

**Univerzita Karlova v Praze
Přírodovědecká fakulta
Ústav pro životní prostředí**

Využití flotace ve vodárenství

Bakalářská práce

Zpracovatel: Myra Zelinková
Vedoucí práce: Ing. Libuše Benešová, CSc.
Program: Ekologie a ochrana prostředí
Obor: Ochrana životního prostředí

Srpen 2007

OBSAH

1. ÚVOD	2
2. FLOTACE – ZÁKLADNÍ ÚDAJE	4
3. PRŮBĚH FLOTACE	8
3.1. KINETIKA	8
3.2. KOAGULACE A FLOKULACE	11
3.2.1. KOAGULACE	11
3.2.2. FLOKULACE	12
4. SEDIMENTACE, SROVNÁNÍ SEDIMENTACE S METODOU FLOTACE ROZPUŠTĚNÝM VZDUCHEM	14
4.1. SEDIMENTACE	14
4.2. TLAKOVÁ FLOTACE (DISSOLVED-AIR-FLOTATION)	15
5. POUŽITÍ METODY FLOTACE V PRAXI	17
5.1. HISTORIE FLOTACE	17
5.2. ODSTRAŇOVÁNÍ VODNÍHO KVĚTU, MIKROBIÁLNÍHO OŽIVENÍ	18
5.3. ODSTRAŇOVÁNÍ ROPNÝCH LÁTEK Z ODPADNÍCH VOD:.....	20
5.4. POUŽITÍ ELEKTROFLOTACE:	21
6. POUŽITÍ FLOTAČNÍHO PROCESU PŘI ÚPRAVĚ VOD V ČESKÉ REPUBLICE	23
7. ZÁVĚR	27
8. LITERATURA	28

1. ÚVOD

V zájmu prevence narušování životního prostředí mnohými odvětvími průmyslové a jiné činnosti stojí otázky čištění odpadních vod v popředí ve všech vyspělých zemích světa. Následky znečišťování povrchových a podzemních vod jsou patrné v oblasti životního prostředí velmi citelně. Dochází k ohrožení jakosti povrchových i podzemních vod a jejich samočisticích pochodů. Proto se hledají způsoby úpravy vody pro její využití v domácnostech, potravinářství a také v průmyslu, které by byly k životnímu prostředí šetrné, nezatěžovaly ho chemikáliemi, zvýšením teploty a dalšími hygienickými parametry, které narušují ekologickou rovnováhu a ekosystémy. Úprava by měla být v neposlední řadě také levná a měla by mít minimální nároky na vstupní suroviny – také v zájmu co nejčistšího procesu a neohrožování životního prostředí. Jedním z procesů, který v uvedených ohledech úpravě vody vyhovuje, se jeví flotace.

Historie flotace jako procesu je již velmi dlouhá. Pravděpodobně první patent využívající principu flotace byl udělen roku 1860 Haynesovi za zpracování kovových rud. Pro úpravu pitné vody se datuje v Evropě od 60. let dvacátého století použití flotace rozpuštěným vzduchem. Flotace rozpuštěným vzduchem (DAF – dissolved air flotation) je dnes považována ve vodárensky vyspělých zemích za standardní proces. Při úpravě povrchových vod, jejichž kvalita odpovídá většině evropských povrchových vod (tj. s nízkým zákalem, vyšším obsahem huminových látek a organismů), je v současné době jednoznačně tím nejlepším procesem pro první separační stupně úpraven vody.

Flotační proces je úspěšně provozován na úpravnách vody zejména ve Skandinávii a Velké Británii a dále pak v USA, Kanadě, Jižní Africe, Belgii, Holandsku, Austrálii a v řadě dalších zemí. Například v roce 1991 bylo ve Švédsku v provozu 50 úpraven vody s DAF a ve Velké Británii jich bylo přibližně 90.

U nás se ing. Hubáčková zabývala teoretickými aspekty metody flotace, která v tehdejší ČSSR byla novou metodou, ještě nepoužívanou v praxi. Z literatury a prací, které zkoumaly metodu, shrnula nejlepší podmínky pro provádění metody v praxi – výšku vodní hladiny při použití metody, rozměry bublinek, rychlost vzplývání. Experimentálně zkoumala, pro jaký typ vod by se v některém stupni úpravy vody flotace dala využít. Zdůraznila, že jde o metodu finančně a energeticky nenáročnou, jednoduchou a účinnou. Přesto trvalo ještě dvacet jedna let, než byla metoda poprvé v České republice použita.

Doc. Ing. Dolejš se seznámil s DAF v provozním měřítku v roce 1987 na úpravě vody v Turku v rámci pozvání na přednáškové turné do Finska. V roce 1992 měl možnost experimentálně

pracovat několik týdnů na poloprovozním modelu DAF v Anglii, kam byl vyslán jako hostující výzkumný pracovník z tehdejšího pobytu ve Francii. Tam si ověřil, jaký ohromný potenciál pro úpravu pitné vody tento proces skrývá. Od té doby se datovala snaha, aby se tento proces uplatnil v praxi i v naší republice. Cesta k první realizaci DAF na našem území však trvala ještě další řadu let. Po vzniku krizové situace na ÚN Mostiště, kde byla radikálně snížena hladina vody v nádrži a došlo k velmi výraznému zhoršení kvality surové vody, provozovatel po zpracování krizového auditu rozhodl v prvním separačním stupni úpravy vody použít právě flotaci rozpuštěným vzduchem. Situace byla velmi velmi úspěšně zvládnuta. Dnes vede doc. ing. Dolejš výzkumné práce z oblasti vodárenství, které se zabývají technologickými parametry při úpravě vody flotací. Lze říci, že do budoucna se počítá s touto metodou úpravy odpadních, ale i pitných vod v České republice na mnohých místech. Výzkumy probíhají na vysokých školách, na vědeckých pracovištích a jsou ověřovány ve vodárenství přímo v provozech. (Dolejš, 2005)

2. FLOTACE – ZÁKLADNÍ ÚDAJE

Flotace je fyzikální děj, při kterém na rozdíl od usazování dochází k vynášení pevných – ve vodě suspendovaných částic bublinkami plynu (nejčastěji vzduchu) k hladině. (Hubáčková, 1984)

Pardus (1973) uvádí, že flotace se uplatňovala hlavně v úpravnictví rud, v papírenském průmyslu, při zpracování uhelného prachu, apod. Poté byl zaváděn flotační způsob zahušťování a separace suspenzí do technologie čištění průmyslových odpadních vod, nejčastěji při zahušťování přebytečných aktivovaných kalů, při separaci emulgovaných tuků a olejů.

Dispergované částice z kapaliny se spojují s mikrobublinami plynu za vzniku flotačních komplexů lehčích než voda a vynášených tedy k její hladině. Dispergované částice mohou být tuhého i kapalného skupenství, tedy tvořící suspenze nebo emulze. Hustota těchto částic může být větší než hustota vody. V podstatě se jedná o trojfázový systém: tuhá látka – kapalina – plyn nebo kapalina – kapalina – plyn. (Malý, 1996)

Na hladině se vytváří kompaktní vrstva zahuštěných suspendovaných částic, které se odebírají buď stíráním, nasáváním, případně jiným způsobem. Flotace obsahuje tři základní procesy:

- a) vznik bublinek
- b) spojení bublinek s nečistotami
- c) oddělení suspendovaných látek

Pro tvorbu bublinek jsou vhodné mnohé plyny, nejlevnější však stále zůstává využití vzduchu. (Hubáčková, 1984)

Vznik mikrobublin se v disperzním prostředí dosáhne různými způsoby, které mohou být kritériem pro dělení flotace:

- snížením tlaku v systému – vakuová flotace
- jemnobublinným provzdušněním (eventuelně za přídavku smáčidel) – volná flotace
- expanzí vody nesyčené vzduchem při zvýšeném tlaku – tlaková flotace
- denitrifikačními pochody v biomase za vzniku plynného dusíku – biologická flotace
- přídavkem chemikálií uvolňujících plyn (např. peroxidu vodíku uvolňujícího kyslík) – chemická flotace
- elektrolýzou vody – elektroflotace (Malý, 1996)

Z hlediska technologie čištění a úpravy vody můžeme flotaci rozdělit do těchto kategorií:

- a) přirozená flotace
- b) bublinková flotace s mechanickým dispergováním vzduchu
- c) bublinková flotace s uvolňováním plynu z roztoku
- d) biologická flotace

- e) chemická flotace
- f) elektroflotace
- g) molekulární a iontová flotace
- h) pěnová flotace (Hubáčková, 1984)

Přirozená flotace

Tento typ flotace je základní, platí zde pouze užití Archimedova zákona.

V podstatě se jedná o prosté vyplavování suspendovaných látek s měrnou hmotností menší než kapalina. Jsou to dispergované lehké oleje, různá vlákna, atd. Tento typ flotace můžeme pozorovat v primárních usazovacích nádržích, lapácích tuků a olejů, různých separátorech, apod. Vyflotované látky se shromažďují na hladině a vyčištěná odpadní voda se odebírá ze dna nebo za nornou stěnou. Přirozené flotace se používá jako předseparace odpadních vod z petrochemie, válcoven a jiných výroby, kde odtéká velké množství tuků a olejů. Můžeme sem zařadit odolejovače bez přidávání vzduchu. (Hyánek, 1983)

Bublínková flotace s mechanickým dispergováním

Při tomto typu flotace se do flotační jednotky s obsahem flotované kapaliny vhání stlačený vzduch ve formě jemných bublin, nebo se bublin docílí mechanickými, pneumatickými aerátory. Pro dosažení kvalitní vzduchové disperze jsou vyvíjena různá strojní zařízení – směšovací čerpadla, mixery, dispergátory, apod. V čistírnách se mohou osazovat na lapače tuků. Při flotaci dispergovaným vzduchem vznikají bublinky o velikosti cca 1-2 mm. Flotace dispergovaným vzduchem nachází větší uplatnění v třídění hornin. (Hubáčková, 1984)

Bublínková flotace s uvolňováním plynu z roztoku

Flotace, při které jsou látky vynášeny velmi jemnými bublinkami, které vznikají uvolňováním ve flotační jednotce z vody, předem nasycené plynem (nejčastěji vzduchem). Vytvořené bublinky jsou velmi jemné, velikosti asi desítek mikronů.

Podtyp vakuová flotace se využívá hlavně v průmyslu papíru a celulózy pro zachycování vláken. (Hubáčková, 1984)

Podtyp tlaková, dekompresní flotace je nejčastěji používaná. Principem je nasycení vody vzduchem pod tlakem, který se následně zruší, což vede k vyloučení rozpuštěného vzduchu ve formě bublinek (Henryho zákon). Uspořádání je možné ve třech modifikacích:

- s úplným sycením – veškerá přiváděná voda nasycena vzduchem pod tlakem

- s částečným sycením – odvětvená část přítoku je nasycena vzduchem pod tlakem, pak přivedena do zbytku vody
- s částečným sycením a recirkulací – část odtoku je vedena přes tlakovou nádobu, sycena v ní vzduchem a pak expandována do přiváděné odpadní vody (Malý, 1996)

Biologická flotace

Tento typ flotace využívá k separaci plyn vznikající činností mikroorganismů. Výhodná je při zahušťování kalu z primárních usazovacích nádrží. Kal se ohřívá parou po dobu několika dní na teplotu 35 – 55 °C. Činností mikroorganismů vznikají bublinky plynu, které vynášejí částice kalu na hladinu. Rozsah použitelnosti je malý. (Hubáčková, 1984)

Chemická flotace

Jedná se o fyzikálně chemický proces separace látek (nejen suspendovaných), při kterém vynášení látek způsobují bublinky plynu, tvořícího se reakcemi přidaných chemikálií nebo jiných látek, za vzniku např. kyslíku, oxidu uhličitého, chloru, apod.. Flotace je vhodná jen pro některé druhy průmyslových odpadních vod. Před flotační nádrž je nutné zařadit reaktor s minimální dobou zdržení 3 – 5 minut. (Hubáčková, 1984)

Elektroflotace

Principem elektroflotace je elektrolýza vody (v přítomnosti elektrolytu), při níž se na katodě vylučuje vodík a na anodě kyslík. Tyto plyny se vylučují v jemných bublinkách, dávajících předpoklady pro realizaci flotačního procesu. Nevýhodou elektroflotace je její energetická náročnost, výhody proti tlakové flotaci sou uváděny tyto:

- vyšší monodisperzita bublin Jejich velikost bývá 50 – 70 μm.
- dokonalejší distribuce bublin v odpadní vodě
- možnosti čistit odpadní vody o teplotě do 90 °C
- vznikající kyslík oxiduje některé látky v odpadní vodě.

Materiál elektrod: katody bývají z nerez oceli, anody z grafitového materiálu nebo z titanu pokrytého oxidy titanu, příp. ruthenia, neboť samotný titan není vhodný, stejně jako wolfram, molybden z důvodu pasivace těchto materiálů, kdy vzniká na povrchu nevodivá vrstva. Po delší době provozu (asi 3 měsíce) se usazeniny solí vápníku a hořčíku odstraňují po odstavení zařízení 4% kyselinou sírovou.

Proudová hustota 150 - 300 A.m⁻² (vztaženo k povrchu elektrod). S růstem proudové hustoty se zvyšuje účinnost separace tuků. Napětí na elektrodách 4 – 15 V. Doba zdržení v zóně elektrod –

5 – 15 minut, celková doba zdržení v zařízení bývá dvojnásobná. S růstem doby zdržení do 15 minut se zvyšuje účinnost separace tuků, další zvyšování je již bez vlivu. Vzdálenost elektrod 3 – 15 mm. (Malý, 1996)

Molekulární a iontová flotace

Postup založený na schopnosti materiálů hromadit se na povrchu bubliny.

Flotace látek z velmi zředěných roztoků, do kterých se přidávají povrchově aktivní ionty s opačným nábojem než mají ionty separovaných látek. Vzduchové bublinky absorbují přidávanou povrchově aktivní látku spolu s opačně nabitými ionty a vytváří na hladině pěnu. Chemické složení odseparovaného produktu je jiné než složení látek v roztoku. (Hyánek, 1983)

Iontová flotace je vhodná při čištění odpadních vod obsahujících barevné a těžké kovy.

Pěnová flotace

Ve vytvořené stabilní pěně se akumulují separované látky. Výhodná je pro čištění odpadních vod a koncentrací detergentů v rozsahu 10 – 50 mg.l⁻¹. Účinnost odstranění je více jak 90 %.

(Hubáčková, 1984)

3. PRŮBĚH FLOTACE

3.1. Kinetika

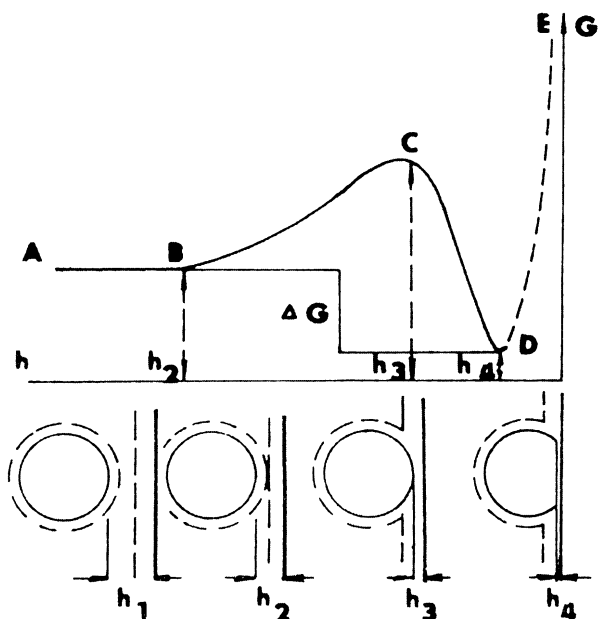
Z hlediska průběhu a kinetiky charakterizují flotační proces čištění vod následující faktory:

- kinetika rozrušení kapalného filmu mezi tuhou a plynnou fází
- síla uchycení bublinky plynu a tuhé částice
- vliv reagentů na styčný úhel smáčení a stabilitu bublinek a flotační pěny
- rozměr flotovaných částic
- sorpce plynů na povrchu částic a chemické reakce plynů (nejčastěji O₂) s povrchem částic
- změna velikosti úhlu smáčení s časem
- mechanismus mineralizace bublinek v objemu vody i v pěnové vrstvě

(Vidlář, 1983)

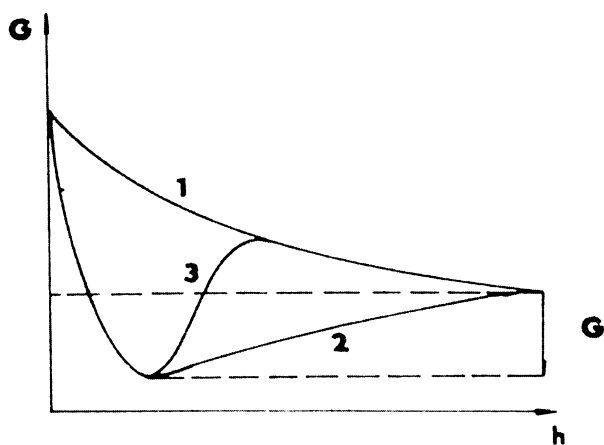
Otázky teorie přilnutí bublin souvisejí bezprostředně se stabilitou a kinetikou rozrušení hydratovaných vrstev mezi povrchem tuhé fáze a vzduchové bubliny. Tento pochod je charakterizován změnou volné energie povrchu a souvisí přímo s tloušťkou hydratované vrstvy a hydratovatelností povrchu částice. Vytvořená tenká vrstvička má zcela odlišné vlastnosti, než ostatní vodní prostředí vlivem orientace dipólových molekul vody a vytváří kolem tuhé látky – částice těsnou atmosféru dipólů vody – hydratační vrstvu. Tvorba hydratační vrstvy proběhne jen tehdy, jestliže energie v mezifázi nabitá částice – dipól vody je větší než mezi jednotlivými molekulami vody. (Hubáčková, 1984)

Hubáčková uvádí Frumkinovo vysvětlení změn volné energie hydratační vrstvy v závislosti na ztenčování vodního filmu. Pokud jsou hydratační vrstvy na bublině a tuhé fázi dostatečně vzdáleny (část křivky AB), vrstva vody h_1 neovlivňuje jejich přiblížení. Při vzájemném styku hydratovaných vrstviček počínaje vzdáleností h_2 se emerse znesnadňuje odporem vody, což má za následek zvětšení volné energie G hydratované vrstvy (BC). Zvětšený odpor hydratovaných vrstev se překoná kinetickou energií pohybující se bubliny. Při dosažení určitého ztenčení vrstvičky se tato stane termodynamicky nestálou a hodnota volné energie G se začne snižovat (CD). V následující fázi dochází k vlastnímu styku a přilnutí k povrchu, s kterým vytvoří tzv. stykovou plochu (D). Pod bublinou obvykle zůstává tenká, molekulární vrstvička vody h_4 , která je velmi silně adsorbována na povrch tuhé látky. Její odstranění s povrchu by vedlo ke značnému vzrůstu volné energie – část křivky E. Přilnutím bubliny k povrchu tuhé látky se sníží volná energie systému o ΔG .



Obr. 1. Změny volné energie hydratační vrstvy v závislosti na ztenčování vodního filmu

Hubáčková dále uvádí odvození Rebinděra závislosti mezi volnou povrchovou energií hydratační vrstvy G a hydrofobitou povrchu pro různé tloušťky vodního filmu h .



Obr. 2. Závislosti mezi volnou povrchovou energií hydratační vrstvy G a hydrofobitou povrchu

Jestliže charakterizuje hydratační vrstvu křivka č.1, pak ztenčování vrstvy probíhá nepřetržitě se vzrůstem volné energie systému G . Povrch je maximálně hydrofilní., dokonale hydratován a k přilnutí vůbec nedojde. Křivka č.2 znázorňuje minimální hydrataci povrchu – povrch je značně hydrofobní a snižování volné energie povrchu probíhá kontinuálně do jistého minima, kde je

maximální nestálost hydratované vrstvy a kdy je také největší možnost jejího rozrušení a kdy nastává vlastní přilnutí na úkor energie flotované částice. Pro středně hydratované povrchy, které jsou v praxi při flotaci nejčastější, je složitější závislost znázorněna křivkou č.3. Aby došlo vůbec k přilnutí, je třeba dodat vnější energii, kterou se naruší vazba molekul v hydratovaném filmu, což je provázeno vzrůstem energie povrchu tuhé látky. Při flotaci je dodávána tato energie soustavně pohybem obou složek a je úměrná součinu jejich hmot.

Má-li dojít k přilnutí vzduchové bubliny k tuhé látce, je třeba jí dodat vnější sílu, která rozruší vzájemnou vazbu molekul v hydratovaném filmu na jejím povrchu. Na rozrušení této vrstvy má vliv kinetická energie bubliny, tj. její postupová rychlost v okamžiku kontaktu s povrchem tuhé látky. K přímému trvalému přilnutí je třeba docílit optimální rychlost a délku indukční doby. Experimentálně je tato oblast rychlostí asi od 4 – 10 cm.s⁻¹. U vyšších rychlostí nad 19 cm.s⁻¹ dochází k odskokům. (Hubáčková, 1984)

Proces tvorby komplexu částice – bublinka probíhá na hranici tří fází (částice – vzduch – voda) a dělí se na:

1. přiblížení částice s bublinkou vzduchu (při vzplývání bublinky),
2. kontakt částice s bublinkou,
3. přilnutí – upevnění bublinky na částici

Pevnost vytvořeného komplexu je závislá na rozměru částice a bublinky, fyzikálně – chemických vlastnostech částice a kapaliny (hydrofóbnosti povrchu částice a jejich pevnosti, povrchovém napětí) hydrodynamických podmínkách. Pro rozrušení komplexu musí být vynaložena práce

$$W = \sigma_{k,p} (1 - \cos \vartheta),$$

kde $\sigma_{k,p}$ – povrchové napětí vody (k) na rozhraní se vzduchem(p),

ϑ - stykový úhel smáčení u částice.

U částic dobře smáčitelných vodou ($\vartheta \rightarrow 0$, $\cos \vartheta \rightarrow 1$), je pevnost přilnutí minimální a u hydrofóbních částic je maximální. Nejlepší podmínky přilnutí jsou vytvořeny při poměrně nevelkých rychlostech promíchávání částic a bublinek a zvýšení teploty.

Množství bublinek vytvořených z přesyceného roztoku a tedy i efektivnost flotace závisí na množství rozpuštěného plynu ve vodě. Vznik nové fáze v metastabilní fázi probíhá ve formě zárodků. Kritický zárodek je částice nové fáze určitého rozměru, která se nachází v rovnováze s metastabilní fází. Avšak tato rovnováha je nestála, zmenšení rozměru kritického zárodku vede k jeho rozplynutí a zvětšení rozměru k dalšímu růstu

$$r_{kr} = 2\sigma / (P_1 - P_2),$$

kde r_{kr} – poloměr kritického zárodku bublinky

σ – povrchové napětí vody na rozhraní s plynem

P_1 – tlak plynu v zárodku bublinky

P_2 – tlak v kapalném prostředí

Existuje kritická průtoková rychlost kapaliny U_{kr} , pod kterou tvoření životaschopných zárodků neprobíhá. Podle provedených výpočtů $U_{kr} = 6,9 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$.

Komplexy částice – bublina se tvoří dvěma způsoby:

- a) bublina přilne k částici při jejich střetnutí během stoupání bubliny v tekutině,
- b) bublina vzniká z přesyceného roztoku bezprostředně na povrchu částice.

(Hubáčková, 1984)

Flotační proces je procesem rychlejším než sedimentace.

3.2. Koagulace a flokulace:

Úprava surové vody před flotačním procesem, ale také před procesem sedimentačním, zahrnuje koagulaci a flokulaci. Aby flotace probíhala s maximální účinností, je třeba do vody určené k flotaci přidávat tzv. flokulant, tj. směs chemických přípravků, které napomáhají správné flotaci jako např. vytváření vloček, dosažení správné návaznosti bublinek na povrch nečistot, atd.

(http://www.inkos.cz/cz/tech_flotace.htm)

3.2.1. Koagulace

Cílem koagulace a následné flokulace je přeměnit různé druhy znečištění na takovou formu, která může být snadno z vody odstraněna. Velké částice ($\geq 10^{-4}$ m) mohou být z vody poměrně snadno separovány sedimentací nebo flotací. Menší částice lze separovat obtížněji, poněvadž jsou mnohem silněji ovlivňovány chemickými vlastnostmi jejich povrchů a fyzikálními silami. Tyto síly způsobují to, že částicím zabraňují shlukovat se do vloček, ale vytvářejí kineticky stabilní systém. Tento systém není statický, neboť částice jsou v neustálém pohybu (Brownův pohyb). V koloidní formě jsou částice velikosti $10^{-9} - 10^{-6}$ m.

Hydrofilní koloidní částice se nejčastěji vyskytují ve formě bílkovin, škrobů a sacharidů, dále ve formě huminových látek. Tyto částice se navzájem odpuzují a dávají přednost vazbě s molekulami vody před vazbou vzájemnou. Tvoří koloidní disperze a jsou stabilizovány hydratací. Koagulace těchto hydrofilních koloidních částic může být ovlivněna pouze změnou vlastností povrchu molekul a částic. Ta může být vyvolána např. přidávkem velkého množství soli. Molekuly, resp. Povrchy částic mohou mít elektrický náboj. Náboj je u tohoto typu látek většinou záporný a vlivem elektrostatických odpuzivých sil zvyšuje stabilitu koloidů. Většina znečištění ve vodách – včetně vod odpadních – patří mezi hydrofilní částice a koloidy.

Hydrofóbní koloidní částice ve vodách představují především jíly a tuky, které jsou ve vodě nerozpustné. Vlivem působení elektrostatických odpuzivých sil se ve vodě vyskytují ve formě suspenze. (Dolejš, 1995)

Na fázovém rozhraní mezi koloidní částicí a vodou existuje náboj. Tato vrstva přitahuje elektrostatickými i adsorpčními silami opačně nabitě ionty (protiionty). Ty pak vytvářejí vnější vrstvu, která svým nábojem do určité míry neutralizuje náboj vnitřní vrstvy. Vzniká útvar, který je složen ze dvou vrstev opačně nabitých, a nazývá se elektrická dvojvrstva. V určité vzdálenosti od povrchu částice je však náboj vyrovnán a částice se svým obalem působí elektroneutrálně. Koagulační účinnost jednotlivých iontů je výrazně ovlivňována jejich mocenstvím. Např. soli Al^{3+} jsou přibližně 11x efektivnější než soli Ca^{2+} a 730x účinnější než soli Na^+ . Rovněž stejné ionty se stejným mocenstvím mají rozdílnou koagulační účinnost. (Dolejš, 1995)

Hubáčková (1984) ve své disertační práci použila jako základních koagulantů během testování na lokalitách postupně síran hlinitý – $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$ a chlorid železitý – $FeCl_3 \cdot 6H_2O$ (běžně používané při úpravě vody) dávkované ve formě 10% roztoku dávkovacím čerpadlem do rychlomísení.

Z jednotlivých závislostí vyplynulo, že s rostoucím znečištěním by se měla zvyšovat i hodnota optimální dávky použitého koagulantu. Na úpravně Kadaňský Rohozec bylo ověřováno použití chloridu železitého. Bylo patrné kolísání efektu v závislosti na dávce koagulantu. Charakter vloček byl jiný než u síranu hlinitého. Na dně flokátoru se tvořila vrstva kalu a dno flokátoru muselo být odkaleno. (Hubáčková, 1984)

Specifická adsorpce protiiontů na povrchu částice může být demonstrována na změnách náboje koloidních částic v přítomnosti nízkomolekulárních látek se silným nábojem, např. s produkty hydrolyzy solí hliníku a železa. Přídavkem nízkých dávek těchto hydrolyzujících látek dojde k částečné nebo úplné neutralizaci koloidních látek, což usnadní jejich agregaci. Jsou-li ke koloidnímu systému přidány kovové ionty s vysokým nábojem (hliník, železo), jsou tyto ionty adsorbovány na povrchu koloidních částic (samozřejmě za předpokladu, že tyto kovové ionty jsou při daném pH vody schopny vytvářet komplexní hydroxidy nebo polymerní látky). Tato reakce proběhne během intervalu asi jedné desetiny sekundy. Homogenizace, tj. přídavek koagulantu do proudu upravované vody, musí být provedena v co možná nejkratším čase, což vyžaduje dodání velkého množství energie. (Dolejš, 1995)

3.2.2. Flokulace

Po destabilizaci nečistot, která začíná probíhat ihned po přidání koagulantu a je procesem relativně rychlým, nastává fáze, jejímž cílem je vytvořit agregáty (vločky) vhodné velikosti pro

následnou separaci. Aby tento proces probíhal efektivně, vyžaduje přísun energie zvenčí ve formě míchání. Tímto způsobem se dosahuje zvýšení počtu vzájemných srážek částic v systému, čímž se zvyšuje rychlost jejich spojování do větších agregátů.

Doba zdržení ve flokulačních reaktorech se pro odpadní vodu pohybuje okolo 15 – 20 minut. Při úpravě pitné vody se používají flokulační doby delší. Mnoho úsilí bylo věnováno hledání nejvhodnějších typů míchadel pro flokulační nádrže. Bylo dokonce nalezeno orientační návrhové pravidlo, které říká, že pro první stupeň flokulace může být oběžná rychlost míchadla asi 0,5 m/s. Tato rychlost by se měla postupně snižovat a v posledním míchaném flokulačním stupni by neměla přesahovat 0,1 m/s. (Dolejš,1995)

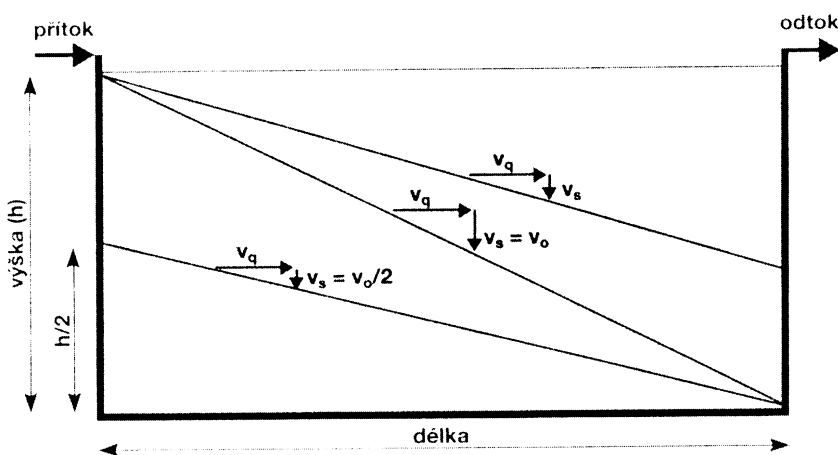
4. SEDIMENTACE, SROVNÁNÍ SEDIMENTACE S METODOU FLOTACE ROZPUŠTĚNÝM VZDUCHEM

4.1. Sedimentace

Sedimentace je proces, při kterém se částice se specifickou hmotností větší než kapalina pohybují ve směru gravitačního pole. Toho je využíváno v separačních nádržích k separaci suspenze, která vzniká agregací destabilizovaných nečistot do sedimentovatelných vloček. Usazování částic pro potřeby návrhu sedimentačních nádrží matematicky popisuje zákon hydraulického povrchového zatížení. Aby bylo dosaženo odsedimentování částice s určitou sedimentační rychlostí, musí mít při průtoku vody sedimentační nádrž dostatek času k tomu, aby překonala dráhu od povrchu sedimentační nádrže k jejímu dnu. Je-li sedimentační rychlost částice v ($\text{m}\cdot\text{h}^{-1}$) a průtok vody zařízením Q ($\text{m}^3\cdot\text{h}^{-1}$) a plocha povrchu sedimentační nádrže A (m^2), platí:

$$v = Q/A$$

V praxi je však ověřeno, že sedimentační nádrže nepracují zcela přesně podle zákona hydraulického povrchového zatížení. Ten předpokládá laminární proudění sedimentační nádrží, které je však téměř vždy narušováno stratifikovaným prouděním, rozdíly teplot, tvorbou vírů atp. Nestačí tedy, že při teoretické rychlosti proudění v_q je sedimentační rychlost částice $v_s = v_0$ (viz. obr. 3)



Obr. 3. Sedimentační rychlost částic

Ve většině případů představuje skutečná separační účinnost sedimentace pouze asi 60% maximální vypočtené separační účinnosti. Znamená to, že v praxi je nezbytné navrhovat velikost sedimentačních nádrží na menší povrchové zatížení než vyplývá ze sedimentačních vlastností suspenze, která se má separovat. (Dolejš, 1995)

V příliš mělkých nádržích se vždy vyskytují proudy kopírující dno, které vynášejí již sedimentovaný kal do odtoku. Proto je doporučováno, aby nebyla navrhovaná hloubka sedimentační nádrže nižší než 2,5 m. (Dolejš, 1995)

Sedimentační rychlost určuje Stokesova rovnice.

$$u_{\text{sed}} = \frac{2}{9} \cdot \frac{(\rho - \rho_0)}{\eta_0} \cdot r^2 \cdot g$$

kde $(\rho - \rho_0)$ je rozdíl hustot sedimentující částice a disperzního prostředí
g – tíhové zrychlení
r – poloměr kulovité částice
 η_0 – viskozita prostředí

(http://www.vydavatelstvi.vscht.cz/knihy/uid_es-001/hesla/stokesova_rovnice.html)

Z rovnice vyplývá, že jsou jen dvě proměnné, které můžeme technologicky ovlivnit. Je to: 1) rozdíl mezi specifickou hmotností kapaliny a částice a 2) druhá mocnina velikosti částice.

Specifická hmotnost vloček vzniklých koagulací se pohybuje v rozsahu od 1,01 do 1,05, což je číselně velmi blízko specifické hmotnosti vody, je tím omezen hnací potenciál sedimentace. Pro dobré výsledky sedimentace je proto nezbytné vytvářet alespoň co největší vločky a umět je šetrně transportovat do sedimentační nádrže. Pokud se však částice spojí např. jen s jednou stejně velkou bublinou vzduchu, relativní specifická hmotnost tohoto agregátu je rázem podstatně menší (zhruba poloviční) než specifická hmotnost vody a hnací potenciál tohoto separačního procesu (daný rozdílem specifických hmotností) je zhruba o jeden řád vyšší než v případě sedimentace. Z toho mj. vyplývá, proč flotace pracuje běžně při povrchovém zatížení o jeden řád vyšším než sedimentace. To pak následně znamená, že abychom dosáhli u flotace stejné separační účinnosti jako u sedimentace, zabere flotace zhruba pouhou desetinu plochy sedimentace. (Dolejš, 2006)

4.2. Tlaková flotace (dissolved-air-flotation)

Je to nejčastěji používaná varianta flotace. Při této variantě se tvoří bublinky vzduchu po dekompresi vody, ve kterém byl předtím vzduch za zvýšeného tlaku rozpuštěn. Systém tlakové flotace pracuje tak, že 10 – 20% vyčištěné vody se po flotaci recirkuluje a čerpá se do tlakové nádoby, do které se také kompresorem čerpá vzduch. Tam dochází k intenzivnímu rozpouštění vzduchu ve vodě. Používá se pracovního tlaku od 400 do 600 kPa. Po nasycení vzduchem je voda vedena do speciálně upravených trysek umístěných většinou blízko dna reakčního prostoru flotační jednotky. Při dekompresi z tlaku v tlakové nádobě na tlak ve flotační jednotce dochází k rychlému vylučování mikrobublinek vzduchu, které mají rozměry od 30 do 80 μm . Tyto

mikrobublínky se zachytávají na vločkách, které jsou do reakční zóny přiváděny z flokulátoru a vynášejí je postupně k hladině.

Návrhové parametry flotační jednotky se stanovují také podle teorie povrchového zatížení analogicky sedimentačním nádržím. Celková plocha pro flotační zařízení je většinou jen asi 20% plochy, kterou by pro stejnou účinnost vyžadovala sedimentace. (Dolejš, 1995)

Optimální poměr monovalentních ku divalentním kationtům, které mohou být do upravované vody přidávány, byl stanoven pro DAF 1:1 a pro sedimentaci 0,33:1. Soudí se, že optimalizace kationtové rovnováhy mezi monovalentními kationty (např. Na^+ , K^+) a přidávanými divalentními kationty (např. Ca^{2+} , Mg^{2+}) pomáhá při usazovacím mechanismu skrze neutralizaci – srážení. Vzárust koncentrace divalentních kationtů v odpadním toku podporuje destabilizaci negativně nabitých molekul v kombinovaném filtru propírací vody, čímž je způsobeno, že koloidní obsah se stává více hydrofóbním. (Bourgeois, 2004)

5. POUŽITÍ METODY FLOTACE V PRAXI

5.1. Historie flotace

V roce 1905 byl ve Spojených státech patentován způsob použití tlakové vzdušné flotace, kdy cirkulovaná voda byla sycena pod tlakem a uvolňována do upravované vody. Od této doby našla vzdušná flotace široké uplatnění v rozmanitých odvětvích průmyslu, např. při minerální separaci v těžebním průmyslu, při čištění odpadních vod z papíren, v rafinériích odpadních vod, při čištění kombinované stokové kanalizační a přívalové vody, při terciárním čištění městských odpadních vod, v odpadních vodách z asimilačních rybníků, při zahušťování kalu městských a průmyslových odpadních vod, v papírenství při recyklaci papíru, při melioraci s odpadními vodami. Pro úpravu vody byla poprvé použita tlaková vzdušná flotace v roce 1960 v Jižní Africe a ve Skandinávii. V současné době je v těchto zemích široce rozšířena stejně jako v Belgii, Nizozemí, Velké Británii, Asii, Austrálii. Ve Spojených státech je velmi často se vyskytující separační technologií v souvislosti s odstraňováním cyst prvoků (*Protozoa*) *Cryptosporidium* a *Giardia*, které u citlivých lidí způsobují onemocnění trávicího traktu. Proces flotace má své uplatnění i při odstraňování řasových toxinů. (Ambrožová, 2000)

Možnosti a význam použití tlakové flotace v čištění komunálních odpadních vod jsou udávány především pro tyto oblasti:

- a) čištění smíšených dešťových odpadních vod z odlehčovacích komor kanalizace před jejich vypouštěním do recipientů
- b) separace primárních kalů
- c) separace a zahušťování aktivačních kalů
- d) zahušťování vyhníklých kalů a kalové vody

V případě čištění smíšených odpadních vod z odlehčovacích komor kanalizace, které se u nás prakticky nepoužívá, bylo v rámci výzkumného a vývojového programu americké vodohospodářské správy koncem 80. let zkoumáno vedle klasického mechanického čištění sedimentací i flotace. Dosažené výsledky procentuálního odbourávání BSK₅ bylo 48% a suspendovaných látek 69% (střední hodnota odbourávání). Výsledky zkoušek ukázaly, že flotační postup je relativně necitlivý oproti přetížení a dosahuje vyššího stupně účinnosti než srovnatelné mechanické čištění se sedimentací.

S flotací primárních čistírenských kalů se uvažuje pouze v případech, kdy jsou sedimentační vlastnosti tohoto kalu vlivem např. obsahu průmyslových odpadních vod natolik omezeny, že kal nedosahuje po dvouhodinové sedimentaci ani 3% obsahu pevných látek v sušině. V těchto případech je sedimentace nahrazována flotací.



Podstatné snížení objemu přebytečného aktivačního kalu je možno dosáhnout jedině jeho zahušťováním tlakovou flotací, s čímž přímo souvisí další úspory objemu vyhnívacích nádrží, energetické úspory vzniklé přečerpáváním nebo vyhříváním podstatně menšího množství kalu, snižování množství odpadních vod z vyhnívacích nádrží.

Oproti aktivačním kalům jsou vyhnílé čistírenské kaly obtížně flotovatelné vlivem jejich struktury, homogenity a vysoké hustoty. Na základě prováděných zkoušek je udáváno, že při objemovém zatížení flotační nádrže v rozmezí 4 – 12 kg/m³.h jsou nerozpuštěné látky asi ze 60% flotovatelné, 30 – 35 % sedimentuje a zbytek 5 – 10% zůstává trvale v kalové vodě. Pro vyhnílé kal bylo zjištěno, že flotace nepřináší nijaké praktické přednosti, neboť tento kal na základě svého vysokého obsahu nerozpuštěných látek a struktury není příliš vhodný k flotaci. Podstatně lepší flotační vlastnosti byly zjištěny u kalové vody z vyhnívacích nádrží, jejíž špatné usazovací vlastnosti a schopnost vytváření plovoucích kalů jsou dostatečně známé. Při flotaci kalových vod z vyhnívacích nádrží až obsahem 0,5 – 1,5 % nerozpuštěných látek je možno při 50% recirkulaci nasycených vod vzduchem v tlakovém sytícím okruhu se dostat na zahuštění kalu v rozmezí 4 – 6% NL a při 100% recirkulaci až na 8 – 10% NL ve flotovaném kalu. Přitom je touto flotací odstraněn podíl 80 – 90% všech nerozpuštěných látek z kalové vody. (Král, 1983)

5.2. Odstraňování vodního květu, mikrobiálního oživení

Společenstvo fotoaktivního planktonu velikostní skupiny 0,2 – 2mm představován jednobuněčnými organismy žijícími jako jednotlivé buňky se nazývá pikoplankton. Pikoplankton patří mezi ubiquisty, tedy organismy všudypřítomné. Jsou důležitou složkou fytoplanktonu, v oligotrofních vodách se mohou podílet až 80 – 90% na celkové produkci biomasy. Do fotoaktivního pikoplanktonu řadíme organismy jak prokaryotické, tak eukaryotické. Ze sladkovodních prokaryotických organismů jsou to sinice (Cyanophyceae) a z eukaryotických sladkovodních organismů zástupci skupiny Chlorophyceae a Cryptophyceae. (Ambrožová, 1999)

V případě separace sinice byla využita metoda víceúrovňové filtrace, při které došlo k oddělení jednotlivých velikostních frakcí fytoplanktonu ze surové vody za použití několika typů filtrů se snižující se velikostí pórů. Na základě znalosti ekologie (psychrofilní organismus) druhu byla založena metoda teplotní stratifikace, kde ve válci naplněném surovou vodou z nádrže docházelo k teplotnímu rozvrstvení mezi systémem teplé a studené cirkulující vody. Jako doplňující a nejvíce účinná metoda zahuštění biomasy sinice byla použita metoda vzdušné tlakové flotace. Tlaková vzdušná flotace byla navržena jako separační stupeň před pískovou filtrací, byla porovnána účinnost separace při úpravě vody flotací a filtrací a zjištěné výsledky byly

presentovány na konferenci „Rekonstrukce úpraven vody“ v Teplicích v roce 1998. (Ambrožová, 1999)

Problematika pikoplanktonu ve vodárenství s sebou přináší i řadu problémů spojených s řešením úpravy vody v případě jeho výskytu, protože technologie úpravy vody není na typ tohoto organismu připravena. Vysoce účinnou separační technologií je použití tlakové vzdušné flotace, která má až 98 % účinnost při odstraňování sinic a řas. Efektivnost odstranění buněk fytoplanktonu flotací je dána přirozeným vzplýváním a vznášením organismů, které se díky této vlastnosti špatně chytají do vloček koagulantu a špatně sedimentují. (Ambrožová, 1999)

Při výsledcích laboratorních zkoušek byl zjišťován vliv tlaku (0,45 – 0,6 MPa) na tvorbu mléčného zakalení a následné vynášení mikroorganismů a partikulí mikrobublinkami vzduchu. Nejlépe se vynášely organismy protáhlého tvaru, např. rozsivky s drsnou křemičitou schránkou *Nitzschia sp.* a *Synedra sp.* a sinice *Synechococcus capitatus*. V případě fototaktických mikroorganismů byla účinnost procesu nižší, což je dáno zejména tvarem některých mikroorganismů. Keříčkovité kolonie druhu *Dinobryon divergens* tvořily nosnou strukturu aglomerátů a napomáhaly zachytávání drobnějších mikroorganismů do takto vytvořených shluků. Mikroorganismy s kulovitým tvarem těla, např. druh *Chrysococcus rufescens* se hůře vynáší. Vysvětlením je malá velikost kontaktního úhlu mezi vzduchovou bublinou a mikroorganismem. (Ambrožová, 2000)

Odstaňování *Microcystis aeruginosa* a přičleněných mikrocystinů bylo prováděno flotací rozpuštěným plynem (předcházela flokulace – koagulace) a nanofiltrační sekvencí (NF). Pokusy byly vedeny s čistou vodou kontaminovanou buněčnými agregáty *Microcystis aeruginosa*, aby se simuloval přírodní výskyt květu. Byly použity 2 typy plynů ve flotační předúpravě – vzduch (DAF) a směs CO₂ a vzduchu (DCO₂F). Velmi dobrých výsledků, co se týká nanofiltračního proudění, celkové odstraňovací účinnosti a konečné kvality vody bylo úspěšně docíleno oběma procesy - koagulací/flokulací/DAF+NF a koagulací/flotací/DCO₂F+NF.

C/F/DAF+NF poskytovala lepší výkon než C/F/DCO₂F+NF v odstranění přírodní organické hmoty z důvodu negativního efektu acidického pH na NF separační účinek. Acidické pH má také negativní vliv na buňky *Microcystis aeruginosa* a stabilitu buněčných agregátů, protože při poklesu pH na hodnotu 5,6 se do vody uvolňují toxiny, jak při předúpravách, tak také různých pozadových základních hmot surové a upravované vody. Výsledky ukazovaly trochu vyšší NF tok pro DCO₂F než pro DAF předúpravu vody z důvodu efektu sužování pórů způsobeného nárůstem pH. Ačkoli nebyl pozorován podstatný pokles NF toku v průběhu doby ani v míře obnovy obou NF předúprav, malý pokles byl pozorován při použití DCO₂F pro obnovovací poměry vody vyšší než 50%. Plyná směs CO₂ a vzduchu při flotačním procesu nevylepšila

celkový proces. Co se týká konečné kvality vody, C/F/DAF+NF zaručuje plné odstranění cyanobakteriální biomasy (100% odstranění chlorofylu a) a přidružených mikrocystinů. Extracelulární mikrocystinové výsledky ukazují uvolňování toxinů do vody, pokud je použita DCO₂F, zatímco při použití DAF nebyl zaznamenán vzrůst toxinů v čištěné vodě. Odstraňovací schopnost extra-mikrocystinů je s použitím DAF však nízká. Koncentrace mikrocystinů v upravené vodě byly vždy pod kvantifikační limit, to je pod hranici směrnice WHO, která má hodnotu 1 µg/l pro MC-LR v pitné vodě. Proto je C/F/DAF+NF bezpečnou bariérou proti *Microcystis aeruginosa* a přidružených variant mikrocystinů v pitné vodě, dokonce když jsou přítomny vysoké koncentrace v surové vodě a při použití NF je míra obnovy vody až 84%.. Metoda zajišťuje výbornou kontrolu nad částicemi, které způsobují zákal, a dezinfekci utvářených vedlejších produktů a také mikropolutantů, které mohou být ve vodě přítomny. (Ribau Teixeira, 2006)

DAF je nejlepším procesem při odstraňování jednotlivých buněk *Microcystis aeruginosa*, s odstraněním chlorofylu a 93 – 98% při použití nízkých koagulačních dávek (3 mg Al₂O₃/l), pomalou koagulací (380 s⁻¹) a silnou a krátkou flokulací (8 min při 70 s⁻¹). (Ribau Teixeira, 2006)

Selektivní DAF pro separaci dlouhých řetězů polyhydroxyalkanoátů (PHA), v kterých jsou vměstnané částice (Ibs – inclusion bodies) *Pseudomonas putida* buněčných úlomků sledoval ve své práci Van Hee (2006). Měření ukazovalo, že buněčné úlomky *Pseudomonas putida* i PHA Ibs mají isoelektrický bod přibližně při pH 3,5. pH selektivní agregace a v důsledku také selektivní flotace PHA Ibs bylo pozorováno okolí tohoto pH. Kvalitativní prognóza agregačního chování je pravděpodobně na bázi Van der Waalsových sil, hydrofóbních a elektrostatických interakcí. V některých případech stabilita suspenze nemohla být vysvětlena pouze těmito silami. Proto bylo navrženo, že další interakce, jako efekt sterického kartáčování, hrají důležitou roli při agregačních procesech. (Van Hee, 2006)

5.3. Odstraňování ropných látek z odpadních vod:

V rafinériích ropy vznikají odpadní vody různého původu a složení, jsou to:

- a) Zaolejované vody vznikající jako odluhy z chladících okruhů, oplachy a úkapy z výrobních zařízení. Znečištění tvoří uhlovodíky, převážně ve volné formě.
- b) Chemicky znečištěné vody z odsolování a odvodnění ropy. Mají vysoký obsah solí a emulgované ropné látky, stabilizované povrchově aktivními látkami.
- c) Nezaolejované zasolené vody z úpravy chladící a napájecí vody. Obsahují rozpuštěné a nerozpuštěné látky.

- d) Odpadní vody z hydrogenace. Sorpční roztoky obsahují sulfidy, thioly a jiné sírné sloučeniny.

Volné ropné látky se odstraní v gravitačních odolejovačích. Odloučená ropa se vrací k surové ropě nebo častěji se užívá jako palivo ve spalovně odpadů. Dalším stupněm čištění bývá čiření, vhodně kombinované s tlakovou flotací, neboť sedimentace vysráženého koagulantu, obaleného olejovými částicemi, probíhá nedokonale. Posledním stupněm čištění bývá biologický proces (aktivace), někdy provozovaný bez příslušného čiření. (Malý, 1996)

Destabilizace ropných kapiček s použitím aluminiumsulfátu byla prováděna s různými koagulačními dávkami při optimálním pH 8 za účelem určit vzdušné požadavky pro DAF. Měření zeta potenciálu ukazuje, že ropné kapičky jsou negativně nabitě v určitém rozsahu pH a jeho velikost je dostatečná na stabilizaci kapiček. Negativní zeta potenciál může být dodán z adsorpce hydroxylových iontů na povrchu ropných kapiček, kde byla pozorována závislost na pH. (Al-Shamrani, 2002)

V práci Al-Shamrani (2002) bylo zjištěno, že DAF vykazuje téměř úplnou separaci ropy, dokonce při mírném pracovním tlaku a recyklačním poměru, když se ropné kapičky destabilizovaly pomocí aluminiumsulfátu.

Pouhá redukce zeta potenciálu s použitím polymeru neznamená, že ropné kapičky budou flokulovat ve všech případech, protože adsorpce polymerů může změnit mezifázové vlastnosti ropa – voda, které mohou zabránit shlukování ropných kapiček.

5.4. Použití elektroflotace:

Pro účinnost elektroflotace při čištění odpadních vod z masokombinátů mají vliv vedle faktorů uvedených výše při popisu elektroflotace vliv tyto další faktory:

- Vliv pH. V rozsahu od 3 do 11 účinnost flotace klesá se zvyšováním pH. Při provozní proudové hustotě $I = 150 \text{ A.m}^{-2}$ bylo pro pH 3 – 7 – 11 dosaženo postupně odstranění tuků v %: 80 – 70 – 60.
- Vliv solí (NaCl): s rostoucí koncentrací soli do cca 1000 mg.l^{-1} (určitý obsah soli je nezbytný, neboť roztok musí být elektricky vodivý) roste podíl odstraněného tuku, další nárůst koncentrace se již projevuje nevýrazně. Překročí-li však koncentrace NaCl hodnotu kolem 1200 mg.l^{-1} , dochází k uvolňování chloru na anodě, a proto je nutná následná dechlorace. Koncentrace NaCl z masokombinátů bývá bývá 500 až 1800 mg.l^{-1} , z masovýroby 2000 až 4000 mg.l^{-1} . V pokusných podmínkách bylo dosaženo elektroflotací při $I = 150 \text{ A.m}^{-2}$ a při koncentraci NaCl postupně 400 – 1200 – 2000 mg.l^{-1} odstranění tuk: 60 – 78 – 80%. (Malý, 1996)

Odpadní vody od výrobců polovodičů, které obsahují vysoké množství fluoridů, lze účinně odstraňovat elektroflotací s dodecylsulfátem sodným (SDS). SDS může zlepšit efektivnost úpravy suspendovaných pevných látek. Dávkování SDS je mnohem nižší než při DAF nebo DiAF (disperzní vzdušná flotace), protože ionty produkované z hliníkových elektrod vytváří hydro-fluoro-aluminiové vločky v přiměřeném pH. Vločky byly využity jako sběrač, který může spojovat CaF_2 částice a bublinky vodíku. Účinnost úpravy zůstává konstantní, jestliže zátěž nábojem přesahuje 500 C.l^{-1} . Interferenci mezi koexistujícími anionty – sulfáty, karbonáty, a fosfáty lze zmírnit zvýšením dávkování Ca a SDS. Optimální prvotní kyselost se blíží kyselosti při fluoridové koncentraci po Ca srážení. Účinnost úpravy fluoridů a suspendovaných pevných látek rapidně klesne, když prvotní acidita přesáhne optimální hodnotu, protože hydro-fluoro-aluminiová sraženina nemůže vytvářet stabilní vločky z důvodu vysoké acidity. (Hu, 2005)

6. POUŽITÍ FLOTAČNÍHO PROCESU PŘI ÚPRAVĚ VOD V ČESKÉ REPUBLICĚ

ÚV Mostiště

Flotace rozpuštěným vzduchem (DAF) je velmi vhodná jako první separační stupeň v případě, že surová voda by byla obtížně upravitelná jednostupňovou úpravou a obsahuje zejména zvýšené koncentrace přirozených organických látek a mikroorganismů.

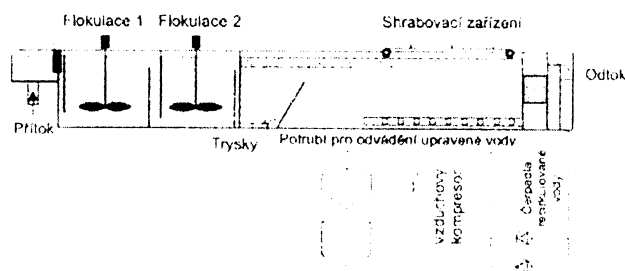
Pro odstraňování sinic – tzv. vodního květu je účinná ve více než 99 %. Z provozního hlediska se jedná o proces velmi robustní, který provozovateli usnadňuje dosažené vysoké separační účinnosti a dosahování vysoké kvality upravené vody. Na ÚV Mostiště byla metoda flotace poprvé v České republice uvedena do provozu při sníženém stavu vody v nádrži, bylo použito metody DAF. Realizací DAF na ÚV Mostiště udělalo celé české vodárenství významný krok kupředu. Kvalita vody odcházející z tohoto prvního separačního stupně dokonce téměř splňovala požadavky normy na pitnou vodu. Při ustáleném provozu, který simuloval budoucí provozní podmínky, byly stabilně dosahovány hodnoty zbytkového zákalu mezi 0,15 – 0,20 ZF, bylo dosaženo i hodnoty 0,08 ZF. Koncentrace železa ve vodě za flotaci se pohybovaly od 0,18 do 0,35 mg/l a počty organismů se pohybovaly v intervalu od 0 do 6 org./ml. I při 50% hydraulickém přetížení flotace byly dosahované výsledky prakticky shodné s kvalitou upravené vody, která odcházela z flotace při provozu se jmenovitým výkonem úpravní. (Dolejš, 2006)

Na ÚV Mostiště je voda upravovaná chemickou technologií ve dvou separačních stupních, jde o čiření a následnou filtraci. Surová voda přitéká do úpravní vody přes kaskády, kde dochází k částečnému provzdušnění vody. Přes hydraulický mísič je dávkován koagulant – síran železitý (Prefloc). Na odtoku z hydromísiče je voda rozdělována na první separační stupeň, který se paralelně skládá jednak z původních galeriových čiřičů s doplněnou lamelovou vestavbou a jednak z flotačních jednotek. Technologie flotace byla doplněna v rámci havarijních opatření na úpravně vody. Do vody odtékající z flotačních jednotek a čiřičů je dávkováno vápenné mléko pro alkalizaci. Dále voda natéká na pískové filtry. Do zfiltrované vody je dávkován oxid chloričitý popřípadě chlor pro zdravotní zabezpečení vody. Upravená voda je akumulována v nádržích o celkovém objemu 900 m³, odkud je čerpána do distribuční sítě. Kal je vypouštěn na kalová pole, kde je postupně odvodňován a dále likvidován kompostováním. (Fuchs, 2006)

Schéma flotace rozpuštěným vzduchem je znázorněno na obr. 4. Tam vidíme, v jakém místě flotační jednotky dochází k interakci mezi suspenzí a mikrobublíčkami, které jsou po průchodu tlakové vody s rozpuštěným vzduchem generovány speciálními tryskami. Při úniku vody (nasyčené za tlaku několika stovek kPa rozpuštěným vzduchem) speciálními tryskami do

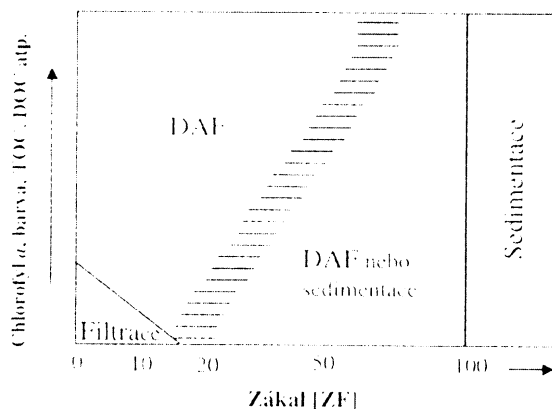
prostoru, kde je již jen běžný hydrostatický tlak, vznikají milióny „mikrobublinek“ o průměru cca 30 – 100 μm . (Dolejš, 2006)

Klasické uspořádání zařízení s flotací rozpuštěným vzduchem



Obr. 4 Schematické znázornění úpravy vody flotací rozpuštěným vzduchem

Pro přehlednou orientaci o vhodných oblastech použití DAF je uveden obr. 5. (Dolejš, 2004)



Obr. 5 Oblasti vhodného výběru separačních procesů

Čistírny odpadních vod **AQUASTAR** odstraňují ze znečištěné vody emulgované uhlovodíky, rostlinné tuky, rezné emulze apod. Toto se děje pomocí emulzního štěpení se současnou flotací.

Tyto čistírny jsou zařízení s automatickým čistícím režimem sestavené jako monoblok.

Čistírna sestává z flotační věže se stíracím mechanismem flotační pěny, hlavního podávacího čerpadla, dávkovacích čerpadel na chemikálie, měřící pH sondy čištěné vodním paprskem, pojízdné dehydratační jednotky, rozvaděče elektro s řídicím počítačem, ovládacího panelu a hydraulických rozvodů.

Čistírny **AQUASTAR** mají velmi široké spektrum oblastí použití. Využívají osvědčených principů tlakové flotace a sedimentace spolu s chemickým rozrácením zejména emulgovaných ropných látek a dalších nežádoucích látek v odpadních vodách z různých oborů lidské činnosti.

(<http://www.chemiestar.cz/index.php>)

V roce 1998 bylo uvedeno do provozu flotační zařízení Kroft pro PS 5. Flotační zařízení instalované k čištění odpadních vod z papírenského stroje před nátokem na ČOV umožňuje vrácení zachyceného flotátu (vláken a plnidel) zpět do technologického procesu a tím snižuje množství kalů z ČOV. (<http://www.krpa.cz/default.asp?lang=CZ&did=11>)

Metody flotace se používá pro čištění vody v Plané nad Lužnicí v továrně na recyklaci PET materiálu. Směs PETu, vody, nečistot a celulosových vláken prochází po šaržích přes tak zvaný pneumatický rozduřovací stupeň. Pomocí dmyhadla se v odlučovací odděli prací voda, obohacená nečistotami. Odpadající znečištěná voda se musí podle předpisů zlikvidovat a to v závislosti na místních podmínkách a po odsouhlasení s příslušnou čistící stanicí odpadních vod. Dále následuje dvoustupňové praní, respektive roztřídění, sestávající z předběžné flotace a flotace. Po následném proplachu vodou se stupeň čistoty dále zlepšit a umožňuje kontrolu kvality. Následné propláchnutí je v úpravárenské lince místem, kam se přivádí čerstvá voda. Voda se odtud vrací do flotace, pak do předběžné flotace a nakonec do stupně pneumatického rozduřování. Spotřeba vody v proplachovacím zařízení je asi 1 m³/250 kg PETu. Následně jsou proprané odřezky PETu odstředěny v odstředivce, suší se horkým vzduchem a jsou přivezeny do zařízení, kde se pytlují do tzv. big-bagů (velkých žoků).

Třeba zdůraznit, že k čištění dochází pouze vodou.

(http://www.petrecycling.cz/rec-14_metody.htm)

ÚV Janov

Problémy při separaci na ÚV Janov jsou způsobeny charakterem biologického oživení, ve vegetačním období zejména výskytem drobných obtížně separovatelných mikroorganismů.

Volba účinného způsobu úpravy vody závisí na jejích fyzikálně chemických vlastnostech, proto v případě použití jiné separační technologie na ÚV Janov je potřeba k těmto faktům přihlídnout. Jedním ze způsobů úpravy vody, který by respektoval fyzikálně chemické parametry surové vody a účinně odstranil biologické oživení, je předřazení separačního stupně – tlakové vzdušné flotace. (Ambrožová, 2000)

Ambrožová (2000) uvádí použití tlakové vzdušné flotace na ÚV Janov jako separační stupeň zařazený za koagulaci. Na ÚV Janov byly prováděny modelové a laboratorní zkoušky flotace. Modelové zkoušky byly prováděny na dvou typech modelů flotační nádrže, k flotační nádrži byla napojena tlaková sycící nádoba a voda byla sycená pod tlakem 0,5 – 0,6 MPa. Při průtoku sycené vody $Q_{svc} = 0,05 \text{ l}\cdot\text{s}^{-1}$, průtoku surové vody $Q_{sur} = 0,25 \text{ l}\cdot\text{s}^{-1}$, době trvání zkoušky $t_{zk} = 70$ min, výšce flotační nádrže 3 m byla zjištěna následující účinnost procesu flotace při odstraňování

jednotlivých mikroorganismů: 49% - *Chrysococcus rufescens*, 80% - *Chlorophyta*, *Euglenophyta*, 90% - *Diatomae*, 100% - *Cryptomonas sp.div.*, 100% *Dinophyceae*. Celková účinnost flotace 58%. Bakteriologickými rozbory byla zjištěna 100% účinnost při odstraňování mezofilních bakterií a enterokoků a 86% účinnost odstranění koliformních zárodků. Celková účinnost flotace byla 58%.

Při době trvání zkoušky $t_{zk} = 50$ min a výšce flotační nádrže 1,5 m při zachování předchozích parametrů byla celková účinnost flotace srovnatelná – 56%.

Za flotaci jako druhý stupeň separace byla zařazena písková filtrace s celkovou účinností 74%. (*Chlorophyta*, *Euglenophyta* a *Diatomae* byly odstraněny se 100% účinností, *Chrysococcus rufescens* s účinností 72%).

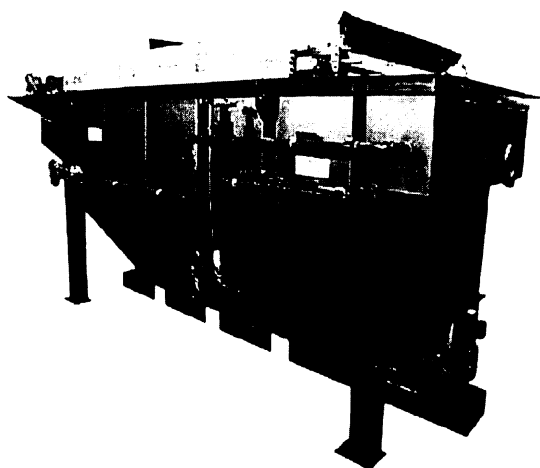
ÚV Znojmo

Dne 8.8.2007 došlo k zahájení dvoutýdenní poloprovozní zkoušky flotace na úpravě vody Znojmo. Cílem testů je získání podkladů pro možnou rekonstrukci prvního separačního stupně na ÚV Znojmo, která by nahradila současné sedimentační nádrže efektivnějším a modernějším separačním procesem – flotací.

Model flotace se skládá ze tří samostatných jednotek (nádrží):

- e) flokulační nádrže, v níž jsou dva míchané agregační reaktory
- f) reakční zóny flotace
- g) separační zóny (nádrže) pro oddělení vyflotovaného kalu a upravované vody.

Flotační model potřebuje plochu o délce minimálně 7 m, šířce 3 m a výšce 4 m.



Smontované tři nádrže jsou propojeny se saturátorem, kompresorem a čerpadlem recirkulace. Chod recirkulačního čerpadla flotační jednotky je řízen automatickou řídicí jednotkou podle technologických požadavků na recirkulační poměr, který je jedním z významných návrhových parametrů.

(<http://www.vodaznojemska.cz>)

7. ZÁVĚR

Metoda flotace se začíná uplatňovat také v České republice, a to nejen proto, že jde o metodu levnou, ale především proto, že bývá velmi účinnou.

Technologie flotace je vhodná pro masokombináty, škrobárny, konzervárny, kafilérie a pro využití ve vysoce znečištěných technologických vodách, které jsou výsledkem procesů probíhajících se při produkci petrochemického, papírenského a textilního průmyslu.

(http://www.inkos.cz/cz/tech_flotacni_stanice.htm)

DAF je obecně více efektivnější při úpravě vody znečištěnými řasami než sedimentace. (Ribau Teixeira, 2006)

Je vždy doporučována při odstraňování vodního květu, pikoplanktonu, mikroorganismů ze surové vody. (Hubáčková, 2006)

Metoda flotace je navrhována jako samostatný separační stupeň v úpravách vody. Poprvé byla použita v ÚV Mostiště při havarijní situaci, nyní již plánovaně metodu flotace zkouší ÚV Znojmo.

Zkoušky flotace na ÚV Znojmo doposud probíhají, jejich vyhodnocení bude na konci roku 2007. Na základě jejich výsledků a porovnání ekonomických ukazatelů bude rozhodnuto o využití flotace jako prvního separačního stupně. (Stuhl, 2007)

Je potřeba vytvořit a propracovat návaznosti mezi existující a v praxi používanou normou ČSN 75 7111 (Pitná voda) a ČSN 75 7711 (Biologický rozbor vod. Stanovení mikroskopického obrazu.) (Ambrožová, 1999)

Na závěr práce je potřeba říci, že metoda flotace má při úpravě vod velmi široké uplatnění a v budoucnosti je mnoho příležitostí ke zkoumání jak samotného děje, tak také technologických parametrů v úpravách vod, např. v ÚV Mostiště.

8. LITERATURA

Al-Shamrani, A.A. (2002): Separation of oil from water by dissolved air flotation. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, Vol. 209, Issue 1: 15 – 26.

Ambrožová, J. (1999): Problematika pikoplanktonu ve vodárenství. *SOVAK*, č. 03.

Ambrožová, J. (2000): Separace mikroorganismů při úpravě vody flotací. *SOVAK*, č. 09.

Bourgeois, J.C. (2004): Treatment of drinking water residuals: comparing sedimentation and dissolved air flotation performance with optimal cation ratios. *Water Research*, Vol. 38, Issue 5: 1173 – 1182.

Dolejš, P. a kol. (1995), Příručka pro čištění a úpravu vody, Kemifloc, a.s.

Dolejš, P. (2006): Flotace rozpuštěným vzduchem (DAF) pro úpravu pitné vody a její první provozní realizace v ČR. *Vodní hospodářství*, ročník 2006, č. 4.

Fuchs, K. (2006): Výstavba a první zkušenosti z provozu flotace rozpuštěným vzduchem na úpravě vody Mostiště. *Vodárenská akciová společnost*.

Hu, C.Y. (2005): Removal of fluoride from semiconductor wastewater by electrocoagulation – flotation. *Water Research*, Vol. 39, Issue 5: 895 – 901.

Hubáčková, J.(1984): Využití flotace při procesu úpravy vody. *Disertační práce*.

Hubáčková, J. (2006), použití flotace. Ústní sdělení, Hubáčková Jana, VÚV.

Hyánek, L. (1983): Použitie flotácie na čistenie odpadových vod. *Sborník vědeckých prací*.

Král L. (1983), Flotační systémy Sigma pro čistírny odpadních vod. *Sborník vědeckých prací*.

Malý, J. (1996): Čištění průmyslových odpadních vod. NOEL 2000 s.r.o., Brno. ISBN 80-86020-02-3.

Ribau Teixeira, M. (2006): Integration of dissolved gas flotation and nanofiltration for *Microcystis aeruginosa* and associated microcystins removal. *Water research*, Vol. 40, Issue 19: 3612 – 3620.

Ribau Teixeira, M. (2006): Comparing dissolved air flotation and conventional sedimentation to remove cyanobacterial cells of *Microcystis aeruginosa*. *Separation and Purification Technology*, Vol. 52, Issue 1: 84 – 94.

Stuhl, A. (2007), zkoušky flotace na ÚV Znojmo. Písemné sdělení, Stuhl Antonín, technolog pitných vod ÚV Znojmo.

Van Hee, P. (2006): Selective recovery of polyhydroxyalkanoate inclusion bodies from fermentation broth by dissolved-air-flotation. *Journal of Colloid and Interface Science*, Vol. 297, Issue 2: 595 – 606.

Vidlář, J. (1983): Význam a perspektiva flotace v průmyslu a čištění odpadních vod. Sborník vědeckých prací.

Internet:

<http://www.vodaznojemska.cz> (Úpravna vody Znojemsko)

<http://www.inkos.cz> (Výrobce a dodavatel zařízení pro čištění odpadních a průmyslových vod)

<http://www.chemiestar.cz/index.php> (Čistící technika, průmyslové čistírny)

<http://www.krpa.cz> (Krkonošské papírny)

http://www.petrecycling.cz/rec-14_metody.htm (PET recycling Planá nad Lužnicí)

<http://www.vydavatelstvi.vscht.cz> (Vysoká škola chemicko – technologická v Praze)

