. Fraktál je členitý geometrický tvar, který lze rozčlenit na menší části, které jsou každá zmenšenou kopií celku (Kraus et al. 2007). Vločky mají podobu fraktálů, celá vločka má stejný vzhled jako její libovolně zvětšená část.

Velikost agregátů je ovlivněna především intenzitou míchání (gradientem rychlosti). S rostoucím gradientem klesá průměrná velikost agregátů a roste jejich hustota (Pivokonský

2002; Mult et al. 2006). Velikost gradientu rychlosti má vliv i na homogenitu suspenze. Pokud je aplikován vysoký gradient rychlosti, suspenze je homogenní. Vysoký gradient rychlosti nedovolí tvorbu větších agregátů, které jsou po svém vzniku velmi nestabilní a následně jsou rozbity. Při použití nízkého gradientu rychlosti vznikají všechny velikostní kategorie agregátů, suspenze je heterogenní.

Jak bylo zjištěno během studia vlivu míchání na velikost a strukturu agregátů, není hustota částice v celém jejím objemu shodná, neboli během agregace se hustota přirůstajících vrstev mění. Z tohoto důvodu byla vyvozena teorie o čtyřvrstvé struktuře agregátů (Hereit et al. 1980).

Autoři vymezili čtyři velikostní skupiny agregátů:

- 1) *Neagregované částice* - jednotlivé nedestabilizované, částečně destabilizované, ale neagregované částice příměsí a částice destabilizačního činidla.
- 2) *Primární agregáty* – částice o velikosti průměru mezi 10^{-6} – 10^{-4} m. Pohyb těchto částic je ovlivňován působením ortho- i perikinetického pohybu, protože částice této velikosti mohou být ovlivňovány oběma typy pohybu. Struktura agregátů je relativně kompaktní a hustota se příliš neliší od hustoty částic příměsí. Podle velikosti jsou buď kineticky stabilní, nebo labilní. Primární agregáty odrážejí světelný paprsek, když se vyskytují v systému projevují se opalescencí (slabým zákalem, který je pozorovatelný kolmo na směr dopadajícího světla).
- 3) *Mikroagregáty* – částice o velikosti průměru mezi 10^{-4} – 10^{-3} m. Jsou produktem spojování primárních agregátů. Jejich struktura je v porovnání s primárními agregáty volnější, hustota je tedy mnohem nižší. Jsou kineticky nestálé, pohybují se orthokinetickým pohybem. Jelikož odrážejí světelný paprsek, projevuje se jejich přítomnost zákalem.
- 4) *Makroagregáty* – částice o velikosti větší než 10^{-3} m. Vznikají agregací mikroagregátů. Jejich struktura je volná a neuspořádaná, hustota se blíží hustotě okolního prostředí. Mají podobné vlastnosti jako mikroagregáty: jsou nestálé v silovém poli, v systému se projevují zákalem. Makroagregáty jsou vyděleny z důvodu technologického, fyzikálně jsou podobné mikroagregátům.

Byla rovněž vyvinuta metodika pro stanovení výše uvedených typů agregátů, tzv. test agregace (Hereit et al. 1980).

Rychlé a pomalé míchání

Míchání můžeme podle klasické představy rozdělit na rychlé a pomalé. *Rychlé míchání* se nasazuje první v pořadí a jeho účelem je homogenizace nadávkovaných chemikálií, např. destabilizačního činidla a činidla upravujícího pH vody. Rychlé míchání se vyznačuje vysokými gradienty rychlosti ($G = \text{více než } 100 \text{ s}^{-1}$) a krátkou dobou zdržení ($t = \text{sekundy až několik minut}$). Při rychlém míchání dochází k destabilizaci částic a tvorbě mikrovloček. Probíhá tedy hlavně perikinetická agregace. Rychlé míchání je prováděno pomocí přepadů, pádlovými rychlomísiči a fluidní vrstvou zrnitého materiálu (Polášek, Mutl 1996).

Pomalé míchání následuje po rychlém míchání a jeho úkolem je tvorba separovatelných agregátů. Je charakterizováno nízkými gradienty rychlosti ($G = \text{méně než } 100 \text{ s}^{-1}$) a dlouhou dobou zdržení (desítky minut). Probíhá především ortokinetická agregace. Nízké gradienty rychlosti se volí proto, aby nedocházelo k rozbíjení vloček tečnými silami při příliš vysokých gradientech rychlosti. Technologicky se pomalé míchání řeší např. meandrujícími míchacími kanály, nebo postupným snižováním gradientu rychlosti při míchání pádlovými míchadly (Strnadová, Janda 1999).

Bylo zpochybněno (Mutl, Pivokonský 2003; Polášek, Mutl 1996) dělení používaných gradientů rychlosti na pomalé a rychlé, protože toto dělení nerespektuje fáze tvorby agregátů – destabilizaci a agregaci. Proto bylo navrženo používání termínů míchání *homogenizační* a *agregační*, přičemž tyto kategorie neodpovídají svými rychlostmi pomalému a rychlému míchání. Homogenizační míchání je definováno gradienty rychlosti $G \geq 100 \text{ s}^{-1}$. Slouží k homogenizaci činidel. Agregační míchání je vhodné rozlišovat na rychlé a pomalé. Rychlé agregační míchání je definováno gradientem rychlosti ($G = 100 - 500 \text{ s}^{-1}$) a dobou zdržení $t = 1 - 5 \text{ min}$. Slouží ke spojení primárních agregátů v mikroagregáty, vzniklá suspenze je vhodná pro jednostupňovou separaci filtrací (Pivokonský 2002). Pomalé agregační míchání se používá pro tvorbu větších vloček, gradient rychlosti se pohybuje mezi $G = 20 \text{ až } 100 \text{ s}^{-1}$, doba působení je $t = 5 \text{ až } 20 \text{ min}$. Používá se pro tvorbu větších vloček, které se odstraňují např. sedimentací nebo flotací (Polášek, Mutl 2006).

Vliv míchání na vlastnosti agregátů

Vlivem intenzity a doby míchání na vlastnosti suspenze se zabýval kupříkladu Mutl (1974). Studoval rozdělení agregátů tvořených syntetickou suspenzí hydroxidu železitého připravenou srážením předalkalizované destilované vody. Výsledky této práce poukázaly na význam obou faktorů, doby i intenzity míchání. Sledované proměnné, jimiž byly velikost a tvar agregátů ovlivňovala především doba míchání.

Francois a Van Haute (1984) se ve své práci zabývali vztahem mezi vlastnostmi agregátů vzniklých destabilizací kaolínové suspenze síranem hlinitým a dobou rychlého míchání. Výsledky jejich pokusu ukázaly, že příliš dlouhá doba rychlého míchání nemá vhodný vliv na vlastnosti agregátů z hlediska jejich separace. Dále zjistili, že absence rychlého míchání při tvorbě vloček snižuje pevnost vloček, proti tomu když je rychlé míchání zařazeno do úpravy vody.

Poměrně málo prací bylo věnováno výzkumu vlivu doby a intenzity míchání při úpravě surové vody. Výsledky těchto výzkumů jsou cenné a atraktivní tím, že umožňují transponovat poznatky nabyté měřeními přímo do vodárenské praxe.

Touto problematikou se zabývali například Pivokonský (2002), či Mutl (2006), kteří studovali vliv doby a intenzity míchání na velikostní a morfologické struktury vzniklých agregátů za použití středně zatížené povrchové surové vody. Výsledky pokusu druhého autora (Mutl 2006) ukázaly, že nízké intenzity míchání, které byly v provozu používány ($G = 20 - 40 \text{ s}^{-1}$) a době působení $t = 15 - 30$ minut vznikají agregáty, které nemají vyhovující vlastnosti s ohledem na následující stupeň úpravy – filtraci přes pískové lože. Intenzita míchání používaná na úpravě vytvářela agregáty o velmi různém velikostním složení, což způsobovalo zkrácení filtračního cyklu vodárny. Při aplikaci nízkých gradientů rychlosti vznikají velké vločky, které zanášejí svrchní vrstvu pískového filtru. Filtr se pak nezanáší efektivně v celém svém objemu, a po zanesení (kolmataci) svrchní vrstvy je nutné ukončit filtrační cyklus z důvodu nárůstu tlakové ztráty – viz. dále.

Mnohem lepších výsledků lze dosáhnout za použití vyšších gradientů rychlosti, jak dokázali Pivokonský a Pivokonská (2006) při výzkumu optimalizace podmínek míchání přírodních vod s obsahem huminových látek. Ukázali, že při použití daleko vyšších gradientů rychlosti ($G = 200-250 \text{ s}^{-1}$) lze dosáhnout mnohem lepší agregační účinnosti (hodnoceno testem agregace (Hereit et al. 1980)).

Kromě doby a intenzity míchání je velmi důležitým faktorem ovlivňujícím vlastnosti vznikajících agregátů také rovnoměrnost rozložení gradientu rychlosti v objemu míchané kapaliny. Zařízení běžně využívaná ve vodárenství – horizontální a vertikální míchadla, norné

stěny či přepady se vyznačují nerovnoměrným rozložením silového pole. Protože jsou v míchaném objemu různé podmínky pro vznik agregátů (gradient rychlosti se v míchaném objemu mění), jsou i vlastnosti agregátů různé. Agregáty různých vlastností (velikost, hustota) jsou pak obtížně separovatelné na dalších stupních úpravy (Pivokonská 2007). Příklad dvou míchacích zařízení, které byly porovnávány v této diplomové práci, je uveden níže.

Děrované stěny

Děrované stěny jsou běžně používaným zařízením na úpravnách vody pro vytvoření turbulencí a zamíchání destabilizačního a alkalizačního činidla. Princip zařízení je takový, že kapalina proudí systémem vertikálně orientovaných přepážek, které jsou umístěny v kvádru nebo válci (či jiném tvaru míchací komory). V místech mezi přepážkami proudí kapalina pomaleji, než v místech děr v přepážkách. Protože se mění rychlost proudění kapaliny, dochází k vytváření turbulencí. energii vzniklých turbulencí lze využít pro míchání a k tvorbě suspenze. Nevýhoda tohoto zařízení spočívá v nerovnoměrném rozložení gradientu rychlosti v objemu míchané kapaliny (Mutl 1999).

Vznášená vrstva

Vznášená (fluidní) vrstva zrnitého materiálu, může být použita jako jiné řešení míchání suspenze. Jedná se o poměrně moderní způsob míchání, tato zařízení jsou instalována na několika úpravnách vody v České republice, např. na úpravně vody Vír (Mutl et al. 2000). Zařízení je tvořeno míchací komorou zčásti naplněnou zrnitým materiálem. Jako náplň komory pro rychlé míchání se používá nejčastěji tříděný křemičitý písek. Pro pomalé míchání je nutné použít náplň o větším průměru zrn a nižší hustotě vůči vodě, používají se např. polypropylenové kuličky (Strnadová, Janda 1999).

Výhoda vznášené vrstvy oproti jiným zařízením je v tom, že každé zrno působí ve vodním sloupci jako samostatný míchací element, tudíž gradient rychlosti je rovnoměrně rozložen v celém míchaném objemu kapaliny. Vznikají agregáty přibližně stejného velikostního složení, podobné hustoty, které jsou vhodné pro další separační stupeň. Oproti tomu běžně používaná zařízení jako normé stěny, děrované přepážky a páková míchadla nemají rovnoměrně rozložený gradient rychlosti. Protože v každé části těchto zařízení působí na vznikající částice jiné silové podmínky, mají agregáty velmi heterogenní povahu, což není vhodné pro jejich separaci. Technologie vznášené vrstvy má nevýhodu ve větší náročnosti zařízení na obsluhu, zatímco např. děrované stěny jsou na obsluhu náročné méně (B. Knesl pers. comm.).

Bylo zjištěno, že ve vznášené vrstvě probíhá nejen vzájemná agregace částic, ale může docházet i k agregaci částic se zrny vznášené vrstvy. Dochází k zachycování částic přímo na povrchu pískových zrn náplně fluidní vrstvy a tedy k jejich separaci. Podmínkou je nadávkování destabilizačního činidla těsně před nátokem upravované vody do fluidní vrstvy (Mutl et al. 2000). Tato technologie tedy částečně řeší problém vysoce objemných kalů, které se velmi obtížně odvodňují či jinak upravují, a jejich likvidace je vysokou ekologickou i ekonomickou zátěží ve vodárenství (Havlík 2003).

4. Separace

Posledním krokem úpravy vody před hygienickým zabezpečením je separace nežádoucích příměsí (vloček vytvořených při procesu agregace). Obecným trendem při separaci je, že s rostoucí velikostí částic roste *efektivita separačních postupů* (Gregory 1989). To je způsobeno tím, že 1) analytické částice nejsou odstranitelné běžnými postupy prakticky vůbec, 2) filtrace odstraní částice od určitého průměru výše a 3) rychlost sedimentace částic o různé velikosti není shodná. Malé částice totiž sedimentují pomaleji než velké částice o podobné hustotě (Boller, Blaser 1998). Při separačních postupech založených na sedimentaci částic jsou odstraněny nejméně nejmenší velikostní frakce.

V praxi se používá těchto způsobů separace: sedimentace, filtrace, flotace a separace vznášenou vrstvou (čiříč) (Žáček 1981, Tuček 1988). O tom, jakou metodu je nejlepší použít rozhoduje hlavně velikost agregátů. Hrubé disperze se dají poměrně snadno odstranit mechanickými postupy, např. filtrací či sedimentací. Nejmenší frakce hrubých disperzí lze separovat na pískových filtrech, či separací na vznášené vrstvě zrnitého materiálu. Větší frakce lze pak oddělit flotací, fitrací, odstředováním či usazováním. Pro koloidní disperze je zapotřebí použít chemickou úpravu, prostá mechanická není díky charakteru částic možná (Tesařík 1985). Naopak analytické disperze (pravé roztoky) jsou běžnými technologickými postupy téměř neodstranitelné – jedná se o jednotlivé ionty či molekuly, které nejsou schopné fyzikální adheze (Pivokonská 2007).

Podle množství a vlastností nečistot, které jsou obsaženy ve vodě se používá separace jednostupňová, dvoustupňová nebo vícestupňová. Jednostupňovou separaci představuje písková filtrace. Dvoustupňová separace se skládá z prvního stupně: sedimentace, filtrace ve vločkovém mraku, flotace, separace ve fluidní vrstvě. Druhým stupněm je písková filtrace. Vícestupňová separace se skládá z dvoustupňové separace s dalšími přidanými stupni úpravy: oxidace, denitrifikace, sorpce na aktivních materiálech (Tesařík 1985, Tuček et al. 1988).

4.1 Filtrace

Nejběžnější metodou odstranění agregátů je filtrace suspenze vrstvou zrnitého materiálu. Jako náplň filtrů se nejčastěji používá pískových zrn, která mohou mít různý průměr a další parametry. Efektivita filtrace závisí: 1) na *vlastnostech filtrační náplně*, 2) na *vlastnostech filtrované suspenze*. U filtrační náplně jsou důležité tyto její vlastnosti: průměr zrn, mezerovitost, výška filtrační náplně, hustota zrn. U suspenze jsou rozhodující její viskozita, hustota a koncentrace.

Filtrace zahrnuje dvě oddělené fáze, které se během provozu filtru cyklicky opakují: filtrační fázi a fázi praní. Během filtrační fáze dochází k odstraňování nečistot v pracovní náplni a jejímu postupnému zanášení. V práci fázi se regeneruje náplň filtru vypráním čistou vodou, popř. se vhání do prací vody vzduch. Doba procesu filtrace, tedy od započetí do zanesení (kolmatace) filtru se nazývá délka *filtračního cyklu*. Je to velmi důležitý údaj, který spolu s filtrační rychlostí vypovídá o efektivitě filtrace – čili množství přefiltrované vody na objemovou jednotku filtru.

Filtrační cyklus končí zpravidla ze dvou důvodů. První příčinou je *nárůst tlakových ztrát* způsobených zanesením náplně filtru. Nárůst tlakových ztrát je způsoben postupným snižováním mezerovitosti náplně filtru (podílu objemu mezer v náplni/objemu náplně). Druhou příčinou pro ukončení filtračního cyklu je *průnik suspenze* do filtrátu. Průnik suspenze se hodnotí jako překročení nejvyšší přípustné koncentrace Al, nebo Fe. Hodnota koncentrace těchto prvků musí odpovídat vyhlášce Ministerstva zdravotnictví ČR 252/2004Sb. (dříve norma ČSN 757111 Pitná voda). V současné době je mezná hodnota stanovena na 0,2 mg/l Fe i Al. V ideálním případě končí filtrační cyklus překročením obou parametrů najednou (nárůstem tlakových ztrát i průnikem suspenze). Tento případ signalizuje, že filtr je zanesen a byla tak jeho využitelná kapacita vyčerpána (M. Pivokonský, pers. comm.).

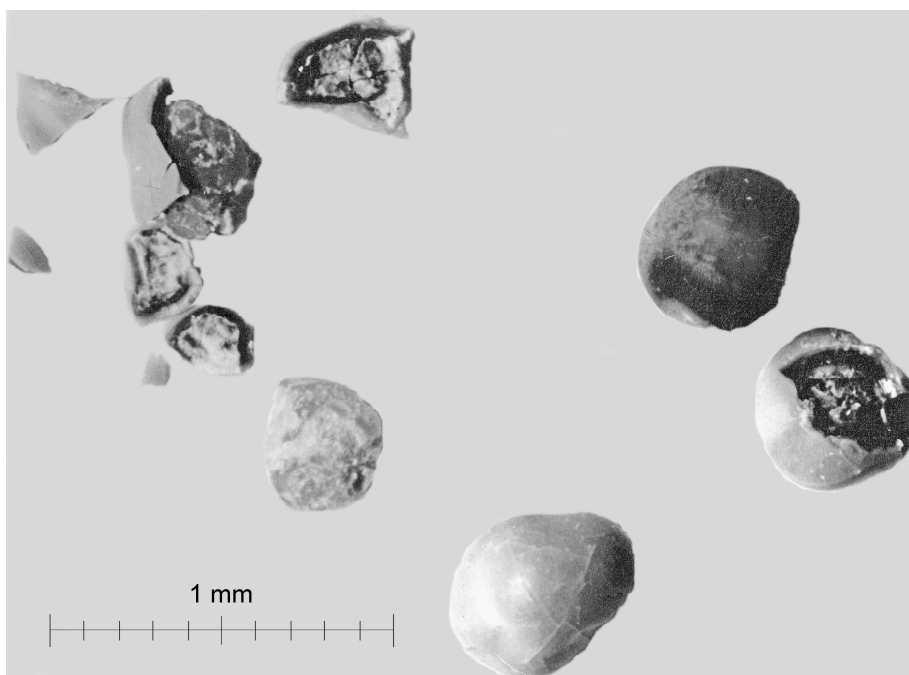
4.2 Separace fluidní vrstvou zrnitého materiálu

Jak již bylo uvedeno výše, jednou z možností separace agregátů je jejich navázání na zrna ve fluidní vrstvě, která tak fungují zároveň jako *míchací (agregační)* i *separační člen*. Podmínkou použití této metody je nutnost nadávkování destabilizačního činidla přímo před příchod vody do fluidní vrstvy. Doba zdržení mezi nadávkováním destabilizačního činidla a vstupem vody do fluidní vrstvy musí být pouze několik vteřin. Pokud by bylo destabilizační činidlo nadávkováno dříve a doba zdržení nadávkované vody před vstupem do fluidní vrstvy by byla delší, dojde k agregaci částic ještě před vstupem do fluidní vrstvy a ta pak funguje pouze jako míchací element. Účinnost separace ve fluidní vrstvy ovlivňuje především míra destabilizace částic, ale i reakční podmínky při agregaci. Důležité parametry jsou teplota, reakční doba a míra expanze fluidní vrstvy (Mutl et al. 2000, Pivokonský et al. 2008).

Poloprovozně i provozně byla tato metoda testována na několika úpravnách vody v České republice. Na vodárnách Meziboří a Kutná Hora byla testována separační účinnost na poloprovozních modelech, na vodárnách Vír a Želivka přímo v provozu. Výhodou procesu separace na fluidní vrstvě je adsorbce nejméně 50 % příměsí v pevné formě, jako

pseudokrystalické vrstvy obalující zrna písku. Konkrétně při použití hlinitého koagulantu lze při optimálních podmínkách odstranit z vody 60 – 70 % hlinitého koagulantu a 40 – 60 % organických nečistot. Nevýhodou je nemožnost odstranění biologického materiálu (řasy, sinice), které jsou kmitáním zrn mechanicky narušeny, avšak nedochází k jejich agregaci. Tyto částice pak mohou být odstraněny na pískovém filtru. Objem kalu se při použití fluidní vrstvy zmenší o více než 40 %. Místo písku je možné použít tepelně upravený bauxit, nebo vodárenský kal. Výhoda těchto materiálů spočívá v tom, že vzniklé agregáty jsou tvořené takřka čistým oxidem hlinitým, který může být využit v hutích pro výrobu hliníku. (Mutl et al. 2000).

Povlak obalující zrna (Obr. 4) mění jejich rozměry a hmotnost, čímž se mění i vlastnosti fluidní vrstvy. Mění se expanzní poměr fluidní vrstvy (výška pískových zrn ve vznosu/výška pískových zrn v klidovém stavu), hmotnost vrstvy a její hydraulický odpor. Z tohoto důvodu je nutné náplň fluidní vrstvy po čase vyměnit. Použitou náplň lze nechat regenerovat. Je možné použítou pískovou náplň vystavit několik let povětrnostním podmínkám, nabalená vrstva se naruší a částečně odrolí. Následně stačí zrna přesít, oddělit jemný podíl a takto vyčištěná zrna lze znovu použít (B. Knesl, pers. comm.).

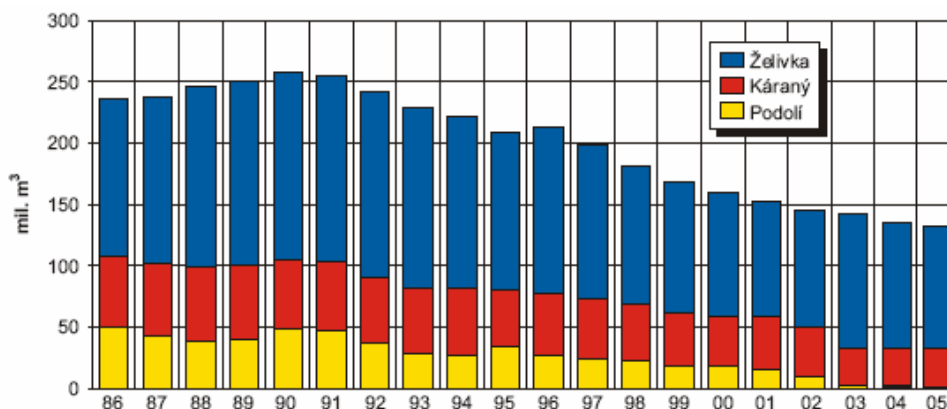


Obr. 4: Povlak na zrnech vznášené vrstvy (foto poskytnuto Ústavem pro hydrodynamiku)

5. Úpravna vody Želivka

Poloprovozní ověření vlivu míchání na vlastnosti agregátů bylo provedeno na úpravně Želivka. Jelikož úpravna vody Želivka je největším zařízením svého druhu ve střední Evropě a jde o zajímavou stavbu po stránce technologické, stojí za to věnovat tomuto zařízení pozornost.

Vodárenská nádrž Švihov byla postavena v letech 1965-1975, do provozu byla uvedena roku 1972. Jedná se o největší vodárenskou nádrž v České republice i střední Evropě. Pro zabezpečení kvality pitné vody byly vybudovány představné nádrže Trnávka, Němčice a Sedlice, které zachycují splaveniny přinášené vodním tokem. Vodní nádrž Švihov napájející úpravnu vody Želivka je nejdůležitějším zdrojem pitné vody pro hlavní město Praha, zbytek spotřeby je zajištěn úpravnou vody Káraný. Želivka se podílí na spotřebě přibližně 74 %, Káraný 25 % a Podolí 1 % (Buchtík 1973, *Internet 1*). Záložní zdroj úpravna vody Podolí, která je v provozu asi jeden měsíc ročně je připravena pro případ výpadku jednoho ze dvou hlavních zdrojů. Dříve se vodárna v Podolí podílela na spotřebě v Praze větší měrou. V důsledku snížení spotřeby vody a nákladného provozu (odebírána znečištěná voda z Vltavy) byl provoz postupně utlumován. Podíl jednotlivých zdrojů a změny v jejich poměrném zastoupení v čase jsou zobrazeny na Obr. 5.



Obr. 5: Podíl zdrojů pitné vody na zásobování Prahy (převzato z *Internet 1*)

Voda je do Prahy přiváděna z úpravní vody Želivka štolovým přivaděčem o průměru 2,6 m, který je dlouhý 52 km a končí vodojemem Jesenice. Z vodojemu je dále voda rozváděna vodovodním řadem. Vodou z Želivky je kromě Prahy zásobována i část kraje

Vysočina a menší oblasti Středočeského kraje. Úpravna vody má špičkový výkon $7 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, kapacita je ovšem využívána jen z poloviny, průměrný odběr činí $3,5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (Internet 1, 2, 3).

Voda je odebírána z nádrže Švihov pomocí dvou vodárenských věží, v nichž je měnitelná výška odběru vody. Nastavením výšky odběru je možné do jisté míry regulovat vlastnosti surové vody: teplotu, pH, obsah dispergovaných látek atd. Surová voda je čerpací stanicí u paty hráze vytlačena do úpravny vody. Nutno podotknout, že úpravna vody se skládá ze dvou jednotek – staré a nové stanice úpravy (Želivka I a Želivka II).

Stanice Želivka I byla uvedena do provozu roku 1972. Celková množství vody, které je schopna stanice upravit činí $3,3 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Prvním krokem je úprava pH surové vody kyselinou sírovou pro optimalizaci reakčních podmínek. Pak je nadávkováno destabilizační činidlo, síran hlinitý - $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$. Pro homogenizaci síranu je po jeho nadávkování zařazeno rychlé míchání pomocí pádlového míchadla produkujícího gradient rychlosti $G = 97 \text{ s}^{-1}$ s dobou zdržení $t = 35 \text{ s}$. Následuje pomalé míchání meandry v míchacím kanálu, gradient rychlosti činí $G = 29 \text{ s}^{-1}$ a doba zdržení je $t = 500 \text{ s}$. Při pomalém míchání se tvoří separovatelná suspenze, jež je oddělena na pískových rychlofiltrech. Pískový rychlofiltr má výšku náplně 1600 mm. Pískové filtry jsou prány ve třech fázích: nejprve vzduchem, pak vodou se vzduchem a nakonec vodou. Celý cyklus praní trvá asi 30 minut. Douprava pitné vody se provádí doalkalizací vápenným hydrátem, tedy zvýšením pH (po okyselení vody kyselinou před destabilizací a destabilizačním činidlem). Posledním krokem úpravy je ozonizace a hygienické zabezpečení chlorací (Mutl, Knesl 1999).

Želivka II byla dokončena v roce 1987 z důvodu nedostatečné kapacity staré úpravy. Na přelomu 80. - 90. let minulého století kulminovala spotřeba vody, bylo proto potřeba stávající provoz rozšířit. Po přechodu na tržní hospodářství poklesla spotřeba vlivem růstu cen vody a útlumu hospodářství. Želivka II se liší od starší úpravy Želivky I především způsobem míchání. Želivku II tvoří dvě větve, každá o maximální kapacitě $2,2 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, celková kapacita je tedy $4,4 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Obě větve původně obsahovaly míchací komory čtvercového tvaru se vznášenou vrstvou písku, která vytvářela gradient rychlosti $G = 285 \text{ s}^{-1}$ s dobou zdržení $t = 56 \text{ s}$. Pro náročnost obsluhy však byl provoz fluidní vrstvy ukončen, fluidní vrstva byla odebrána a bylo ponecháno míchání pouze pomocí turbulencí vytvářených prázdným míchacím reaktorem. Provoz zůstal sice funkční, ovšem je diskutabilní, zda suspenze vytvářená tímto typem míchání má vhodné vlastnosti pro následný separační stupeň. Ten je zde tvořen pískovými rychlofiltremi, výška pískové vrstvy je 1400 mm. Zbytek úpravy je stejný jako na stanici Želivka I (Mutl, Knesl 1999).

IV. EXPERIMENTÁLNÍ ČÁST

6. Metodika

Výzkum byl prováděn na úpravně vody Želivka, která je napájena surovou vodou z vodárenské nádrže Švihov. Pro optimalizaci dávky destabilizačního činidla byly použity výsledky z provozních sklenicových zkoušek vodárny Želivka. V průběhu celého experimentu byla dávka 19 mg/l (0,029 mmol/l) síranu hlinitého. Hodnocení vlivu míchání na tvorbu suspenze bylo realizováno na poloprovozním modelu.

6.1 Poloprovozní model

Měření na poloprovozním modelu oproti laboratorním zkouškám umožňuje lepší představu o procesech probíhajících při úpravě vody a v jistých ohledech se blíží reálnému zařízení pro úpravu pitné vody. Hlavním úkolem, který měl být dosažen na poloprovozním modelu, bylo prokázání vlivu intenzity míchání na vlastnostech vzniklých agregátů.

Měření na poloprovozním modelu bylo uskutečněno v červenci a srpnu 2009, v době kdy kvalita vody ve vodárenské nádrži je poměrně stabilní. Na jaře a na podzim se kvalita vody výrazně mění v důsledku porušení teplotní stratifikace vodárenské nádrže. Právě v těchto obdobích nastává tzv. jarní a podzimní mixe, tedy zamíchání objemu nádrže a promísení vody a dochází ke skokové změně charakteristik vody (Lellák, Kubíček 1991; Kalff 2002). Voda proto zůstávala ve svých důležitých charakteristikách (např. teplota, pH, koncentrace organických látek) víceméně stabilní.

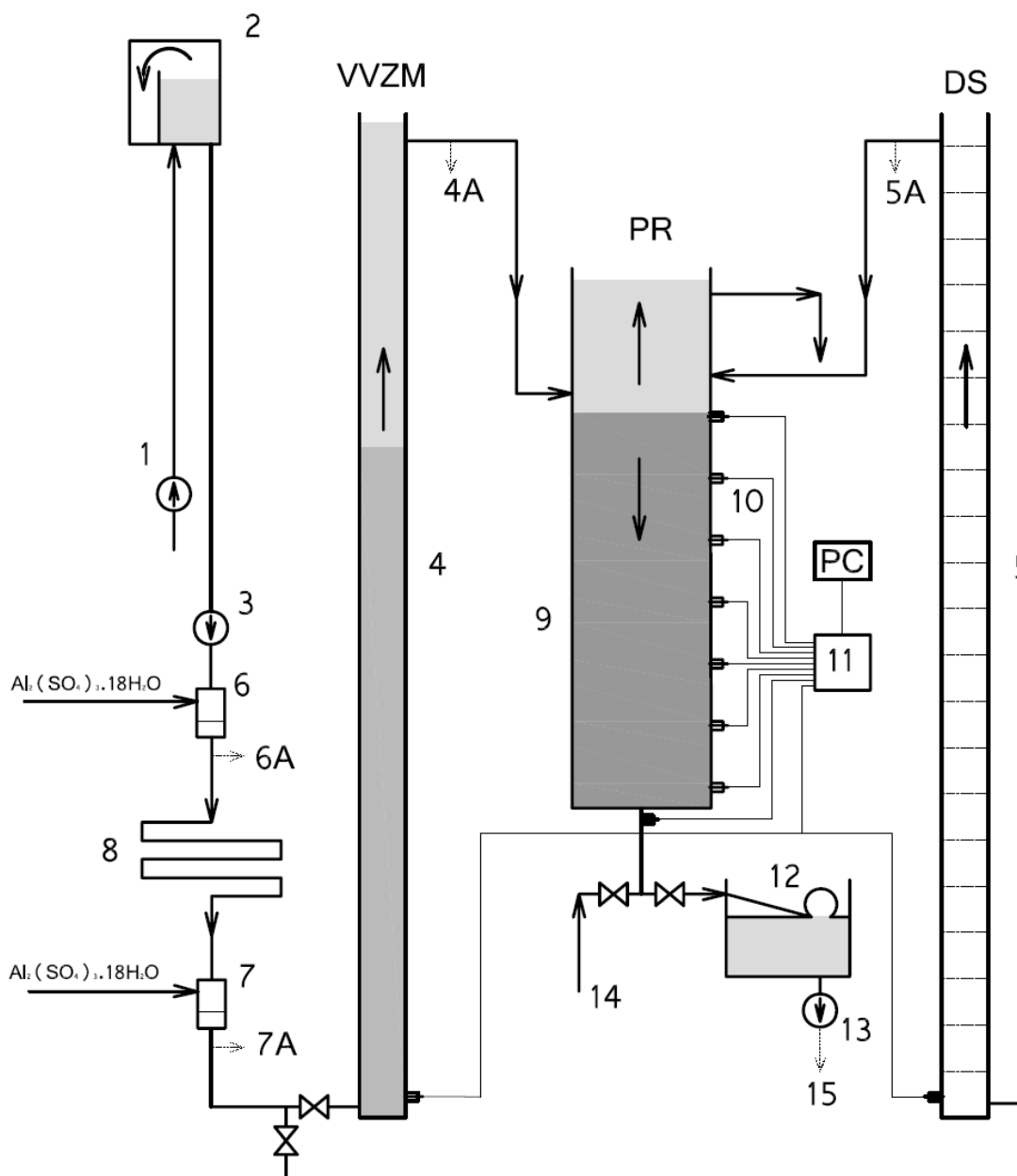
6.1.1 Uspořádání a provoz modelu

Poloprovozní model se skládá ze tří hlavních částí zachycených na Obr. 6. Jsou to: vznášená vrstva zrnitého materiálu (válec vlevo), pískový rychlofiltr (uprostřed) a děrované stěny (válec vpravo). Na fotografii je model zachycen v momentu, kdy je v provozu vznášená vrstva, přes děrované stěny kapalina neproudí. Detailnější popis celého zařízení je uveden níže.



Obr. 6: Poloprovozní model

Uspořádání poloprovozního modelu je schématicky znázorněno na Obr. 7. Surová voda (1) byla přiváděna potrubím do hlavního zásobníku (2) s přepladem pro případ přeplnění zásobníku. Odtud byla pomocí šnekového čerpadla (3) s regulací otáček přiváděna k míchání vznášenu vrstvou (4), nebo děrovanými stěnami (5).



Obr. 7: Schéma poloprovozního modelu

Při všech režimech míchání byl průtok udržován na konstantní hodnotě $Q = 4 \text{ l} \cdot \text{min}^{-1}$ pomocí regulace čerpadla. Tím byla zajištěna stálá hodnota gradientu rychlosti ve fluidní vrstvě i děrovaných stěnách. Kontinuální průtok je důležitý pro provoz vznášené vrstvy, kde vlivem agregace suspenze na pískových zrnech dochází ke změně jejich velikosti a průměru a mění se tím hydraulické poměry ve vznášené vrstvě. Destabilizační činidlo $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ bylo dávkováno v různých místech modelu podle toho, zda ve vznášené vrstvě probíhala separace, nebo sloužila jako prostý míchací element. Pokud měla vznášená vrstva sloužit pouze jako míchací člen, bylo destabilizační činidlo nadávkováno do směšovače (6) ve větší vzdálenosti od vznášené vrstvy. Větší vzdálenost a tedy delší doba zdržení byla zabezpečena instalací 50 m hadice (8) mezi dávkováním síranu a vznášenou vrstvou. Při separaci nečistot ve vznášené vrstvě bylo destabilizační činidlo nadávkováno těsně před vznášenou vrstvou do směšovače (7), kde se destabilizační činidlo pomocí děrovaných přepážek homogenizovalo se surovou vodou. Kontrola dávky destabilizačního činidla byla umožněna odběrovými místy těsně za nadávkováním (6A) a (7A). V místě odtoku z míchacího zařízení byly odebírány vzorky pro test agregace (4A) a (5A). Suspenze vytvořená mícháním ve vznášené vrstvě nebo pomocí děrovaných stěn pokračovala do rychlého pískového filtru (9). Tlakové poměry ve filtru zaznamenávala tlaková čidla (10), která přenášela naměřené údaje do digitální ústředny (11). Z ústředny bylo možné data exportovat do počítače. Průtok filtru byl řízen pomocí plovákového regulátoru (12), který udržoval stabilní hladinu v nádržce s filtrátem. Stabilní odtok z nádržky udržovalo peristaltické čerpadlo (13), kterým byla nepřímo přes výšku hladiny v nádržce řízena filtrační rychlost. Filtrát byl vzorkován na odběrném místě (15) a byl podrobován chemické analýze. Prání filtru umožňoval přívod prací vody (14) ve dně filtru.

6.1.2 Hlavní komponenty modelu

Vznášená vrstva, děrované stěny a pískový rychlofiltr jsou tři hlavní komponenty poloprovozního modelu, které si zaslouží detailnější rozbor a popis technické konstrukce.

A) Vznášená vrstva

Komora vznášené vrstvy zrnitého materiálu (FLGM – Fluidised Layer of Granular Material) byla vyrobena z umaplexové trubky o délce 4500 mm a průměru 80 mm. Náplň (vlastní vznášenou vrstvou) tvořil tříděný křemičitý písek o středním průměru $d_s = 0.40 - 0.50$ mm. V dolní části míchacího zařízení bylo umístěno tlakové čidlo, které umožňovalo měření tlakové ztráty. Z tlakové ztráty je možné spočítat gradient rychlosti podle rovnice:

$$G = \sqrt{\frac{W}{\eta}} = \sqrt{\frac{Hg}{\eta t}}$$

kde W je disipovaná energie, η dynamická viskozita vody, t doba zdržení kapaliny ve vznášené vrstvě, H je tlak a g tíhové zrychlení.

Výška písku náplně vznášené vrstvy byla v klidu $L_0 = 169$ cm, ve vznosu (v expanzi) pak $L_E = 431$ cm. Míra expanze, čili podíl výšky vrstvy písku ve vznosu/výšky vrstvy písku v klidu činila $\varepsilon = 2,55$. Expanzní poměr e se vypočítá jako:

$$e = \frac{L_E - L_0}{L_0}$$

Mezerovitost v expanzi ε_E se vypočítá podle rovnice:

$$\varepsilon_E = \frac{e + \varepsilon_0}{e + 1}$$

kde ε_0 je mezerovitost náplně v klidu. Pro vypočtenou mezerovitost v expanzi ε_E pak bude potřebná mimovrstvová vzestupná rychlost u :

$$u = u_T * \varepsilon_E^{5/1+0,03*u_T}$$

kde u_T je sedimentační rychlost izolované částice (pískového zrna). Gradient rychlosti G se potom vypočítá podle rovnice:

$$G = \sqrt{\frac{(1 - \varepsilon_0) * (\rho_S - \rho_F) * g * u}{\eta * (e - \varepsilon_0)}}$$

kde ρ_S je hustota filtrační náplně (křemičitého písku), ρ_F je hustota kapaliny (vody), g je tíhové zrychlení a η je kinematická viskozita vody. Doba zdržení t se vypočítá jako:

$$t = \frac{L_0(e + \varepsilon_0)}{u}$$

Gradient rychlosti u takto projektované vznášené vrstvy činil $G = 378 \text{ s}^{-1}$, doba zdržení ve vznášené vrstvě byla přibližně $t = 82 \text{ s}$. Tlak v klidu byl $p_1 = 61,8 \text{ kPa}$ a v expanzi $p_2 = 45,3 \text{ kPa}$. Rovnoměrné rozložení pískových zrn ve vodním sloupci umožňuje rovnoměrné rozložení gradientu rychlosti, protože každé zrno je samostatným míchacím elementem.

B) Děrované stěny

Simulaci podmínek úpravy ve vodárně Želivka poskytoval způsob míchání suspenze popsany dále. Míchací komora byla představována trubkou stejných rozměrů vyrobenou z umaplexu, jaká byla použita ve vznášené vrstvě. Nebyla ovšem naplněna zrnitým materiálem (pískem), místo toho obsahovala příčné děrované přepážky, které sloužily jako míchací zařízení. Děrované stěny byly instalovány v celé délce míchací trubice, vzdálenost mezi nimi byla 200 mm, celkem jich bylo 22. Průtočná rychlost u přes děrované stěny se vypočítá podle rovnice:

$$u = \frac{Q}{A}$$

kde Q je průtok a A je plocha jedné děrované stěny. Doba působení gradientu na jedné desce je:

$$t = \frac{l_D}{u_1}$$

kde l_D je vzájemná vzdálenost desek a u_1 je průtočná rychlost na jedné desce. Gradient rychlosti G dosažený na děrovaných stěnách se počítá jako:

$$G = \sqrt{\frac{\Delta p}{\eta * t}}$$

kde Δp je tlaková ztráta na jedné desce a η je kinematická viskozita vody.

Pomocí tohoto zařízení byly dosahovány gradienty rychlosti $G = 67 \text{ s}^{-1}$ při době zdržení $t = 332 \text{ s}$. Tlak v klidu byl $p_1 = 47,11 \text{ kPa}$ a tlak při průtoku vody $p_2 = 45,17 \text{ kPa}$. Jak bylo uvedeno výše, děrované stěny nevytvářejí rovnoměrný gradient rychlosti jako fluidní vrstva, protože podmínky proudění nejsou v celém objemu shodné.

C) Pískový rychlofiltr

Finální proces úpravy vody na poloprovozním modelu byl reprezentován pískovým rychlofiltrem. Byl vyroben z umaplexové trubky dlouhé 2400 mm, jejíž průměr činil 140 mm. Jako náplň zde byl použit rovněž křemičitý písek, ovšem o zrnitosti 1-1,6 mm. Výška náplně filtru byla 1400 mm. Ve vertikálním směru bylo umístěno 8 tlakových čidel, kterými byly měřeny tlakové poměry a tlaková ztráta. Údaje naměřené čidly pak byly převáděny do digitální ústředny, ze které je bylo možno exportovat do počítače. Frekvence odečtu tlaku byla 1 minuta, což při realizované délce filtračních cyklů umožňovalo v podstatě kontinuální měření tlakových poměrů ve filtru. Kontinuální přítok vody do filtru a tím i stabilní filtrační rychlost byla zajištěna pomocí regulátoru průtoku.

Filtrační cyklus byl ukončen v okamžiku, kdy začal ve filtru vznikat podtlak (tlak na všech sondách dosáhl nulové hodnoty), nebo pokud došlo k průniku suspenze (Al) do filtrátu. Odběry vzorků byly prováděny každé 4 hodiny. Na začátku a na konci filtračního cyklu, kdy docházelo k největším změnám ve stanovovaných charakteristikách, každé 2 hodiny. Po ukončení filtračního cyklu byl filtr vyprán čistou vodou upravenou na vodárně Želivka po dobu 30 minut. Během poloprovozního měření byly testovány různé filtrační rychlosti pro posouzení množství přefiltrované vody a optimalizace filtrační rychlosti vhodné pro různé typy míchání.

6.2 Chemická analýza filtrátu

Voda upravená poloprovozním modelem (filtrát) byla pravidelně vzorkována a podrobena měření následujících parametrů: pH, CHSK_{Mn} , $\text{KNK}_{4,5}$, Al.

Hodnota pH byla měřena pomocí elektronického pH-metru se skleněnou elektrodou. $\text{KNK}_{4,5}$ (celková alkalita) byla stanovována titrací vzorku vody odměrným roztokem 0,1 M HCl na methyloranž. Bod ekvivalence byl signalizován barevným přechodem ze žlutého zbarvení do cibulové. Podrobný postup stanovení celkové alkality je uveden v Příloze A. Chemická spotřeba kyslíku byla stanovována manganistanovou metodou podle Kubela (viz. Příloha B). Princip metody spočívá v oxidovatelnosti oxidovatelných látek manganistanem draselným v kyselém prostředí. Úbytek manganistanu se zjistí odměrným manganometrickým

stanovením (titrací). Po ukončené oxidaci se přidá do reakční směsi známé množství kyseliny šťavelové, která se manganistanem zpětně titruje.

Hliník byl stanovován spektrofotometricky, měřením absorbance vlnové délky 580 nm u vzniklého barevného komplexu v časovém intervalu 15 - 60 minut od přidání činidel. Hlinité ionty reagují s pyrokatecholovou violetí při hodnotě pH $5,9 \pm 0,1$ za vzniku modrého zbarvení. Vyhodnocení hliníku ve filtrátu bylo nejdůležitějším bodem celého chemického rozboru, při překročení hodnoty 0,2 mg/l Al (mezná hodnota podle vyhlášky 252/2004Sb.) ve filtrátu byl ukončen filtrační cyklus. Postup je popsán v Příloze C.

6.3 Test agregace

Pro vyhodnocení vlivu míchání na kvalitu suspenze byl použit test agregace (Hereit et al. 1980). Tato metoda třídí agregáty do čtyř skupin: neagregovaný podíl (NA), primární agregáty (PR), mikroagregáty (MI) a makroagregáty (MA). Kritériem pro třídění je sedimentační rychlost vznikajících agregátů. Tato metoda nemůže poskytnout detailnější údaje o vlastnostech vloček jako je hustota, tvar a velikost, ale může napomoci při hledání optimálních provozních podmínek. Zastoupení agregátů ve skupinách určíme jako:

$$P_{NA} = \frac{C_{F(60)}}{C_C} \quad P_{PR} = \frac{C_{60} - C_{F(60)}}{C_C} \quad P_{MI} = \frac{C_5 - C_{60}}{C_C} \quad P_{MA} = \frac{C_C - C_5}{C_C}$$

přičemž platí

$$P_{NA} + P_{PR} + P_{MI} + P_{MA} = 1$$

kde je P_{NA} neagregovaný podíl, P_{PR} je podíl primárních agregátů, P_{MI} podíl mikroagregátů, P_{MA} podíl makroagregátů, C_C je celková koncentrace základní složky destabilizačního činidla (Al), C_5 koncentrace po pěti minutách sedimentace, C_{60} koncentrace po šedesáti minutách sedimentace a $C_{F(60)}$ koncentrace měřená v odstředěném vzorku po šedesáti minutách sedimentace.

Vzorek se odebere z míchací kolony (fluidní vrstva/děrované stěny) do dvoulitrových nádob. Z nádob se odebírá z hloubky 4 cm od hladiny pipetou v čase $t = 0$ min, $t = 5$ min a $t = 60$ min od ukončení míchání a je podroben stanovení Al. V čase $t = 0$ min a $t = 60$ min jsou odebrány rovněž vzorky, které jsou upraveny odstředováním a následně je v odstředěném

podílu stanovena koncentrace Al. Podle zjištěných koncentrací se vypočtou podíly jednotlivých skupin částic a stupeň agregace. Stupeň agregace α se vypočte podle rovnice (Hereit et al. 1980):

$$\alpha = \frac{C_c - C_{0F}}{C_c}$$

kde C_c je celkové množství sledovaného parametru (koncentrace Al) v době měření a C_{0F} je množství neodseparovatelných částic sledovaného parametru. Separace se provádí definovaným způsobem (odstředění při 3500 ot.min⁻¹ po dobu 10 minut). Stupeň agregace nabývá hodnot mezi $\alpha = 0$ (agregace neproběhla) a $\alpha = 1$ (všechny částice jsou agregovány). Čím větší je stupeň agregace, tím větší podíl destabilizačního činidla přešel do separované suspenze (Polášek, Mutl 1996).

Účinnost separace (pískové rychlofiltrace) při měření na poloprovozním modelu byla hodnocena pomocí koeficientu účinnosti separace φ :

$$\varphi = 1 - \left(\frac{C_F}{C_0}\right)$$

kde C_0 je počáteční koncentrace měřeného indikátoru (Al) a C_F je koncentrace indikátoru v upravené vodě (Polášek, Mutl 1996).

V. VÝSLEDKY

7. Kvalita surové vody

V Tab. 1 jsou uvedeny vybrané parametry surové vody odebrané z vodárenské nádrže Želivka dne 10.8.2009 a 7.9.2009. Voda v nádrži Želivka je tímto obdobím relativně stabilní ve svých charakteristikách (teplota, pH), díky dobré kvalitě (nízké hodnoty CHSK_{Mn} , DOC, TOC) potřebuje jen malou míru úpravy.

Tab. 1 Kvalita surové vody v nádrži Želivka

Parametr	10.8.2009	7.9.2009
teplota vody [°C]	7,9	7,6
pH [-]	7,23	7,22
$\text{KNK}_{4,5}$ [mmol.l ⁻¹]	1,02	0,95
CHSK_{Mn} [mg.l ⁻¹]	2,3	2,9
Al [mg.l ⁻¹]	0,005	0,009
DOC [mg.l ⁻¹]	3,14	3,4
TOC [mg.l ⁻¹]	3,58	3,61

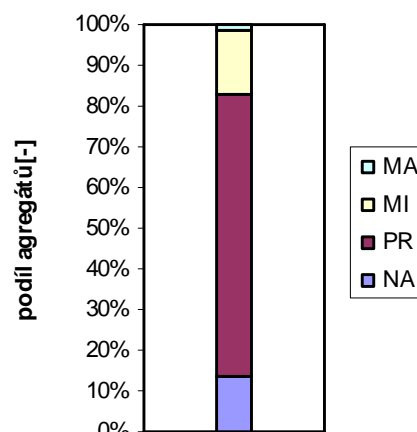
8. Poloprovozní měření

Cílem poloprovozního měření bylo posoudit účinnost separace agregátů jednostupňovou separací (pískovou rychlofiltrací) v závislosti na podmínkách míchání. Model byl provozován ve dvou různých nastaveních: 1) pomalé míchání děrovanými stěnami a 2) rychlé míchání pomocí vznášené vrstvy zrnitého materiálu. Při míchání vznášenou vrstvou bylo destabilizační činidlo dávkováno přímo před míchací kolonu - separace agregátů probíhala už na pískových zrnech, nebo ve větší vzdálenosti od míchací kolony - agregační míchání (viz. kap. 6.2.1). Všechny tři režimy míchání byly provozované při různých filtračních rychlostech z důvodu posouzení vhodnosti filtrační rychlosti pro jednotlivé režimy míchání a pro dosažení maximální efektivity filtrace. Pro srovnání jednotlivých režimů míchání jsou uvedeny výsledky pro filtrační rychlost $v_f = 3 \text{ m.h}^{-1}$. Výsledky pro rychlosti 4, 5, 6 a 9 m.h^{-1} jsou uvedeny v přílohách D, E a F.

8.1 Pomalé míchání děrovanými stěnami

Pomalé míchání bylo realizováno pomocí děrovaných přepážek umístěných v agregační trubce (viz. kap. 6.2.2). Gradient rychlosti nabýval hodnoty $G = 67 \text{ s}^{-1}$ a doba zdržení byla $t = 332 \text{ s}$.

Na Obr. 8 je znázorněn podíl jednotlivých velikostních skupin agregátů vyhodnocený testem agregace. Většinový podíl tvořily primární částice ($PR = 69\%$). Neagregovaný podíl (NA) byl poměrně vysoký, činil 14% . Mikročástice (MI) byly zastoupeny ze 16% . Nejméně zastoupenou velikostní frakcí byly makročástice ($MA = 2\%$). Podíl součtu primárních agregátů a mikroagregátů byl $PR + MI = 84\%$. Primární částice spolu s mikročásticemi jsou nejvhodnější velikostní frakcí pro pískovou rychlofiltraci, ideální je co největší zastoupení těchto dvou frakcí.



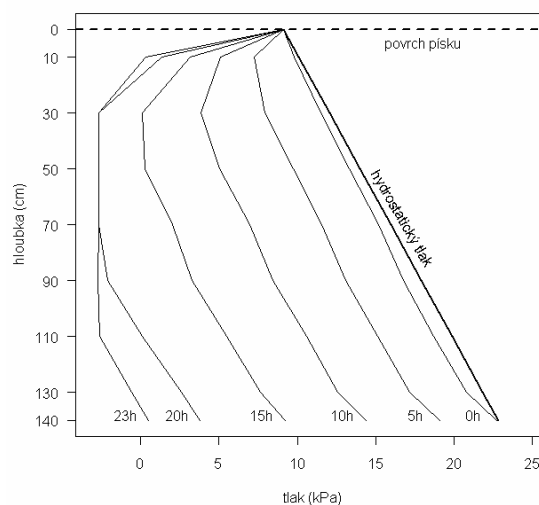
Obr. 8: Test agregace – pomalé míchání děrovanými stěnami

V Tab. 2 je znázorněn průběh filtračního cyklu v čase při pomalém míchání děrovanými stěnami. Je z ní patrný nárůst filtračních ztrát (ΔH) s přibývajícím časem od započetí filtrace (t_f). To je způsobeno postupným zanášením filtru a snižováním jeho průtočného objemu. V pravé části tabulky jsou uvedeny parametry filtrátu odebrané v příslušném čase uplynulém od počátku filtrace. Filtrační cyklus byl ukončen po 23 hodinách při vytvoření podtlaku na všech sondách. Celková filtrační ztráta v době ukončení filtračního cyklu byla $22,19$ kPa. Maximální účinnosti separace činila $\varphi_{Al} = 0,96$, neboli filtrací bylo odstraněno 96% nadávkovaného Al obsaženého v destabilizačním činidle.

Tab. 2 Filtrační cyklus při míchání děrovanými stěnami ($v_f = 3 \text{ m.h}^{-1}$)

t_f [h]	$\Delta H1$ [kPa]	$\Delta H2$ [kPa]	$\Delta H3$ [kPa]	$\Delta H4$ [kPa]	$\Delta H5$ [kPa]	$\Delta H6$ [kPa]	$\Delta H7$ [kPa]	$\Delta H8$ [kPa]	pH	KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	Al [mg.l ⁻¹]
0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	/	/	/	/
1	0,51	0,52	0,49	0,50	0,50	0,48	0,47	0,43	6,98	0,80	1,70	0,079
3	2,00	1,97	1,92	1,97	1,95	1,94	1,93	1,54	6,93	0,81	1,70	0,068
5	3,66	3,62	3,56	3,64	3,61	3,61	3,59	2,57	6,91	0,84	1,70	0,058
7	5,45	5,39	5,29	5,43	5,40	5,42	5,25	3,48	6,93	0,82	1,70	0,061
9	7,34	7,25	7,14	7,31	7,26	7,30	6,83	4,29	6,92	0,80	1,70	0,061
11	9,35	9,20	9,13	9,32	9,20	9,26	8,41	5,10	6,96	0,80	1,70	0,062
15	13,49	13,15	13,23	13,45	13,14	13,04	11,39	6,63	6,91	0,79	1,60	0,055
19	17,81	17,25	17,50	17,73	17,15	16,00	14,09	8,07	6,95	0,79	1,70	0,062
21	20,01	19,28	19,66	19,44	17,83	16,00	14,18	8,82	6,94	0,78	1,60	0,059
23	22,19	21,35	21,33	19,44	17,83	16	14,18	9,45	6,96	0,79	1,60	0,062

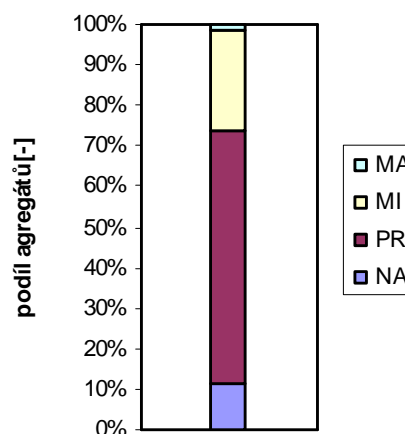
Na Obr. 9 je graficky znázorněno snižování tlaku ve filtru (osa x), který byl měřen osmi sondami v závislosti na hloubce od povrchu písku (osa y) filtru a čase uplynulém od započetí filtrace (linie 0h - 20h) (tzv. Michauův diagram). Sondy byly umístěny v hloubce: 10, 30, 50, 70, 90, 110, 130, 140 cm. Poloha sond je viditelná jako pozice zlomů na izočárách filtračního času. Linie ležící mezi naměřenými hodnotami tlaku byly vloženy jako aproximace tlaku v místech mezi jednotlivými sondami. Poslední dva časové řezy (20h a 23h) vypadají jako „uťaté“, to je způsobeno tím, že sondy jsou schopny měřit tlak pouze do hodnoty -2, 67 kPa.



Obr. 9: Michauův diagram pro filtrační cyklus při pomalém míchání děrovanými stěnami

8.2 Rychlé míchání vznášenou vrstvou – agregace

Rychlé míchání bylo realizováno pomocí vznášené vrstvy zrnitého materiálu (viz. kap. 6.2.2). Gradient rychlosti činil $G = 378 \text{ s}^{-1}$ při době zdržení $t = 82 \text{ s}$. Na Obr. 11 jsou znázorněny podíly jednotlivých typů agregátů. Na první pohled je patrné, že majoritní část agregátů tvoří primární částice ($PR = 62 \%$). Druhou nejhojněji zastoupenou velikostní frakcí byly mikročástice ($MI = 24 \%$). Neagregovaný podíl (NA) tvořil 12% z celkového množství částic. Makročástice (MA) tvořily pouze 2% z celkového množství částic. Součet podílu primárních částic a mikročástic ($PR + MI$) činil 86% , což je téměř stejná hodnota jako při míchání děrovanými stěnami. Při srovnání Obr. 9 a Obr. 10 zjistíme, že jsou takřka totožné, tedy že oba typy míchání produkují podobné rozložení všech velikostí částic. Výrazněji se liší pouze v zastoupení mikročástic, které jsou hojněji zastoupeny při míchání vznášenou vrstvou.



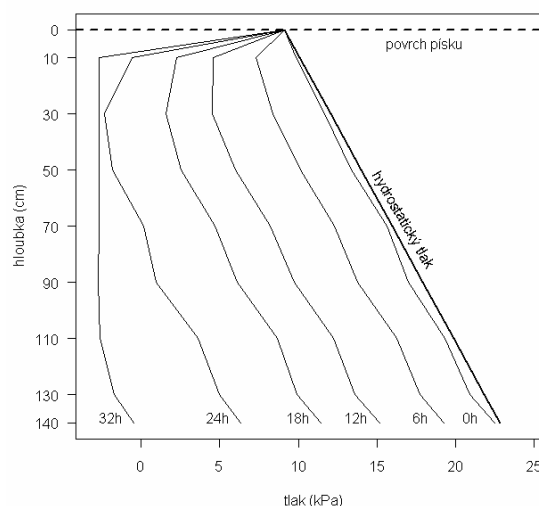
Obr. 10: Test agregace – rychlé míchání vznášenou vrstvou - agregace

V Tab. 3 je uveden filtrační cyklus při míchání vznášenou vrstvou v režimu agregace. Filtrační cyklus byl ukončen po 32 hodinách z důvodu poklesu tlaku pod 0 kPa na všech sondách. Celková filtrační ztráta v době ukončení filtračního cyklu byla 21,41 kPa. Maximální účinnosti separace byla $\varphi_{Al} = 0,98$.

Tab. 3 Filtrační cyklus při míchání vznášenou vrstvou – agregace ($v_f = 3 \text{ m.h}^{-1}$)

t_f [h]	$\Delta H1$ [kPa]	$\Delta H2$ [kPa]	$\Delta H3$ [kPa]	$\Delta H4$ [kPa]	$\Delta H5$ [kPa]	$\Delta H6$ [kPa]	$\Delta H7$ [kPa]	$\Delta H8$ [kPa]	pH [-]	KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	Al [mg.l ⁻¹]
0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	/	/	/	/
4	1,92	1,93	1,89	2,00	2,09	2,00	2,02	1,68	6,79	0,79	1,92	0,031
8	4,42	4,35	4,25	4,51	4,60	4,51	4,52	3,40	6,72	0,70	1,98	0,028
12	7,30	7,29	7,09	7,26	7,41	7,36	7,11	5,27	6,74	0,79	1,89	0,026
16	9,87	9,90	9,59	9,66	9,90	9,83	9,23	6,93	6,77	0,72	1,94	0,026
20	12,27	12,23	11,87	12,13	12,11	11,93	11,04	8,28	6,79	0,78	1,88	0,026
24	15,42	15,39	15,01	15,44	14,90	14,65	13,52	10,05	6,77	0,80	1,90	0,029
28	19,37	18,92	18,90	19,05	18,15	16,06	14,33	12,39	6,77	0,72	1,84	0,027
30	20,31	19,81	19,81	19,69	18,29	16,06	14,33	12,50	6,75	0,76	1,88	0,026
32	21,41	21,14	20,90	19,69	18,29	16,06	14,33	12,51	6,77	0,75	1,90	0,026

Obr. 11 ukazuje Michauův diagram pro rychlé míchání vznášenou vrstvou v režimu agregace. Je patrné zanesení svrchní vrstvy filtru (strmý pokles tlaku) v hloubce mezi 0 - 10 cm. Tento jev mohl být způsoben nehodnou velikostí agregátů, které kolmatovaly pískové lože při povrchu.



Obr. 11: Michauův diagram pro filtrační cyklus při rychlém míchání vznášenou vrstvou - agregace

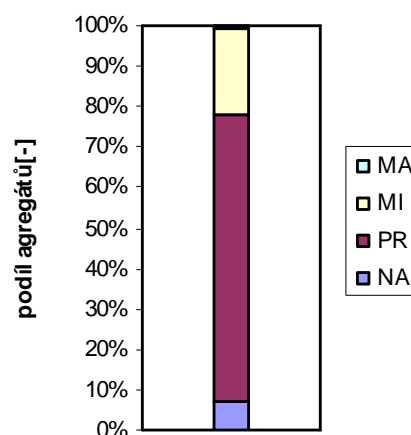
8.3 Rychlé míchání vznášenou vrstvou – separace

Režim rychlého míchání vznášenou vrstvou byl provozován za stejného technologického nastavení jako míchání agregáční, rozdíl byl pouze v místě nadávkování destabilizačního činidla, které bylo dávkováno přímo před míchací kolonu. (viz. kap. 6.2.1).

Podíly jednotlivých velikostních frakcí agregátů jsou znázorněny na Obr. 12. Dominantním typem částic byly primární agregáty (PR), jejichž podíl je 71 %. Podíl mikroagregátů (MI) byl 21 %, neagregovaný podíl (NA) činil 7 %. Zastoupení makročásteí (MA) je minimální, jejich podíl byl pouze 1 %.

Součet primárních částic a mikročástic (PR + MI) je 92 %, což je nejvíce ze všech aplikovaních typů míchání. Maximální účinnost separace byla φ_{Al} 0,98, tedy stejná jako u agregáčního míchání. Filtrační cyklus trval 68 hodin. Celková filtrační ztráta činila 24,16 kPa.

V Tab. 4 jsou zaznamenány hodnoty parametrů naměřeních při rychlém míchání vznášenou vrstvou v režimu separace. Filtrační cyklus trval 68 hodin, tedy přibližně dvakrát tolik co v režimu agregace a třikrát tolik než při míchání děrovaními stěnami. Filtrační cyklus byl rovněž ukončen z důvodu snížení tlaku ve filtru pod 0 kPa na všech sondách. Celková filtrační ztráta byla 24,16 kPa, maximální účinnost separace činila $\varphi_{Al} = 0,98$.

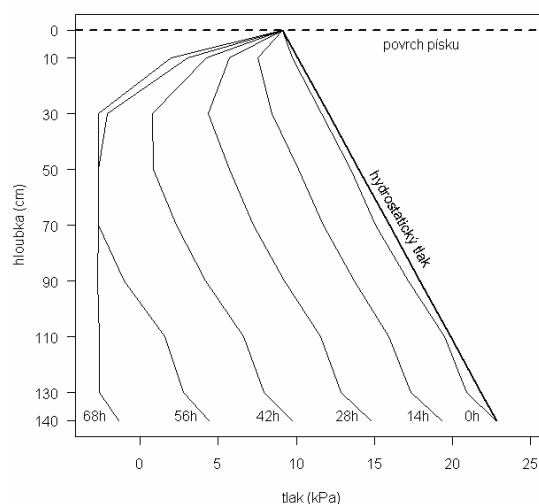


Obr 12: Test agregace – rychlé míchání vznášenou vrstvou - separace

Tab. 4 Filtrační cyklus při míchání vznášenou vrstvou – separace ($v_f = 3 \text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$)

t_f [h]	$\Delta H1$ [kPa]	$\Delta H2$ [kPa]	$\Delta H3$ [kPa]	$\Delta H4$ [kPa]	$\Delta H5$ [kPa]	$\Delta H6$ [kPa]	$\Delta H7$ [kPa]	$\Delta H8$ [kPa]	pH [-]	KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	Al [mg.l ⁻¹]
0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	/	/	/	/
2	0,50	0,61	0,66	0,49	0,43	0,44	0,30	0,23	6,84	0,76	1,84	0,043
8	1,82	1,91	1,93	1,78	1,71	1,70	1,54	1,24	6,80	0,75	1,86	0,036
16	4,10	4,16	4,14	4,06	3,98	3,95	3,73	2,54	6,81	0,75	1,82	0,035
24	6,63	6,67	6,58	6,59	6,47	6,45	6,10	3,57	6,78	0,74	1,83	0,033
32	9,42	9,41	9,29	9,37	9,20	9,17	8,35	4,49	6,78	0,75	1,89	0,032
40	12,28	12,22	12,10	12,22	12,00	11,94	10,31	5,30	6,81	0,74	1,88	0,031
48	15,26	15,15	15,00	15,21	14,91	14,72	12,08	6,02	6,79	0,73	2,08	0,032
56	18,34	18,10	17,88	18,17	17,70	16,16	13,68	6,72	6,79	0,72	2,41	0,032
64	21,82	21,50	21,22	19,89	17,72	16,16	14,28	7,47	6,78	0,72	1,87	0,030
66	22,93	22,54	22,08	19,89	17,72	16,16	14,28	7,7	6,80	0,74	1,98	0,039
68	24,16	23,53	22,09	19,89	17,72	16,16	14,28	7,79	6,81	0,74	2,08	0,034

Obr. 13 ukazuje Michauův diagram pro filtrační cyklus rychlého míchání vznášenou vrstvou v režimu separace. Příznivé velikostní složení částic (převaha *PR* a *MI*) se příznivě odrazila na délce filtračního cyklu, který trval 68 h.



Obr. 13: Michauův diagram pro filtrační cyklus při rychlém míchání vznášenou vrstvou - separace

8.4 Srovnání aplikovaných režimů míchání při různých filtračních rychlostech

Při pomalém míchání děrovanými stěnami skončily cykly při všech filtračních rychlostech ($v_f = 3, 6, 9 \text{ m.h}^{-1}$) z důvodu poklesu tlaku ve filtru pod 0 kPa. Průměrná délka cyklu při filtrační rychlosti $v_f = 3 \text{ m.h}^{-1}$ byla 19,1 h (hodnoceno celkem 7 cyklů).

Téměř všechny filtrační cykly při rychlém míchání vznášenou vrstvou v režimu agregace s aplikovanou filtrační rychlostí $v_f = 3 \text{ m.h}^{-1}$ skončily z důvodu poklesu tlaku ve filtru pod 0 kPa (celkem čtyři cykly z pěti). Průměrná délka cyklu při filtrační rychlosti $v_f = 3 \text{ m.h}^{-1}$ byla 28,4 h. Naopak cykly při vyšších filtračních rychlostech ($v_f = 4, 5, 6, 7, 9 \text{ m.h}^{-1}$) skončily ve všech případech (hodnoceno celkem 7 filtračních cyklů) průnikem Al do filtrátu.

Při rychlém míchání vznášenou vrstvou v režimu separace při všech aplikovaných filtračních rychlostech ($v_f = 3, 4, 5, 6 \text{ m.h}^{-1}$) skončily všechny cykly z důvodu vytvoření podtlaku na všech sondách ve filtru. Délka filtračního cyklu byla při rychlosti filtrace $v_f = 3 \text{ m.h}^{-1}$ průměrně 66 h (hodnoceny celkem 2 filtrační cykly).

V Tab. 5 je uvedeno srovnání aplikovaných režimů míchání v průměrném množství upravené vody na filtrační cyklus pro různé filtrační rychlosti. Je vidět sestupný trend v množství upravené vody (čili doby filtračních cyklů) v pořadí: 1) míchání fluidní vrstvou - separace, 2) míchání fluidní vrstvou - agregace, 3) míchání děrovanými stěnami. Množství

upravené vody v závislosti na rychlosti filtrace vykazuje unimodální povahu – při středních filtračních rychlostech roste objem upravené vody, při vysokých rychlostech klesá. To je způsobeno tím, že při vysokých filtračních rychlostech už filtr nestačí efektivně zachycovat všechny agregáty a filtrační cykly končí předčasně z důvodu průniku Al do filtrátu.

Tab. 5 Srovnání množství upravené vody pro aplikované režimy míchání při různých filtračních rychlostech

filtrační rychlost	$v_f = 3$ [m ³]	$v_f = 4$ [m ³]	$v_f = 5$ [m ³]	$v_f = 6$ [m ³]	$v_f = 9$ [m ³]
děrované stěny	0,87	/	/	0,97	0,55
agregace	1,3	2,06	1,26	0,91	0,68
separace	3	3,2	3,5	3,3	/

VI. DISKUSE

Výsledky získané měřením na poloprovozním modelu ukazují dva trendy:

1) Filtrační cykly jsou delší při rychlém míchání vznášenou vrstvou (režim agregace i separace), než při pomalém míchání děrovanými stěnami. Při aplikaci vyšších gradientů rychlosti obecně vznikají menší agregáty o vyšší hustotě, než při aplikaci nižších gradientů rychlosti (Mutl, Knesl 1999). Agregáty o menší velikosti pronikají hlouběji do filtračního lože a kolmatují ho tak ve větším objemu, čili je efektivněji využívána kapacita filtru. Velké agregáty se usazují především v povrchové vrstvě filtru, čímž se velmi zkracuje délka filtračního cyklu. Gradient rychlosti vytvářený děrovanými stěnami není rovnoměrně rozložen v celém objemu míchací kolony, proto vznikají agregáty různého velikostního složení, s velkým podílem neagregovaných částic a makroagregátů. Příznivé rozložení velikostních podílů částic (převaha primárních agregátů a mikroagregátů) má vliv na délku filtračních cyklů (Pivokonská 2007). Výše uvedená fakta korespondují s výsledky získanými na poloprovozním modelu. Pomocí rychlého míchání vznášenou vrstvou byla dosahována délka filtračních cyklů v průměru o 67 % vyšší než při pomalém míchání děrovanými stěnami v režimu agregace. V případě režimu separace byla délka filtračních cyklů v průměru dokonce o 345 % delší. Při rychlém míchání v režimu separace se velké částice (makročástice) zachytávají na pískových zrnech (L. Benešová, pers. comm.), u výstupu suspenze z míchací kolony je zřetelná téměř absence makročástic (viz. Obr. 12). Pískový rychlofiltr je méně zatěžován, což má pozitivní vliv i na délku filtračních cyklů.

2) Při nižších rychlostech filtrace ($v_f = 3, 4, 5 \text{ m.h}^{-1}$) končí cykly zpravidla z důvodu poklesu tlaku ve filtru, při vyšších rychlostech ($v_f = 6, 9 \text{ m.h}^{-1}$) z důvodu poklesu tlaku ve filtru nebo průniku Al do filtrátu. Tento jev lze zdůvodnit tím, že při vyšších filtračních rychlostech už nedochází k účinnému zachycování suspendovaných agregátů. Po relativně krátké době proto dochází k průniku suspenze filtračním ložem a tento jev se stupňuje vymýváním suspenze zachycené ve filtru.

VII. ZÁVĚR

Vliv intenzity míchání byl zkoumán pomocí poloprovozního modelu, který byl umístěn na úpravně vody Želivka napájené z vodárenské nádrže Švihov. Bylo zjištěno, že délka filtračního cyklu je závislá na intenzitě míchání. Nejdelší filtrační cykly (při porovnávání rychlosti filtrace $v_f = 3 \text{ m.h}^{-1}$) byly dosahovány při rychlém míchání vznášenou vrstvou zrnitého materiálu (v průměru 28,4 h v režimu agregace a 66 h v režimu separace). Délka filtračních cyklů při pomalém míchání děrovanými stěnami byla výrazně kratší (průměrně 19,1 h).

Děrované stěny produkují nerovnoměrné rozložení gradientu rychlosti v objemu míchané kapaliny a tudíž vytvářejí agregáty o různých vlastnostech, svojí povahou nevhodných pro separaci pískovou rychlofiltrací. Podařilo se ověřit vliv intenzity míchání na velikostní rozložení agregátů (velikostní frakce *NA*, *PR*, *MI*, *MA*). Při pomalém míchání děrovanými stěnami byl zřetelný vysoký neagregovaný podíl, způsobený zřejmě nedostatečným zamícháním suspenze.

Také účinnost separace φ_{Al} vypovídá o větší vhodnosti míchání vyššími gradienty rychlosti. Při pomalém míchání děrovanými stěnami byla průměrná účinnost separace (vážený průměr účinnosti separace, váženo filtračním časem) $\varphi_{Al} = 0,96$ a při rychlém míchání vznášenou vrstvou (režim agregace i separace) byla průměrná účinnost separace $\varphi_{Al} 0,98$. Při pomalém míchání děrovanými stěnami v prostoru mezi přepážkami má proudění nedefinované vlastnosti může docházet k nedostatečnému míchání. Protože při míchání dochází k nižší agregaci částic a suspenze obsahuje větší část neagregovaného podílu, který nelze pískovým rychlofiltrem separovat, je účinnost separace děrovanými stěnami nižší.

Z hlediska ekonomiky provozu se jeví nejvhodnější použití středních filtračních rychlostí ($v_f = 4, 5 \text{ m.h}^{-1}$) kdy na jeden filtrační cyklus připadal největší objem upravené vody. Při vyšších filtračních rychlostech ($v_f = 6, 9 \text{ m.h}^{-1}$) může brzy docházet k průniku Al do filtrátu a objem upravené vody se snižuje.

Rychlé míchání vznášenou vrstvou zrnitého materiálu se jeví jako vhodný technologický prostředek pro vytvoření suspenze pro pískovou rychlofiltraci, naopak děrované stěny, které jsou běžně používány na úpravkách v ČR nevytváří vhodnou suspenzi nevytváří.

VIII. LITERATURA

Boller M., Blaser S. (1998): Particles under stress. *Wat. Sci. Tech.* 37(10), 9-29.

Buchtík J. (1973): Pražský vodovod - historie a současnost, výstavba a výhled. Hydroprojekt Praha, 127s.

Camp T. R., Stein P. C. (1943): Velocity gradients and internal work in fluid motion. *J. Boston Soc. Civil Engrs.* 30(4), 219-237.

Deryagin B. V., Landau L. D. (1941): Theory of the stability of strongly charged lyophobic sols and of the adhesion of strongly charged particles in solutions of electrolytes. *Acta Physicochim URSS* 14, 633.

Dharmappa H. B., Vigneswaran S., Verink J., Fujiwara O. (1994): Water-treatment-system design for turbidity removal. I. Simulation. *J. Env. Eng.* 120, 900-914.

Francois R. J., van Haute A. A. (1984): The role of rapid mixing time on a flocculation process. *Wat. Sci. Tech.* 17, 1091-1101.

Gregory J. (1981): Flocculation in laminar tube flow. *Chem. Eng. Sci.* 36, 1789-1794.

Gregory J. (1989): Fundamentals of flocculation. *Critical Reviews in Science and Technology* 19(3), 185-230.

Havlík J. (2003): Vliv míchání na odvodnitelnost vznikajících vodárenských kalů a na filtraci suspenzí. Disertační práce ÚŽP PŘF UK, Praha, 142s.

Hereit F., Mutl S., Vágner V. (1980): Formation of separable suspension and methods of its evaluation. *J. Water Suppl. Res. Technol.- Aqua* 29(5), 95-99.

Jarvis P., Jefferson B., Gregory J., Parsons S. A. (2005): A review of floc strength and breakage. *Wat. Research* 39(14) 3121 –3137.

Kalff J. (2001): *Limnology*. Prentice Hall, 2001, 592s.

Klouček O. (2005): Vliv podmínek míchání na velikostní strukturu vločkovitých agregátů. Disertační práce ÚŽP PŘF UK, Praha, 105s.

Kraus J. et al. (2007): *Nový akademický slovník cizích slov*. Academia, Praha, 879s.

Kratzer K., Kožíšek F. (2006): Zdravotní důsledky a rizika znečištěné vody. Odborná zpráva za rok 2005. Státní zdravotnický ústav, Praha, 72s.

Lellák J., Kubíček F. (1991): *Hydrobiologie*. Karolinum, Praha, 257s.

Mikkelsen L.H., Keidink K. (2002): Physico-chemical characteristics of full scale sewage sludges with implications to dewatering. *Wat. Research* 36(10), 2451-2462.

Mutl S. (1974): Vliv rychlostního gradientu na charakter vločkovité suspenze. Výzk. zpráva ÚH ČSAV III-6-9/9c.

Mutl S. (1984): Sklenicová optimalizační zkouška. Metodická informace č. 17, ML VH ČSR, Praha, 69s.

Mutl S., Knesl B. (1999): Application of fluidised layer of granular material to the treatment of surface water. Part 1: aggregation efficiency of the layer. J.Wat. Suppl. Res.Technol.–Aqua 48(1) 24-30.

Mutl S., Knesl B., Polasek P. (2000): Application of a fluidised layer of granular material to the treatment of surface water. Part 2: separation efficiency of the layer. J.Wat. Suppl. Res.Technol.–Aqua 49(4), 181-202.

Mutl S., Pivokonský M. (2003): Vliv podmínek míchání na mechanismus procesu agregace. Sborník u mezinárodní konference „Pitná voda“, Trenčianské Teplice, 133-138.

Mutl S., Polasek P., Pivokonský M., Klouček, O. (2006): The influence of G and T on the course of aggregation at the treatment of medium polluted surface water. Wat. Sci. Technol.-Wat. Suppl. 6(1), 39-48.

Pivokonská L. (2007): Vliv fyzikálních a chemických parametrů na úpravu povrchových vod s obsahem huminových látek. Disertační práce ČVUT, Praha, 136s.

Pivokonská L., Pivokonský M. (2006): The influence of agitation on aggregates formed during treatment of water with a content of humic substances. Wat. Sci. Technol.-Wat. Suppl. 6(1), 211-218.

Pivokonský M. (2002): Vliv intenzity a doby míchání na morfologické vlastnosti agregátů tvořených při úpravě vody. Disertační práce ÚŽP PřF UK, Praha, 131s.

Pivokonský M., Pivokonská L., Tomášková H. (2008): Aggregation capability of a fluidised layer of granular material during treatment of water with high DOC and low alkalinity, Wat. Sci. Technol.-Wat. Suppl. 8(1), 9-17.

Pitter P. (1999): Hydrochemie. VŠCHT, Praha, 568s.

Polasek P., Mutl S. (1996): Guidelines to coagulation and flocculation for surface waters. Volume 1: Design principles for coagulation and flocculation. PPA. Marshalltown, Rep. of South Africa, 144s.

Sukovitý A., Višňovský P. a kol. (1971): Vodárenství II. SNTL, Praha, 350s.

Stumm W., Morgan J.J. (1996): Aquatic Chemistry. Third Edition, Wiley, New York, 1022s.

Strnadová N., Janda V. (1999): Technologie vody I. VŠCHT, Praha, 226s.

Tambo N., Watanabe Y. (1978a): Physical aspect of flocculation process - I. Fundamental treatise. Wat. Research, 13(5), 429-439.

Tambo N., Watanabe Y. (1978b): Physical aspect of flocculation process - II. Contact flocculation. *Wat. Research*, 13(5), 441-448.

Tesařík I. a kol. (1985): *Vodárenství. Technický průvodce, svazek 7*, SNTL Praha, 488s.

Tuček F., Chudoba J., Koníček Z. (1988): *Základní procesy a výpočty v technologii vody*. SNTL Alfa, Praha, 633s.

Verwey E. J., Overbeek J. Th. G. (1948): *Theory of the Stability of Lyophobic Colloids*. Elsevier, Amsterdam, 205s.

Vojuckij S.S. (1984): *Kurz koloidní chemie*. SNTL, Praha, 400s.

Zhang J. J., Li X. Y. (2003): Modeling particle-size distribution dynamics in a flocculation system. *Aiche J.* 49(7), 1870-1882.

Žáček L. (1981): *Chemické a technologické procesy úpravy vody*. SNTL, Praha, 270s.

IX. INTERNET

Internet 1: Pražské vodovody a kanalizace – úprava vody [online] 2010: <http://www.pvk.cz/upravny-vody.html> [17.3.2010]

Internet 2: Povodí Vltavy – Vodní díla a nádrže [oline] 2010: http://www.pvl.cz/vodni_dila/vodni_dila_a_nadrze/seznam_vybranych_nadrzi_ve_sprave_za_vodu_dolni_vltava/vd_zelivka-svihov.html?lang=cs [17.3.2010]

Internet 3: ENVIS – informační servis o životním prostředí v Praze [online] 26.7.2007 [http://envis.praha-mesto.cz/\(etinwj450utwvd455bdlji55\)/zdroj.aspx?typ=2&Id=73536&sh=-301087227](http://envis.praha-mesto.cz/(etinwj450utwvd455bdlji55)/zdroj.aspx?typ=2&Id=73536&sh=-301087227) [17.3.2010]

X. SEZNAM POUŽITÝCH SYMBOLŮ

- C_0 počáteční koncentrace monitorovaného indikátoru (Al) [mg.l^{-1}]
- C_5 koncentrace základní složky destabilizačního činidla (Al) po pěti minutách sedimentace [mg.l^{-1}]
- C_{60} koncentrace základní složky destabilizačního činidla (Al) po šedesáti minutách sedimentace [mg.l^{-1}]
- C_{0F} koncentrace monitorovaného indikátoru po separaci suspenze odstředěním [mg.l^{-1}]
- C_C celková koncentrace základní složky destabilizačního činidla (Al) [mg.l^{-1}]
- C_F koncentrace indikátoru (Al) v upravené vodě [mg.l^{-1}]
- $C_{F(60)}$ koncentrace základní složky destabilizačního činidla (Al) měřená v odstředěném vzorku po šedesáti minutách sedimentace [mg.l^{-1}]
- DOC rozpuštěný organický uhlík [mg.l^{-1}]
- e expanzní poměr [-]
- G gradient rychlosti [s^{-1}]
- g tíhové zrychlení [m.s^{-2}]
- H tlak [Pa]
- $CHSK_{Mn}$ chemická spotřeba kyslíku manganistanem draselným [mg.l^{-1}]
- $KNK_{4,5}$ kyselinová neutralizační kapacita do pH 4,5 [mmol.l^{-1}]
- l_D vzdálenost děrovaných stěn [m]
- L_E výška filtrační náplně ve vznosu [m]
- L_0 výška filtrační náplně v klidovém stavu [m]
- P příkon [W]
- P_{MA} podíl makroagregátů [-]
- P_{MI} podíl mikroagregátů [-]
- P_{PR} podíl primárních agregátů [-]
- P_{NA} neagregovaný podíl [-]
- pH reakce vody [-]
- Q průtok [$\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$]
- t doba zdržení [s]
- t_f filtrační čas [s]
- TOC celkový organický uhlík [mg.l^{-1}]
- u mezivrstvá vzestupná rychlost [m.s^{-1}]

u_T sedimentační rychlost izolované částice [$m \cdot s^{-1}$]
 V objem kapaliny [m^3]
 v_f filtrační rychlost [$m \cdot h^{-1}$]
 W disipovaná energie [J]
 α koeficient agregace [-]
 ΔH filtrační tlaková ztráta [Pa]
 Δp tlaková ztráta [Pa]
 ε míra expanze [-]
 ε_E mezerovitost pískové náplně ve vznosu [-]
 ε_0 mezerovitost pískové náplně v klidovém stavu [-]
 ζ elektrokinetický potenciál [mV]
 η kinematická viskozita [$kg \cdot m^{-1} \cdot s^{-1}$]
 ρ_F hustota kapalné fáze filtru [$kg \cdot m^{-3}$]
 ρ_S hustota tuhé fáze filtru [$kg \cdot m^{-3}$]
 φ koeficient účinnosti separace [-]

XI. PŘÍLOHY

Příloha A: Postup Stanovení celkové alkality (KNK_{4,5})

Princip

KNK_{4,5} (celková alkalita) se stanovuje titrací vzorku vody odměrným roztokem 0,1 M HCl na směsný indikátor nebo potenciometrickou titrací.

Rušivé vlivy

zabarvení, zákal, volný chlor, vyšší obsah volného CO₂, křemičitany, fosforečnany, boritany, sulfidy a jiné anionty slabých kyselin, huminové látky – vyšší obsahy těchto iontů ruší při výpočtu uhličitanové tvrdosti nebo CO₂

Činidla

1) 0,1 M HCl

8,83 ml 35% HCl naředit do 1 litru destilované vody

2) methylořanž, 0,05 % indikátorový roztok

0,05 g sodné soli methylořanže se rozpustí ve 100 ml horké destilované vody a po vychladnutí se zfiltruje

Stanovení faktoru roztoku

Navážit přibližně 0,13 g Na₂CO₃ (přesnou hodnotu zaznamenat) vysušeného 2h při 105°C, rozpustit v titrační baňce v 50 ml čerstvě převařené a ochlazené destilované vody. Po rozpuštění přidat 3 kapky methylořanže a titrovat 0,1 M HCl ze žluté do oranžové (cibulové). Titrovaný roztok zahřát téměř k varu a po ochlazení dotitrovat (i několikrát). Tento postup opakovat, dokud není zbarvení stálé. (spotřeba přibližně 23 ml)

$$f = \frac{\text{navážka}}{0,0053 \cdot \text{spotřebaHCl}}$$

Postup stanovení

KNK_{4,5} (celková alkalita): Odměří se 100 ml vzorku, přidají se 3 kapky methylořanže a titruje se odměrným roztokem 0,1 M HCl ze žlutého zbarvení do cibulové.

Výpočet

$$KNK_{4,5} = \frac{V_e \cdot f_{HCl} \cdot c(HCl) \cdot 10^3}{V_0} \text{ [mmol/l]}$$

V_e ... spotřeba odměrného roztoku HCl (ml)

c(HCl) ... koncentrace odm.roztoku HCl (0,1 mol/l)

V₀ ... původní objem vzorku (ml)

Příloha B: Postup stanovení CHSK_{Mn} (podle Kubela)

Princip

Metoda je založena na oxidaci oxidovatelných látek (obsažených ve vzorku vody) manganistanem draselným v kyselém prostředí H_2SO_4 při 10 minutovém varu. Oxidace musí probíhat za přebytku manganistanu (minimálně 40 %). Úbytek manganistanu, tj. množství spotřebované na oxidaci organických látek, se zjistí odměrným manganometrickým stanovením tak, že po ukončené oxidaci se do reakčního roztoku přidá známé množství standardního odměrného roztoku kyseliny šťavelové, která se manganistanem draselným zpětně titruje.

Rušivé vlivy = anorganické sloučeniny (Cl^- , S^{2-} , NO_2^- , Fe^{2+})

Činidla

1) H_2SO_4 , zředěná v poměru 1:2

Do dvou dílů destilované vody přilít opatrně 1 díl 96 % H_2SO_4 – pozor – silně se zahřívá!!!

2) H_2SO_4 , zředěná v poměru 1:15

63 ml koncentrované kyseliny sírové naředit do 1 litru redestilované vody. Kyselinu odměřit odměrným válcem.

3) základní roztok kyseliny šťavelové

0,1 N kys. šťavelová; $c((\text{COOH})_2)=0,05$ mol/l: 6,3034 g dihydrátu kyseliny šťavelové $(\text{COOH})_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ p.a. navážít přesně na analytických vahách, rozpustit ve zředěné kyselině sírové (1:15) a zředěnou kyselinou také doplnit v odměrné baňce 1000 ml po značku. Roztok přelít do tmavé zásobní láhve. Roztok je stálý asi ½ roku.

0,01 N kys. šťavelová; $c((\text{COOH})_2)=0,005$ mol/l: 100 ml zásobního roztoku 0,1 N kys. šťavelové doplnit zředěnou kyselinou sírovou (1:15) do 1 litru. Roztok je stálý 2 týdny.

4) základní roztok KMnO_4

0,1 N KMnO_4 ; $c(\text{KMnO}_4)=0,02$ mol/l: 3,2 g KMnO_4 rozpustit do 1 litru destilované vody a roztok přelít do tmavé láhve. Roztok je možné použít po 2-3 týdnech

0,01 N KMnO_4 ; $c(\text{KMnO}_4)=0,002$ mol/l: 100-110 ml 0,1 N roztoku KMnO_4 doplnit v odměrné baňce 1000 ml po značku destilovanou vodou. Po několika dnech stanovit faktor. Roztok se uchovává ve tmě a je stálý několik měsíců.

5) ředící voda = destilovaná nebo redestilovaná voda, nesmí obsahovat oxidovatelné látky

Vyvaření baněk

Do titrační baňky s varnými kamínky nalít 100 ml destilované vody, 5 ml H_2SO_4 (1:2) a 10 ml 0,01N kys. šťavelové (nedělenou pipetou). Směs zahřát k varu a ztitrovat 0,01N KMnO_4 do slabě růžového zbarvení. Ztitrovaný roztok opatrně vylít tak, aby kamínky zůstaly v baňce a NEVYPLACHOVAT!!!!

Stanovení faktoru roztoku a jeho úprava

Do vyvařené titrační baňky s varnými kamínky nalít 100 ml destilované vody, 5 ml H_2SO_4 (1:2) a 10 ml 0,01N kys. šťavelové (nedělenou pipetou). Směs zahřát cca na 80 °C a za horka titrovat 0,01N KMnO_4 do slabě růžového zbarvení. Na 10 ml 0,01N kyseliny šťavelové musí být spotřeba 10 ml 0,01N KMnO_4 . Přidávat KMnO_4 nebo destilovanou vodu do roztoku tak dlouho, dokud nevyjde $f=1$ (povolená odchylka 0,05 ml). Faktor nutno kontrolovat 1x týdně.

Pracovní postup

Do vyvařené titrační baňky se vloží několik varných kamínků a odměří se 100 ml vzorku (nebo menší množství vzorku upravené ředící vodou na 100 ml). Přidá se 5 ml H_2SO_4 (1:2) a

10 ml 0,01N odměrného roztoku KMnO_4 . Směs se uvede do 5 minut do varu a vaří se přesně 10 minut. K horkému roztoku se ihned přidá pipetou 10 ml odměrného roztoku 0,01N kyseliny šťavelové. Odbarvený horký roztok se ihned titruje odměrným roztokem 0,01N manganistanu do slabě růžového zbarvení. Teplota vzorku při titraci nesmí klesnout pod 80°C . Spotřeba KMnO_4 se odečte s přesností aspoň na 0,05 ml. Dojde-li k odbarvení nebo zhnědnutí roztoku za varu, je třeba stanovení opakovat s ředěným vzorkem. Stanovení se rovněž opakuje, je-li spotřeba KMnO_4 větší, než 12 ml. U ředěných vzorků nesmí být spotřeba menší, než 4 ml.

Výpočet

$$CHSK_{Mn} = \frac{V_e \cdot 80}{V_0} \text{ [mg/l]}$$

V_e ... spotřeba KMnO_4 při titraci (ml)

V_0 ... objem vzorku použitého při stanovení

80 ... konstanta pro přepočítání organických látek na kyslík

Příloha C: Postup stanovení obsahu hliníku

Princip

Hlinité ionty reagují s pyrokatecholovou violetí při hodnotě pH $5,9 \pm 0,1$ za vzniku modrého zbarvení. Intenzita vzniklého barevného komplexu se měří spektrofotometricky při vlnové délce 580 nm v časovém intervalu 15-60 minut od přidání činidel (časová prodleva musí být shodná s podmínkami sestavení kalibračního grafu). Pracovní rozsah je $0,02 - 0,35 \text{ mg.l}^{-1}$ pro zkoušený objem vzorku 25 ml a pro optickou dráhu kyvety 1 cm.

Rušivé vlivy

Laboratorní sklo (použití plastového nádobí); fluoridy; železo; organické i anorganické látky, které absorbují při 580 nm; huminové a jiné organické látky s komplexotvornými vlastnostmi.

Činidla

1. okyselená destilovaná voda

Do 1000 ml destilované vody se odpipetují 4 ml konc.HNO₃, při uchování v plastové nádobě má roztok neomezenou stálost.

2. standardní kalibrační roztok Al (1000 mg.l^{-1})

Komerčně dodávaný od firmy Analytika.

3. zásobní kalibrační roztok hliníku (10 mg.l^{-1})

5 ml standardního kalibračního roztoku Al (činidlo 2) doplnit okyselenou vodou do 500 ml odměrné baňky (roztok je stálý 1 měsíc).

4. zásobní kontrolní roztok Al (20 mg.l^{-1})

2 ml standardního kalibračního roztoku Al (činidlo 2) doplnit okyselenou vodou do 100 ml odměrné baňky (roztok je stálý 1 měsíc).

5. kontrolní roztok Al ($0,2 \text{ mg.l}^{-1}$)

Připraví se ze zásobního kontrolního roztoku hliníku (činidlo 4) odpipetováním 1 ml nedělenou pipetou a doplněním do 100 ml odměrné baňky okyselenou vodou. (Uchovává se ve vzorkovnici z plastu a je stálý 1 týden).

6. směsné činidlo

K cca 100 ml destilované vody se přidá 2,5 ml konc. HNO₃; dále 62,5 g MgSO₄.7H₂O; 12,5 g kyseliny askorbové (C₆H₈O₆); 0,625 g monohydrátu 1,10-fenantrolinu a 12,5 ml zásobního kalibračního roztoku hliníku (činidlo 3). Roztok se převede do 250 ml odměrné baňky a doplní se destilovanou vodou po rysku (roztok je stálý 3 měsíce).

7. roztok pyrokatecholové violeti

0,125 g pyrokatecholové violeti se rozpustí v cca 50 ml destilované vody (rozmíchat míchadélkem). Roztok se převede do 250 ml odměrné baňky a doplní se destilovanou vodou po rysku (roztok je stálý 3 měsíce).

8. tlumivý roztok hexamethylentetraminu

V cca 400 ml destilované vody se rozpustí 420 g hexamethylentetraminu. Roztok se převede do 1000 ml odměrné baňky a doplní destilovanou vodou po rysku (roztok je stálý 3 měsíce).

9. roztok HNO₃ k předkládání do vzorkovnic ($3,4 \text{ mol.l}^{-1}$)

K cca 120 ml destilované vody v kádince se opatrně za stálého míchání přidá 75 ml konc. HNO_3 odměřené odměrným válcem. Roztok se po ochlazení převede do 250 ml odměrné baňky a doplní po rysku destilovanou vodou (roztok má neomezenou stálost).

10. roztok hydrogenuhličitanu sodného ($2,0 \text{ mol.l}^{-1}$)

85 g NaHCO_3 se rozpustí asi ve 400 ml destilované vody. Roztok se kvantitativně převede do 500 ml odměrné baňky a doplní po rysku destilovanou vodou (používá se pro zvýšení pH vzorku, pokud je nižší než 1,2 a má neomezenou stálost).

Kalibrace

Do 100 ml odměrných baněk (nejlépe plastových) se odpipetují příslušné objemy (viz tab.) ze zásobního kalibračního roztoku hliníku (10 mg.l^{-1}) (čínidlo 3) a doplní se okyselenou destilovanou vodou. Z každé baňky se odebere 25 ml vzorku do plastových vzorkovnic o objemu 100 ml, následující postup zpracování kalibračních roztoků je shodný s postupem stanovení vzorků (viz. postup stanovení), měří se proti okyselené vodě.

baňka č.		1	2	3	4	5	6	7	8
c_{Al}	$[\text{mg.l}^{-1}]$	0,02	0,05	0,1	0,15	0,2	0,25	0,3	0,35
V	$[\text{ml.100ml}^{-1}]$	0,2	0,5	1,0	1,5	2,0	2,5	3,0	3,5

Odběr a uchování vzorků

Vzorky v terénu se odebírají do 100 ml vzorkovnic z plastu a přidává se k nim 1 ml 3,4 M HNO_3 (čínidlo 9). Okyselené vzorky se skladují při laboratorní teplotě.

Postup stanovení

Z plastových vzorkovnic se odpipetuje 25 ml vzorku (v případě vyšší předpokládané koncentrace hliníku se odpipetuje méně vzorku a doplní se do 25 ml okyselenou destilovanou vodou a zaznamená se zředovací faktor). Pokud nebyl vzorek uchovávan ve vzorkovnici (tudíž neokyselen), přidá se k 25 ml vzorku 0,25 ml 3,4 M HNO_3 (čínidlo 9).

Ke každému vzorku se přidávají následující činidla v tomto pořadí (po každém přidavku se roztok kroužením promíchá): 1 ml směsného činidla (čínidlo 6)

1 ml roztoku pyrokatecholové violeti (čínidlo 7)

5 ml tlumivého roztoku (čínidlo 8)

Směs se nechá reagovat minimálně 15 minut (maximálně však do 60 minut od přidání posledního činidla) a poté se změří absorbance při 580 nm (v 1 cm kyvetě). Vzorky se měří proti okyselené destilované vodě. Hodnota pH reakční směsi by měla být v rozmezí $5,9 \pm 0,1$.

S každou sérií se proměří i kontrolní vzorek o koncentraci $0,2 \text{ mg.l}^{-1}$.

Slepé stanovení

25 ml okyselené destilované vody se zpracuje stejným postupem jako vzorky (již bez okyselení) a absorbance slepého stanovení se měří proti okyselené vodě. Slepé stanovení se měří při každé sérii vzorků.

Výpočet:

$$c_{Al} = c \cdot f \quad [\text{mg.l}^{-1}]$$

c ...koncentrace Al odečtená z kalibrační charakteristiky $[\text{mg.l}^{-1}]$ (od absorbance vzorku nutno odečíst absorbanci slepého stanovení)

f ... zředovací faktor (při objemu vzorku 25 ml je $f = 1$, pokud je objem vzorku např. 5 ml a je doplněn okyselenou destilovanou vodou na objem 25 ml, pak je $f = 25/5$)

mez detekce - $0,01 \text{ mg.l}^{-1}$

mez stanovitelnosti - $0,02 \text{ mg.l}^{-1}$

rozsah metody - $0,02$ až $0,35 \text{ mg.l}^{-1}$ (pro objem vzorku 25ml a délku kyvety 1 cm)

zaokrouhlení - na dvě desetinná místa, výsledek nižší než mez stanovitelnosti $0,02 \text{ mg.l}^{-1}$ se uvádí jako $<0,02 \text{ mg.l}^{-1}$

Příloha D: Výsledky testů agregace a průběhu filtračních cyklů pro pomalé míchání děrovanými stěnami – filtrační rychlosti $v_f = 6, 9 \text{ m.h}^{-1}$

NA	13,4 %
PR	79,1 %
MI	6,9 %
MA	0,6 %

Tab. 6 Test agregace – pomalé míchání děrovanými stěnami ($v_f = 6 \text{ m.h}^{-1}$)

NA	24,8 %
PR	64,7 %
MI	8,8 %
MA	1,7 %

Tab. 7 Test agregace – pomalé míchání děrovanými stěnami ($v_f = 9 \text{ m.h}^{-1}$)

Tab. 8 Filtrační cyklus při pomalém míchání děrovanými stěnami ($v_f = 6 \text{ m.h}^{-1}$)

t_f [h]	$\Delta H1$ [kPa]	$\Delta H2$ [kPa]	$\Delta H3$ [kPa]	$\Delta H4$ [kPa]	$\Delta H5$ [kPa]	$\Delta H6$ [kPa]	$\Delta H7$ [kPa]	$\Delta H8$ [kPa]	pH [-]	KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	Al [mg.l ⁻¹]
0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	/	/	/	/
1	0,83	0,88	0,84	0,80	0,82	0,82	0,74	0,59	6,93	0,8	1,70	0,087
3	3,49	3,49	3,43	3,45	3,45	3,45	3,24	2,04	6,96	0,81	1,60	0,074
5	6,66	6,62	6,55	6,61	6,55	6,51	5,84	3,19	6,99	0,82	1,60	0,072
7	10,10	9,94	9,92	10,03	9,78	9,63	8,14	4,19	6,97	0,83	1,70	0,069
9	13,67	13,33	13,42	13,49	13,07	12,44	10,11	5,09	7,05	0,82	1,60	0,068
11	17,35	16,85	17,12	17,16	16,36	15,11	12,10	5,98	7,05	0,82	1,70	0,072
13	21,19	20,47	20,02	18,37	16,95	15,40	13,78	6,82	7,03	0,82	1,70	0,071
15	23,43	21,83	20,02	18,37	16,95	15,40	13,80	7,50	6,94	0,88	1,70	0,078

Tab. 9 Filtrační cyklus při pomalém míchání děrovanými stěnami ($v_f = 9 \text{ m.h}^{-1}$)

t_f [h]	$\Delta H1$ [kPa]	$\Delta H2$ [kPa]	$\Delta H3$ [kPa]	$\Delta H4$ [kPa]	$\Delta H5$ [kPa]	$\Delta H6$ [kPa]	$\Delta H7$ [kPa]	$\Delta H8$ [kPa]	pH [-]	KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	Al [mg.l ⁻¹]
0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	/	/	/	/
0,5	0,56	0,63	0,57	0,55	0,57	0,53	0,50	0,38	6,93	0,84	1,70	0,087
1,5	2,67	2,73	2,65	2,67	2,67	2,59	2,46	1,74	6,93	0,82	1,60	0,069
2,5	5,25	5,24	5,17	5,25	5,15	5,05	4,72	2,91	6,95	0,78	1,70	0,066
3,5	7,32	7,28	7,28	7,45	7,31	7,22	6,49	3,74	6,95	0,77	1,70	0,066

Příloha E: Výsledky testů agregace a průběhu filtračních cyklů pro rychlé míchání vznášenou vrstvou – agregace pro filtrační rychlosti $v_f = 4, 5, 6 \text{ m.h}^{-1}$

NA	0,00 %
PR	30,06 %
MI	58,69 %
MA	11,25 %

Tab. 10 Test agregace – rychlé míchání vznášenou vrstvou – agregace ($v_f = 4 \text{ m.h}^{-1}$)

NA	14,10 %
PR	57,40 %
MI	24,40 %
MA	4,10 %

Tab. 11 Test agregace – rychlé míchání vznášenou vrstvou – agregace ($v_f = 5 \text{ m.h}^{-1}$)

NA	3,66 %
PR	28,03 %
MI	54,67 %
MA	13,64 %

Tab. 12 Test agregace – rychlé míchání vznášenou vrstvou – agregace ($v_f = 6 \text{ m.h}^{-1}$)

Tab. 13 Filtrační cyklus při rychlém míchání vznášenou vrstvou - agregace ($v_f = 4 \text{ m.h}^{-1}$)

t_f [h]	$\Delta H1$ [kPa]	$\Delta H2$ [kPa]	$\Delta H3$ [kPa]	$\Delta H4$ [kPa]	$\Delta H5$ [kPa]	$\Delta H6$ [kPa]	$\Delta H7$ [kPa]	$\Delta H8$ [kPa]	pH [-]	KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	Al [mg.l ⁻¹]
0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	/	/	/	/
1	0,58	0,56	0,54	0,57	0,57	0,58	0,58	0,54	6,65	0,72	1,856	0,036
3	1,95	1,91	1,86	1,93	1,91	1,93	1,92	1,57	6,77	0,72	1,776	0,029
7	4,72	4,64	4,56	4,69	4,64	4,7	4,43	3,28	6,79	0,73	1,76	0,028
11	7,36	7,24	7,17	7,34	7,27	7,17	6,46	4,77	6,84	0,7	1,84	0,026
15	9,97	9,78	9,75	9,94	9,67	9,33	8,3	6,14	6,76	0,7	1,84	0,026
19	12,47	12,2	12,19	12,3	11,78	11,28	10	7,4	6,79	0,72	1,84	0,026
23	15,05	14,68	14,59	14,62	13,85	13,24	11,77	8,74	6,67	0,72	1,9	0,049
27	18,12	17,53	17,41	17,32	16,33	15,53	13,82	10,37	6,77	0,71	1,94	0,266

Tab. 14 Filtrační cyklus při rychlém míchání vznášenou vrstvou - agregace ($v_f = 5 \text{ m.h}^{-1}$)

t_f [h]	$\Delta H1$ [kPa]	$\Delta H2$ [kPa]	$\Delta H3$ [kPa]	$\Delta H4$ [kPa]	$\Delta H5$ [kPa]	$\Delta H6$ [kPa]	$\Delta H7$ [kPa]	$\Delta H8$ [kPa]	pH [-]	KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	Al [mg.l ⁻¹]
0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	/	/	/	/
1	3,45	3,45	3,06	2,98	2,45	2,03	1,57	1,05	6,67	0,7	1,84	0,038
6	7,77	7,7	7,21	7,27	6,71	6,21	5,41	3,79	6,75	0,77	1,77	0,028
14	14,43	14,28	13,75	13,76	12,66	11,7	10,2	7,27	6,6	0,73	1,86	0,059
16	16,21	15,99	15,45	15,41	14,12	13,12	11,5	8,29	6,68	0,74	1,87	0,237

Tab. 15 Filtrační cyklus při rychlém míchání vznášenou vrstvou - agregace ($v_f = 6 \text{ m.h}^{-1}$)

t_f [h]	$\Delta H1$ [kPa]	$\Delta H2$ [kPa]	$\Delta H3$ [kPa]	$\Delta H4$ [kPa]	$\Delta H5$ [kPa]	$\Delta H6$ [kPa]	$\Delta H7$ [kPa]	$\Delta H8$ [kPa]	pH [-]	KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	Al [mg.l ⁻¹]
0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	/	/	/	/
2	2,03	1,69	1,73	1,89	2	2,12	2,11	1,75	6,9	0,72	1,67	0,031
4	4,39	4	3,96	4,21	4,27	4,32	4,02	3,13	6,79	0,75	1,68	0,037
8	8,13	7,67	7,61	7,89	7,71	7,4	6,62	5	6,74	0,75	1,672	0,032
10	10,16	9,63	9,54	9,81	9,43	8,95	7,96	5,97	6,75	0,77	1,808	0,200

Příloha F: Výsledky průběhu filtračních cyklů pro rychlé míchání vznášenou vrstvou – separace pro filtrační rychlosti $v_f = 4, 5, 6 \text{ m.h}^{-1}$

Tab. 16 Filtrační cyklus při rychlém míchání vznášenou vrstvou - agregace ($v_f = 4 \text{ m.h}^{-1}$)

t_f [h]	$\Delta H1$ [kPa]	$\Delta H2$ [kPa]	$\Delta H3$ [kPa]	$\Delta H4$ [kPa]	$\Delta H5$ [kPa]	$\Delta H6$ [kPa]	$\Delta H7$ [kPa]	$\Delta H8$ [kPa]	pH [-]	KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	Al [mg.l ⁻¹]
0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	/	/	/	/
2	-0,41	-0,24	-0,22	-0,16	-0,15	-0,04	0,00	0,08	6,77	0,77	2,45	0,052
10	1,09	1,25	1,25	1,31	1,30	1,38	1,38	1,00	6,79	0,77	2,20	0,037
18	4,77	4,93	4,85	4,98	4,94	4,96	4,77	2,50	6,83	0,76	2,14	0,034
26	8,20	8,32	8,23	8,40	8,29	8,25	7,43	3,44	6,8	0,72	2,19	0,037
34	12,48	12,52	12,44	12,65	12,37	12,14	10,19	4,42	6,75	0,73	2,40	0,046
42	15,80	15,79	15,73	15,95	15,57	14,86	11,82	5,03	6,81	0,74	2,21	0,033
46	17,77	17,72	17,68	17,86	16,76	15,41	12,73	5,38	6,8	0,72	2,18	0,035
50	20,23	20,13	20,06	18,76	16,76	15,41	13,79	5,85	6,82	0,74	2,56	0,036
53	21,60	21,45	20,34	18,76	16,76	15,41	13,82	6,00	6,81	0,74	2,55	0,039

Tab. 17 Filtrační cyklus při rychlém míchání vznášenou vrstvou - agregace ($v_f = 5 \text{ m.h}^{-1}$)

t_f [h]	$\Delta H1$ [kPa]	$\Delta H2$ [kPa]	$\Delta H3$ [kPa]	$\Delta H4$ [kPa]	$\Delta H5$ [kPa]	$\Delta H6$ [kPa]	$\Delta H7$ [kPa]	$\Delta H8$ [kPa]	pH [-]	KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	Al [mg.l ⁻¹]
0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	/	/	/	/
2	0,37	0,42	0,42	0,36	0,35	0,33	0,31	0,23	6,72	0,74	2,17	0,051
6	1,59	1,64	1,62	1,56	1,54	1,50	1,45	1,00	6,81	0,72	2,06	0,044
13	4,54	4,56	4,52	4,48	4,44	4,35	4,14	2,27	6,73	0,74	2,29	0,045
21	8,44	8,42	8,36	8,37	8,27	8,06	7,10	3,38	6,79	0,72	2,29	0,040
29	12,56	12,49	12,46	12,47	12,19	11,68	9,47	4,24	6,75	0,72	2,10	0,039
37	17,15	16,95	17,02	17,02	16,35	15,14	11,67	5,05	6,72	0,73	1,96	0,042
43	20,65	20,34	20,41	18,86	16,86	15,43	13,10	5,54	6,73	0,73	1,98	0,042
45	21,53	21,19	20,48	18,86	16,86	15,43	13,44	5,68	6,75	0,73	1,93	0,043

Tab. 18 Filtrační cyklus při rychlém míchání vznášenou vrstvou - agregace ($v_f = 6 \text{ m.h}^{-1}$)

t_f [h]	$\Delta H1$ [kPa]	$\Delta H2$ [kPa]	$\Delta H3$ [kPa]	$\Delta H4$ [kPa]	$\Delta H5$ [kPa]	$\Delta H6$ [kPa]	$\Delta H7$ [kPa]	$\Delta H8$ [kPa]	pH [-]	KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	Al [mg.l ⁻¹]
0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	/	/	/	/
2	0,62	0,77	0,73	0,57	0,68	0,48	0,43	0,29	6,69	0,71	2,16	0,055
9	3,66	3,79	3,71	3,57	3,63	3,34	3,11	1,91	6,7	0,68	2,08	0,047
16	7,69	7,75	7,66	7,56	7,49	7,09	6,25	3,27	6,65	0,69	2,10	0,047
24	12,89	12,87	12,80	12,70	12,37	11,48	9,41	4,51	6,7	0,74	2,17	0,049
32	18,33	18,24	18,16	17,91	17,09	15,25	11,94	5,46	6,68	0,68	2,25	0,063
34	19,79	19,56	19,65	18,56	17,11	15,28	12,54	5,69	6,68	0,76	2,32	0,062
36	21,21	20,85	20,36	18,56	17,11	15,28	13,10	5,91	6,67	0,72	2,35	0,060