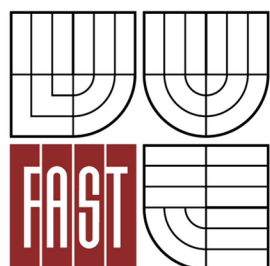




VYSOKÉ UČENÍ TECHNICKÉ V BRNĚ
BRNO UNIVERSITY OF TECHNOLOGY



FAKULTA STAVEBNÍ
ÚSTAV VODNÍHO HOSPODÁŘSTVÍ OBCÍ

FACULTY OF CIVIL ENGINEERING
INSTITUTE OF MUNICIPAL WATER MANAGEMENT

UPRAVITELNOST POVRCHOVÝCH VOD TREATABILITY OF SURFACE WATER

DIPLOMOVÁ PRÁCE
MASTER'S THESIS

AUTOR PRÁCE
AUTHOR

Bc. JOSEF FUKS

VEDOUCÍ PRÁCE
SUPERVISOR

Ing. TOMÁŠ KUČERA, Ph.D.

BRNO 2013



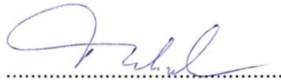
VYSOKÉ UČENÍ TECHNICKÉ V BRNĚ FAKULTA STAVEBNÍ

Studijní program N3607 Stavební inženýrství
Typ studijního programu Navazující magisterský studijní program s prezenční formou studia
Studijní obor 3607T027 Vodní hospodářství a vodní stavby
Pracoviště Ústav vodního hospodářství obcí

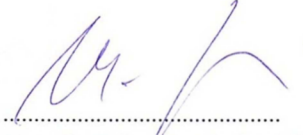
ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Diplomant Bc. Josef Fuks
Název Upravitelnost povrchových vod
Vedoucí diplomové práce Ing. Tomáš Kučera, Ph.D.
Datum zadání diplomové práce 31. 3. 2012
Datum odevzdání diplomové práce 11. 1. 2013

V Brně dne 31. 3. 2012


.....
doc. Ing. Ladislav Tuhovčák, CSc.
Vedoucí ústavu




.....
prof. Ing. Rostislav Drochytka, CSc.
Děkan Fakulty stavební VUT

Podklady a literatura

- [1] AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION. Water quality and treatment: a handbook of community water supplies. 4th ed. New York: McGraw-Hill, c1990, 1194 s. ISBN 0-07-001540-6.
- [2] Water treatment handbook. 7th [English] ed. Rueil-Malmaison, France: Degremont, 2007. ISBN 978-2-7430-0970-0.
- [3] Operational control of coagulation and filtration processes. 2nd ed. Denver, Colo.: American Water Works Association, c2000, 103 s. ISBN 15-832-1055-5.
- [4] LIN, Shundar. Water and wastewater calculations manual. 2nd ed. New York: McGraw-Hill, c2007, 945 s. ISBN 00-714-7624-5.
- [5] TUHOVČÁK, Ladislav, Pavel ADLER, Tomáš KUČERA a Jaroslav RACLAVSKÝ. Vodárenství: Studijní opora pro studijní programy s kombinovanou formou studia [online]. Brno: VUT v Brně, 2006 [cit. 2012-03-26].

Zásady pro vypracování (zadání, cíle práce, požadované výstupy)

Diplomant provede sérii sklenicových pokusů na koagulační koloně za účelem zjištění vlivu různých parametrů procesu na výslednou účinnost úpravy vody z vybraného zdroje. V práci bude jako jeden z dílčích úkolů řešena i současná upravitelnost vody z Brněnské přehrady. K posouzení upravitelnosti budou zvoleny vhodné ukazatele podle pokynů vedoucího práce.

Struktura bakalářské/diplomové práce

VŠKP vypracujte a rozčleňte podle dále uvedené struktury:

1. Textová část VŠKP zpracovaná podle Směrnice rektora "Úprava, odevzdávání, zveřejňování a uchování vysokoškolských kvalifikačních prací" a Směrnice děkana "Úprava, odevzdávání, zveřejňování a uchování vysokoškolských kvalifikačních prací na FAST VUT" (povinná součást VŠKP).
2. Přílohy textové části VŠKP zpracované podle Směrnice rektora "Úprava, odevzdávání, zveřejňování a uchování vysokoškolských kvalifikačních prací" a Směrnice děkana "Úprava, odevzdávání, zveřejňování a uchování vysokoškolských kvalifikačních prací na FAST VUT" (nepovinná součást VŠKP v případě, že přílohy nejsou součástí textové části VŠKP, ale textovou část doplňují).



Ing. Tomáš Kučera, Ph.D.
Vedoucí diplomové práce

ABSTRAKT

V diplomové práci se zabývám tématem upravitelnosti povrchových vod se zaměřením na proces tvorby suspenze. K práci byly použity vzorky vody odebrané z pěti různých míst v okolí Brněnské přehrady, která se dlouhodobě potýká se zhoršenou kvalitou vody, a s těmito vzorky byla následně provedena série sklenicových optimalizačních pokusů s užitím třech různých běžně používaných koagulantů.

V teoretické části práce se zabývám složením a vlastnostmi povrchových vod a technologií jejich úpravy. Jsou zde stručně popsány jednotlivé procesy úpravy, přičemž je kladen důraz na proces tvorby suspenze.

Experimentální část shrnuje a představuje získané výsledky při laboratorních koagulačních testech. Vyhodnocuji vliv různých parametrů na výslednou účinnost úpravy vody a pokouším se nalézt optimální dávku koagulantu, pH a rychlost rychlého a pomalého míchání. Na závěr srovnávám vhodnost jednotlivých koagulantů a vliv místa odběru na účinnost úpravy.

ABSTRACT

The aim of the master's thesis is the topic of the treatability of surface water with the focus on the process of suspension formation. For this work I took water samples from five different places around the Brno Dam which has contended with water quality deterioration for a long period. With these water samples, the series of jar coagulation tests were done with the application of three different commonly used coagulants.

In the theoretical part of the master's thesis I deal with the composition and attributes of surface water and the technology of its treatment. Each process of treatment is briefly described here with the emphasis on the process of suspension formation.

The experimental part of the master's thesis summarizes and presents the results gained through the coagulation tests in the laboratory. I evaluate the influence of different parameters on final effectiveness of water treatment and I try to find an optimal amount of coagulant, pH and speed of fast or slow mixing. Finally I compare the suitability of each coagulant and the influence of the sampling site on the effectiveness of water treatment.

KLÍČOVÁ SLOVA

Úpravna vody, koagulace, koagulant, povrchová voda, zákal, míchání, destabilizace, agregace, dávka, sklenicová koagulační zkouška.

KEYWORDS

Water treatment, coagulation, coagulant, surface water, turbidity, mixing, destabilization, aggregation, dose, coagulation jar test.

BIBLIOGRAFICKÁ CITACE

FUKS Josef. *Upravitelnost povrchových vod*. Brno, 2013. 103 s. Diplomová práce. Vysoké učení technické v Brně, Fakulta stavební, Ústav vodního hospodářství obcí. Vedoucí práce Ing. Tomáš Kučera, Ph.D.

PROHLÁŠENÍ

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci zpracoval samostatně a že jsem uvedl všechny použité informační zdroje.

V Brně dne 2.1.2013

Fuks

.....
Podpis autora

PODĚKOVÁNÍ

Tímto bych chtěl poděkovat vedoucímu diplomové práce Ing. Tomáši Kučerovi, Ph.D. za odborné vedení, vstřícnou spolupráci a věcné připomínky při zpracování této práce. Dále pak doc. Ing. Jitce Malé, Ph.D. a Janu Šimečkovi za poskytnutí cenných informací k danému tématu a za čas, který mi věnovali.

OBSAH

1. ÚVOD	3
2. ÚPRAVA POVRCHOVÝCH VOD	4
2.1 Složení a vlastnosti povrchových vod	4
2.2 Technologie úpravy vody	5
2.3 Jímání povrchové vody.....	9
2.4 Mechanické předčištění povrchové vody	11
2.4.1 Česle.....	11
2.4.2 Síta	11
2.4.3 Lapáky písku.....	11
2.5 Tvorba suspenze (čiření)	11
2.5.1 Agregátní stabilita koloidů	12
2.5.2 Destabilizace a agregace příměsí	14
2.5.3 Chemická činidla	20
2.5.4 Míchání	23
2.5.5 Modelování procesu tvorby suspenze	28
2.6 Klasické procesy separace suspenze.....	30
2.6.1 Sedimentace	30
2.6.2 Filtrace	30
2.6.3 Čiřiče s vločkovým mrakem.....	31
2.6.4 Flotace (DAF).....	31
2.7 Ostatní separační technologie.....	31
2.7.1 Adsorbce	31
2.7.2 Membránové procesy	32
2.7.3 Iontová výměna	32
2.8 Další procesy úpravy povrchových vod.....	32
2.8.1 Dezinfekce.....	32
2.8.2 Ztvrdování vody	33
2.8.3 Odstraňování pachů a příchutí z vody.....	33
3. BRNĚNSKÁ ÚDOLNÍ NÁDRŽ	35
3.1 Základní údaje.....	35
3.2 Znečištění Brněnské údolní nádrže.....	36
4. VYHODNOCENÍ EXPERIMENTÁLNÍ ČÁSTI	42
4.1 Sklenicová optimalizační zkouška.....	44
4.1.1 Základní postup.....	44
4.1.2 Hodnocení sklenicové zkoušky.....	44

4.2 Pomůcky a zařízení.....	45
4.2.1 Chemikálie.....	45
4.2.2 Míchací kolona	47
4.2.3 Ostatní měřící přístroje	47
5. VÝSLEDKY EXPERIMENTÁLNÍ ČÁSTI.....	49
5.1 Odběrné místo 1 – pod hrází.....	49
5.1.1 Dávkování kemiflocu	49
5.1.2 Dávkování síranu hlinitého.....	55
5.1.3 Dávkování PAXu – 18	59
5.2 Odběrné místo 2 – Sokolské koupaliště.....	63
5.2.1 Dávkování kemiflocu	64
5.2.2 Dávkování síranu hlinitého.....	65
5.2.3 Dávkování PAXu – 18	67
5.3 Odběrné místo 3 – Kozí horka	69
5.3.1 Dávkování kemiflocu	69
5.3.2 Dávkování síranu hlinitého.....	71
5.3.3 Dávkování PAXu – 18	72
5.4 Odběrné místo 4 - Rokle.....	74
5.4.1 Dávkování kemiflocu	75
5.4.2 Dávkování síranu hlinitého.....	77
5.4.3 Dávkování PAXu – 18	78
5.5 Odběrné místo 5 – Veverská Bítýška	80
5.5.1 Dávkování kemiflocu	81
5.5.2 Dávkování síranu hlinitého.....	83
5.5.3 Dávkování PAXu – 18	84
5.6 Srovnání.....	86
6. ZÁVĚR.....	90
7. POUŽITÁ LITERATURA.....	92
SEZNAM TABULEK.....	95
SEZNAM OBRÁZKŮ	97
SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK A SYMBOLŮ.....	100
SEZNAM PŘÍLOH.....	101
SUMMARY.....	102

1. ÚVOD

Otázka jakosti a dostatku pitné vody je pro lidstvo aktuálním tématem, které bude stále nabývat na významu. Voda tvoří základ organického života a jednou z nejdůležitějších chemických sloučenin na Zemi. Spolehlivé zásobování bezpečnou pitnou vodou je základním prvkem zdravé společnosti a měřítkem jejího ekonomického rozvoje.

Jakostní požadavky na pitnou vodu sice stále stoupají, ale kvalita suroviny k její výrobě klesá. Voda se vyznačuje značnou náchylností ke znečištění a opravdu čistá voda je stále více ceněna. Důvodem je jednak vlastní charakter vody, ale z velké části také činnost člověka. Voda je dobré rozpouštědlo, s čímkoli přijde do styku, to ráda rozpouští a přijímá do sebe, což v případě pitné vody, kterou bychom rádi uchovali bez jakéhokoli znečištění, může představovat problém, zvláště za podmínek naprosté otevřenosti vodního systému. Jakost povrchových vod, které tvoří podstatnou část vod, jež se následně upravují na vodu pitnou, je většinou základním faktorem pro jejich úpravu a pro návrh technologické linky úpravny vody. Proto je důležité synchronizovat technologické postupy na úpravách vod a zásahy v nádržích, tocích a jejich povodích. Pro „výrobu“ jakostně kvalitní pitné vody je nutné vodní zdroj chránit před vnějším znečištěním a zároveň také modernizovat a optimalizovat úpravárenské zařízení sestávající se z určité technologie.

Předkládaná práce se zabývá úpravou povrchové vody, tedy postupy, kterými prochází přírodní povrchová voda, aby získala vhodné fyzikální, chemické a bakteriologické vlastnosti odpovídající požadavkům spotřebitele.

K úpravě surové vody, která je odebírána z přírodního prostředí, na vodu pitnou lze využít celou řadu chemických a fyzikálních procesů. Dá se říci, že jedním z nejdůležitějších je tvorba suspenze, při níž dochází k destabilizaci a následné agregaci nežádoucích příměsí. Vzniklé agregáty je poté možno z vody jednoduše odstranit separačními postupy.

Průběh procesu tvorby suspenze závisí na řadě faktorů. Destabilizace příměsí je ovlivňována zejména chemickými a fyzikálně chemickými faktory, jako jsou typ a dávka destabilizačního činidla, pH, charakter příměsí, atd. Vliv na agregaci již destabilizovaných částic mají hlavně fyzikální faktory, jako je doba, rychlost a rozložení míchání. Pokud chceme, aby úpravna vody pracovala co nejefektivněji, je nutné tyto faktory optimalizovat, přičemž je třeba klást zřetel na návaznost dílčích procesů i na komplexní povahu jednotlivých faktorů. K optimalizaci těchto faktorů slouží celá řada laboratorních či provozních metod. Nejčastěji využívanou laboratorní metodou je tzv. sklenicová optimalizační zkouška neboli jar test. Tato zkouška simuluje průběh procesu tvorby suspenze a její výsledky pomáhají stanovit základní parametry úpravny vody. Sklenicová optimalizační zkouška nabízí několik různých parametrů, podle nichž lze účinnost úpravy vody hodnotit. V této práci byly optimalizovány podmínky míchání pro vodu odebranou z okolí Brněnské přehrady, která se dlouhodobě potýká se zhoršenou kvalitou vody, a optimalizace byla hodnocena dle schopnosti snížit zákal.

2. ÚPRAVA POVRCHOVÝCH VOD

2.1 SLOŽENÍ A VLASTNOSTI POVRCHOVÝCH VOD

Povrchové vody mají v porovnání s vodami podzemními většinou odlišné vlastnosti. Je pro ně typická větší teplotní nestálost, nižší obsah minerálních látek a oxidu uhličitého, vyšší obsah kyslíku, organických látek a mikroorganismů. Chemické látky jsou obvykle v oxidovaném stavu, a proto se v povrchových vodách vyskytují menší koncentrace hydrolyzujících kovů (Fe, Mn).[1]

Anorganické látky

Povrchové vody jsou tvořeny vodami podzemními, které vyvěrají na zemský povrch, a vodami srážkovými. Koncentrace rozpuštěných anorganických látek v povrchových vodách je tedy dána složením vod podzemních a srážkových a může se výrazně lišit.

Tab. 2.1.1 Koncentrace minerálních látek v přírodních vodách. [1]

typ vody	koncentrace minerálních látek (mg l ⁻¹)
srážková	jednotky - desítky
povrchová	200 - 300
podzemní	300 - 500
minerální	>1000

Přírodní minerální nečistoty v povrchových vodách tvoří nejčastěji hlinitokřemičitany, zejména jílové minerály, zeolity a živce, které se do vod dostávají hlavně splachy z okolního prostředí. Mezi další anorganické látky patří hydratované oxidy kovů. Tyto látky jsou hlavním zdrojem zákalu. V povrchových vodách se také často vyskytují sloučeniny vápníků, hořčíku, síry, dusíku, fosforu, těžké kovy, atd.[1]

Organické látky

Povrchová voda obsahuje celou řadu látek přírodního původu, které se označují jako NOM (Natural Organic Matter). Tyto látky můžeme podle velikosti částic rozdělit na nerozpuštěné SOM (Suspended Organic Matter) a rozpuštěné DOM (Dissolved Organic Matter). Pro optimalizaci úpravárenských procesů jsou významné zejména DOM. Pokud se DOM dostávají do vody z okolního prostředí, tak mluvíme o allochtonním původu, a patří zde zejména výluhy z půdy a sedimentů. Jestliže se ve vodě přímo tvoří, mluvíme o původu autochtonním, a k nim patří produkty metabolismu rostlin a živočichů. DOM jsou tvořeny huminovými a nehuminovými látkami.[2]

Huminové látky tvoří běžně v povrchových vodách asi 60 až 75 % obsahu DOM. Z chemického hlediska se jedná o vysokomolekulární cyklické sloučeniny aromatického charakteru, v jejichž molekulách se nachází funkční skupiny -COOH, -OH atd., které určují jejich kyselý charakter. Huminové látky způsobují žlutohnědé zbarvení povrchových vod, tvoří hydrofilní micelární koloidy a jsou biologicky špatně rozložitelné. Vzhledem ke svým komplexačním účinkům vážou často kovy, zejména železo. Při kontaktu s chlorem mohou vznikat karcinogenní trihalogenmethany.[1]

K nehuminovým látkám patří hlavně tzv. AOM (Algal Organic Matter). Zvýšené koncentrace AOM ve vodě jsou způsobeny sezónním masovým výskytem fytoplanktonu, především sinic a řas. K organickým látkám produkovaným fytoplanktonem patří celá řada sloučenin, např. oligosacharidy, polysacharidy, peptidy, proteiny, aminokyseliny atd. Největší podíl těchto látek tvoří stavební a zásobní látky, ale také toxiny a látky, které jsou původci pachů

a pachutí. AOM se do vody dostávají jednak metabolickou činností sinic a řas a také při masivním odumírání fytoplanktonu.[3]

2.2 TECHNOLOGIE ÚPRAVY VODY

Smyslem úpravy vody je docílení maximální účinnosti v odstranění nežádoucích příměsí z upravované vody. Průběh procesů, které během úpravy probíhají, je ovlivňován řadou chemických, biologických a fyzikálních faktorů. Průběh těchto faktorů je nutné optimalizovat, přičemž je třeba klást zřetel na návaznost dílčích procesů i na komplexní povahu jednotlivých faktorů.[4]

Surovou vodu, tedy vodu odebranou z povrchových a podzemních vodních zdrojů pro úpravu na vodu pitnou, můžeme dle vyhlášky č. 428/2001 Sb., kterou se provádí zákon č. 274/2001 Sb., o vodovodech a kanalizacích pro veřejnou potřebu a o změně některých zákonů (zákon o vodovodech a kanalizacích) rozdělit podle limitních hodnot ukazatelů kvality do tří kategorií: A1, A2, A3.

Tab. 2.2.1 Kategorie surové vody a typy úprav.[5]

Kategorie	Typy úprav
A1	Jednoduchá fyzikální úprava a dezinfekce, např. rychlá filtrace a dezinfekce.
A2	Běžná fyzikální úprava a dezinfekce, koagulační filtrace, infiltrace, pomalá biologická filtrace, flokulace, usazování, filtrace, dezinfekce (konečné chlorování).
A3	Intenzivní fyzikální a chemická úprava, rozšířená úprava a dezinfekce, např. chlorování do bodu zlomu, koagulace, flokulace, usazování, filtrace, adsorbce (aktivní uhlí), dezinfekce (ozon, konečné chlorování). Kombinace fyzikálně-chemické a mikrobiologické a biologické úpravy.

Vzhledem ke kolísání jakosti surové vody během roku většinou nelze pro potřebu technologického zařízení úpraven vod jasně zařadit zdroj vody do jedné z těchto kategorií. Provozovatel však může určit průměrný index upravitelnosti vybraných ukazatelů:

$$I_u = I_{u1} \cdot \frac{a}{100} + I_{u2} \cdot \frac{b}{100} + I_{u3} \cdot \frac{c}{100} + I_{u4} \cdot \frac{d}{100} \quad (2.2.1)$$

kde a, b, c je četnost výskytu ukazatele v procentech v kategorii A1, A2 a A3,

d je četnost výskytu ukazatele v procentech větší než A3.

1. Index upravitelnosti I_u je číslo hodnoty 1 až 3, které odpovídá číslu kategorie A1 až A3. Pro hodnoty větší než odpovídající kategorii A3 nabývá I_u hodnoty 4. Čím větší hodnota I_u , tím horší kvalita zdroje a tím vyžaduje surová voda náročnější úpravu.

2. Index upravitelnosti I_u odpovídá indexu náročnosti úpravy vody I_t , který nabývá hodnot 0 (bez úpravy) až 3,75 (např. dvoustupňová úprava s filtrací přes zrnité aktivní uhlí a oxidaci).

3. Pro běžné metody úpravy vody orientačně odpovídají následující průměrné indexy upravitelnosti I_u dle náročnosti:

kategorie surové vody	index náročnosti technologie úpravy
A1	0-2
A2	2-3
A3	>3

Hodnocení kvality zdroje vody a instalované technologii úpravy vody můžeme provést dle následujícího vztahu:

$$S = \frac{I_u}{I_t} \quad (2.2.2)$$

Pokud je hodnota $S < 1$, je v technologii úpravy vody rezerva. Pokud je $S > 1$, je instalovaná technologie pro úpravu vody nedostatečná a je třeba je doplnit další technologické články. V praxi je žádoucí, aby se hodnota S pohybovala v rozmezí cca 0,70-0,95, tedy aby byla v technologii určitá rezerva.

K jímání a následné úpravě surové vody na výrobu vody pitné se doporučuje využít vodu dosahující kategorie A1 a A2, což jsou zejména vody podzemní, vody odebírané z horních toků neznečištěných řek a vody akumulované ve vodárenských nádržích. Povrchové vody z dolních toků řek a nekvalitní podzemní vody, které spadají do kategorie A3, je vhodné využít pouze tehdy, kdy není v okolí možnost jiného zdroje kvalitnější vody.[6]

Technologické procesy úpravy vody je možné klasifikovat podle různých hledisek, např. podle fázových pochodů a rozsahu úpravy, povahy procesu, vztahu k jakosti upravené vody, charakteru upravované vody atd.[4,7]

Tab. 2.2.2 Klasifikace základních úpravárenských procesů.[7]

Procesy	Příklad
fyzikální	absorpce a desorpce plynů, adsorpce tuhých látek, sedimentace, filtrace, koagulace
chemické	hydrolýza koagulantů, reakce přirozených barevných látek s anorganickými koagulanty, tvorba nerozpustných solí, reakce molekul pomocného flokulantu s anorganickými koagulanty, oxidace organických látek různými oxidačními činidly, chemisorpce, atd.
hydraulické	tvorba dobře separovatelných vloček rychlým a pomalým mícháním (flokulací)
mikrobiologické a biologické	odstraňování organických látek a dusíkatých složek pomalou biologickou filtrací nebo infiltrací

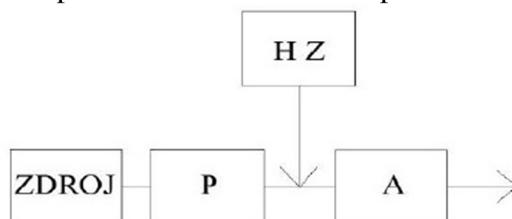
Tab. 2.2.3 Klasifikace procesů podle separovaných látek.[7]

úprava	postup	povaha nečistot
mechanická	sedimentace, flotace, filtrace	suspendované látky
chemická	vločkování	koloidní látky
fyzikálně chemická a biologická	srážení , výměna iontů	rozpuštěné anorganické nečistoty
	adsorbce, oxidace, biologická úprava	rozpuštěné organické látky

Dle rozsahu úpravy vody a použitých procesů můžeme úpravny vody zařadit do čtyř typů.

1) Jednoduchá úprava bez separačního stupně

Tento typ úpravy je využíván u minimálně znečištěných vod, tedy spíše u vod podzemních. Voda většinou prochází pouze procesem mechanického provzdušnění (aerace).

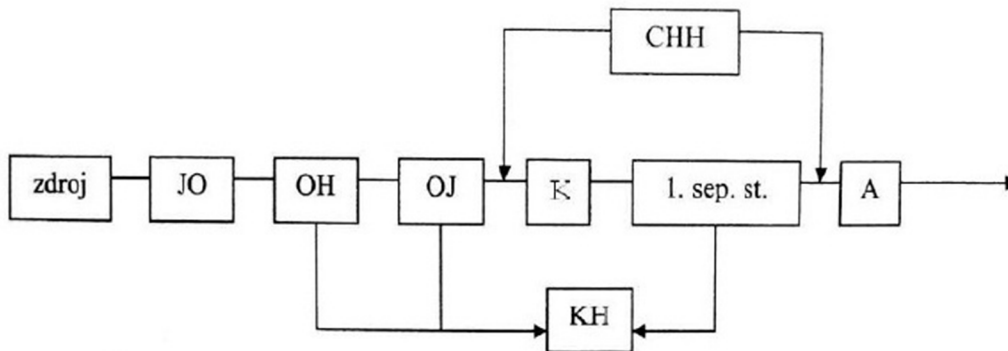


P-provzdušnění, A-akumulace, HZ-hygienické zabezpečení

Obr. 2.2.1 Schéma jednoduché úpravy vody bez separačního stupně.[8]

2) Jednostupňová úprava

Technologická linka obsahuje jeden stupeň separace, kterým je vždy filtrace. Může se jednat o pomalou biologickou filtraci, mechanickou prostou filtraci bez dávky koagulantu nebo koagulační filtraci s nadávkováním koagulantu. U tohoto typu úpravy je většinou nutné provést předúpravu či doúpravu vody. K předúpravě může posloužit koagulace a flokulace, doúpravu lze provést alkalizací vody a samozřejmě desinfekcí.

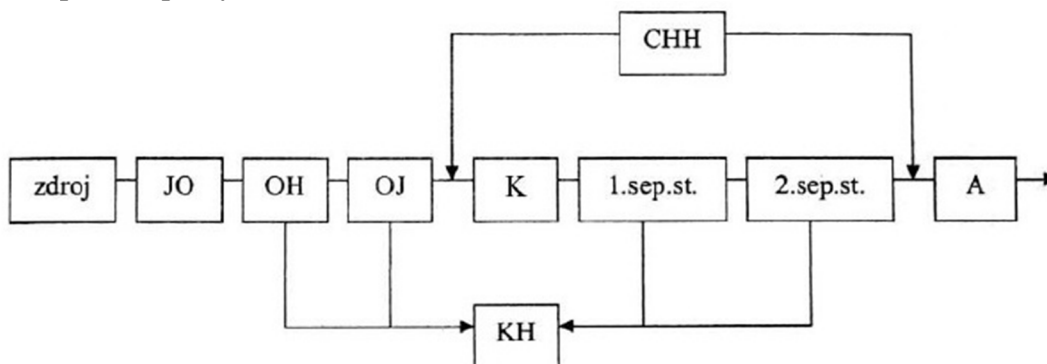


JO-jímací objekt, OH-odlučovače hrubé, OJ-odlučovače jemné, K-koagulace, flokulace, A-akumulace, CHH-chemické hospodářství, KH-kalové hospodářství

Obr. 2.2.2 Schéma jednostupňové úpravy vody.[8]

3) Dvoustupňová úprava

Pokud je surová voda více znečištěná, je nutno dávkovat větší množství koagulantu a tím pádem do úpravy vody zařadit více separačních stupňů. Jako první stupeň lze využít mikrofiltrů, filtrů, sedimentačních nádrží, čičičů s vločkovým mrakem či flotaci. Druhý separační stupeň tvoří vždy filtrace. Předúprava a douprava vody je většinou podobná jako u jednostupňové úpravy.

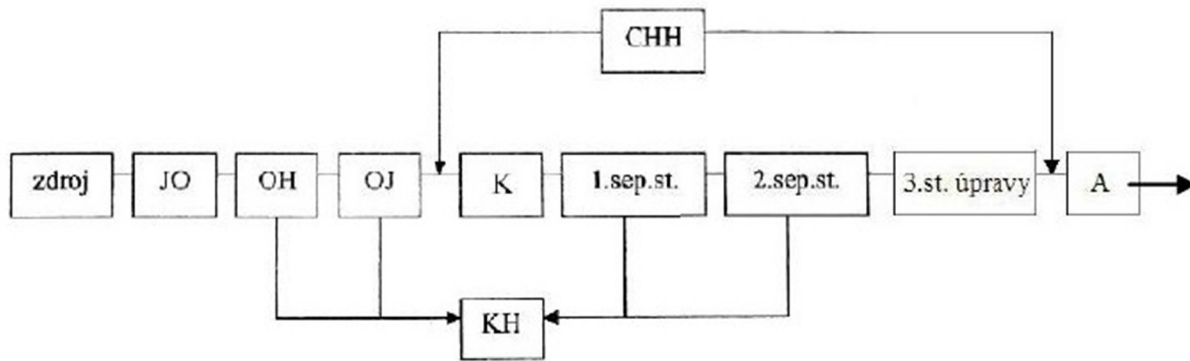


JO-jímací objekt, OH-odlučovače hrubé, OJ-odlučovače jemné, K-koagulace, flokulace, A-akumulace, CHH-chemické hospodářství, KH-kalové hospodářství

Obr. 2.2.3 Schéma dvoustupňové úpravy vody.[8]

4) Vícestupňová úprava

Při úpravě hodně znečištěných vod nebo při vysokých požadavcích na kvalitu upravené vody je možno do technologické linky zařadit více separačních stupňů. Kombinací jednotlivých procesů, které mohou u vícestupňové úpravy nastat, je celá řada, např. 1. stupeň – sedimentace, čičič nebo flotace, 2. stupeň – písková filtrace, 3. stupeň – filtrace přes aktivní uhlí. Další variantou může být např. 1. stupeň – sedimentace, čičič nebo flotace, 2. stupeň – písková filtrace, 3. stupeň – pomalá biologická filtrace. Místo třetího separačního stupně může být použita douprava vody bez separace, třeba zušlechtění vody ozonizací, provzdušněním atd.[8]



JO-jímací objekt, OH-odlučovače hrubé, OJ-odlučovače jemné, K-koagulace, flokulace, A-akumulace, CHH-chemické hospodářství, KH-kalové hospodářství

Obr. 2.2.4 Schéma třístupňové úpravy vody.[8]

2.3 JÍMÁNÍ POVRCHOVÉ VODY

Jímání vody z vodních toků

Při odběru vody z vodního toku je třeba důkladně zvážit místo odběru. Odebíraná voda musí být upravitelná běžnými technologickými procesy, přičemž se bere zřetel na udržení minimálního průtoku vody v řečišti, v zimním období nesmí odběr vody bránit ledové kry a nesmí být ohrožena lodní doprava.

U bystřinných toků je vhodné navrhnout jímání ve dně koryta často napříč celým korytem. Při tomto řešení nesmí docházet k ukládání sedimentů a k zmenšování průtočného profilu toku. Vodu je možné zachycovat příčnými jímacími žlaby, drény nebo kanálem s drény umístěnými v jeho dně a zasypanými hrubým filtračním materiálem.

U větších vodních toků se používá jímání vody nade dnem řečiště nebo břehové jímání. Odběrný objekt v řečišti se kvůli ukládání znečištění navrhuje minimálně 0,7 m nade dnem a 0,5 m pod hladinou. Břehové jímání je vhodné pro toky se stabilní hladinou, protože se jedná o technicky jednoduché řešení.[8,9]

Jímání vody z vodních nádrží

Voda odebíraná z nádrží je kvalitativně i kvantitativně stabilnější než voda jímaná z tekoucích vodních toků.

K jímání vody z nádrží se nejčastěji využívá věžových jímacích objektů, které mohou být samostatné nebo stavebně spojené s tělesem hráze. Odběrné objekty obsahují různý počet odběrných otvorů, díky nimž je v různých ročních obdobích možné odebírat vodu nejlepší kvality.

Z nádrží disponujících čistou vodou je možné vodu odebírat jímacím objektem umístěným nade dnem. Tyto objekty jsou ale navrhovány zejména u jezer.

Ve zvláštních případech lze navrhnout také plovoucí jímací objekty, ze kterých je možné bez ohledu na kolísání hladiny odebírat vodu ze stejné hloubky.

Kvalita odebírané vody je většinou závislá na hloubce odběru. To se týká zejména hlubokých přehradních nádrží, u nichž se projevuje tzv. vertikální stratifikace.[8,9]

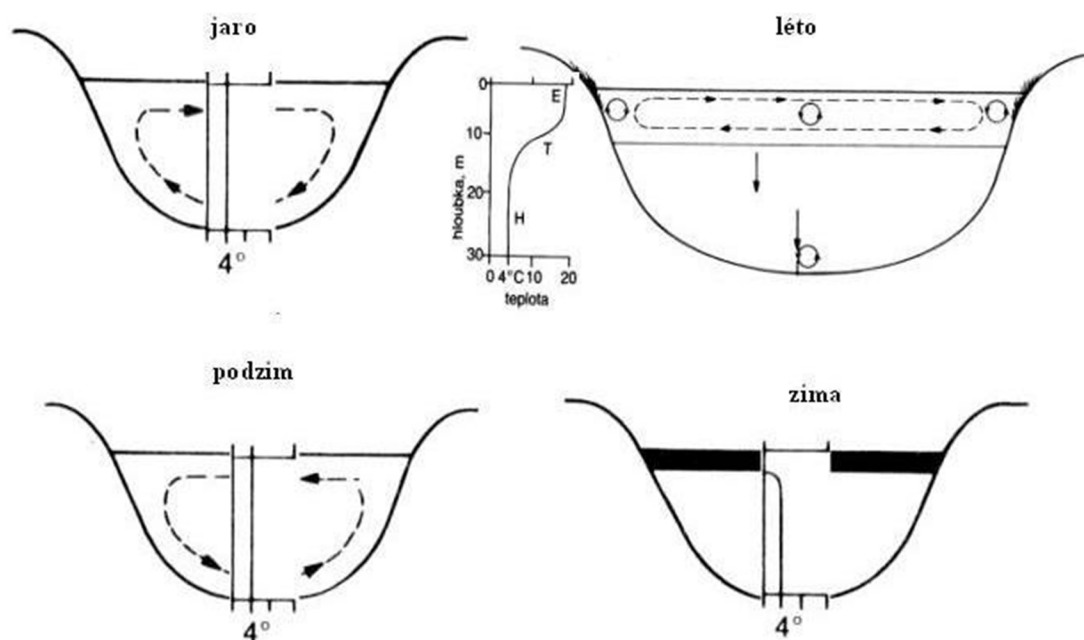
Vertikální stratifikace stojatých vod

Hluboké přeřady, ale i jiné stojaté vody, se vyznačují samostatným koloběhem látek, k němuž dochází vertikální a částečně i horizontální stratifikací. Stratifikace se mění

v průběhu roku a dne. Nejpatrnější jsou změny teploty, rozpuštěného O₂, sloučenin fosforu, dusíku, železa, manganu a pH.

Teplotní stratifikace

Teplotní stratifikace je typická v letních měsících, kdy se v nádrži tvoří několik vrstev s různou teplotou a tím pádem i hustotou. Teplota u dna nádrže se pohybuje kolem 4 °C a voda nabývá nejvyšší hustoty. Tato vrstva je nazývána hypolimnion. Hypolimnion přechází v tzv. metalimnion, tedy přechodovou vrstvu, ve které se teplota s hloubkou rychle mění. Povrchová vrstva se nazývá epilimnion a je pro ni charakteristická nižší hustota a vyšší teplota. Letní stratifikace (letní stagnace) je zobrazena na obrázku 2.3.1. Naopak v zimě dochází k inverzi, u dna se teplota pohybuje stále kolem 4 °C, ovšem u hladiny je teplota vody výrazně nižší a někdy může voda přecházet i do pevného skupenství.



Obr. 2.3.1 Tepelný režim ve vodní nádrži.[10]

V období jara a podzimu proběhne většinou vlivem měnící se teploty a větru promíchání těchto vrstev, mluvíme o tzv. jarní a podzimní cirkulaci. U velmi hlubokých nádrží se ovšem cirkulace nemusí projevit.

Stratifikace O₂ a CO₂

V letních měsících může dojít v důsledku přemnožení řas a sinic, které spotřebovávají CO₂ a produkují O₂, v epilimnionu k přesycení vody kyslíkem. Naopak ve spodních vrstvách dochází k rozkladu organických látek, přičemž dochází k uvolňování oxidu uhličitého a spotřebě kyslíku. Ke změnám koncentrace O₂ a CO₂ dochází i v průběhu dne. Ve dne při probíhající fotosyntéze narůstá obsah kyslíku a klesá obsah CO₂ při hladině.

Stratifikace pH

Jak již bylo zmíněno, s rostoucí hloubkou vody v nádrži roste také koncentrace CO₂, což má za následek klesající pH. V důsledku vyčerpání oxidu uhličitého na hladině v letních měsících zde může pH stoupat až k hodnotě 9.

Stratifikace organických látek

V oblasti epilimnia dochází při fotosyntéze k tvorbě organických látek, jako jsou řasy, sinice či vyšší rostliny. Mluvíme o tvorbě trofogenní vrstvy. Naopak v oblasti hypolimnia dochází k rozkladu těchto látek až na jednoduché minerální látky. Zde mluvíme o vrstvě trofolitické.[11]

2.4 MECHANICKÉ PŘEDČIŠTĚNÍ POVRCHOVÉ VODY

Mechanické předčištění surové vody spočívá v odstranění hrubých nečistot před samotnou úpravou. Tyto hrubé částice by mohly při úpravě způsobovat problémy, zejména by mohlo dojít k poškození čerpadel, ucpání potrubí atd.

2.4.1 Česle

Hrubé česle umožňují zachycení hrubých plovoucích a nesených nečistot, větví, listí, ledových ker či kmenů stromů. Česle tvoří svislé česlice o sklonu 60 - 75°, které jsou většinou opřeny o betonový žlab. Světlost mezi hrubými česlemi bývá 20 až 150 mm. Světlost jemných česlí se většinou pohybuje od 2 do 20 mm. Odstraňování shrabků z česlí se provádí ručně, nebo strojně.[8,9,12]

2.4.2 Síta

Slouží k zachycení jemných nečistot z vody a mohou nahradit jemné česle. Síta mohou být navržena jako bubnová síta, pásová síta nebo jako mikrosíta. Velikost ok bývá 10 – 60 mm a jejich účinnost se pohybuje od 30 do 60 %.[8,9,12]

2.4.3 Lapáky písku

Lapáky písku se využívají zejména při úpravě vody odebírané z toků. Jejich cílem je zachytávat částice sunuté nebo unášené po dně. Jejich činnost je založena na principu snížení rychlosti vody nebo změně směru proudění. Pohybující se zrna o velikosti 0,1 až 0,25 mm poté klesnou ke dnu, kde jsou zachycena. Lapáky písku mohou být zhotoveny jako vertikální nebo horizontální.[8,12]

2.5 TVORBA SUSPENZE (ČIŘENÍ)

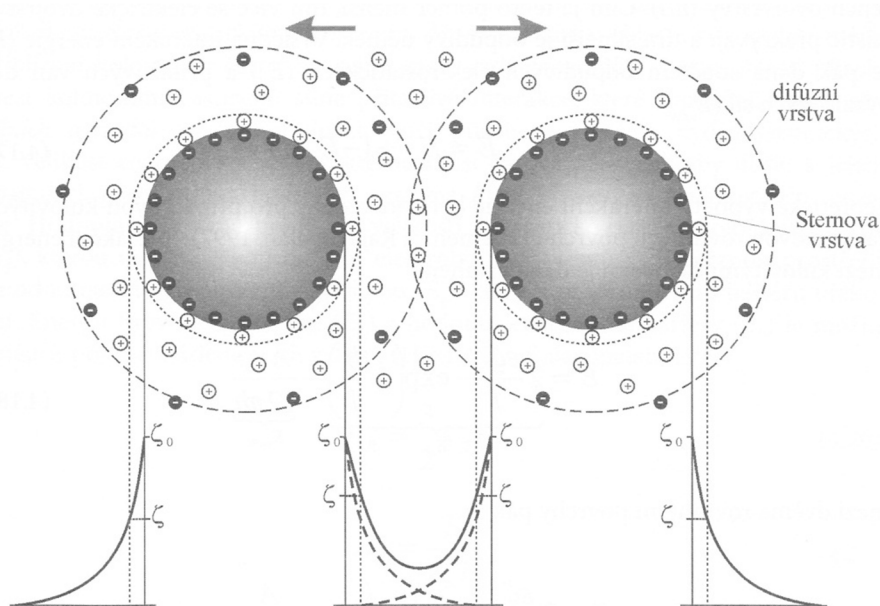
Cílem úpravy vody je odstraňování nežádoucích látek přítomných ve vodě. V přírodních vodách se vyskytuje celá řada nežádoucích látek různých vlastností a složení. Množství a charakter těchto látek není závislé pouze na typu vodního zdroje, charakteru povodí či klimatických poměrech, ale také např. na ročním období. Nežádoucí příměsi lze rozdělit podle mnoha parametrů, dle chemického složení, původu, náboje, charakteru povrchu částic atd. Téměř nejvýznamnější charakteristikou z hlediska technologie úpravy vody je stupeň disperzity částic. Dle tohoto kritéria můžeme částice roztrždit na analyticky disperzní, což jsou částice s průměrem menším než 10^{-8} m, koloidně disperzní (koloidy), které dosahují velikostí od 10^{-6} až 10^{-8} m, a na hrubě disperzní, jež jsou větší než 10^{-6} m. Hrubé disperze jsou kineticky nestálé, podléhají prosté sedimentaci, a proto je lze z vody mechanicky odstranit. Koloidní a analytické disperze jsou kineticky i agregátně stálé, a proto je nelze z vody odstranit sedimentací. K odstranění těchto látek je potřeba využít více či méně chemických procesů, které způsobí jejich destabilizaci, a poté je možné je snadněji odstranit.[13,14]

2.5.1 Agregátní stabilita koloidů

Agregátní stabilita je schopnost disperzního systému si udržet stupeň své disperzity, a tím odolávat vzájemnému spojování částic a tvorbě větších kineticky stálých agregátů. Velikost agregátní stability je určena silami, které působí mezi koloidními částicemi při jejich srážkách. Pokud převažují odpudivé síly nad přitažlivými, nedojde k agregaci částic a systém zůstane v dispergovaném stavu. Pokud jsou větší síly přitažlivé než síly odpudivé, dojde k destabilizaci systému a částice se začnou shlukovat ve větší celky. Existuje celá řada přitažlivých a odpudivých sil, které působí mezi částicemi. Mezi nejčastější interakce, které ovlivňují stabilitu koloidů, patří stabilizace elektrickou dvojrůstvou, stabilizace hydratačním obalem a sférická stabilizace.[13,15]

Stabilizace elektrickou dvojrůstvou

Jedním z hlavních důvodů stability hydrofobních částic koloidů je tzv. elektrická dvojrůstva. Tvorba této dvojrůstvy je způsobena povrchovým nábojem koloidních částic a její vlastnosti nejlépe popisuje Sternův model. Podle něj jsou k nabitému povrchu částic přitahovány elektrostatickými silami ionty s opačným znaménkem. Vrstva protiiontů, která přiléhá těsně k povrchu, tzv. Sternova vrstva, vytváří spolu s nabitým povrchem částice celistvou vnitřní vrstvu. Ve větší vzdálenosti od částice, vně Sternovy vrstvy, vzniká další tzv. difuzní vrstva, která je tvořena ionty, jejichž pohyb je ovlivněn elektrostatickými silami a náhodným tepelným pohybem. Ionty, které jsou uvnitř Sternovy vrstvy, se mohou pohybovat s koloidní částicí, kdežto pohyb iontů tvořící vnější difuzní vrstvu je nezávislý na jejím pohybu. Oblast mezi Sternovou a difuzní vrstvou se nazývá pohybové rozhraní a vykazuje tzv. elektrokinetický neboli ζ -potenciál. Při vzájemném kontaktu stabilizovaných koloidů na určitou vzdálenost dochází k prostupu obou dvojrůstev a vzájemné výměně protiiontů. To způsobuje zvětšení termodynamického potenciálu a mezi koloidními částicemi vznikají odpudivé síly, které nedovolují jejich vzájemné spojování a vznik větších agregátů. Koloidní částice jsou tedy před koagulací chráněny nábojem, který mají na svém povrchu. Elektrokinetický potenciál se běžně pohybuje v rozmezí od 50 do 100 mV. S rostoucí koncentrací elektrolitu klesá hodnota elektrokinetického potenciálu, čímž také klesá stabilita koloidu. ζ -potenciál může dosahovat až záporných hodnot. K destabilizaci mohou přispět ionty, které jsou opačně nabity než vnitřní část dvojrůstvy. Při snížení elektrokinetického potenciálu na kritickou hodnotu (30 mV) dochází k zeslabení elektrokinetických sil, což může vést ke koagulaci. Koagulaci koloidních částic stabilizovaných elektrickou dvojrůstvou pomocí elektrolitu s opačným nábojem popisuje DLVO teorie. Tato teorie je založena na vzájemném působení přitažlivých van der Waalsových a odpudivých elektrostatických sil.[13,15,16]



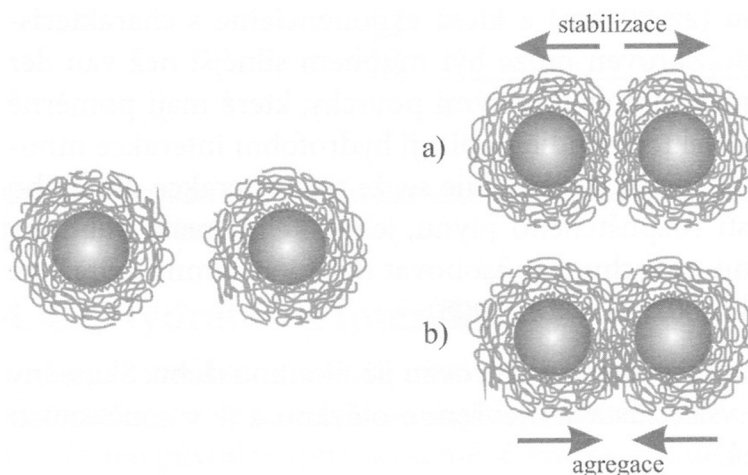
Obr. 2.5.1 Stabilizace elektrickou dvojrstvou.[13]

Stabilizace hydratačním obalem

Stabilizace hydratačním obalem se projevuje zejména u hydrofilních koloidů. Náboj se u hydrofilních koloidních disperzí tvoří zejména disociací funkčních skupin v organické molekule a poté jejich rozložením podél řetězce molekuly. Mezi tyto skupiny patří např. hydroxy-, karboxy-, sulfo-, fosfo-, amino skupiny a jejich výskyt na povrchu organických sloučenin zapříčiňuje prostorovou orientaci dipólů molekul vody a kolem organické molekuly vzniká prostorově orientovaný hydratační obal, který zabraňuje spojování molekul, protože se molekuly vzájemně odpuzují. Hydrofilní a hydrofobní koloidní látky mají v přírodních vodách stejný náboj, a proto není možné jejich vzájemné spojování do větších celků. Odstranit je lze pouze utlumením jejich stabilizujících mechanismů.[15]

Sférická stabilizace

Sférická stabilizace vzniká díky neiontovým polymerům, které dokáží dostatečně silně adsorbovat na površích koloidních částic, přičemž jsou rozpustné v disperzním prostředí. Adsorbované polymery mohou do sebe navzájem pronikat, nebo může dojít k jejich stlačování bez vzájemného kontaktu. To záleží na přitažlivosti polymeru k rozpouštědлу. V přívětivých rozpouštědlech vznikají styky mezi částmi polymerů a molekulami rozpouštědla, přičemž nedochází ke vzájemnému pronikání makromolekul a vzniká odpor proti stlačování a je zabráněno koagulaci. Tento jev je označován jako sférická stabilizace (obr. 2.5.2a). V nepřívětivém rozpouštědle dochází ke styku mezi částmi makromolekul a jejich vrstvy do sebe samovolně pronikají a může docházet ke koagulaci (2.5.2b).[13,16]



Obr. 2.5.2 Kontakt dvou koloidních částic v a) „přívětivém“ a v b) „nepřívětivém“ rozpouštědle.[13]

2.5.2 Destabilizace a agregace příměsí

Průběh tvorby separace zahrnuje dva různé procesy - destabilizaci příměsí, které ve vodě tvoří znečištění, a agregaci destabilizovaných částic ve větší separovatelné celky. Destabilizace a následná agregace je v literatuře často nesprávně označována jako koagulace. V terminologii úpravy vody znamená koagulace proces destabilizace koloidních částic a proces tvorby agregátů je označován jako flokulace.[13]

Destabilizace

Aby se mohly koloidní částice shlukovat ve větší celky, je potřeba odstranit nebo alespoň do určité míry snížit bariéru, jež mezi těmito částicemi existuje a která zabráňuje jejich vzájemné agregaci. Ke spojování částic „násilným“ překonáním energetické bariéry, kdy je koloidním částicím udělena taková kinetická energie, při které částice tuto bariéru protrhne, dochází jen v mimořádných situacích. Ke shlukování částic může dojít působením celé řady sil: van der Waalsovy síly, hydrofobní efekt, polymerní můstky. Naopak proti nim může působit celá řada sil, které agregaci brání: elektrická dvojvrstva, sférická interakce, hydratace. Vznik suspenze je podmíněn převahou sil přitažlivých nad odpuzivými. Teprve poté se mohou částice spojovat.

Destabilizace koloidů může proběhnout několika způsoby dle typu použitého činidla a vlastností znečišťujících látek. Nejvýznamnější mechanismus spočívá v potlačení povrchového náboje adsorbci za současného snížení povrchového náboje. Na povrchu koloidní částice se specificky adsorbují ionty opačného znaménka, které způsobí neutralizaci náboje částic, a poté může dojít k jejich vzájemným kontaktům. Protože adsorbce probíhá při stechiometrických poměrech, je tato teorie nazývána jako chemická nebo stechiometrická. Ve vodárenství jsou jako specificky adsorbovatelné ionty používány ionty hydroxopolymerů, které vznikají při hydrolýze železitých a hlinitých sloučenin.[13,14]

Faktory ovlivňující průběh destabilizace

Průběh procesu destabilizace je velmi složitý a ovlivnitelný mnoha faktory. Dopad jednotlivých faktorů je komplexní.

Mezi faktory nejvíce ovlivňující destabilizaci jednoznačně patří pH a s ním spojená kyselinová neutralizační kapacita. Změna pH se projevuje dvojím způsobem. Jednak ovlivňuje velikost náboje a znaménko částic a jejich strukturu, jednak má vliv na druh převažujícího hydroxopolymeru, který je charakterizován sorpčními schopnostmi a velikostí

náboje. Ovlivňování velikosti náboje a struktury částic se projevuje zejména u částic organického charakteru, které jsou tvořeny makromolekulárními látkami. Změna pH může způsobit přechod jejich struktury od makromolekulárního klubka až po rozvinutý řetězec, čímž se výrazně zvětší povrch částice a její prostorové zaujetí. Sorbční schopnost prostorově rozvinuté částice je větší než u částice tvořící klubko. Jelikož jsou náboje hydroxopolymeru a koloidní částice dány hodnotou pH, je potřeba, aby destabilizace probíhala při takovém pH, při kterém bude mít hydroxopolymer co největší náboj a tvar koloidů umožní co nejlepší adsorpci. Takovou hodnotu pH je možné nazvat jako optimální.

S hodnotou pH souvisí také hodnota kyselinové neutralizační kapacity (KNK). Protože se při hydrolyze uvolňuje kyselina, tak s rostoucí koncentrací destabilizačního činidla KNK klesá. Při vysokém pH a KNK je pro získání optimálního pH potřeba neúměrně velkých dávek destabilizačního činidla. A pokud jsou pH a KNK nízké, optimální hodnoty pH téměř nelze dosáhnout. V těchto situacích se musí voda předupravit přidávkem kyseliny nebo hydroxidu. [4]

Na destabilizaci má vliv také přítomnost iontů obsažených v upravované vodě. Vliv jedno a dvoumocných kationtů (Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , atd.) je celkem nepatrný, kdežto vliv aniontů je výraznější. Vysoké koncentrace Cl^- , SO_4^- , HCO_3^- , CO_3^- , PO_4^{3-} způsobují většinou posun oblasti optimálních dávek směrem ke kyselé oblasti pH a snížení velikosti optimální dávky destabilizačního činidla. Dá se říci, že čím vyšší oxidační číslo aniontů, tím je tento vliv výraznější. Pro destabilizaci upravované vody, která obsahuje vyšší koncentrace iontů, je lepší použít soli železa, kdežto pro vody s nižší koncentrací je lepší aplikovat hlinité soli. [15]

Na průběh destabilizace má vliv také teplota. S narůstající teplotou rostou i rychlosti hydrolytických reakcí, čímž dochází pravděpodobně k rychlejší a účinnější destabilizaci. Již dlouho je známé, že teplota ovlivňuje viskozitu vody, ale také optimální reakční pH, které se s klesající teplotou snižuje. Při teplotách vyšších než 25 °C a při teplotách velmi nízkých je nutná vyšší dávka destabilizačního činidla. [13,15]

Agregace

Částice, které prošly procesem destabilizace, získávají schopnost adheze. Adheze se může projevovat vzájemnou přilnavostí částic nebo také přilnavostí na povrchy jiných materiálů. Částice se spojují ve větší celky, což je proces agregace. Účinnost agregace, respektive počet „účinných srážek“ částic, lze vyjádřit tzv. koeficientem účinnosti srážek α . Tento koeficient říká, kolik srážek z celkového počtu vede k agregaci. Je to poměr celkového počtu srážek ku počtu srážek končících agregací. Pokud je α rovna 1, každá srážka končí agregací, pokud je roven 0, agregace neprobíhá vůbec.

Vzájemné kontakty částic jsou způsobeny pohybem, jehož mechanismus je dvojitý. Podle tohoto mechanismu můžeme agregaci rozdělit na perikinetickou a ortokinetickou. [4]

Při perikinetické agregaci se částice pohybují neuspořádaným pohybem, který je způsoben teplem. Tento účinek můžeme přímo pozorovat jako Brownův (difuzní) pohyb. Srážky částic vlivem neuspořádaného pohybu vedou ke vzniku primárních částic, jejichž spojením vznikají částice sekundární terciální, kvarterní atd. Tento typ agregace lze v praxi pozorovat pouze u velmi malých částic, většinou menších než 1 μm , což je způsobeno tím, že pokles počtu částic během agregace zapříčiňuje snížení rychlosti srážek. Perikinetická agregace proto nevede k tvorbě dostatečně velkých agregátů, a proto se při úpravě vody rychlost tvorby agregátů zvyšuje pohybem kapaliny a tedy i částic v ní.

Při ortokinetické agregaci se uplatňují jiné mechanismy vedoucí k pohybu částic a podle nich ji můžeme rozdělit na vertikální a horizontální. Vertikální agregace je způsobena gravitační

silou, která působí na částice ve vodě. Protože na větší částice působí větší gravitační síla, sedimentují rychleji, dohánějí menší sedimentující částice, dochází k jejich vzájemnému kontaktu a k následné agregaci. Při míchání nebo proudění upravované vody je suspenze vystavena smykovému napětí, přičemž má pohyb částic významný vliv na rychlost jejich srážek. Agregace způsobena těmito podmínkami se nazývá ortokinetická. Rychlost shlukování částic při ortokinetické agregaci nemá tak klesající tendenci jako u agregace perikinetické, což je způsobeno zvyšujícím se rychlostním koeficientem při poklesu počtu částic.[4,13,15]

Při míchání je důležité, aby došlo v celém objemu k rovnoměrnému rozmíchání. V oblastech, kde je malá agregační rychlost, se sice tvoří agregáty, ty jsou ale velmi křehké a při přechodu do oblasti s vyšší intenzitou dochází k jejich roztržení. Tvorba vloček je tedy proces, jehož úspěch je závislý na neustálé agregaci a rozbíjení, což je ovlivněno dynamikou míchání. Rozbíjení agregátů záleží na poměru mezi tečnými silami, které jej způsobují, a silami adhezními, které působí proti němu.[13]

Velký význam při vločkování má pojem střední gradient rychlosti G , který charakterizuje dynamiku míchání. S rostoucím rychlostním gradientem vzrůstá rychlost koagulace a klesá počet částic v upravované vodě. Při překročení tohoto gradientu dochází k destrukci už vytvořených vloček. Proto je třeba nejen znát vhodné hodnoty rychlostního gradientu pro danou suspenzi, ale především ho v průběhu vločkování udržovat. U pomalého míchání dosahuje gradient rychlosti hodnot od 20 do 75 s^{-1} . Jeho stanovením se zabývala celá řada studií, asi nejznámější je vztah dle Campa a Steina:

$$G = \sqrt{\frac{P}{\mu \cdot V}} \quad (2.5.1)$$

kde G ... střední gradient rychlosti [s^{-1}]
 P ... výkon míchadla [$J \cdot s^{-1}$]
 μ ... dynamická viskozita [$Pa \cdot s$]
 V ... objem určen pro vločkování [m^3]

Na základě pokusů definoval Camp vztah mezi rychlostním gradientem a dobou průběhu agregace.

$$Ca = G \cdot t \quad (2.5.2)$$

kde Ca ... Campovo číslo [-]
 G ... střední gradient rychlosti [s^{-1}]
 t ... doba zdržení [s]

Tvoří-li vločkovací zařízení několik postupně protékaných částí s odlišnými G_i a různými dobami zdržení t_i , pak můžeme Campovo číslo vyjádřit následovně:

$$Ca = \sum_{i=1}^n G_i \cdot t_i \quad (2.5.3)$$

Z experimentálně stanovených optimálních hodnot Campových čísel lze pro danou suspenzi určit potřebnou intenzitu i dobu míchání. Studium Campových čísel pro optimální koagulaci se zabývala celá řada autorů. Například Souček uvádí jako optimum 55 000 pro hlinité soli a 130 000 pro úpravu železitými solemi. Přesnější hodnoty optimálních Campových čísel, které uvádí Moravec, jsou zobrazeny v tabulce 2.5.1.[7,8,17,18]

Tab. 2.5.1 Hodnoty optimálních Campových čísel dle Moravce.[7]

Proces	Ca
koagulace hlinitými solemi - sedimentace (při pH 5 až 6)	40 000
koagulace železitými solemi - sedimentace (při pH 4,2 až 5,5)	100 000
koagulace železitými solemi - vločkový mrak (při pH 4,2 až 5,5)	25 000
koagulační filtrace hlinitými solemi	20 000
koagulační filtrace železitými solemi	70 000
koagulace ve vločkovém mraku filtrace (organický polykoagulant)	300 000

Gradient rychlosti, jenž při určitých hodnotách přitažlivých sil ještě umožňuje agregaci kolidujících částic, se nazývá kritický G_{kr} . Určitému gradientu rychlosti odpovídá určitá mezní hodnota velikosti agregátů. Pokud je gradient rychlosti menší než kritický gradient, dochází k růstu částic. Pokud je ovšem gradient rychlosti větší než kritický gradient, nedochází k růstu, ale k rozpadu již vzniklých agregátů. Agregace i rozbíjení působí současně a jejich vzájemný poměr určuje účinnost celého procesu vločkování. Poměr velikostí adhezních a tečných sil nemá vliv pouze na velikosti vznikajících agregátů, ale také na uspořádání částic a na hustotu směsi.[13]

V agregujícím systému je možno odlišovat čtyři typy částic.

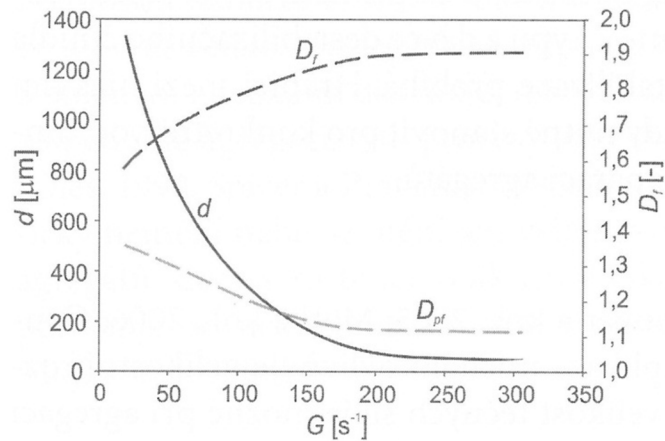
Tab. 2.5.2 Typy částic v agregujícím systému.[14,15]

typ částice	charakterické vlastnosti	struktura	velikost v m
Neagregované částice (NEA)	Jednotlivé nedestabilizované i destabilizované neagregované částice příměsí a částice destabilizačního činidla.	Jednotlivé částice.	$d < 10^{-6}$
Primární agregáty (PŘI)	Částice tvořené agregací destabilizovaných částic. Svou velikostí leží na hranici mezo perikinetickým a ortokinetickým pohybem a na jejich pohyb proto působí oba mechanismy. Podle velikosti jsou více či méně kineticky nestabilní. Systém, který je obsahuje, se projevuje opalescencí, protože Ohýbají procházející paprsek.	Jejich struktura je celkem kompaktní. Hustota není příliš odlišná od hustoty částic příměsí.	$10^{-6} < d < 10^{-4}$
Mikroagregáty (MI)	Vznikají spojováním primárních agregátů. Pohybují se pouze ortokinetickými mechanismy, jsou kineticky nestálé. Vytváří zákal, protože se od nich odráží světelný paprsek.	Volnější struktura než u primární agregáty. Nižší hustota.	$10^{-4} < d < 10^{-3}$
Makroagregáty (MA)	Tvoří se spojováním mikroagregátů. Kineticky nestálé. Způsobují zákal.	Volná, neuspořádaná, hustota blízká hustotě prostředí.	$d > 10^{-3}$

Faktory ovlivňující průběh agregace

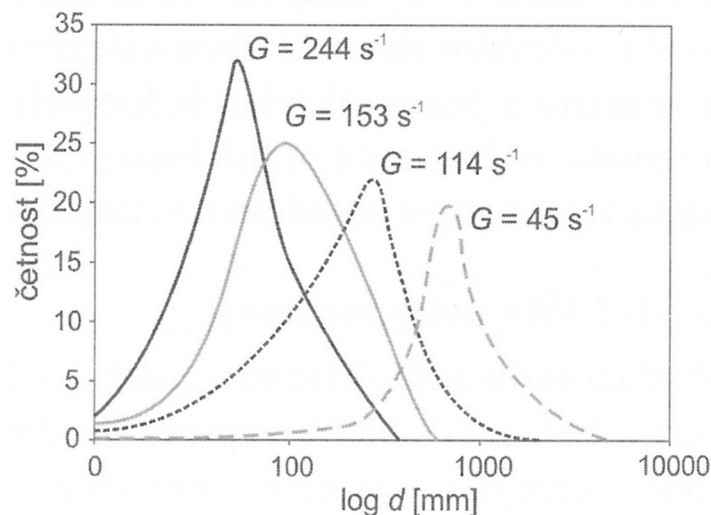
Vlastnosti vznikajících agregátů, jako jsou velikost, tvar, objem, struktura, hustota atd., jsou ovlivňovány zejména intenzitou a dobou míchání, ale také rozložením tečných sil.

Vliv intenzity míchání je znázorněn na obrázku 2.5.3. Se zvyšujícím se gradientem rychlosti klesá velikost agregátů. Pokud nabývá gradient rychlosti hodnot menších než 100 s^{-1} , je snižování velikosti agregátů velmi strmé. Při těchto gradientech se tvoří agregáty náchylné k rozbíjení. S malým nárůstem gradientu rychlosti dochází k velkému poklesu velikosti agregátů. Při míchání, kdy gradient rychlosti dosahuje hodnot vyšších než 100 s^{-1} , je pokles velikosti agregátů pozvolný, což je způsobeno vysokou odolností agregátů vůči tečným silám.[13]



Obr. 2.5.3 Závislost velikosti (d), struktury (D_f) a tvaru agregátů (D_{pf}) na rychlostním gradientu G . [13]

Obrázek 2.5.4 zobrazuje rozdělení velikostí agregátů při různých gradientech rychlosti. S rostoucí velikostí tečných sil dochází k homogenizaci velikostí tvořených agregátů a v oblastech s vysokými gradienty jsou velikosti skoro totožné. [13]

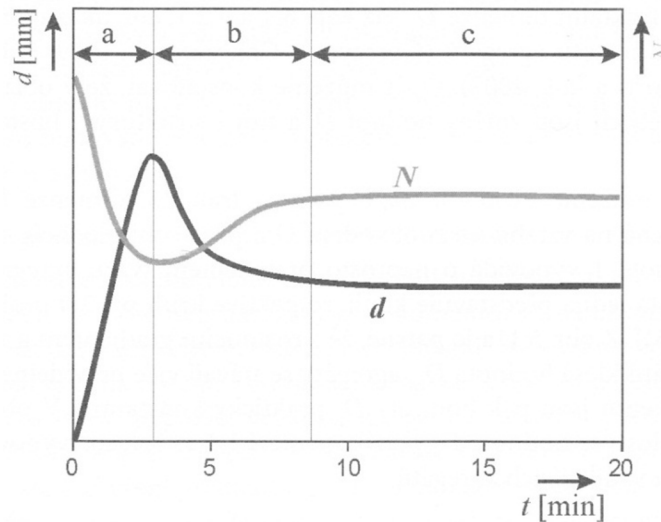


Obr. 2.5.4 Závislost velikostní distribuce agregátů na rychlostním gradientu G . [13]

Rozdíly mezi nízkými a vysokými gradienty rychlosti mají vliv také na strukturu, hustotu a tvar agregátů. S rostoucími tečnými silami se tvoří agregáty s kompaktnější strukturou a vyšší hustotou. Se zmenšujícími se velikostmi agregátů hustota roste. Z obrázku 4 lze vyčíst, že s rostoucím gradientem a zmenšující se velikostí agregátů se agregáty stávají více pravidelnými. [13]

Znalosti o měnících se vlastnostech agregátů při různých gradientech míchání mají zásadní vliv na jejich pozdější separaci, kterou lze režimem rychlého a pomalého míchání značně ovlivnit. Přejít mezi rychlým a pomalým mícháním není pevně stanoven a neexistuje univerzální hodnota, která tyto dva typy míchání odděluje. Tuto hranici je tedy nutno vždy stanovit individuálně pro konkrétní úpravnu vody s přihlédnutím na následující separaci. [4,13]

Doba míchání má vliv na velikost agregátů. Při agregaci můžeme pozorovat tři hlavní fáze vývoje velikostního rozdělení agregátů. Na obrázku 2.5.5, lze vidět, že změna velikosti agregátů je přitom doprovázena změnou jejich počtu.



Obr. 2.5.5 Fáze tvorby velikostí (d) a počtu (N) tvořených agregátů. a) fáze růstu agregátů, b) fáze rozbíjení agregátů, c) fáze velikostní homogenizace.[13]

Na počátku agregace (fáze růstu) dochází k velkému nárůstu velikostí agregátů, který je doprovázen snížením počtu agregátů v upravované vodě. Druhá fáze (fáze rozbíjení agregátů) je doprovázena poklesem velikostí agregátů, přičemž opět dochází k nárůstu počtu agregátů. Při této fázi převažuje degradace agregátů nad jejich tvorbou. Po určité době míchání dojde k stabilizaci velikosti agregátů (fáze velikostní homogenizace). I v této fázi dochází k rozbíjení a opětovné agregaci, ale ani jeden z těchto procesů nepřevažuje, a tudíž se již velikost agregátů výrazněji nemění. Čas, který je potřebný k stabilizaci velikostí agregátů, klesá s rostoucím gradientem rychlosti a většinou se jedná o málo několik jednotek až desítek minut.[13]

2.5.3 Chemická činidla

Běžný úpravárenský proces je většinou spojen s dávkováním činidel pro předúpravu, destabilizačních činidel nebo pomocných agregačních činidel. Jako první jsou dávkována činidla pro předúpravu, která tvoří optimální podmínky pro následnou destabilizaci. Po homogenizaci těchto činidel jsou dávkována činidla destabilizační. Aplikace pomocných činidel je závislá na vlastnostech upravované vody a použité technologii. Dávka činidel musí být snadno nastavitelná, plynulá a dobře měřitelná. Špatné dávkování ovlivňuje celkový průběh technologického procesu úpravy vody.[4]

Činidla, která se používají k úpravě vody, můžeme zjednodušeně rozdělit na hydrolyzující soli kovů a polymery. K destabilizaci znečišťujících látek, tedy k potlačení odpudivých sil, se nejčastěji používají hydrolyzující soli kovů, kdežto polymery se nejčastěji aplikují jako pomocná agregační činidla.[13]

Hydrolyzující činidla

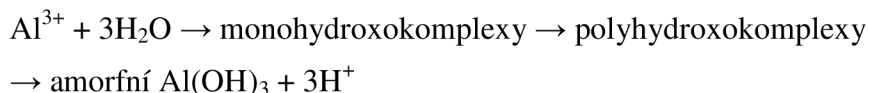
Jako destabilizační činidla se nejčastěji používají soli železa a hliníku. Hydrolyza těchto činidel závisí na iontové síle, teplotě, pH vody a dávce daného činidla. Vyšší hodnota pH způsobuje rychlejší hydrolyzu solí hliníku a železa. Tyto reakce probíhají také zpětně. Hydrolyza hliníkových a železových solí probíhá podle následující obecné rovnice:



kde je Me kationt dávávané soli (Al nebo Fe) a A je aniont této soli. V iontové podobě vypadá rovnice následovně:



Na další rovnici je zobrazena hydrolyza hlinitých solí.



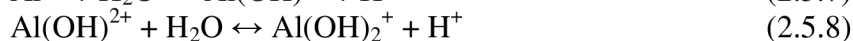
Podobně za postupného vzniku monohydroxokomplexů, polyhydroxokomplexů a hydratovaného oxidu železitého probíhá i hydrolyza iontů železa.

Na příkladu síranu hlinitého můžeme pozorovat průběh reakcí, které proběhnou po nadávkování této soli do upravované vody.

Po rozpouštění soli dojde nejprve k její disociaci.



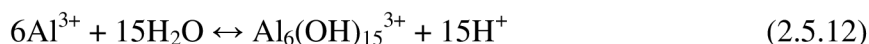
po níž následují dílčí hydrolytické reakce:



v zásadité oblasti se potom tvoří hlinitan:



Při nízké hodnotě pH probíhají také následující reakce, při nichž se tvoří polynukleární komplexy.



Při hydrolyze vznikají vodíkové ionty. Ty jsou poté neutralizovány ve vodě hydrogenuhličitanem:



Rozklad hydrogenuhličitanových iontů je doprovázen snižováním pH a kyselinové neutralizační kapacity, což způsobuje zpomalení nebo úplné zastavení hydrolytických reakcí. V tomto případě je nutné pH udržovat v optimální hodnotě dávkováním alkalizačního činidla.[13]

Síran železnatý $\text{FeSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ – tento koagulant se získává jako odpadní produkt ve formě moučky. Při jeho aplikaci vznikají vločky nejčastěji při pH 6 – 8. Při kontaktu s vodou vzniká hydroxid železnatý Fe(OH)_3 , který již netvoří vločky, a proto je doprovázen chlorem, vzdušným kyslíkem nebo jiným oxidačním činidlem. Je vhodné kombinovat síran hlinitý a síran železnatý oxidovaný chlorem, přičemž se dosahuje až o 18 % lepších výsledků, než kdyby byla tato činidla použita samostatně.

Síran hlinitý $\text{Al}(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ – jedná se o nejdéle používaný koagulant, který se vyrábí z bauxitu. Používá se v několika variacích, které se od sebe liší skupenstvím, vzhledem a dalšími vlastnostmi.

Chlorid železitý $FeCl_3 \cdot 6H_2O$ – Chlorid železitý má vzhled amorfni žlutohnědé hmoty. Na vzduchu je nestálý, je dobře rozpustný ve vodě. Pokud je dodáván ve formě prášku, musí být vzduchotěsně zabalen. Dávkuje se jako roztok. Při jeho manipulaci s ním hrozí poleptání pokožky.

Hlinitan sodný $Na_3Al_3O_3$ – vzhledem ke své vysoké ceně se nepoužívá moc často. Jeho aplikace je vhodná zejména pro úpravu studené vody při dvoustupňovém dávkování společně se síranem sodným.[12]

Polymery

Do upravované vody se mohou polymery dávkovat jako destabilizační nebo pomocná agregační činidla.

Aktivovaná kyselina křemičitá – jako pomocný koagulant se používá již od třicátých let minulého století. Vzniká neutralizací roztoku vodního skla kyselinou sírovou, oxidem uhličitým, kyselinou chlorovodíkovou, chlorem, síranem hlinitým, chloridem železitým, fluorokřemičitanem sodným nebo síranem amonným. Kyselina křemičitá adsorbuje křemičité ionty a vytváří tak sol, který má záporný náboj a neutralizuje opačný náboj hydroxidu železitého nebo hydroxidu hlinitého. Tento proces urychluje vylučování srážedla. Při nadávkování kyseliny křemičité rostou van der Waalovy přitažlivé síly mezi částicemi a roste jejich sedimentační rychlost. Z kyseliny křemičité a části koagulantu se také mohou tvořit polymerní ionty. Vznikají tak agregáty, jejichž primární částice jsou přitahovány většími silami než v agregátech bez kyseliny křemičité. Aplikací kyseliny křemičité lze tedy dosáhnout vzestupné rychlosti ve vločkovém mraku nebo zvýšení rychlosti sedimentace. Tato látka je vhodná zejména pro studené vody s malým obsahem suspendovaných látek.[7]

Polyelektrolyty - jsou to látky s vysokou molekulovou hmotností 30 000 – 100 000. Podle původní suroviny, ze které se vyrábí, je můžeme rozdělit na přírodní polyelektrolyty a syntetické polyelektrolyty.[12]

Škrob – nejdříve byl používán jako flokulant a poté byla jeho účinnost navyšována různými chemickými úpravami, které spočívají v kyselé nebo alkalické hydrolyze nebo v oxidaci. Původ škrobů se liší, jedná se o škrob bramborový, kukuřičný, marantový, jamový atd. V závislosti na výrobě mohou být neiontové, kationtové i aniontové. Škroby se obvykle využívají jako pomocná agregační činidla.[15,18]

Přírodní gummy – jejich celá řada, např. arabská, karaya, tragant, guar. Většinou se jedná o výpotky stromů, které se na vzduchu změň na pevné, polotransparenční hmoty. V podstatě se jedná o polymerní sacharidy, jejichž molekula obsahuje střídající se jednotky hexos, pentos a kyseliny močové.[18]

Algináty – jedná se o produkty zelených řas, jejichž podstatou je kyselina alginová, polysacharid s podobnou strukturou jako celulóza. Volná kyselina alginová je ve vodě nerozpustná. Její sodná, draselná či amonná sůl ovšem již rozpustná je. Tato látka je používána převážně jako pomocný flokulant.[18]

Chitosan – přírodní polymer, který se připravuje deacetylací chitinu. Chitin je základní stavební jednotka skeletu hmyzu, plžů, koryšů a je také obsažen v buňkách kvasinek a hub. Chitosan je účinný koagulant, který se používá pro odstranění huminových látek z vody a pro snížení zákalu.[19]

Polyakrylamid - jako flokulant byl používán již v roce 1950. Je velmi dobře rozpustný ve vodě. Vyrábí se jako neionogenní amid nebo ve formě svých derivátů a kopolymerů. V průmyslu má široké využití při řešení separačních úkolů. Pro zvýšení jeho flokulační

účinnosti byl polyakrilamid kopolymerován s různými monomery, např. s butadienem, kyselinou akrylovou, styrenem atd.[18]

2.5.4 Míchání

Ihned po nadávkování činidel do upravované vody musí nastat proces míchání. Tento proces má dvě hlavní fáze - míchání homogenizační a agregační.

Homogenizační míchání musí zajistit v co nejkratší době rovnoměrné rozptýlení činidla v celém objemu upravované vody. V literatuře je v mnoha případech homogenizační míchání uváděno jako rychlé míchání. Jedná se ale o dva různé procesy, protože úkolem homogenizačního míchání je pouze smísení vody s činidlem, nikoli tvorba agregátů. Špatná homogenizace činidla má za následek vznik zón s různými koncentracemi této látky, což vede k narušení destabilizace. Čím menší je vzájemný poměr mísených kapalin, tím je homogenizace účinnější. Proto se činidla často dávkuje jako zředěné roztoky.

Při agregačním míchání dochází k vzájemným kontaktům agregujících částic, což vede k tvorbě separovatelné suspenze. Agregační míchání je hlavním článkem mezi tvorbou suspenze a její separací, protože má největší vliv na charakter separovatelné suspenze. Agregační míchání se sestává z rychlého a pomalého míchání.[4]

Ve fázi rychlého míchání dochází k agregaci destabilizovaných částic a vznikají částice primární, popřípadě mikročástice. Rychlé míchání má vliv na strukturu tvořících se agregátů. Rychlé míchání s moc vysokými intenzitami způsobuje rozbíjení agregátů, kdežto míchání s moc nízkými intenzitami způsobuje vznik nevyhovujících agregátů z hlediska fyzikálních vlastností, což vede ke značnému prodloužení agregace. Optimální intenzity a doby míchání jsou v různých literaturách uváděny odlišně. Gradient rychlosti se většinou pohybuje od 200 do 500 s⁻¹ a doby míchání dosahují 30 až 300 s.[4,13]

Po rychlém míchání následuje míchání pomalé, při němž vznikají makroagregáty. Pro pomalé míchání jsou typické nízké hodnoty gradientu 20 – 100 s⁻¹ a delší doby míchání 5 -25 min.[4]

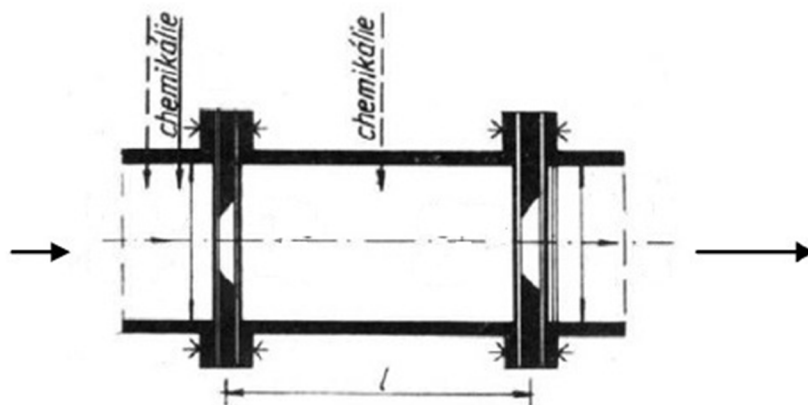
V mnoha úpravách vody je celý proces míchání nastaven špatně. Po homogenizačním míchání často hned následuje pomalé míchání, přičemž rychlé míchání zcela chybí. Při takto sestaveném míchání vznikají velké nepravidelné vločky malé hustoty. Naopak proces sestávající se pouze z homogenizačního a rychlého míchání vede k tvorbě hustých, ale malých agregátů. Proto je třeba navrhnout míchání, které bude zahrnovat všechny tyto tři procesy.[13]

Zařízení pro homogenizační míchání

Zařízení, kterými se zabezpečuje rychlé míchání, jsou v zásadě dvojího druhu, hydraulické a mechanické. Mezi nejčastěji používané hydraulické mísiče patří clony, proudové mísiče, statické mísiče, prstencový vodní skok nebo změna tvaru potrubí. K mechanickému mísení se využívají většinou vertikální mísiče.

Clona

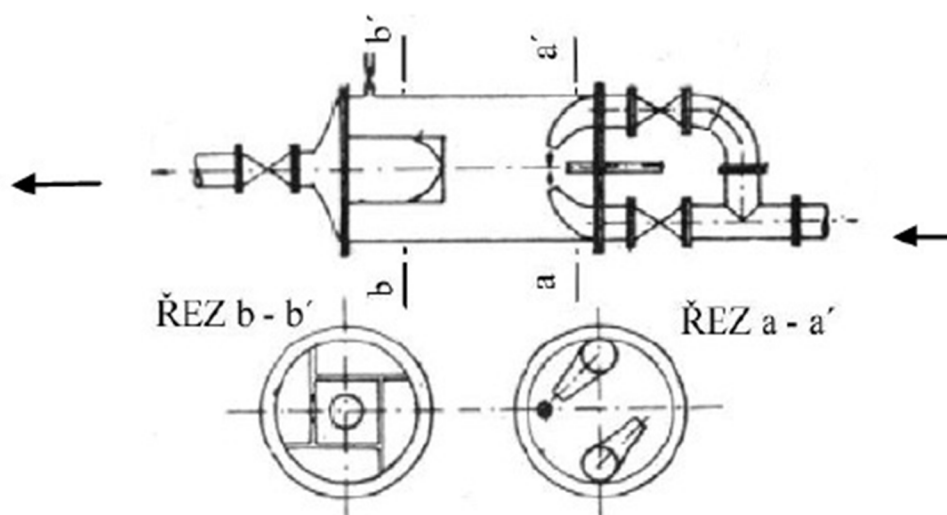
Clona je vhodná zejména při malém množství upravované vody a při malých dávkách chemikálií. Míchání zaručuje tlaková ztráta, která v ní vzniká. Pro lepší promíchání je možné do potrubí instalovat i více clon za sebou, což je ovšem doprovázeno velkou tlakovou ztrátou. Dostatečné promíchání je většinou zajištěno clonou, která vytváří 40 – 50 procentní překryv potrubí. Clony se do tlakového potrubí vkládají ve vzdálenosti 5 až 7 DN od sebe.[8,13]



Obr. 2.5.6 Clona.[8]

Proudový mísič

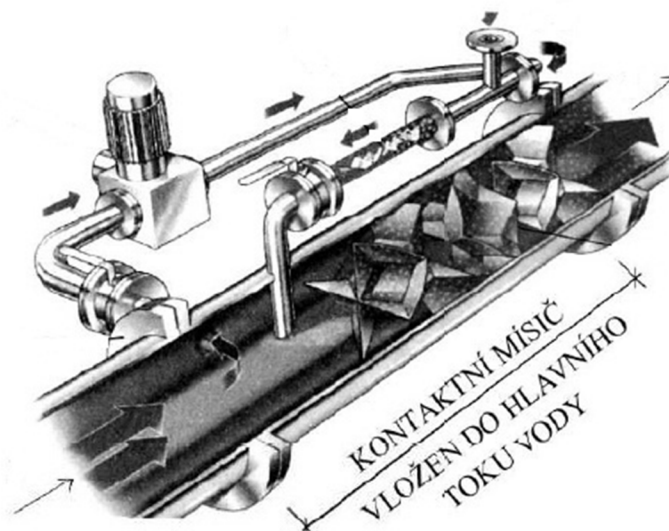
Dá se říci, že proudový mísič je válcová nádoba, do které jednou nebo více tryskami s tangenciálním vtokem přitéká upravovaná voda a do osy mísiče je dávkován koagulant. Na konci proudového mísiče jsou umístěny přepážky, které ruší krouživé proudění a usměrňují průtok vody.[8]



Obr. 2.5.7 Proudový mísič.[8]

Statický mísič

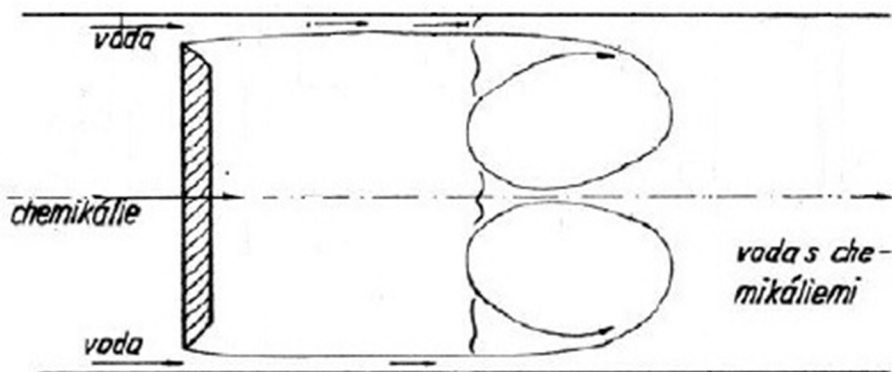
V současné době jedno z nejvíce využívaných zařízení pro homogenizační mísení, protože při poměrně vysoké homogenizaci vznikají malé tlakové ztráty a navíc mají minimální požadavky na údržbu. Podstatou tohoto mísiče jsou mechanické přepážky, jako např. síta, šroubovice, které jsou vloženy do potrubí a které různým způsobem mění proud vody, čímž dochází k homogenizaci nadávkovaných chemikálií turbulentním prouděním.[8,13]



Obr. 2.5.8 Statický mísič.[8]

Prstencový vodní skok

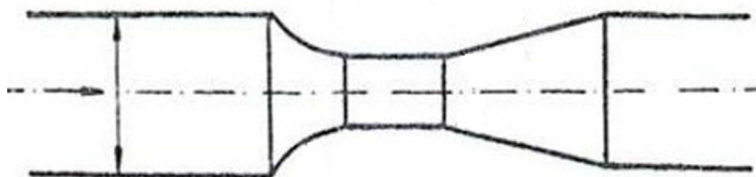
Do potrubí je vložena překážka, které je vodou kolem stěn potrubí obtékána. Za překážkou se voda opět vrací do plného profilu potrubí. Do plného profilu potrubí se voda dostává vodním skokem. Vodní skok vytváří značné turbulence a víry, čímž dochází k homogenizaci chemikálie s upravovanou vodou.[8]



Obr. 2.5.9 Prstencový vodní skok. [8]

Změny tvaru potrubí

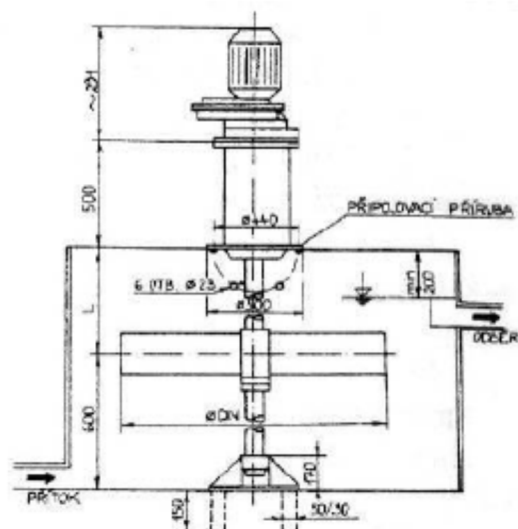
Mezi nejčastější změny tvaru potrubí, které se využívají v praxi, patří ohyb, náhlé rozšíření, náhlé zúžení atd., či jejich kombinace sestávající se z několika takovýchto prvků za sebou. Chemikálie jsou většinou přiváděny těsně před tyto změny potrubí.[13]



Obr. 2.5.10 Zúžení potrubí.[20]

Vertikální mísiče

Vertikální mísiče se obvykle navrhují pro krátké doby zdržení s vyššími gradienty rychlosti. Nádrže mají obvykle kruhový nebo čtvercový půdorys a míchadla jsou většinou lopatková nebo vrtulová. Míchadla jsou poháněna elektromotory. Nevýhodou těchto míchadel je vznik nehomogenních míchaných oblastí.[8]



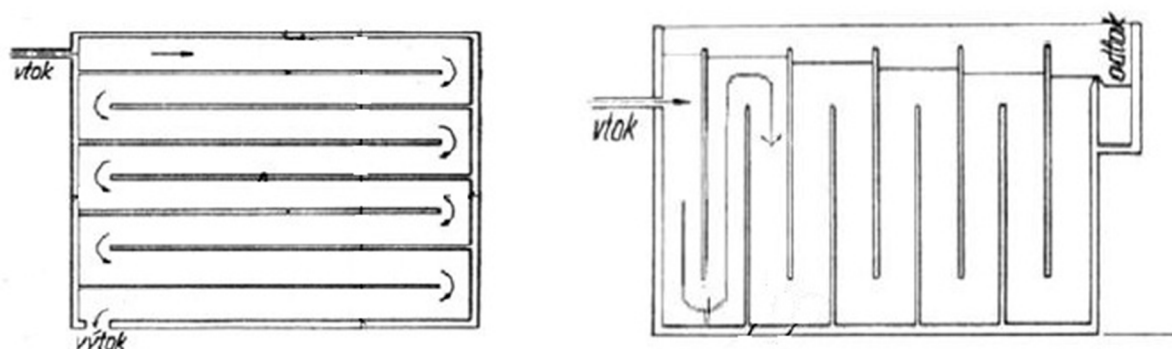
Obr. 2.5.11 Vertikální mísič.[8]

Zařízení pro agregační míchání

Zařízení pro agregační míchání můžeme opět rozdělit na mechanická a hydraulická. K hydraulickým patří žlaby a nádrže s horizontálním průtokem, s vertikálním průtokem, děrované stěny a vertikální vířivé kuželové mísiče. Mechanické míchání je zajišťováno v nádržích pomocí pádlových míchadel nebo hyperboloidními míchacími systémy.[8]

Žlaby a nádrže s horizontálním a vertikálním průtokem

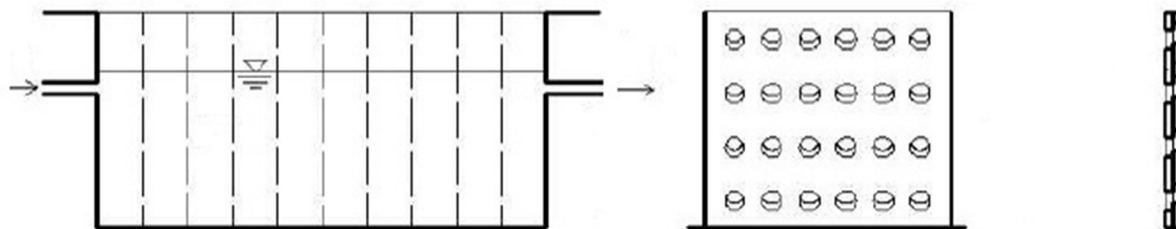
Voda proudí mezi přepážkami, kde dochází ke změně směru toku, a tím dochází k mísení. Změna směru toku je nejčastěji o 180° a v jejím místě je často snížen profil protékané plochy. Rychlost protékající vody se postupně snižuje, čímž se snižují také ztráty.[8]



Obr. 2.5.12 Žlabový přepážkový mísič. Horizontální (vlevo), vertikální (vpravo).[8]

Děrované stěny

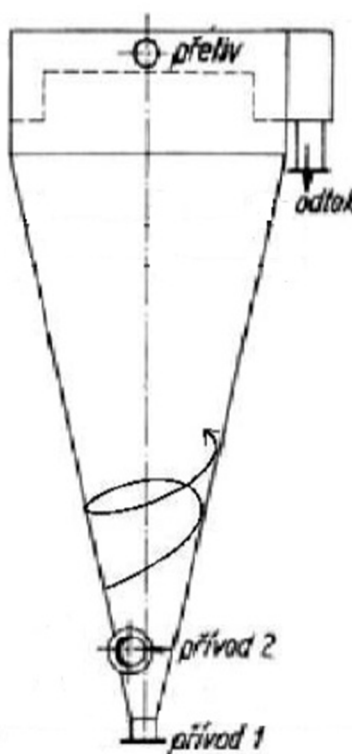
Voda protéká stěnami, které obsahují pravidelné kruhové otvory. Průchodem vody těmito štěrbinami dochází k pomalému promísení. V řadě případů se vyskytuje několik stěn za sebou, kdy rychlost protékající vody opět postupně klesá. V dnešní době existují také stěny s nastavitelnou velikostí otvorů.[8]



Obr. 2.5.13 Nádrž s děrovanými stěnami s nastavitelnými otvory.[8]

Vertikální vířivý kuželový mísič

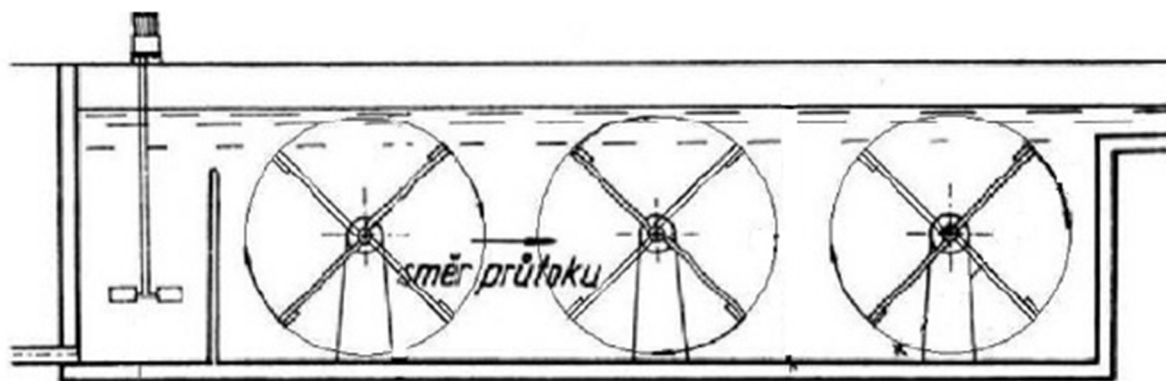
Upravovaná voda je v tomto mísiči promíchávána vířivým proudem a změnou rychlosti průtoku.[12]



Obr. 2.5.14 Vertikální kuželový mísič.[8]

Nádrže s pádlovými míchadly

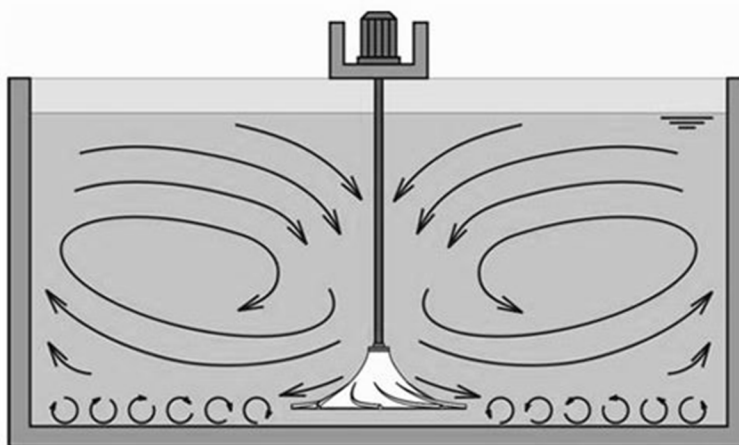
Pádlová míchadla mohou být vertikální, kdy je osa míchání svislá, nebo horizontální, u kterých je osa míchání v horizontální poloze. U horizontálních míchadel může být osa ve směru toku vody (horizontální podélné) nebo je uložena kolmo ke směru průtoku vody (horizontální příčné). Jedna osa nese jedno až tři míchadla a míchadla mohou být také v řadě za sebou. Pohonem míchadel jsou elektromotory většinou s frekvenčními měniči otáček pro snadnou změnu gradientů rychlosti.[8]



Obr. 2.5.15 Horizontální příčné pádlové míchadlo.[8]

Hyperboloidní míchadla

Míchání v nádrži je uskutečněno pomocí hyperboloidního těla míchadla se žebry. Pohon míchadla, který je nad hladinou, je s ním spojen hřídelí. Tento způsob míchání neumožňuje usazování mechanických částic, dokáže je udržet ve vznosu a při mísení vzniká minimální počet mrtvých zón.[8]



Obr. 2.5.16 Nádrž s hyperboloidním míchadlem.[21]

2.5.5 Modelování procesu tvorby suspenze

Modelování je v dnešní době nedílnou součástí řešení úpravárenských problémů. Modelovacích metod je využíváno nejen ve výzkumu a vývoji, ale také při projekčních pracích a při vlastním provozu úpravárenských zařízení. Při modelování srovnáváme vlastnosti modelového objektu se skutečným objektem. Díky modelování můžeme rozmnožit informace o modelovém i skutečném objektu zkoumání, zobecnit získané výsledky a objasnit prvotně ne zcela jasná pozorování. Modelování by nám mělo rychleji a levněji získat řešení určitého problému nebo pomoci získat jeho matematické vyjádření.

Volba modelu závisí na účelu, ke kterému má sloužit. Na různé postupy a použití budou kladeny odlišné požadavky. Model můžeme využít ke kontrole stávajícího úpravárenského procesu, návrhu optimální technologie, technologického zařízení nebo změny technologie nebo, popřípadě při výzkumu procesu, při kterém jsou pozorovány různé cíle. Při modelování hydrodynamických procesů je možné použít podobnosti procesů. Pokud ovšem modelujeme děje fyzikálně chemické, tak je užití pouhé podobnosti často nevhodné. Pro modelování těchto dějů je vhodné vybrat vhodná podobnostní kritéria, která daný proces charakterizují.

Velký význam je třeba klást na podmínky použitelnosti jednotlivých kritérií podobnosti. Nelze porovnávat procesy s odlišným mechanismem. Dále je nutné dodržet podobnou strukturu reagujících látek.[7,22]

Laboratorní koagulační zkouška

Neboli sklenicová optimalizační zkouška či jar test. Tato zkouška umožňuje poměrně snadným způsobem modelovat úpravu vody při různých dávkách destabilizačního činidla, pH, gradientu rychlosti či dávkách pomocného činidla. Ze sklenicové zkoušky je možné zjistit optimální dávky a parametry těchto měněných veličin. Popis této zkoušky bude podrobněji rozebrán v praktické části diplomové práce.

Kontinuální modelové zkoušky

Samostatně laboratorně prováděná sklenicová optimalizační zkouška nám nezajistí přesné adekvátní výsledky, protože u ní není splněna podmínka kontinuálního průtoku zařízení. Nepřesnost této zkoušky plyne také z technicky obtížného umístění většího počtu měrných sond, správného rozmístění odběrných míst atd. Provozní a poloprovozní zkoušky vykazují sice výrazně přesnější výsledky než samostatné laboratorní pokusy, ale na druhou stranu je u nich vyloučena možnost většího experimentování, snadné přestavby zařízení a pracovních úprav, změn místa dávkování chemikálií apod. Tyto zkoušky jsou také značně časově a finančně náročné, což je jeden z důvodů, proč je vhodné nejprve provést kontinuální modelovou zkoušku na zařízení o malém výkonu. Výhoda takových zkoušek je v tom, že umožňují na rozdíl od samostatných laboratorních zkoušek kontinuální provoz, umožňují instalaci potřebných měřících zařízení, opakování kontrolních odběrů bez opakování celého pokusu, snižují náklady. Nároky na konstrukci modelových zařízení jsou dle účelu měření odlišné, proto není možné říct přesný návod jak ho sestavit, a pro každý případ je nutné postupovat individuálně.[7]

Poloprovozní zkoušky

Pokud jsou laboratorní či kontinuální zkoušky nedostačující, musí se provést zkoušky poloprovozní. Jejich nevýhodou je značná časová náročnost potřebná pro přípravu zařízení a samotnou realizaci a zejména finanční náročnost. Proto se k nim přistupuje při složitějších technologických postupech úpravy vody s velkými výkony. Parametry se zjišťují pro nejméně příznivé podmínky, jako maximální znečištění či nízkou teplotu vody. Volený výkon poloprovozní jednotky závisí na složitosti technologického zařízení a kapacitě úpravny.[7]

Provozní zkoušky

Poloprovozní zkoušky nabízí vcelku přesné výsledky, ale i ty jsou občas nedostatečné, a to hlavně pokud se jedná o ekonomickou stránku procesů. Vzhledem ke své časové a finanční náročnosti a možnosti nepříznivého ovlivnění provozu vodárenského zařízení se tyto zkoušky většinou provádí jen v situacích, kdy nelze potřebná data získat jinou cestou nebo u nově zrealizovaných úprav vody.[7]

Matematické modelování

V mnoha případech je kromě experimentálního měření možné dostatečné informace získat také matematickým výpočtem vycházejícím z empirických nebo matematických vztahů. Matematickými vztahy lze například přibližně získat optimální podmínky koagulace, jako potřebné dávky koagulantů, rychlostní gradienty, potřebnou dobu míchání a dobu zdržení v usazovacích nádržích, čířicích a na filtrech, délku filtračních cyklů atd. Tyto hodnoty jsou ovšem většinou nepřesné a je potřeba je potvrdit měřením.[7]

2.6 KLASICKÉ PROCESY SEPARACE SUSPENZE

2.6.1 Sedimentace

Sedimentace je proces gravitační separace, při kterém dochází k oddělení přírodních nerozpuštěných látek a látek vzniklých při koagulaci, které mají větší měrnou hmotnost než voda, od vody. Sedimentací nelze odstranit nerozpuštěné a koloidní látky. Sedimentací lze od vody oddělit až 90 % suspendovaných látek. Účinnost usazování je závislá hlavně na tvaru a velikosti částic a na rychlosti proudění vody. Zatímco hrubé nerozpuštěné látky lze z vody separovat poměrně snadno, jemnější částice sedimentují pomaleji a účinnost sedimentace značně klesá.[8,12]

Sedimentace patří mezi nejvíce zařazované procesy prvního separačního stupně při dvou a víceúrovňové úpravě vody. Tento proces ovšem nelze navrhnout jako jediný separační stupeň. Sedimentace se primárně využívá k usazování vloček ke snížení zatížení následujících filtrů pevnými látkami. Pomocí usazování vloček se z vody odstraňují látky, které jsou v těchto vločkách navázány. Odstraněné množství nerozpuštěných látek je závislé na množství látek, které se dokáží do vloček navázat.[6,8,12]

Usazovací nádrže lze navrhovat jako horizontální s podélným průtokem, horizontální s radiálním průtokem, vertikální nebo patrové a lamelové.

Horizontální usazovací nádrže s podélným průtokem patří k nejčastěji navrhovaným, zejména díky jednoduché kombinaci s vločkovací nádrží. Mají obdélníkový půdorys a voda proudí vodorovným směrem. Nádrž tvoří čtyři hlavní prostory: vtokový, vlastní usazovací prostor, výtokový a prostor na usazování kalu.

Horizontální nádrže s radiálním průtokem mají kruhový půdorys a voda proudí ze středu nádrže, kde je umístěn vtok, směrem k výtokové části, která je umístěna po obvodu. Tato nádrž má, stejně jako nádrž obdélníková, čtyři hlavní prostory.

Vertikální usazovací nádrže mají velkou stavební výšku a většinou kruhový nebo pravouhlý půdorys. Konstruují se jako sdružené s flokulační nádrží, která je umístěná ve středu nádrže a odkud do nádrže přitéká voda. Voda z nádrže odtéká sběrným žlabem, který je umístěn po obvodu nádrže. Nádrž má tedy v podstatě dva prostory: středový vločkovací a obvodový usazovací.

Podstata patrových a lamelových nádrží je v rozdělení jejich prostoru deskami či lamelami, čímž vznikne velké množství malých úzkých nádržek, které v celku disponují větší usazovací plochou. Částice tak vykonají kratší cestu ke dnu, a tím se značně zkrátí doba sedimentace. U těchto nádrží ale často vznikají problémy s odstraňováním usazeného kalu.[8,12]

2.6.2 Filtrace

Filtrace je jedním ze základních úpravárenských procesů, kterým se zachycují částice do velikosti asi 1 μm . Zachycení látek probíhá na principu separace přes zrnitý materiál. Filtraci lze rozdělit podle mnoha parametrů. Jedním z nich je dělení na filtraci náplavnou a objemovou.

Náplavná filtrace je využívána spíše pro průmyslové nebo lázeňské účely. Je založena na principu zachytávání částic nerozpuštěných látek vrstvou jemných částic, nejčastěji diatomitu, perlitu či azbestu. Tyto jemné částice jsou před samotnou filtrací naplaveny na nosnou filtrační přepážku, která je většinou zhotovena z filtrační tkaniny, syntetických vláken nebo drátěného pletiva.[8,9,12]

Většinové zastoupení v procesu filtrace má ovšem filtrace objemová. Tu můžeme podle způsobu odbourávání nečistot rozdělit na biologickou, tedy pomalou, a fyzikální neboli rychlou.

Pomalá filtrace je nejstarším způsobem filtrace a jedná se o způsob čištění, který je analogický s procesy, jež probíhají běžně v přírodě. Při pomalé filtraci dochází vyjma fyzikálně-chemických procesů také k procesům biologickým, při kterých mikroorganismy rozkládají organické látky. Biologický rozklad probíhá na biologické filtrační bláně, která se nachází v horních vrstvách filtračního lože. Mikroorganismy jsou aerobní, proto je nutné, aby byl ve filtrované vodě dostatek kyslíku. Filtračním materiálem je většinou jemný křemičitý písek. Regenerace probíhá většinou manuálně, kdy se seškrábne filtrační blána z filtračního lože. Biologická filtrace se používá pro zásobování malých obcí bez možnosti využití podzemní vody, pro odstranění prekurzorů vedlejších produktů dezinfekce chlorem atd.

Protože jsou biologické filtry značně pomalé, začaly se využívat rychlofiltry, jejichž rychlosti jsou 50 až 100krát vyšší. Principem těchto filtrů je zachytávání proudících nečistot na a mezi zrny filtru. Nejvíce zachycených nečistot je v horní vrstvě, ale tyto částice pronikají také do hloubky náplně. Filtrační náplň je většinou křemičitý písek nebo antracit definované zrnitosti. Podle postupu vody přes filtr rozlišujeme rychlofiltry tlakové a otevřené. Tlakové filtry jsou uzavřené nádoby, voda v nich proudí pod tlakem a pracují s většími filtračními rychlostmi. Jejich využití je zejména v průmyslu. Otevřenými filtry proudí voda gravitačně. V úpravnách vody se používají převážně otevřené rychlofiltry. Otevřené filtry členíme podle regenerace na americké a evropské. Americké filtry se perou horní a dolní vodou, evropské filtry se perou pouze zespod buď pouze vodou, nebo vodou a vzduchem.[6,8,9,12]

2.6.3 Čiřiče s vločkovým mrakem

Vločkový mrak je vznášející se vrstva vloček tvořená suspendovanými a koloidními látkami vyvločkováného koagulantu. Upravovaná voda proudí ode dna nádrže směrem k hladině. Průchodem vody přes vločkový mrak dochází k filtraci a působením adhezních sil k separaci suspenzí. Vločky se na sebe nabalují a hustota mraku se zvětšuje. Hladina vločkového mraku je udržována na stejné úrovni díky přelivné hraně, přes kterou je mrak odtahován do kalového prostoru. Ve vznosu je mrak udržován buď mechanicky, nebo hydraulicky. Jedná se o první a nikdy ne konečný stupeň úpravy vody.[6,8]

2.6.4 Flotace (DAF)

Flotace je proces používaný k odstranění lehkých suspendovaných látek, mikroorganismů a částic vzniklých při koagulaci. Flotace je zařazena při dvoustupňové úpravě jako první separační stupeň. Flotace je založena na vhánění proudu vody nasycené vzduchem do flotační komory. Vzduch ve formě malých bublin stoupá k hladině, přičemž se na bubliny nabalují vločky vzniklé při koagulaci. Suspendované částice se hromadí na hladině, odkud jsou většinou mechanicky stírány.[6,8]

2.7 OSTATNÍ SEPARAČNÍ TECHNOLOGIE

2.7.1 Adsorbce

Adsorbce je proces, při kterém dochází k zachytávání par, plynů a rozpuštěných látek na povrch pevných látek, tzv. adsorbentů. Tato úprava vede k odstranění pachů, chuti, zbarvení, THM či různých organických látek. Adsorbáty, tedy látky zachycené, se váží na povrch adsorbentů různými chemickými silami. Nejčastěji van der Waalsovými silami, ale také

H-vazbami, interakcemi dipol-dipol atd. K adsorbci lze použít adsorbenty různých typů, adsorbční pryskyřice, oxidy kovů, uhličitany, hydroxidy, aktivní Al_2O_3 , zeminy apod. V úpravárenství je ale bezesporu nejpoužívanějším adsorbentem aktivní uhlí. Aktivní uhlí se vyrábí v práškové nebo granulované formě. Práškové aktivní uhlí (PAU) se do vody nejčastěji přidává společně s koagulantem a poté je spolu s koagulačním kalem z vody sedimentací odstraněno. Používá se zejména při občasných problémech s chutí a zápachem upravované vody. Granulovaným aktivním uhlím (GAU) jsou plněny tlakové nebo otevřené filtry, které se musí regenerovat. Regenerace může probíhat biologicky, chemicky nebo termicky.[6,9,12]

2.7.2 Membránové procesy

Základním článkem membránových procesů je semipermeabilní membrána, která je schopna ve vodě zachytávat částice různých velikostí a případně určitého elektrického náboje. Upravovaná voda se přivádí na membránu, část jí membránou prochází (permeát) a část, kterou tvoří nečistoty, je na membráně zachycena (retentát). Hlavní hnací silou pro dosažení separace může být rozdíl tlaků, rozdíl koncentrací nebo elektrických potenciálů na opačných stranách membrány. Membrány mohou být buď přírodního původu, což je acetátová celulóza, nebo syntetické polyamidy. K ultrafiltraci se využívají také membrány keramické. Mezi membránové procesy patří mikrofiltrace, ultrafiltrace, nanofiltrace a reverzní osmóza. Při těchto jednotlivých procesech je na membránu vyvíjen různý tlak, a tím pádem je nepropustná pro částice různých velikostí. Membránových procesů lze využít zejména v průmyslové výrobě, jejich využití ve vodárenství je minimální.[23]

2.7.3 Iontová výměna

Iontová výměna je reverzibilní proces, při němž jsou některé ionty obsažené ve vodě zachycovány na skeletu ionexu a současně jsou nahrazovány stejně nabitými ionty z ionexu. Výměny iontů jsou schopny látky přírodního i syntetického původu. Mezi ionexy přírodního původu patří zejména zeolity a podvojně hlinitosodné křemičitany obecného složení. K syntetickým ionexům patří kondenzační nebo polymerační produkty fenolů, aminů styrenu, divinylbenzenu atd. Podle náboje disociované funkční skupiny můžeme ionexy rozdělit na katexy, které vyměňují kationty, a anexy, které vyměňují anionty. Ionexy, které mají plně disociované funkční skupiny, se nazývají silně disociované a ionexy, u kterých je disociace funkční skupiny značně závislá na hodnotě pH, nazýváme slabě disociované. Silně kyselé katexy lze použít na odstranění např. vápníků a hořčíku z vody. Silně zásaditými anexy lze z vody odstranit anionty slabých kyselin. Pokud využijeme kombinaci silně kyselých katexů a slabě bazických anexů, můžeme z vody odstranit všechny ionty, tedy provést deionizaci vody. Aplikace silně kyselého katexu a silně zásaditého anexu umožňuje z vody odstranit prakticky všechny rozpuštěné organické látky – demineralizace.[9,24]

2.8 DALŠÍ PROCESY ÚPRAVY POVRCHOVÝCH VOD

2.8.1 Dezinfekce

Dezinfekce pitné vody je většinou posledním krokem její úpravy a má zásadní význam na její kvalitu. Jejím hlavním cílem je mikrobiologická nezávadnost pitné vody. Ve vodárenství mohou být k dezinfekci použity metody chemické, využívající reakcí chemických sloučenin s vodou, nebo fyzikální, pracující na principech fyzikálních procesů. Tyto metody můžeme dále rozdělit podle nasazených dezinfekčních činidel na postupy na bázi chloru, mezi které patří plynný chlor, chlornan sodný, chloraminace, oxid chloričitý a metoda MIOX, a bezchlorové metody, pod které spadá ozon, UV záření a oligodynamické účinky kovů.

Plynný chlor je nejčastěji používaný desinfekční prostředek, a to zejména díky svým silným desinfekčním a oxidačním vlastnostem a velmi nízkým provozním nákladům. Chlor je dobře rozpustný ve vodě, lze jej snadno skladovat a dávkovat. Tato metoda nezaručí úplnou inaktivaci některých mikroorganismů, účinnost je značně závislá na pH a při její aplikaci může dojít ke zhoršení organoleptických vlastností. Nevýhodou chloru je rychlý úbytek chloru v distribuční síti a zejména tvorba vedlejších produktů.

Oxid chloričitý má několikanásobně vyšší oxidační účinky než chlor a nezhoršuje organoleptické vlastnosti upravované vody. Jeho reakce není ovlivněna pH a má déle trvající rezistenční účinek. Je však značně nestálý, a proto se musí připravovat v místě spotřeby.

MIOX je poměrně nová metoda dezinfekce, se kterou zatím nejsou dlouhodobější zkušenosti. Náklady na výrobu jsou téměř srovnatelné s plynným chlorem a tvorba vedlejších produktů je o 30 až 50 % nižší než při aplikaci chloru.

Ozon má několikanásobně větší desinfekční účinek než plynný chlor a oxid chloričitý. Při ozonizaci dochází k úplnému usmrcení bakterií a virů. Tímto způsobem dezinfekce se také zlepšuje chuť a zápach upravované vody. Vzhledem ke své nestabilitě a velké reaktivitě nepřipadá v úvahu skladování, a proto se musí vyrábět přímo na místě spotřeby. Zanedbat nelze ani vyšší provozní náklady oproti metodám na bázi chloru.

Dezinfekce UV zářením využívá baktericidního účinku UV záření při vlnových délkách 240 – 290 nm, které vysílají UV lampy. Na rozdíl od chemických metod dezinfekce je UV záření velmi účinné i proti rezistentním formám některých mikroorganismů. Výhodou je i snadný provoz a spolehlivost. Tato metoda je sice bezpečná z hlediska vedlejších produktů, desinfekční účinek ovšem působí pouze v místě aplikace, což může vést k druhotnému znečištění, a proto se UV záření často kombinuje s chemickou dezinfekcí.[25]

2.8.2 Ztvrdování vody

Ztvrdování se týká zejména povrchových vod, které jsou velmi měkké a agresivní pro potrubí a beton. Tyto vody mají nedostatek volného CO_2 , což neumožní zvýšení tvrdosti ani nadávkováním vápna a voda nedosáhne vápenouhličitanové rovnováhy. Dezinfekce takové vody chlorem způsobí pokles pH a poté dochází při přítomnosti kyslíku v potrubí, nádržích a technologických zařízeních ke korozi. Měkká voda také není vhodná pro pitné účely. Princip procesu ztvrdování spočívá ve zvyšování pH, tvrdosti a mineralizace vody. Voda se obohacuje o Ca^{2+} a HCO_3^- . Ztvrdování vody lze provádět zavedením plynného oxidu uhličitého a vápna nebo mletého vápence do vody, přidáním hydrogenuhličitanu sodného a síranu vápenatého do vody nebo dodáním mletého vápence a kyseliny sírové do vody.[8,12]

2.8.3 Odstraňování pachů a příchutí z vody

S těmito organoleptickými vlastnostmi se setkáváme zejména u povrchových vod. Závisí na mnoha odlišných okolnostech: teplotě vody, nasycení vod různými plyny, znečištění vod látkami fekálního původu, látkami používanými k hnojení půdy, na ochranu rostlin a likvidaci škůdců, odpadními vodami z průmyslu atd. Pachové a chuťové stopy vznikají často také v důsledku silného rozmnožení řas a mikroorganismů či přítomnosti hnilobných látek. Velké množství těchto látek nelze z vody odstranit běžnými procesy úpravy vody. Sekundární pach může vznikat také při chlorování v průběhu technologické úpravy vody. Poté se může projevat nejen pach chloru, ale také pach chlorderivátů.[12]

Pachy a příchutě lze z vody odstraňovat fyzikálními metodami, mezi něž patří provzdušňování a filtrace přes aktivní uhlí, nebo metodami chemickými, k nimž se řadí

hlavně oxidace chlorem, oxidem uhličitým, manganistanem draselným a ozonem. Účinná je kombinace chemické a fyzikální metody.[8]

3. BRNĚNSKÁ ÚDOLNÍ NÁDRŽ

V současné době patří Brněnská údolní nádrž k nejvýznamnějším rekreačním místům v okolí města Brna. Rozprostírá se na území městských částí Bystrc a Kníničky na severozápadě města. Její vznik se datuje do roku 1936-1940, kdy byla vybudována na řece Svratce citlivým vsunutím do zdejší lesnaté a skalnaté krajiny a částečně také na území obydlených Kníniček, jejichž obyvatelé se museli přestěhovat. Vodní dílo vzniklo hlavně kvůli regulaci vodního stavu v řece Svratce pod přehradou, což mělo zabránit povodním a zajistit minimální průtok v řece. V současné době je přehrada využívána mimo již zmiňované důvody k zajištění náhradního vodárenského odběru pro úpravnu města Brna a okolí, k zajištění odběru vody pro technické účely a závlahy, na výrobu elektrické energie ve špičkové vodné elektrárně, rekreaci, vodní sporty, dopravní plavbu a rybářství.[26,27]

3.1 ZÁKLADNÍ ÚDAJE

Nádrž: VD Brno

Tok: Svratka, km 56,19

Správce: Povodí Moravy

Závod: závod Dyje

Nádrž

Stálé nadržení:	2,082 mil. m ³
Hladina stálého nadržení:	219,00 m n.m.
Zásobní prostor:	13,020 mil. m ³
Hladina zásobního prostoru:	229,08 m n.m.
Prostor retenční neovladatelný:	2,600 mil. m ³
Hladina retenčního neovladatelného prostoru:	230,08 m n.m.
Celkový objem:	17,702 mil. m ³

Hráz

Typ hráze:	betonová gravitační
Kóta koruny:	232,50 m n.m.
Šířka koruny:	3,00 m
Délka hráze v koruně:	120,0 m
Výška hráze nade dnem:	23,50 m

Spodní výpusti

Počet x průměr:	1 × 2000 mm
Provozní uzávěr:	segment
Kapacita při max. hladině:	48,5 m ³ /s

Bezpečnostní přeliv

Typ bezpečnostního přelivu:	korunový, hrazený – tabule
Počet polí x délka přelivu:	3 × 7,0 m
Kóta přelivu:	225,88 m n.m.
Kapacita při max. hladině:	366 m ³ /s

Elektrárna

Počet turbín, typ: 1 × Kaplanova vertikální

Výkon elektrárny: 3,1 MW

Hltnost: 18 m³/s

Provozovatel: ČEZ obnovitelné zdroje s.r.o., Hradec Králové

Hydrologické údaje

Číslo hydrologického pořadí: 4-15-01-147

Plocha povodí: 1 586,23 km²

Průměrný dlouhodobý roční průtok: 7,680 m³/s

Q₁₀₀ : 335,000 m³/s

Q_{355d}: 1,260 m³/s

Účinek nádrže

Neškodný odtok: 155,000 m³/s

Minimální odtok: 1,370 m³/s

[28]

3.2 ZNEČIŠTĚNÍ BRNĚNSKÉ ÚDOLNÍ NÁDRŽE

V průběhu posledních dvou století značně vzrostl přísun živin do vodních ekosystémů. Tento přísun živin, tzv. eutrofizace, způsobuje nežádoucí změny ve struktuře a funkci ekosystému. V důsledku toho dochází v posledních letech k nárůstu tvorby vodních květů u stojatých vod. Vodní květ je charakteristické zelené zbarvení zejména stojatých vod, které je způsobováno přemnožením mikroorganismů, hlavně sinic. Sinice, jak se cyanobakterie označují, způsobují problémy téměř ve všech oblastech světa, jednak proto, že se dokáží snadno přizpůsobit místním podmínkám, a také protože lidé na celém světě produkují dusík a fosfor, což je pro tyto nižší rostliny nepostradatelná složka potravy. Pokud chceme sinice z vody odstranit, tak musíme také snížit obsah dusíku a fosforu ve vodě. Eutrofizace může být způsobena přísunem dusíku a fosforu vyluhovaných z půdy a z rozkladu odumřelých vodních organismů, tady mluvíme o eutrofizaci přirozené, nebo může být antropogenní, která je zapříčiněna smyvem dusíkatých a fosforečných hnojiv z polí, nesprávným hospodařením, atmosférickým spadem, splaškovými a průmyslovými vodami atd. Protože se v minulosti antropogenní eutrofizaci nevěnovala pozornost a zásoby živin v sedimentech se za tu dobu výrazně zvýšily, tak nyní pozorujeme její nárůst.[34]

Sinice produkují velké množství toxických látek, které jsou pro lidský organismus nebezpečné a mohou způsobovat vážné zdravotní komplikace. Cyanotoxiny, což jsou jedovaté látky produkované sinicemi, mohou vyvolat různé ekzémy, vážné poškození jater a nervové soustavy, mohou způsobit rozvoj rakovinného bujení a celou řadu dalších komplikací. Kromě možného poškození lidského zdraví způsobuje vodní květ také narušení kyslíkového režimu ve stojatých vodách. Během dne sice sinice a řasy asimilují a vytváří kyslík, v noci ovšem převažuje jejich dýchací aktivita, což vede k nedostatku kyslíku pro jiné organismy. Úbytek kyslíku je způsoben také hromadným úhynem biomasy řas a sinic, která následně klesá ke dnu, kde začnou probíhat rozkladné procesy, jež jsou doprovázeny výraznou spotřebou kyslíku. Další negativní vlastností eutrofizace je změna druhového složení fauny a flóry ve vodě a nedostatek světla. Nadbytek živin způsobuje rychlejší růst rychle rostoucích rostlin na úkor pomalu rostoucích rostlin, které jsou ovšem pro ekosystém neméně důležité, protože poskytují potravu a útočiště dalším druhům organismů. Rychle

rostoucí rostliny zarůstají vodní nádrže a brání pronikání světla do nižších pater vod. Tím se snižuje biodiverzita ekosystému.[35,36]

Ke snížení tvorby vodního květu způsobeného sinicemi, můžeme použít různé metody, např:

- chemické metody – dávkování koagulantu, flokulantu, vápna atd.,
- biologické metody – bioseparace fosforu, bioaugmentace, alelopatie atd.,
- mechanické metody – odtěžení biomasy sinic, odtěžení sedimentů atd.,
- fyzikální metody - ultrazvuk, mikrovlnné záření.[37]

Tvorba vodního květu je problém, který se výrazně dotýká také Brněnské přehrady. Na Brněnské přehradě tvořily sinice hlavní složku fytoplanktonu již od padesátých let minulého století, jejich množství nebylo ovšem tak masivní jako v posledních patnácti letech. Nejvíce znečišťujících látek se do přehrady dostává přítékající řekou Svratkou. Na jejím horním toku je stále velký počet obcí, které nedisponují kanalizací končící v ČOV, čímž do recipientu vniká množství syntetických detergentů obsahujících polyfosforečnany a splaškových vod obsahujících sloučeniny fosforu a dusíku. Nemalý význam mají také splachy dusíkatých a fosforečných hnojiv ze zemědělsky obdělávané půdy v povodí Svratky.

V roce 2003 začal projekt Čisté Svratky, jehož cílem je zlepšení kvalitativního stavu v povodí nad Brněnskou nádrží včetně řeky Svratky, a tím pádem také zlepšení kvality vody v Brněnské přehradě. V rámci tohoto projektu bylo provedeno několik činností vedoucích k zamezení eutrofizace, která je způsobena zejména nadbytkem fosforu. Hlavní protieutrofizační opatření jsou popsána níže:

Výstavba a rekonstrukce kanalizačních systémů a protierozní opatření

Řada obcí nad vodním dílem Brno nedisponovala kanalizací, která by byla zakončena na ČOV. Tím se do Svratky dostávaly různé detergenty, čistící prostředky a splašky, které obsahují fosfor. Proto jedno ze základních opatření směřovalo k výstavbě a rekonstrukci kanalizačních systémů a ČOV v obcích v povodí Svratky. Další opatření vedou k výstavbě retenčních nádrží v krajině, plošným protierozním a ekologickým opatřením, revitalizaci toků, snižování plochy orné půdy na úkor travnatých porostů v příčích atd.

Letnění přehrad a úprava sedimentů vápenným mlékem

Jedním z dalších opatření bylo ošetření sedimentů v přehradě vápenným mlékem, jehož cílem bylo podpořit proces mineralizace a tím snížit mocnost organicky bohatých dnových sedimentů, což mělo vést k omezení, resp. snížení množství sinic v sedimentech. Z následného monitoringu vyplynulo, že pokud nebude omezen rozvoj sinic ve vodním sloupci dalšími opatřeními, nemá tento krok samostatně smysl. Z tohoto důvodu byla realizována následná mimořádná manipulace s hladinou, kdy byla hladina vody v nádrži snížena o cca 10 m, tzv. letnění dna nádrže, čímž došlo k výraznému snížení obsahu sinic v sedimentech.



Obr. 3.2.1 Snížení hladiny v Brněnské údolní nádrži.[38]

Dávkování koagulantu

Jako hlavní nutrient způsobující tvorbu vodního květu byl vyhodnocen fosfor. Proto je jedním z prvků realizace opatření na Brněnské údolní nádrži jeho srážení dávkováním roztoku koagulantu do říčního profilu. Jako koagulant je použit 41% síran železitý neboli Pix 113. Dávkování se provádí ve čtyřech bodech dávkovacím čerpadlem v závislosti na koncentraci fosforu (dávka 10 – 30 mg/l Fe) a na průtoku v říčním profilu. Srážení způsobuje omezení vnosu živin a biomasy sinic z povodí nad nádrží. I velmi malá dávka koagulantu způsobí výrazné snížení obsahu fosfátů.[29]



Obr. 3.2.2 Nádrže pro dávkování Pixu 13 3x20 m³. [38]

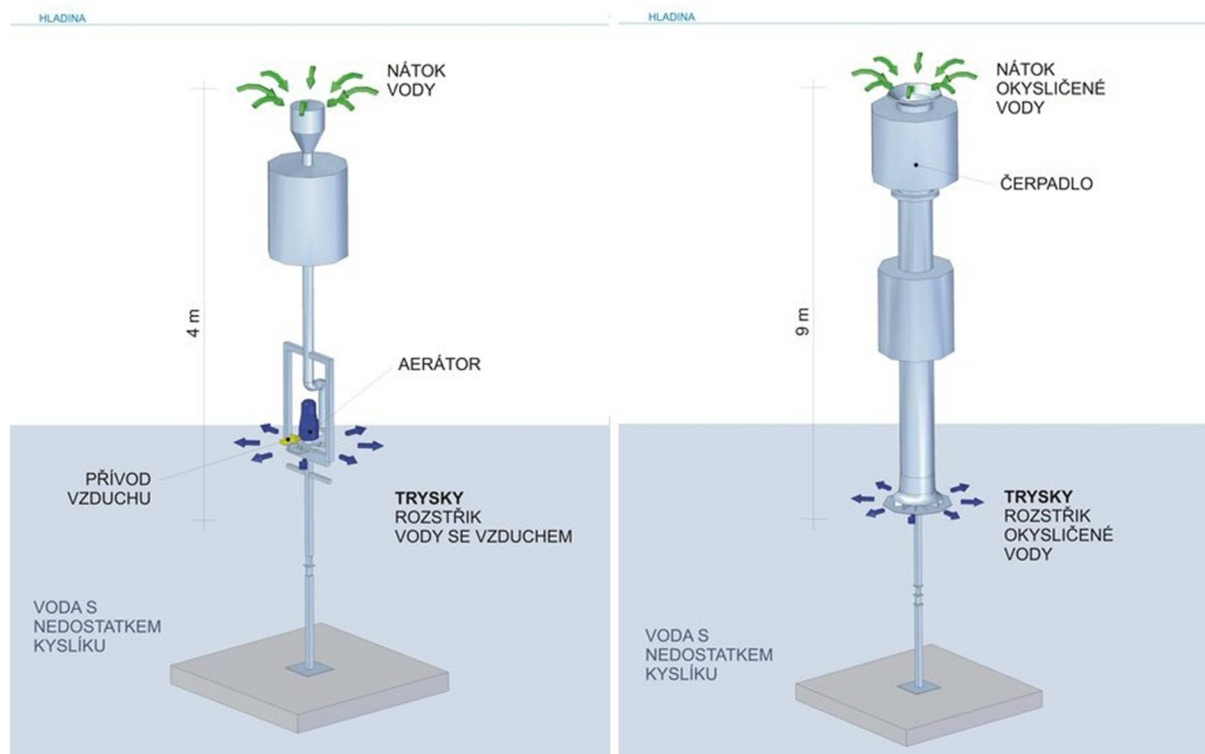
Aerační/destratifikační věže

Součástí projektu je také dočasné zapojení aeračních věží od dubna do října. Jedná se o unikátní zařízení, které nebylo doposud nikde použito. Jeho úkolem je posílit rozklad organických látek v sedimentech a vytvořit podmínky k životu pro organismy závislé na kyslíku v oblastech nádrže, kde je obsah kyslíku minimální. Zařízení je teleskopické a voda je promíchávána velmi šetrně, aniž by docházelo k víření dna, ale zároveň znemožňuje sinicím cestu za světlem ke hladině. Je zde zúročena znalost životní strategie sinic, kdy je podporován růst rozsivek. Rozsivky jsou konkurentem sinic, protože rostou rychleji a spotřebovávají jim jejich živinu – fosfor. Tím se zvýší druhová diversita organismů a dojde k potlačení dominance sinic, zejména doposud převažujícího rodu *Microcystis*, který já v posledních letech hlavním prvkem vodního květu na Brněnské přehradě.

Celkem bylo postaveno 20 věží dvou různých typů. U prvního typu věže míchá aerátor nasávanou vodu obohacovanou přísávaným vzduchem. Tato směs vody a vzduchu je vedena do hloubek s anoxickými podmínkami. Druhý typ věže využívá čerpání vody s dostatečným množstvím kyslíku z hloubky 2 m pod hladinou do anoxického prostředí asi 1 m nad sediment. Aerační věže byly postaveny pod hladinou tak, aby jejich konstrukce nezasahovala výše jak 2 m pod hladinou. Aerace je řízena pomocí kyslíkových čidel na základě koncentrace kyslíku ve vodě, ale také na dle teploty vody, srážek, větrnosti atd.[29]

AERAČNÍ VĚŽ S AERÁTOREM

AERAČNÍ VĚŽ S ČERPADLEM



Obr. 3.2.3 Aerační věž se aerátorem (vlevo) a s čerpadlem (vpravo).[37]



Obr. 3.2.4 Aerační věž s čerpadlem.[37]

Změna rybí obsádky

Změnu rybí obsádky by mělo podpořit cílené vysazování dravých druhů ryb (candáta a štiky), které zpomalují koloběh fosforu, jako základní živiny pro růst řas a sinic.

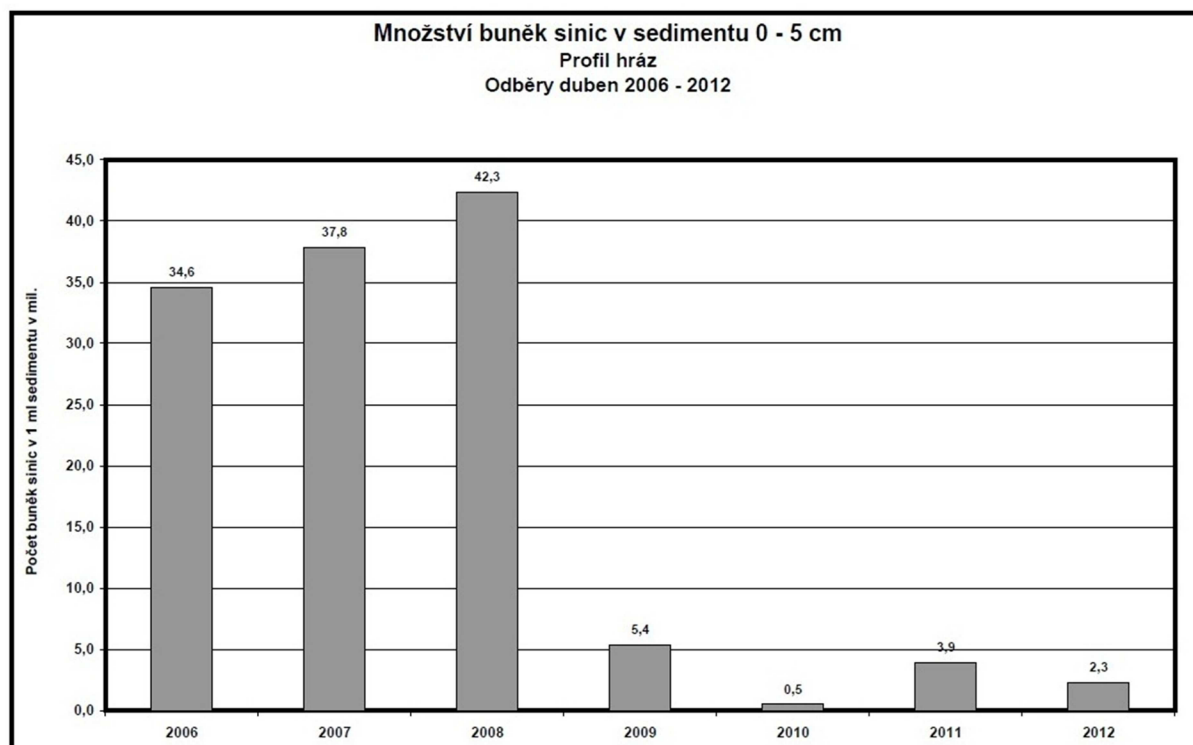
Sběr biomasy

Sběr biomasy probíhá ze speciálně upraveného plavidla. Zařízení je založeno na sběru biomasy z povrchu vodní hladiny a odseparování částic biomasy na mechanickém filtru. Přefiltrovaná voda může být ještě před vypuštěním zpět do nádrže upravena dalším zařízením, které likviduje například sinice, které prošly filtrem. Vytěžené sinice se na plavidle hromadí v kontejneru, který je následně vyvezen k likvidaci ekologickým způsobem. Biomasa obsahuje velké množství živin, které by se jinak usazovaly jako organické látky v dnových sedimentech.[37]



Obr. 3.2.5 Plavidlo pro separaci částic biomasy.[37]

Díky provedeným opatřením došlo k výraznému omezení masového rozvoje sinic a za poslední tři roky neměla Brněnská přehrada se sinicemi výraznější problémy.[29,30,39]



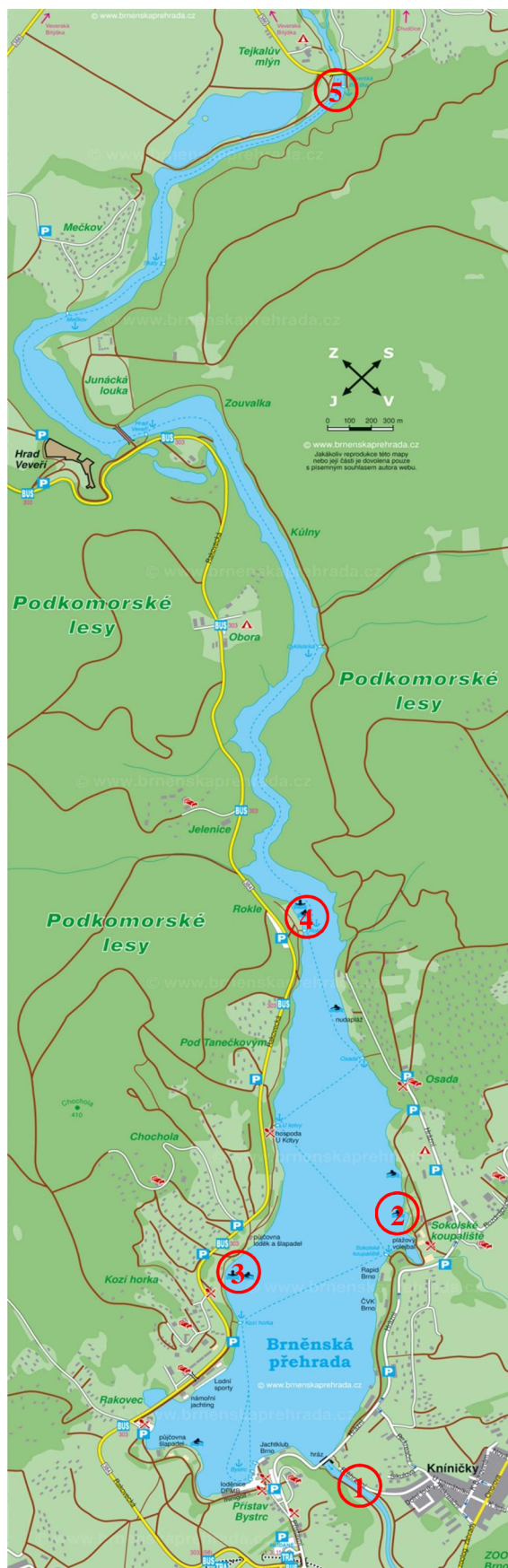
Obr. 3.2.6 Množství buněk sinic v sedimentu.[39]

4. VYHODNOCENÍ EXPERIMENTÁLNÍ ČÁSTI

Tato diplomová práce se zabývá vlivem chemických a fyzikálních faktorů na proces úpravy vody odebrané z okolí Brněnské přehrady. Chemické faktory, jako jsou typ použitého koagulantu či pH, mají rozhodující vliv zejména na proces destabilizace znečišťujících příměsí a do jisté míry ovlivňují také velikost přitažlivých sil, které působí na již destabilizované částice. Fyzikální faktory, zejména rychlost a doba míchání, zásadně ovlivňují proces agregace již destabilizovaných částic. Dá se tedy říci, že optimální podmínky pro tvorbu agregátů jsou dány průnikem jednotlivých chemických a fyzikálních faktorů.

V následujících kapitolách je uvedena metodika, která vedla k optimalizaci základních technologických parametrů čiření. Optimalizace byla prováděna pomocí sklenicové optimalizační zkoušky a hodnocení bylo provedeno na základě zákalu naměřeného v upravené vodě. Kvalita vody v Brněnské přehradě se sice řadou opatření, která proběhla v několika posledních letech, výrazně zlepšila, ale stále není zcela ideální. Snížení zákalu, tedy jedné z organoleptických vlastností vody, kterou lze zpozorovat lidským okem, je z hlediska rekreace důležitým parametrem.

Surová voda byla odebrána z pěti odběrných míst (viz obr. 4.1.1), tři vzorky byly odebrány ze samotné přehrady, jeden vzorek byl odebrán z řeky Svratky těsně pod hrází přehrady a jeden nad přehradou v obci Veverská Bítýška. Cílem této práce bylo stanovit optimální parametry míchání a porovnat úpravu vody odebrané z jednotlivých míst.



Obr. 4.1.1 Odběrná místa pro úpravu vody.[31]

4.1 SKLENICOVÁ OPTIMALIZAČNÍ ZKOUŠKA

4.1.1 Základní postup

Sklenicová optimalizační zkouška neboli jar test je nejčastěji využívaná laboratorní metoda ke stanovení optimálních podmínek míchání. Tato zkouška simuluje průběh procesu tvorby suspenze a její výsledky pomáhají stanovit základní parametry úpravy vody. Sklenicová optimalizační zkouška slouží ke stanovení a optimalizaci následujících parametrů:

1. dávka a typ činidla potřebného k destabilizaci,
2. dávka a typ činidla potřebného pro předúpravu,
3. rychlost a doba rychlého míchání,
4. rychlost a doba pomalého míchání,
5. dávka a typ pomocného agregačního činidla,
6. místo zaústění činidel.

Rozsah optimalizační zkoušky závisí na požadavcích návrhu úpravy. V plném rozsahu, tedy stanovení všech parametrů 1 – 6, se sklenicová zkouška provádí při návrhu nového technologického zařízení úpravy vody u nově vznikajících úpraven a při návrhu rekonstrukcí úpraven v rámci intenzifikačních opatření. V případech, kdy se pouze optimalizují či kontrolují parametry stávající úpravy, se zkouška většinou provádí pouze v omezeném rozsahu.

Sklenicová optimalizační zkouška v plném rozsahu se většinou provádí v následujících krocích:

1. Optimalizace dávky destabilizačního činidla, při určitých podmínkách rychlého a pomalého míchání, přičemž se musí respektovat uvažovaná nebo předpokládaná technologie úpravy.
2. Optimalizace dávky činidla pro předúpravu vody, přičemž je do vody dávkovaná nejlepší dávka destabilizačního činidla stanovená v bodě 1.
3. Optimalizace podmínek rychlého míchání při optimální dávce destabilizačního činidla z bodu 1 a optimální dávce činidla pro předúpravu z bodu 2.
4. Optimalizace podmínek pomalého míchání při optimalizovaných parametrech z bodů 1. až 3.
5. Při optimalizovaných parametrech 1 až 4 znovu optimalizovat dávku destabilizačního činidla.
6. V případě, že je uvažována také aplikace pomocného agregačního činidla, tak při optimálních podmínkách optimalizovat dávku tohoto činidla (to se ovšem netýká našeho případu).[4,13,33]

4.1.2 Hodnocení sklenicové zkoušky

Optimální podmínky míchání jsou takové podmínky, při nichž dojde k největšímu snížení sledovaného parametru. Oblast v okolí optimální dávky se nazývá oblast optima a účinnost destabilizace a agregace, tedy úbytek sledovaného parametru, se v ní moc neodlišuje. Rozpětí oblasti optima je závislé na celé řadě charakteristik upravované vody, zejména na obsahu a charakteru znečišťujících látek, obsahu hydrogenuhličitanových iontů, iontové síle, pH, na vlastnostech dávkovaného koagulantu atd. Vody, které jsou málo znečištěné nebo obsahují pouze jeden typ znečišťujících příměsí, mají poměrně úzkou oblast optima. Kdežto více znečištěné vody a vody s různorodým znečištěním mají většinou oblast optima širokou. Hodnoty nejnižších sledovaných hodnotících parametrů se nemusí vždy shodovat, např. optimální dávka koagulantu pro jeden hodnotící parametr může být jiná než optimální dávka

pro jiný hodnotící parametr. Tato situace se většinou vyskytuje u vod obsahujících vysoké koncentrace přírodních organických látek různého původu a složení.[13]

Jako hodnotící parametr může sloužit CHSK, DOC, zákal, zbytkové koncentrace kovů koagulantu atd. Tyto parametry se měří po určité době po skončení sedimentace. Mohou se také měřit v průběhu sedimentace, popřípadě ihned po skončení míchání, což ovšem není tak vypovídající údaj jako měření po dokončení sedimentace.

Optimalizace podmínek v této práci byla zjišťována pouze na základě zákalu, který byl měřen na vzorcích odebraných po 60 minutách sedimentace. Měření pouze jednoho parametru je sice méně přesné a zákal nemusí kopírovat organické znečištění či snížení fosforu v upravované vodě, ovšem z finančních a zejména časových důvodů nebylo měření více parametrů téměř možné.

Zákal vody je způsoben anorganickými a organickými koloidními a jemně suspendovanými částicemi. Zákal se stanovuje jako srovnání vzorku vody s roztoky SiO_2 o různých koncentracích. Zákal je tedy vyjádřen číslem v mg/l SiO_2 , tedy jednotkami s označením ZF, NTU resp. FNU. Mezní hodnota zákalu v pitné vodě je dle Vyhlášky č. 252/2004 Sb. 5 ZF (FNU).

4.2 POMŮCKY A ZAŘÍZENÍ

K provedení sklenicové optimalizační zkoušky bylo použito následující zařízení a pomůcky:

4.2.1 Chemikálie

Ke koagulaci vody byly použity tři různé koagulanty – kemifloc (vodný roztok síranu železitého), PAX-18 (polyaluminiumchlorid) a síran hlinitý. Všechny koagulanty byly dodané firmou Kemwater ProChemie s.r.o. pH upravované vody bylo měněno dávkováním hydroxidu vápenatého $\text{Ca}(\text{OH})_2$ od společnosti Penta a 34% kyselinou chlorovodíkovou od firmy ONEX.

Síran železitý byl dávkován jako 1%ní roztok. Síran hlinitý a PAX – 18 byly z důvodu nebezpečí předčasné hydrolýzy dávkovány jako 10% roztoky. Všechny sloučeniny byly ředěny destilovanou vodou těsně před nadávkováním do reakčních nádob.

Dávka koagulantu

Z ekonomického hlediska je požadováno, aby byla dávka koagulantu co nejnižší, přičemž musí dojít k vyhovujícímu vyčištění upravované vody. Pro stanovení dávek koagulantu je určující obsah kovu, v našem případě Fe a Al, který osahuje dávkovaný koagulant. Pro odhad přibližné dávky je odvozeno mnoho vztahů, které vychází z kvality surové vody, např.:

$$D = (0,3 - 0,4) \cdot \text{CHSK}_{\text{Cr}} \quad (4.2.1)$$

kde D... dávka koagulantu [mg/l]
 CHSK_{Cr}... chemická spotřeba kyslíku stanovená dichromanovou metodou [mg/l]

Další vztah vychází z barvy upravované vody:

$$D = (2,5 - 3,0) \cdot \sqrt{B} \quad (4.2.2)$$

kde D... dávka koagulantu [mg/l]
 B... barva surové vody [mg/l Pt]

Nebo:

$$D = 100 \cdot \text{KNK}_{4,5} \quad (4.2.3)$$

kde $D \dots$ dávka koagulantu [mg/l]
 $\text{KNK}_{4,5} \dots$ kyselinová neutralizační kapacita [mmol/l]
 [8,32]

Dávky získané z výše uvedených vztahů jsou ovšem pouze hrubým odhadem a nelze je v žádném případě považovat za optimální. I proto se z nich v této práci nevycházelo a počáteční dávky koagulantů byly stanoveny na základě běžných dávek doporučených výrobcem.

Kemifloc (vodný roztok síranu železitého)

Kemifloc je vhodný především k chemické úpravě pitných a průmyslových vod a čištění všech druhů odpadních vod.

Obsah $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$	40 - 42,14 %
Obsah Fe^{3+}	11,20 – 11,80 %
Obsah Fe^{2+}	0,03 – 0,10 %
Obsah volné H_2SO_4	< 1,00 %
Konzistence:	hustá, viskózní kapalina
pH:	0 – 1
Měrná hmotnost:	1,46 – 1,51 gcm^{-3}
teplota tuhnutí:	-30 °C

Síran hlinitý

Síran hlinitý je jako anorganické koagulační činidlo na bázi soli hliníku vhodný především k úpravě pitné vody, vody pro plovárny, užitkové vody a k čištění komunálních a průmyslových odpadních vod.

Chemický vzorec	$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot n \text{H}_2\text{O}$
Obsah Al_2O_3	7,6 ± 0,3 %
Obsah H_2SO_4	0,2 ± 0,5 %
Nerozpustný zbytek	< 0,005 %
Vzhled:	bezbarvý, čirý roztok
Hustota:	1,30 – 1,32 gcm^{-3}

Účinek: Síran hlinitý hydrolyzuje při reakci s vodou za vzniku kladně nabitých polymerů. Vybíjí záporně nabitě koloidní a suspendované látky obsažené ve vodě, přičemž se jednotlivé částice mohou vrstvit na sebe a tím vytvářet větší separovatelné vločky.

Dávkování: Dávka síranu hlinitého je závislá především na kvalitě surové vody a technologii úpravy. Běžně se pohybuje dávka v rozsahu 0,1 - 10 mg/l (přepočteno na Al). Přibližná dávka se určí výpočtem a dále upřesní na základě laboratorních koagulačních testů. Tekutý síran hlinitý lze dávkovat koncentrovaný popř. ředěný vodou. Maximální možné ředění je na koncentraci 5%, a to z důvodu nebezpečí předčasné hydrolyzy. Iont hliníku je rozpustný jak

v kyselém, tak i v alkalické oblasti. Síran hlinitý se chová jako zředěná kyselina a tuto skutečnost je třeba brát v úvahu.

PAX – 18 (polyaluminiumchlorid)

PAX - 18 je koncentrovaný roztok polyaluminiumchloridu. Používá se jako čířící činidlo při úpravě pitné vody a při čištění odpadních a průmyslových vod. PAX - 18 je dále vhodný ke srážení fosforu a k odstraňování vláknitých bakterií v čistírnách odpadních vod při jeho dávkování do biologického stupně. Při jeho použití jako předsrážecího činidla se dosáhne efektivního odlehčení flokulačního stupně.

Obsah Al ₂ O ₃	17,0 ± 0,5 %
Obsah Al	9,0 ± 0,5 %
Obsah Fe ^{tot}	< 0,1 %
Obsah Cl ⁻	21,0 ± 2,0 %
Obsah SO ₄ ²⁻	< 0,1 %
Vzhled:	nažloutlý, čirý roztok
Hustota:	1,36 ± 0,02 gcm ⁻³
pH:	1,0 ± 0,5
Bod tuhnutí:	- 18 °C

Působnost: PAX-18 je vhodný především k úpravě málo mineralizovaných vod s obsahem huminových látek. Vlastní koagulace probíhá ve srovnání s běžnými koagulanty rychleji, kdy i za nízkých teplot dochází ke vzniku velkých, dobře separovatelných vloček. PAX- 18 prokazuje výrazně širší oblast koagulace a tím větší stabilitu provozu. Vzhledem k bazicitě produktu je minimálně ovlivňována alkalita vody.

Dávkování: Obvyklá dávka 0,01 - 0,1 ml/l. Maximální povolená dávka 0,2 ml/l surové vody.

4.2.2 Míchací kolona

K míchání byla použita míchací kolona Lovibond ET 740 s pádlovými míchadly a se čtyřmi míchacími místy. V běžné praxi jsou sice používány šesti až osmimístní kolony, u kterých lze lépe přesněji stanovit optimální parametry míchání, ale vzhledem k jejich vysoké ceně byly v rámci této práce finančně nedostupné. Zařízení má jeden společný motor pro všechny míchací místa, čímž je zajištěna shodná rychlost míchání ve všech reakčních nádobách. Jednotlivá míchací místa jsou zapojena do motoru pomocí řemene. Rychlost motoru se počítá přímo pomocí postupného převodu a po elektronickém výpočtu převedeného do indikátoru otáček. Nastavení času míchání lze provést pomocí LED displeje. Míchací čas lze přidávat po krocích velikosti jedné minuty v rozmezí 1 až 999 minut. Rychlost otáčení lze nastavit od 10 do 300 otáček za minutu (rpm).

Voda byla míchána v reakčních nádobách shodného tvaru o objemu 1 l.

4.2.3 Ostatní měřicí přístroje

Zákal byl měřen přenosným turbidimetrem 2100Q IS s rozlišovací schopností 0,01 FNU.

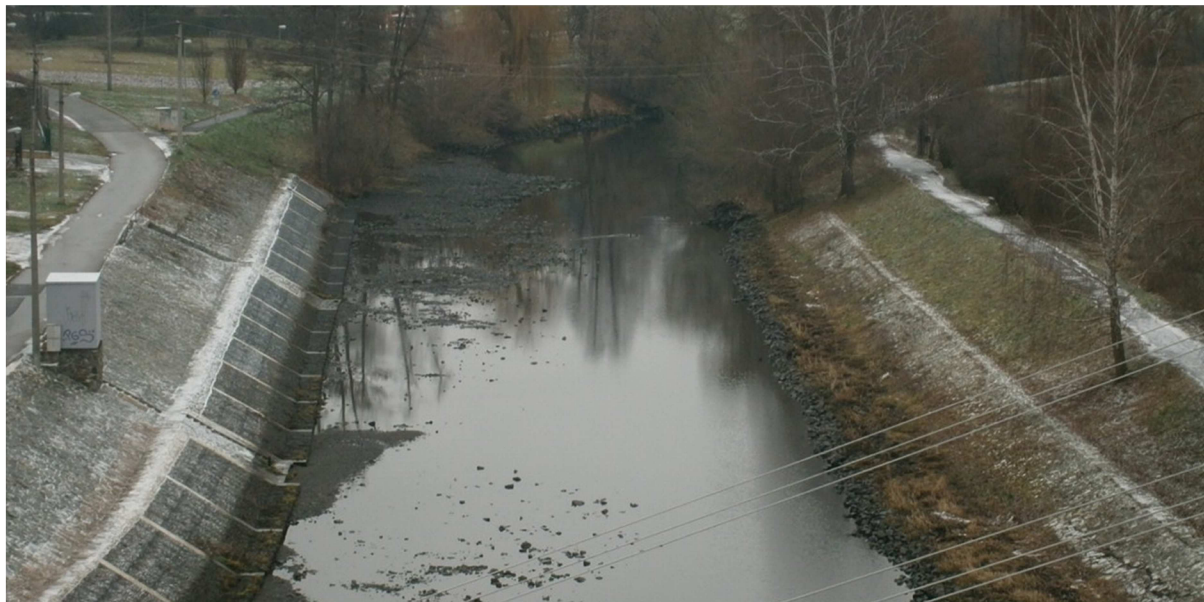
pH a teplota byly měřeny pomocí přenosného přístroje HQ30d flexi s rozlišovací schopností pH 0,1 stupeň a teplotou 0,1 °C.

Ke sklenicové zkoušce byly samozřejmě také použity běžné potřeby pro laboratorní praxi, jako jsou pipety, kádinky, skleněné tyčinky atd.

5. VÝSLEDKY EXPERIMENTÁLNÍ ČÁSTI

5.1 ODBĚRNÉ MÍSTO 1 – POD HRÁZÍ

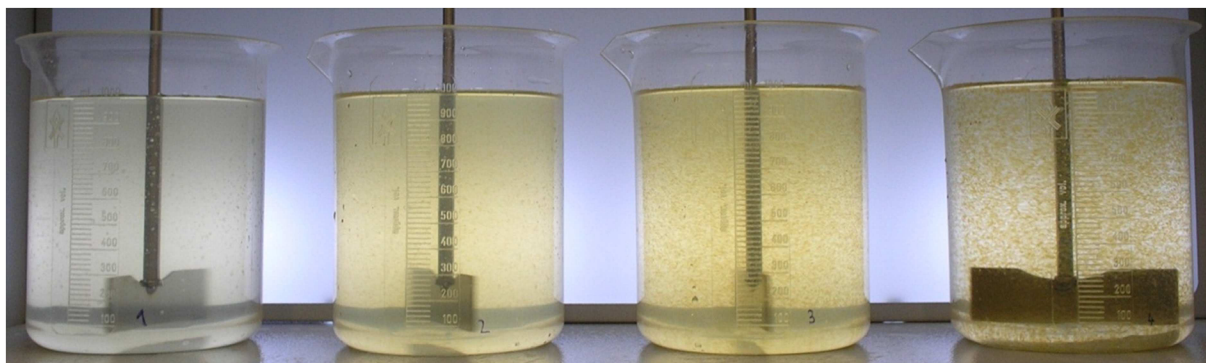
Jako první byla odebrána surová voda pro úpravu z řeky Svratky těsně pod hrází Brněnské přehrady. Voda byla odebrána 25.9.2012 do dvou 30 litrových barelů cca 40 cm pod hladinou řeky. Teplota vody v době odběru byla 18,6 °C. Na Ústavu chemie VUT FAST Brno bylo stanoveno $CHSK_{Cr}$, které dosáhlo 50 mg/l, což je poměrně vysoká hodnota.



Obr. 5.1.1 Odběrné místo 1 – pod hrází (fotografie není pořizena v době odběru).

5.1.1 Dávkování kemiflocu

Na začátku měření byl u surové vody změřen zákal, teplota a pH. Poté byly surovou vodou naplněny reakční nádoby. Do každé reakční nádoby naplněné 1 litrem surové vody byl postupně nadávkován 1%ní roztok kemiflocu v dávkách 0,03 až 0,205 ml, který byl v reakčních nádobách rozmíchán skleněnou tyčinkou, což simuluje homogenizační míchání. Kvůli větší přesnosti byla první série míchání provedena nadvakrát, tedy pomocí 2x4 reakčních nádob, čímž bylo možné posuzovat 8 vzorků. Poté byla na míchací koloně nastavena rychlost rychlého míchání na 130 otáček za minutu po dobu 2 minut a poté rychlost pomalého míchání na rychlost 20 otáček za minutu po dobu 20 minut. Při všech mícháních bude z důvodu snadnějšího porovnání vzorků ponechána stejná doba míchání, tedy 2 minuty u rychlého a 20 minut u pomalého míchání. Na obrázku 5.1.2 jsou zobrazeny shlukující se agregáty při končícím pomalém míchání.

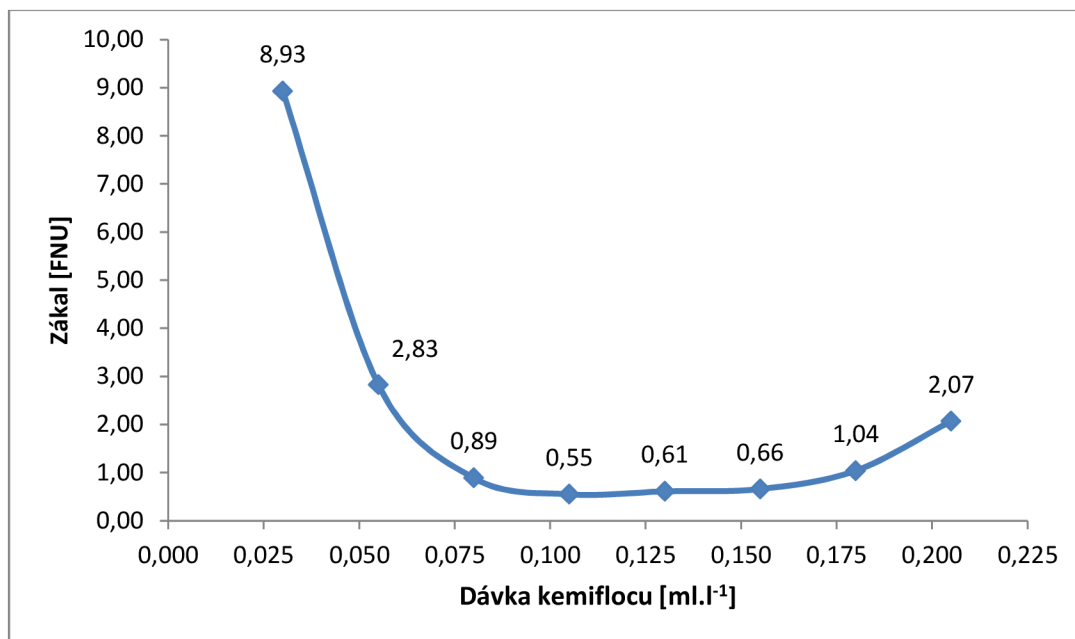


Obr. 5.1.2 Tvorba agregátů při dávkce kemiflocu 0,03; 0,055; 0,08 a 0,105 ml (zleva doprava).

Po skončení míchání byl vzorek nechán 60 minut sedimentovat a poté byl změřen zákal, Naměřené hodnoty zákalu jsou zaznamenány v tabulce 5.1.1 a poté vyneseny do grafu 5.1.3.

Tab. 5.1.1 Naměřené hodnoty při dávkování kemiflocu - změna dávky.

vzorek	pH	zákal	teplota	dávka			rychlé míchání		pomalé míchání		zákal
	surová voda			kemifloc		Fe	rychlost	doba	rychlost	doba	t = 60 min
	-	FNU	°C	ml	mg	mg	rpm	min	rpm	min	FNU
1	7,5	7,3	17,3	0,030	45	5,1	130	2	20	20	8,93
2				0,055	82	9,4					2,83
3				0,080	119	13,7					0,89
4				0,105	156	17,9					0,55
5				0,130	193	22,2					0,61
6				0,155	230	26,5					0,66
7				0,180	267	30,7					1,04
8				0,205	304	35,0					2,07



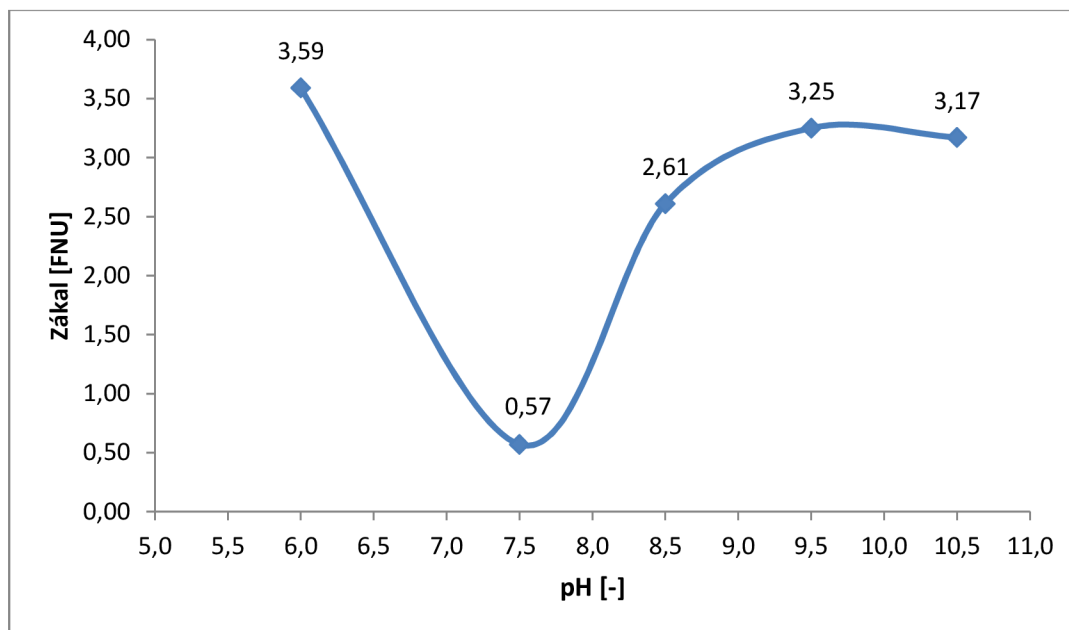
Obr. 5.1.3 Závislost zákalu na dávce kemiflocu.

Na základě naměřených hodnot zákalu, tj. nejnižších hodnot na křivkách závislosti zákalu na dávce koagulantu, byla vyhodnocena optimální dávka kemiflocu jako 0,105 ml/l.

Po stanovení optimální dávky byla tato koncentrace kemiflocu nadávkována do reakčních nádob o různém pH a celý proces míchání a sedimentace se opakoval. Výsledky jsou zobrazeny v následující tabulce a grafu.

Tab. 5.1.2 Naměřené hodnoty při dávkování kemiflocu - změna pH.

vzorek	pH	zákal	teplota	dávka	rychlé míchání		pomalé míchání		zákal
	surová voda			kemifloc	rychlost	doba	rychlost	doba	t = 60 min
	-	FNU	°C	ml	rpm	min	rpm	min	FNU
1	6,0	6,82	17,1	0,105	130	2	20	20	3,59
2	7,5								0,57
3	8,5								2,61
4	9,5								3,25
5	10,5								3,17



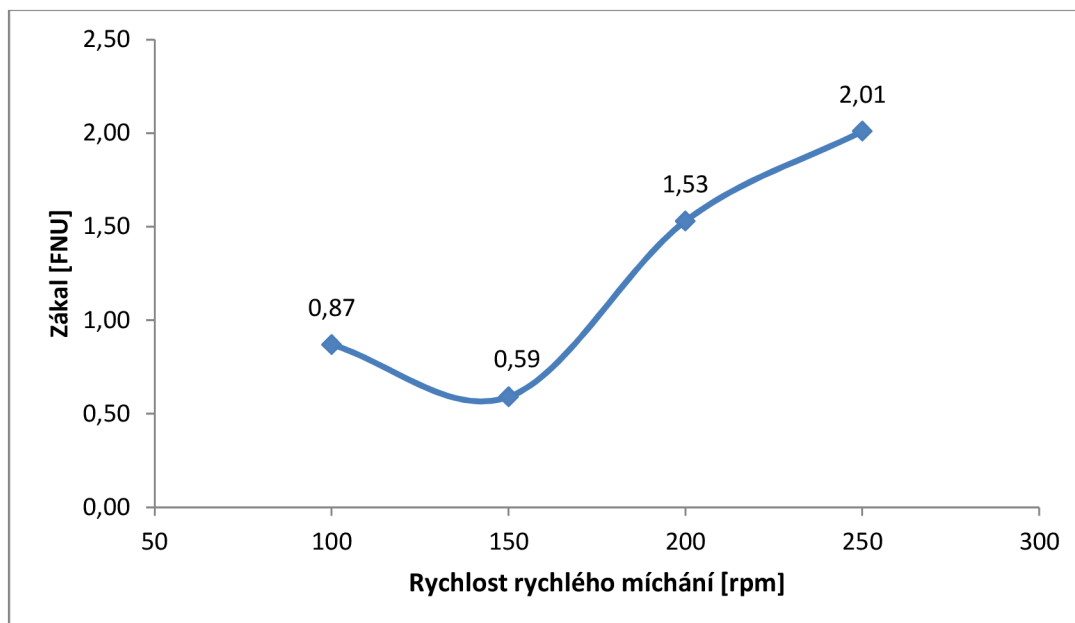
Obr. 5.1.4 Závislost zákalu na změně pH.

Z grafu je patrné, že optimální pH je 7,5.

Další míchání probíhalo při dávce 0,105 ml a pH 7,5, ovšem s různými intenzitami rychlého míchání.

Tab. 5.1.3 Naměřené hodnoty při dávkování kemiflocu – změna rychlosti rychlého míchání.

vzorek	pH	zákal	teplota	dávka	rychlé míchání		pomale míchání		zákal
	surová voda			kemifloc	rychlost	doba	rychlost	doba	t = 60 min
	-	FNU	°C	ml	rpm	min	rpm	min	FNU
1	7,5	6,58	16,8	0,105	100	2	20	20	0,87
2					150				0,59
3					200				1,53
4					250				2,01



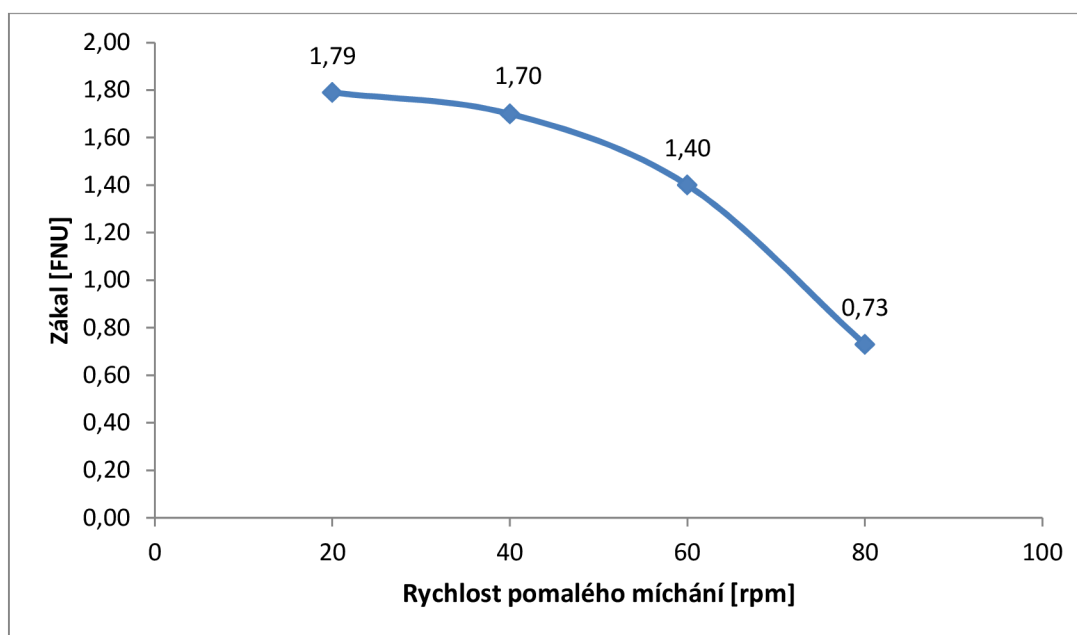
Obr. 5.1.5 Závislost zákalu na změně rychlosti rychlého míchání.

Nejnižší zákal byl naměřen při rychlosti rychlého míchání 150 otáček za minutu.

Následující míchání, jehož cílem je zjistit optimální rychlost pomalého míchání, bylo provedeno se zatím stanovenými optimálními parametry, tedy dávkou kemiflocu 0,105 ml, pH 7,5 a rychlostí rychlého míchání 150 rpm.

Tab. 5.1.4 Naměřené hodnoty při dávkování kemiflocu – změna rychlosti pomalého míchání.

vzorek	pH	zákal	teplota	dávka	rychlé míchání		pomalé míchání		zákal
	surová voda			kemifloc	rychlost	doba	rychlost	doba	t = 60 min
	-	FNU	°C	ml	rpm	min	rpm	min	FNU
1	7,5	6,58	16,8	0,105	150	2	20	20	1,79
2							40		1,70
3							60		1,40
4							80		0,73



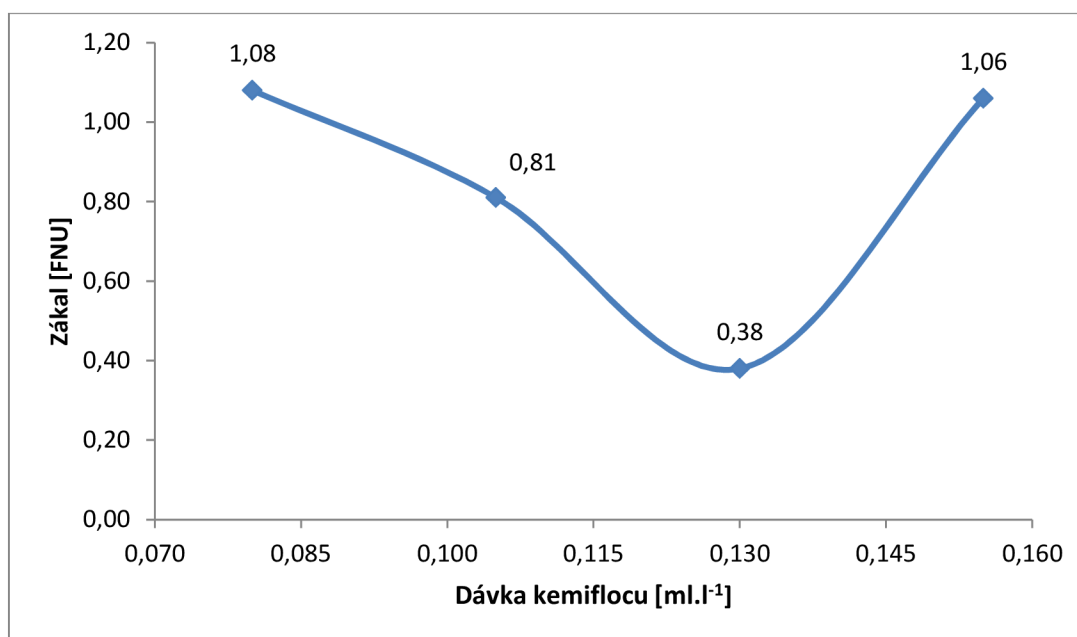
Obr. 5.1.6 Závislost zákalu na změně rychlosti pomalého míchání.

Optimální rychlost pomalého míchání je 80 rpm.

I když máme všechny optimální parametry, je ještě vhodné provést kontrolu dávky destabilizačního činidla, která se může při různých parametrech, než byly nastaveny při jejím původním stanovení, lišit. Tento krok se nazývá optimalizace dávky.

Tab. 5.1.5 Naměřené hodnoty při dávkování kemiflocu – optimalizace dávky.

vzorek	pH	zákal	teplota	dávka	rychlé míchání		pomalé míchání		zákal
	surová voda			kemifloc	rychlost	doba	rychlost	doba	t = 60 min
	-	FNU	°C	ml	rpm	min	rpm	min	FNU
1	7,5	7,6	16,7	0,080	150	2	80	20	1,08
2				0,105					0,81
3				0,130					0,38
4				0,155					1,06



Obr. 5.1.7 Optimalizace dávky - závislost zákalu na dávce kemiflocu.

Nyní máme všechny požadované parametry optimalizované. Při pH 7,5, rychlém míchání 150 rpm s dobou trvání 2 min, pomalém míchání rychlosti 80 rpm po dobu 20 min je optimální dávka kemiflocu 0,130 ml.

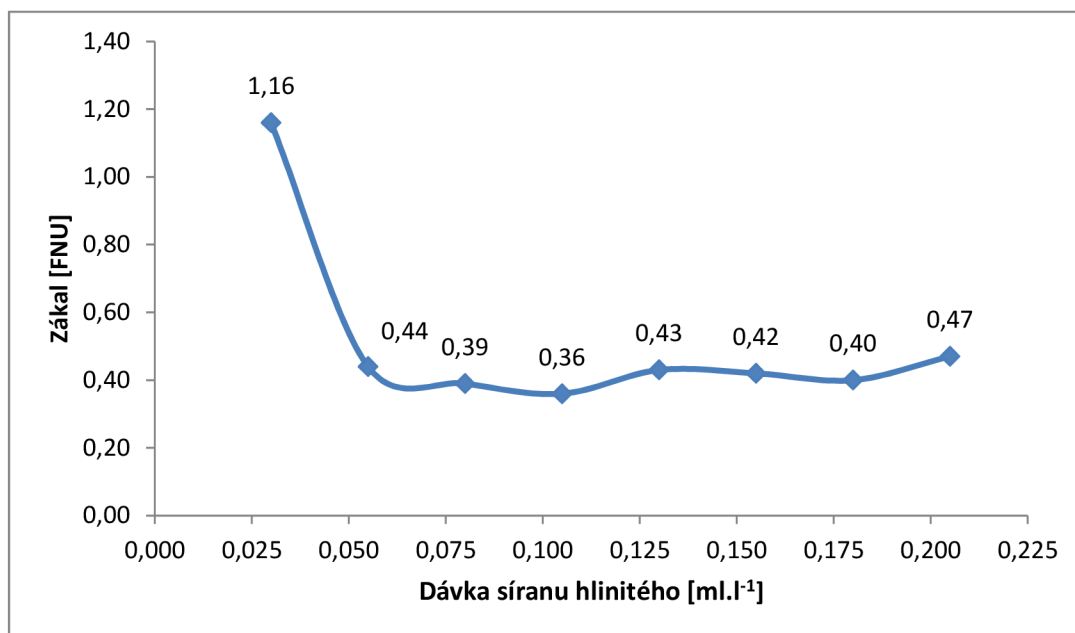
Poznámka: Ve vyhodnocení předchozích měření si lze všimnout, že i pokud provádíme dvě měření s úplně stejnými parametry míchání, tak se může zákal lišit. Je to způsobeno tím, že měření jsou prováděna s různými časovými odstupy, během nichž může dojít k minimální změně vlastností surové vody (teploty, zákalu atd.), jistý vliv mají samozřejmě také nepřesnosti měření. Rozdíly v zákalu naměřeném po úpravě vody se stejnými parametry míchání by však měly být minimální, v řádu setin FNU.

5.1.2 Dávkování síranu hlinitého

Série identických měření jako s kemiflocem (změna dávky, pH, rychlého a pomalého míchání a optimalizace dávky) byla provedena také se síranem hlinitým a poté s PAXem-18.

Tab. 5.1.6 Naměřené hodnoty při dávkování síranu hlinitého – změna dávky.

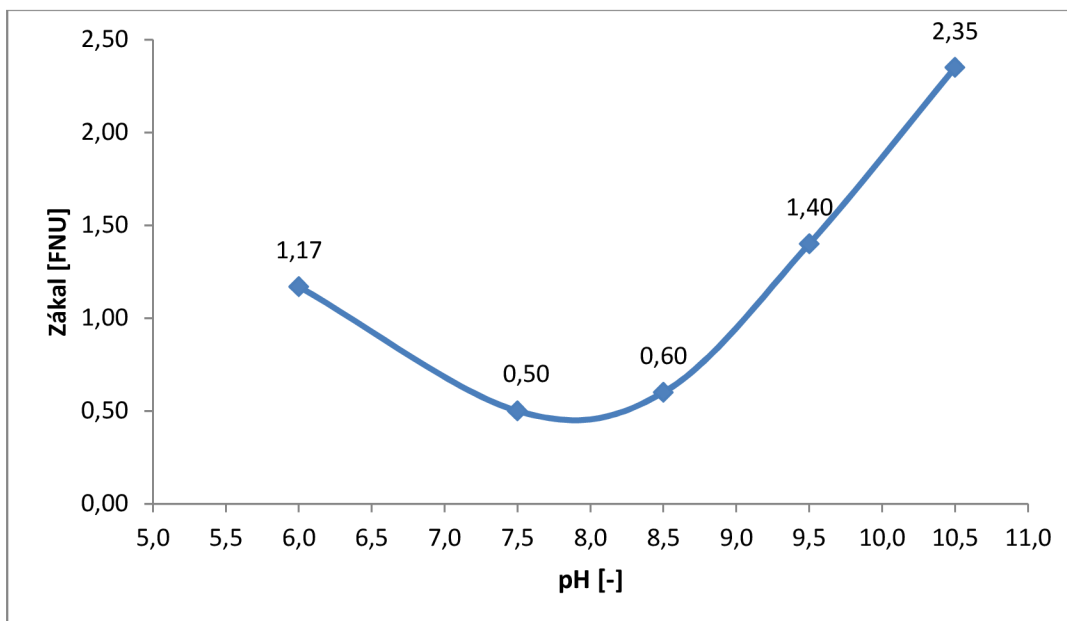
vzorek	pH	zákal	teplota	dávka			rychlé míchání		pomalé míchání		zákal
	surová voda			síran hlinitý			rychlost	doba	rychlost	doba	t = 60 min
	-	FNU	°C	ml	mg	mg	rpm	min	rpm	min	FNU
1	7,5	7,3	17,3	0,030	39	1,6	130	2	20	20	1,16
2				0,055	72	2,9					0,44
3				0,080	105	4,2					0,39
4				0,105	138	5,5					0,36
5				0,130	170	6,8					0,43
6				0,155	203	8,1					0,42
7				0,180	236	9,4					0,40
8				0,205	269	10,7					0,47



Obr. 5.1.8 Závislost zákalu na dávce síranu hlinitého.

Tab. 5.1.7 Naměřené hodnoty při dávkování síranu hlinitého – změna pH.

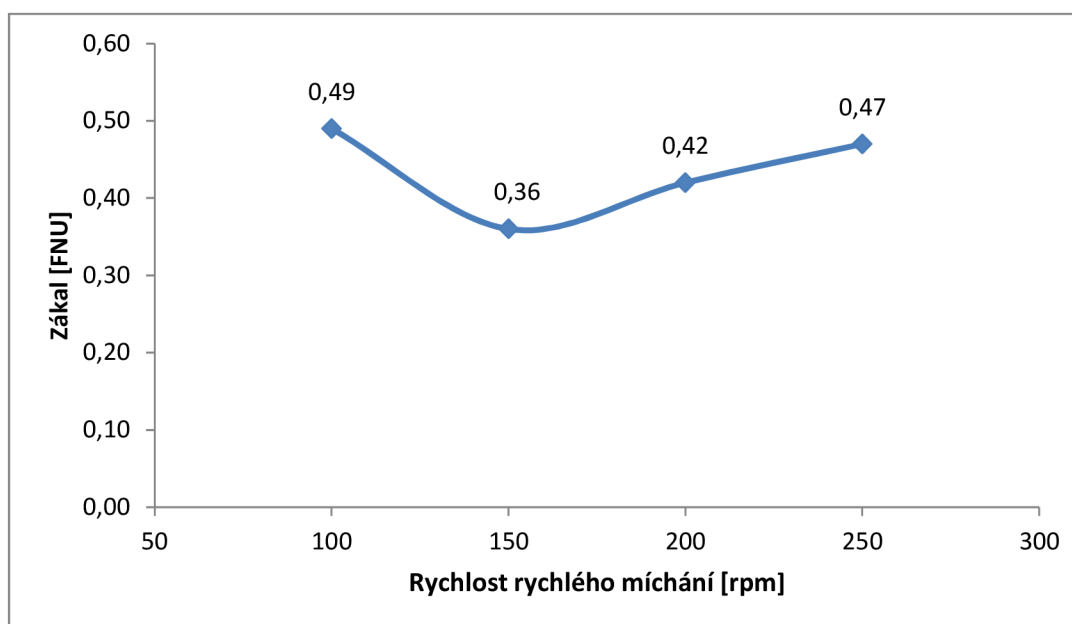
vzorek	pH	zákal	teplota	dávka	rychlé míchání		pomalé míchání		zákal
	surová voda			síran hlinitý	rychlost	doba	rychlost	doba	t = 60 min
	-	FNU	°C	ml	rpm	min	rpm	min	FNU
1	6,0	6,82	17,1	0,105	130	2	20	20	1,17
2	7,5								0,50
3	8,5								0,60
4	9,5								1,40
5	10,5								2,35



Obr. 5.1.9 Závislost zákalu na změně pH.

Tab. 5.1.8 Naměřené hodnoty při dávkování síranu hlinitého – změna rychlosti rychlého míchání.

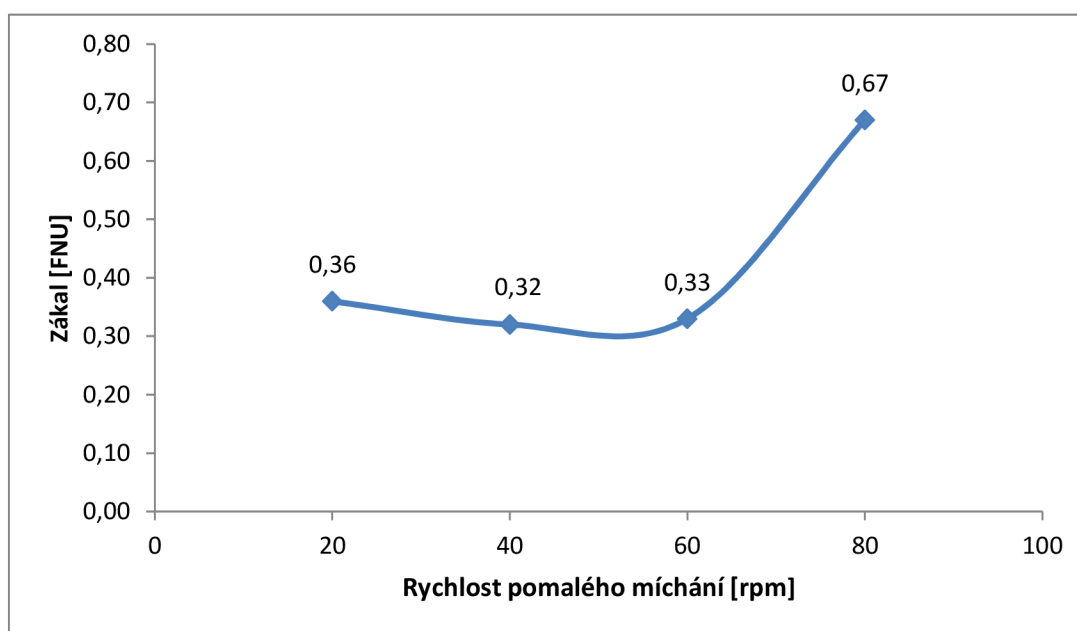
vzorek	pH	zákal	teplota	dávka	rychlé míchání		pomalé míchání		zákal
	surová voda			síran hlinitý	rychlost	doba	rychlost	doba	t = 60 min
	-	FNU	°C	ml	rpm	min	rpm	min	FNU
1	7,5	6,58	16,8	0,105	100	2	20	20	0,49
2					150				0,36
3					200				0,42
4					250				0,47



Obr. 5.1.10 Závislost zákalu na změně rychlosti rychlého míchání.

Tab. 5.1.9 Naměřené hodnoty při dávkování síranu hlinitého – změna rychlosti pomalého míchání.

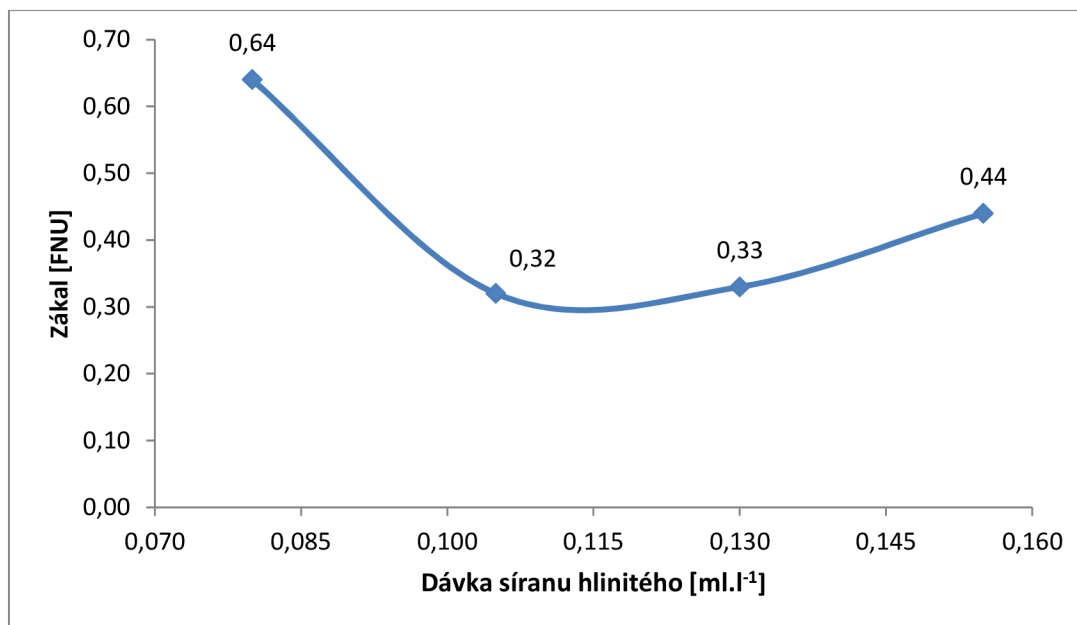
vzorek	pH	zákal	teplota	dávka	rychlé míchání		pomalé míchání		zákal
	surová voda			síran hlinitý	rychlost	doba	rychlost	doba	t = 60 min
	-	FNU	°C	ml	rpm	min	rpm	min	FNU
1	7,5	6,58	16,8	0,105	150	2	20	20	0,36
2							40		0,32
3							60		0,33
4							80		0,67



Obr. 5.1.11 Závislost zákalu na změně rychlosti pomalého míchání.

Tab. 5.1.10 Naměřené hodnoty při dávkování síranu hlinitého – optimalizace dávky.

vzorek	pH	zákal	teplota	dávka	rychlé míchání		pomalé míchání		zákal
	surová voda			síran hlinitý	rychlost	doba	rychlost	doba	t = 60 min
	-	FNU	°C	ml	rpm	min	rpm	min	FNU
1	7,5	7,6	16,7	0,080	150	2	40	20	0,64
2				0,105					0,32
3				0,130					0,33
4				0,155					0,44



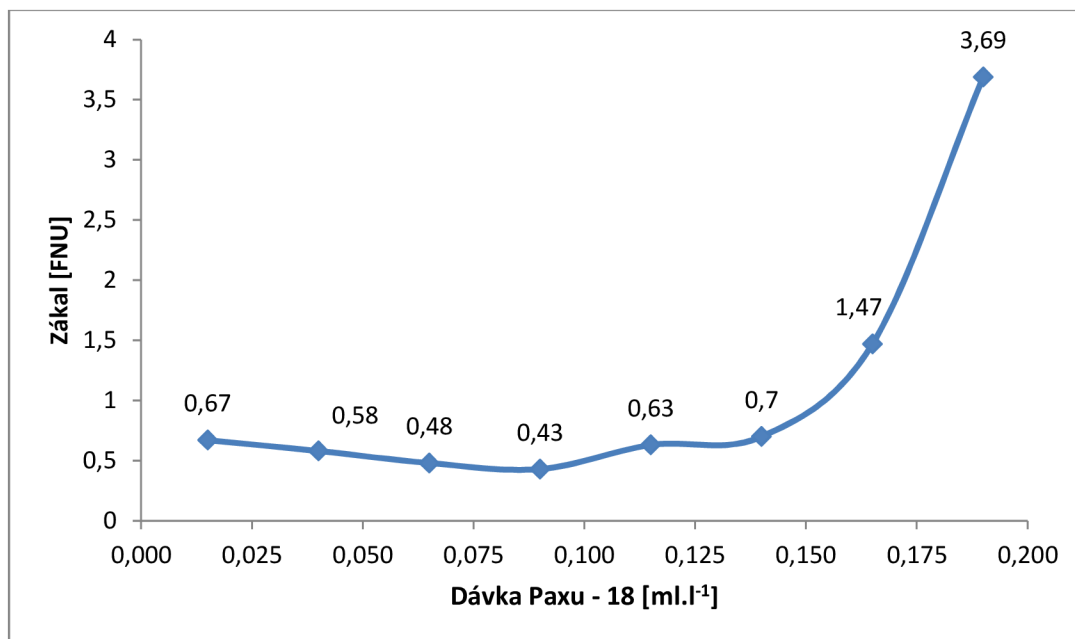
Obr. 5.1.12 Optimalizace dávky – závislost zákalu na dávce síranu hlinitého.

Pro úpravu vody odebrané z těsné blízkosti pod hrází je při pH 7,5, rychlosti rychlého míchání 150 rpm po dobu 2 minut a pomalého míchání 40 rpm po dobu 20 minut optimální dávka síranu hlinitého 0,105 ml/l.

5.1.3 Dávkování PAXu – 18

Tab. 5.1.11 Naměřené hodnoty při dávkování PAXu - 18 - změna dávky.

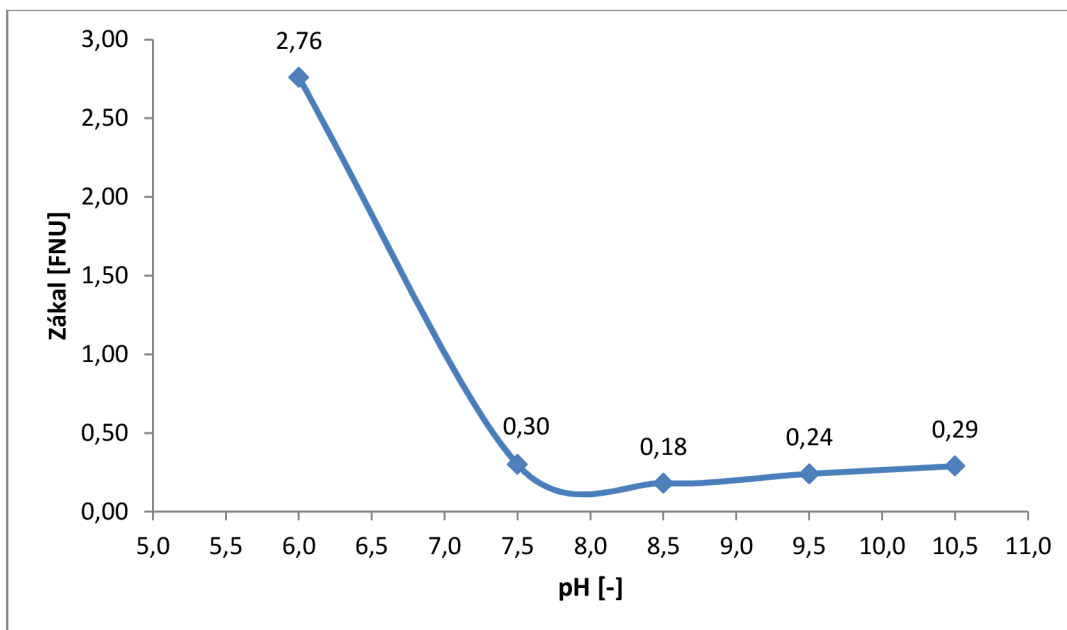
vzorek	pH		zákal	teplota	dávka			rychlé míchání		pomalé míchání		zákal
	surová voda		FNU	°C	PAX - 18		Al	intenzita	doba	intenzita	doba	t = 60 min
	-				ml	mg	mg	rpm	min	rpm	min	TNU
1	7,5	7,3	7,3	17,3	0,015	20	1,8	130	2	20	20	0,67
2					0,040	54	4,9					0,58
3					0,065	88	8,0					0,48
4					0,090	122	11,0					0,43
5					0,115	156	14,1					0,63
6					0,140	190	17,1					0,7
7					0,165	224	20,2					1,47
8					0,190	258	23,3					3,69



Obr. 5.1.13 Závislost zákalu na dávce PAXu - 18.

Tab. 5.1.12 Naměřené hodnoty při dávkování PAXu - 18 - změna pH.

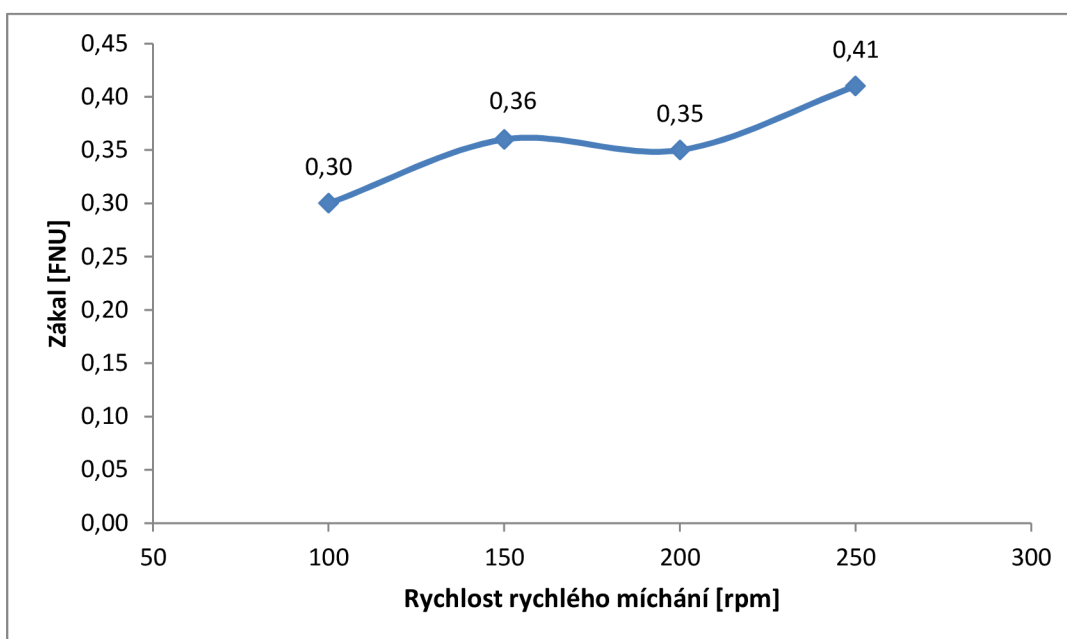
vzorek	pH	zákal	teplota	dávka	rychlé míchání		pomalé míchání		zákal
	surová voda			PAX - 18	rychlost	doba	rychlost	doba	t = 60 min
	-	FNU	°C	ml	rpm	min	rpm	min	FNU
1	6,0	6,82	17,1	0,090	130	2	20	20	2,76
2	7,5								0,30
3	8,5								0,18
4	9,5								0,24
5	10,5								0,29



Obr. 5.1.14 Závislost zákalu na změně pH.

Tab. 5.1.13 Naměřené hodnoty při dávkování PAXu - 18 – změna rychlosti rychlého míchání.

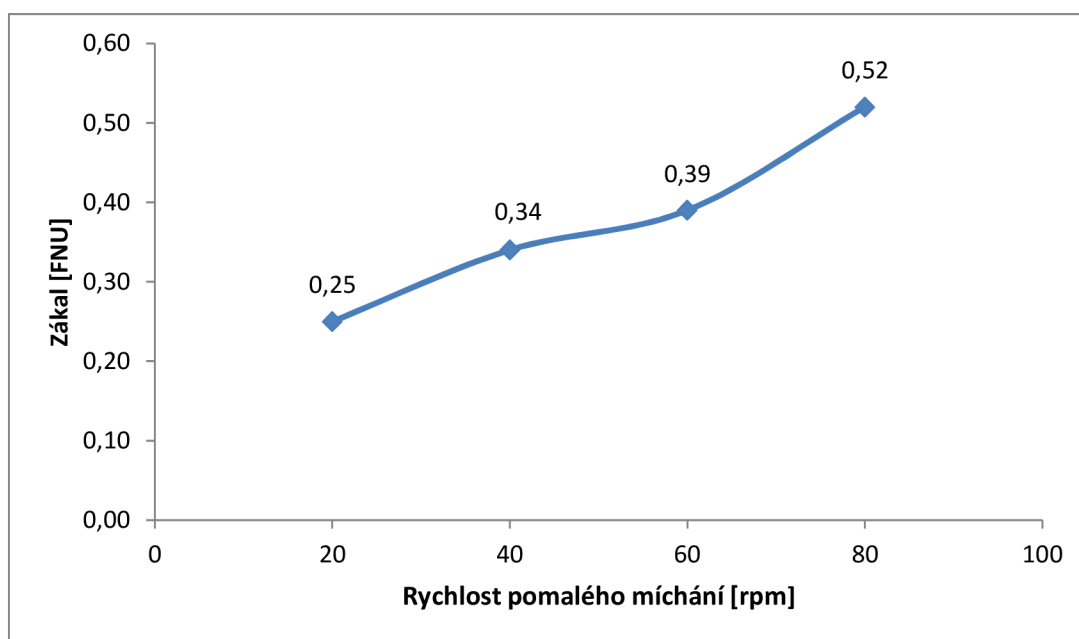
vzorek	pH	zákal	teplota	dávka	rychlé míchání		pomalé míchání		zákal
	surová voda			PAX - 18	rychlost	doba	rychlost	doba	t = 60 min
	-	FNU	°C	ml	rpm	min	rpm	min	FNU
1	8,5	6,58	16,8	0,900	100	2	20	20	0,30
2					150				0,36
3					200				0,35
4					250				0,41



Obr. 5.1.15 Závislost zákalu na změně rychlosti rychlého míchání.

Tab. 5.1.14 Naměřené hodnoty při dávkování PAXu - 18 – změna rychlosti pomalého míchání.

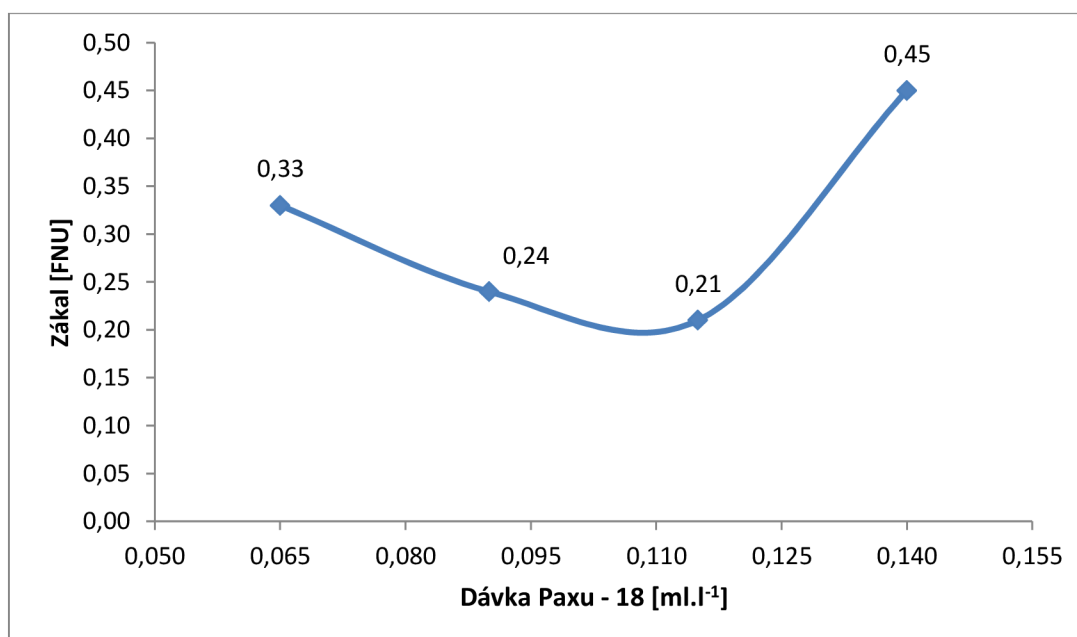
vzorek	pH	zákal	teplota	dávka	rychlé míchání		pomalé míchání		zákal
	surová voda			PAX - 18	rychlost	doba	rychlost	doba	t = 60 min
	-	FNU	°C	ml	rpm	min	rpm	min	FNU
1	8,5	6,58	16,8	0,090	100	2	20	20	0,25
2							40		0,34
3							60		0,39
4							80		0,52



Obr. 5.1.16 Závislost zákalu na změně rychlosti pomalého míchání.

Tab. 5.1.15 Naměřené hodnoty při dávkování PAXu - 18 – optimalizace dávky.

vzorek	pH	zákal	teplota	dávka	rychlé míchání		pomalé míchání		zákal
	surová voda			PAX - 18	rychlost	doba	rychlost	doba	t = 60 min
	-	FNU	°C	ml	rpm	min	rpm	min	FNU
1	8,5	7,6	16,7	0,065	100	2	20	20	0,33
2				0,090					0,24
3				0,115					0,21
4				0,140					0,45



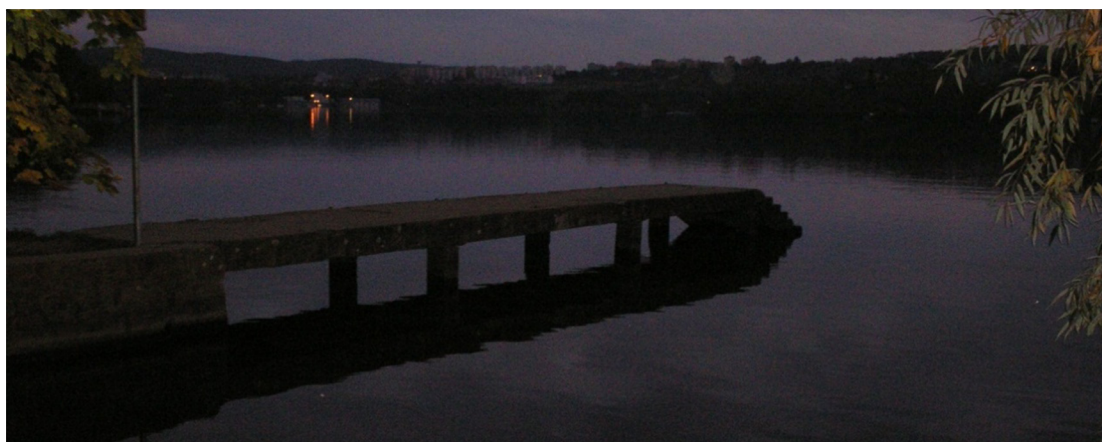
Obr. 5.1.17 Optimalizace dávky - závislost zákalu na dávce PAXu - 18.

Při pH 8,5, rychlém míchání o rychlosti 100 rpm po dobu 2 minut, pomalém míchání o rychlosti 20 rpm po dobu 20 minut je optimální dávka PAXu-18 0,115 ml/l.

Z důvodu velké časové náročnosti optimalizace rychlého a pomalého míchání byly u následujících měření prováděných na surové vodě odebrané z odběrných míst 2 až 5 ponechány optimální parametry rychlosti míchání pro jednotlivé koagulanty z optimalizace provedené pro vodu z odběrného místa č. 1 (pod hrází). Rychlost rychlého míchání byla tedy ponechána pro míchání s kemiflocem na 150 rpm, pro síran hlinitý 150 rpm a pro PAX-18 100 rpm po dobu 2 minut. Pomalé míchání bylo prováděno po dobu 20 minut s rychlostí 80 rpm u kemiflocu, 40 rpm u síranu hlinitého a 20 rpm u PAXu-18.

5.2 ODBĚRNÉ MÍSTO 2 – SOKOLSKÉ KOUPALIŠTĚ

Další odběrné místo se nachází v oblasti Sokolského koupaliště. Voda byla odebrána 1.10.2012 do dvou 30 litrových barelů cca 50 cm pod hladinou přehrady asi 8 m od břehu. Teplota vody v době odběru byla 17,5 °C a CHSK_{Cr} 34 mg/l.

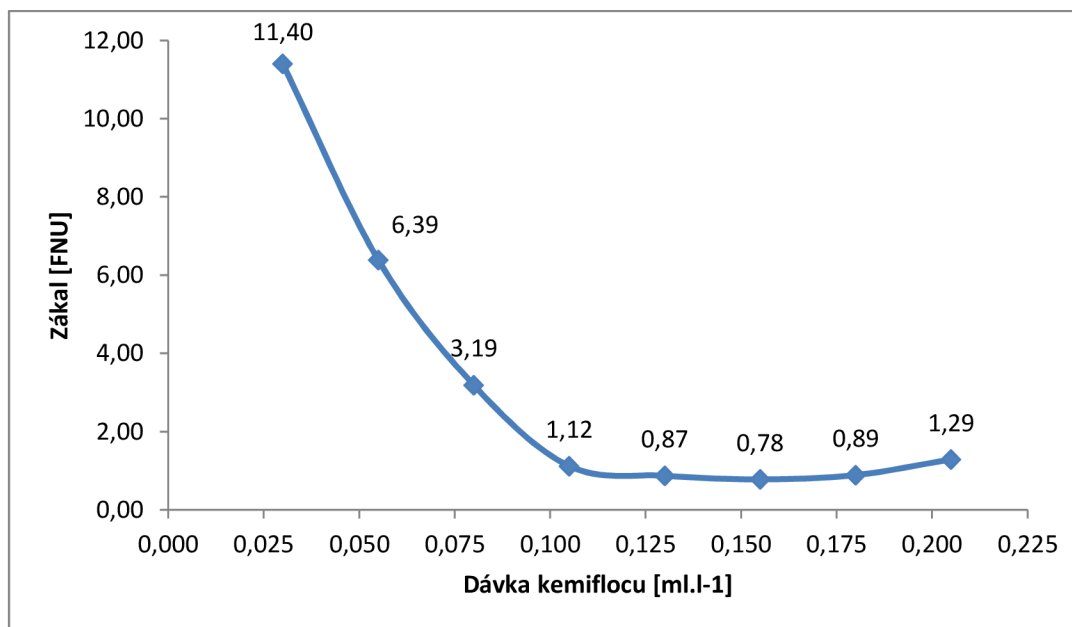


Obr. 5.2.1 Odběrné místo 2 – Sokolské koupaliště.

5.2.1 Dávkování kemiflocu

Tab. 5.2.1 Naměřené hodnoty při dávkování kemiflocu - změna dávky.

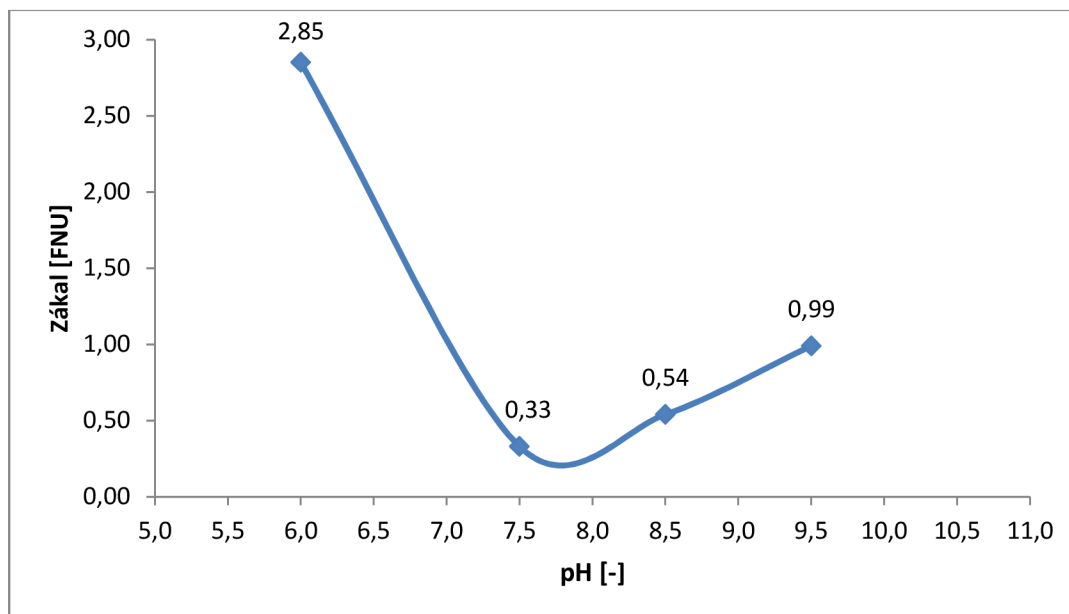
vzorek	pH	zákal	teplota	dávka			rychlé míchání		pomalé míchání		zákal
	surová voda			kemifloc		Fe	rychlost	doba	rychlost	doba	t = 60 min
	-	FNU	°C	ml	mg	mg	rpm	min	rpm	min	FNU
1	7,4	5,85	17,1	0,030	45	5,1	150	2	80	20	11,40
2				0,055	82	9,4					6,39
3				0,080	119	13,7					3,19
4				0,105	156	17,9					1,12
5				0,130	193	22,2					0,87
6				0,155	230	26,5					0,78
7				0,180	267	30,7					0,89
8				0,205	304	35,0					1,29



Obr. 5.2.2 Závislost zákalu na dávce kemiflocu.

Tab. 5.2.2 Naměřené hodnoty při dávkování kemiflocu - změna pH.

vzorek	pH	zákal	teplota	dávka	rychlé míchání		pomalé míchání		zákal
	surová voda			kemifloc	rychlost	doba	rychlost	doba	t = 60 min
	-	FNU	°C	ml	rpm	min	rpm	min	FNU
1	6,0	5,6	17,2	0,155	150	2	80	20	2,85
2	7,5								0,33
3	8,5								0,54
4	9,5								0,99



Obr. 5.2.3 Závislost zákalu na změně pH.

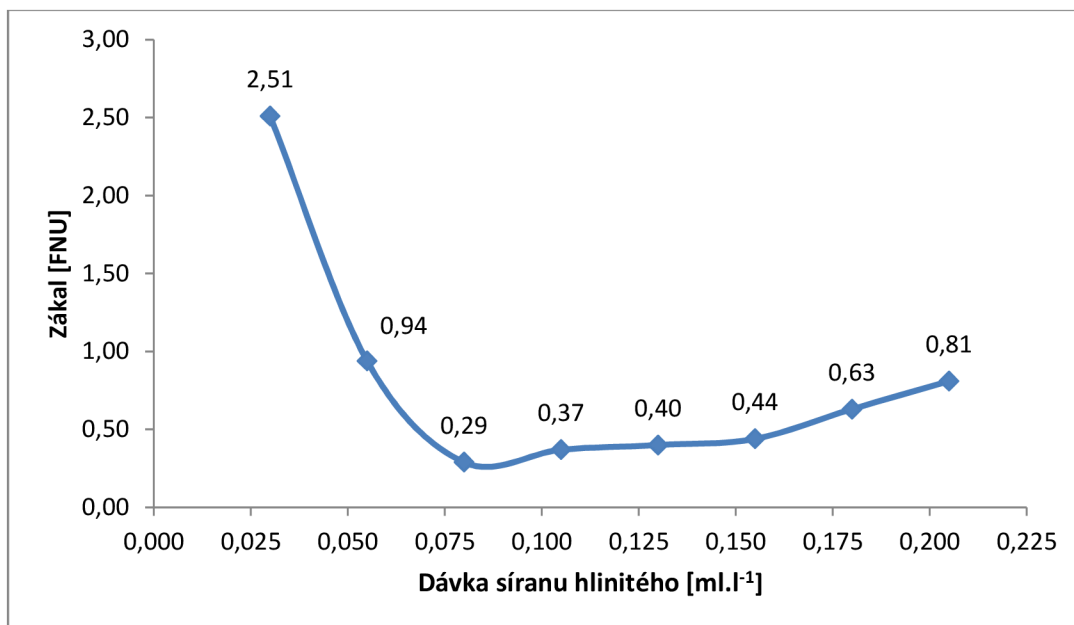
Protože optimální hodnota pH je přibližně stejná jako hodnota, s níž byla prováděna změna dávky, tak již není potřeba dělat optimalizaci dávky.

Optimální dávka kemiflocu je 0,155 ml/l, optimální pH se pohybuje kolem hodnoty 7,5.

5.2.2 Dávkování síranu hlinitého

Tab. 5.2.3 Naměřené hodnoty při dávkování síranu hlinitého - změna dávky.

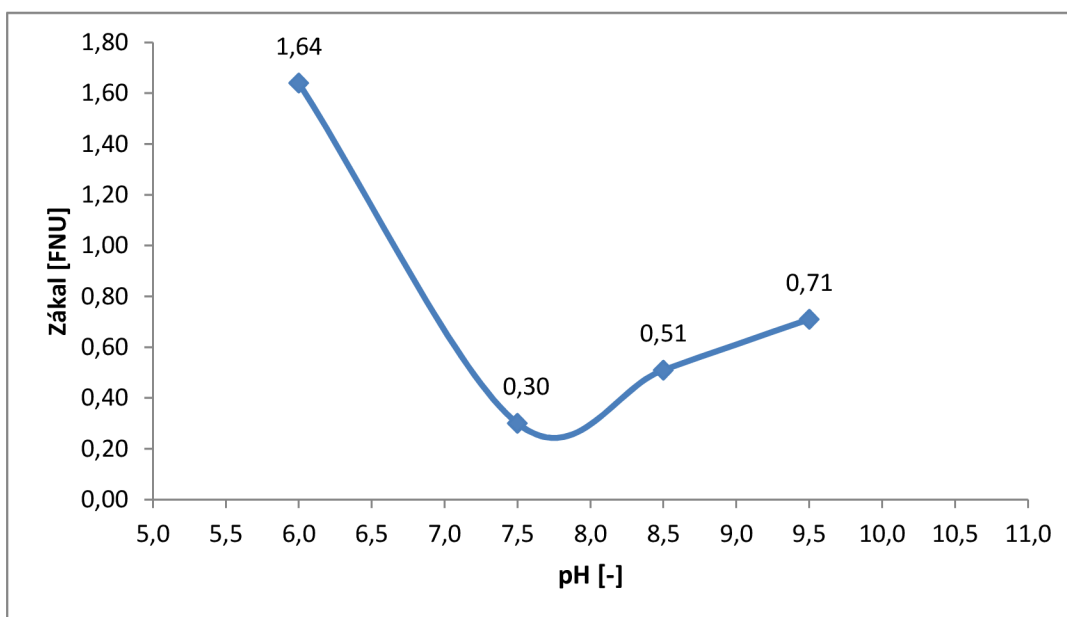
vzorek	pH	zákal	teplota	dávka			rychlé míchání		pomalé míchání		zákal
	surová voda			síran hlinitý			rychlost	doba	rychlost	doba	t = 60 min
	-	FNU	°C	ml	mg	mg	rpm	min	rpm	min	FNU
1	7,4	5,85	17,1	0,030	39	1,6	150	2	40	20	2,51
2				0,055	72	2,9					0,94
3				0,080	105	4,2					0,29
4				0,105	138	5,5					0,37
5				0,130	170	6,8					0,40
6				0,155	203	8,1					0,44
7				0,180	236	9,4					0,63
8				0,205	269	10,7					0,81



Obr. 5.2.3 Závislost zákalu na dávce síranu hlinitého.

Tab. 5.2.4 Naměřené hodnoty při dávkování síranu hlinitého - změna pH.

vzorek	pH	zákal	teplota	dávka	rychlé míchání		pomalé míchání		zákal
		surová voda		síran hlinitý	rychlost	doba	rychlost	doba	t = 60 min
	-	FNU	°C	ml	rpm	min	rpm	min	FNU
1	6,0	5,6	17,2	0,080	150	2	40	20	1,64
2	7,5								0,30
3	8,5								0,51
4	9,5								0,71



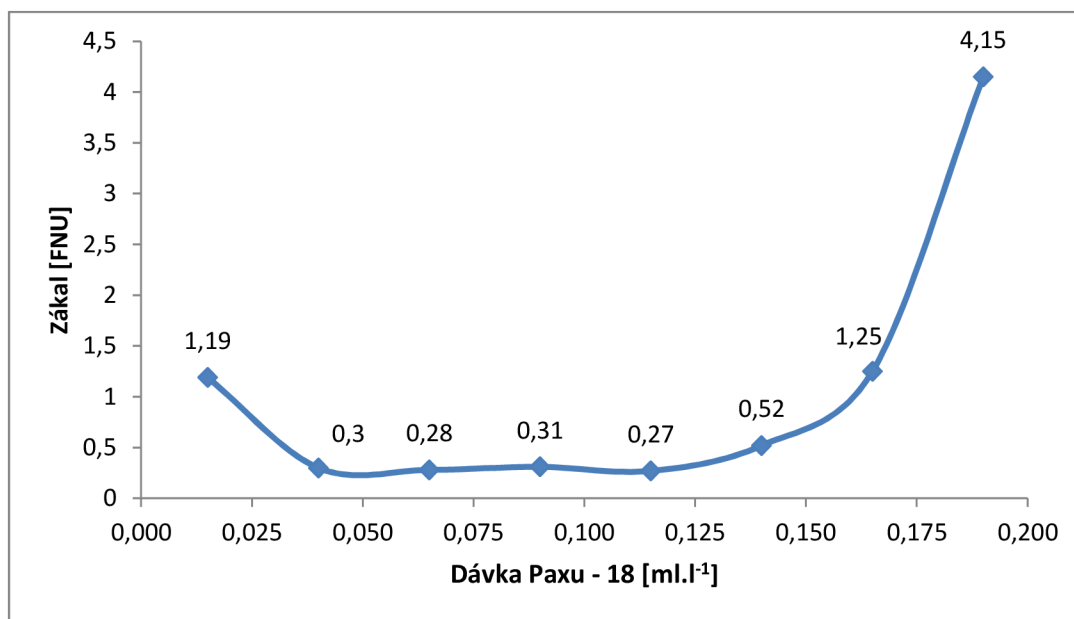
Obr. 5.2.4 Závislost zákalu na změně pH.

Optimální dávka síranu hlinitého je 0,08 ml/l, optimální pH se pohybuje kolem hodnoty 7,5.

5.2.3 Dávkování PAXu – 18

Tab. 5.2.5 Naměřené hodnoty při dávkování PAXu - 18 - změna dávky.

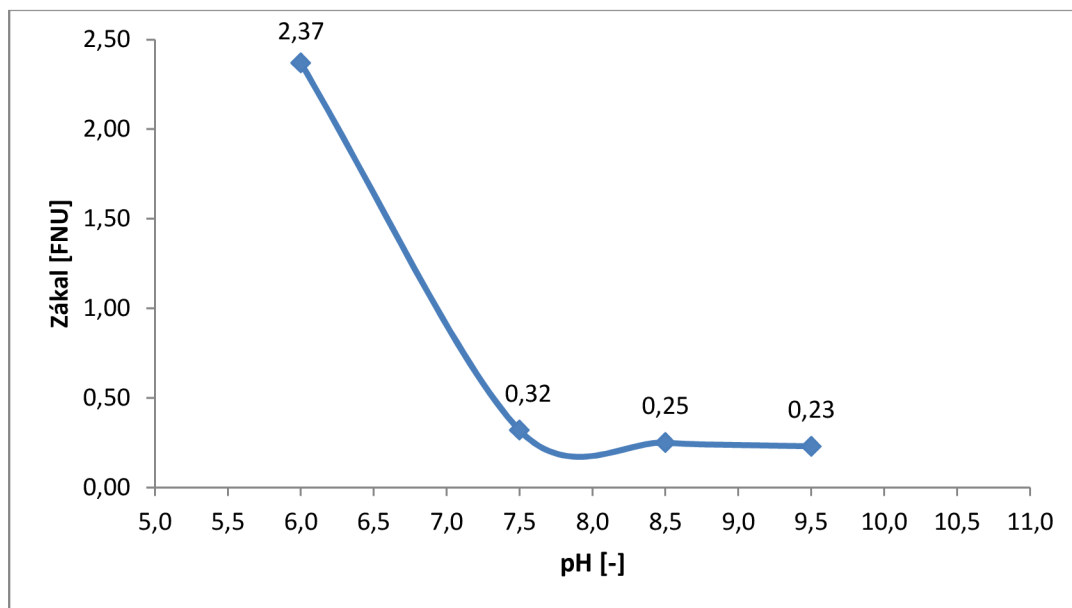
vzorek	pH	zákal	teplota	dávka			rychlé míchání		pomalé míchání		zákal
	surová voda			PAX - 18			intenzita	doba	intenzita	doba	t = 60 min
	-	FNU	°C	ml	mg	mg	rpm	min	rpm	min	TNU
1	7,4	5,85	17,1	0,015	20	1,8	100	2	20	20	1,19
2				0,040	54	4,9					0,3
3				0,065	88	8,0					0,28
4				0,090	122	11,0					0,31
5				0,115	156	14,1					0,27
6				0,140	190	17,1					0,52
7				0,165	224	20,2					1,25
8				0,190	258	23,3					4,15



Obr. 5.2.5 Závislost zákalu na dávce PAXu - 18.

Tab. 5.2.6 Naměřené hodnoty při dávkování PAXu - 18 - změna pH.

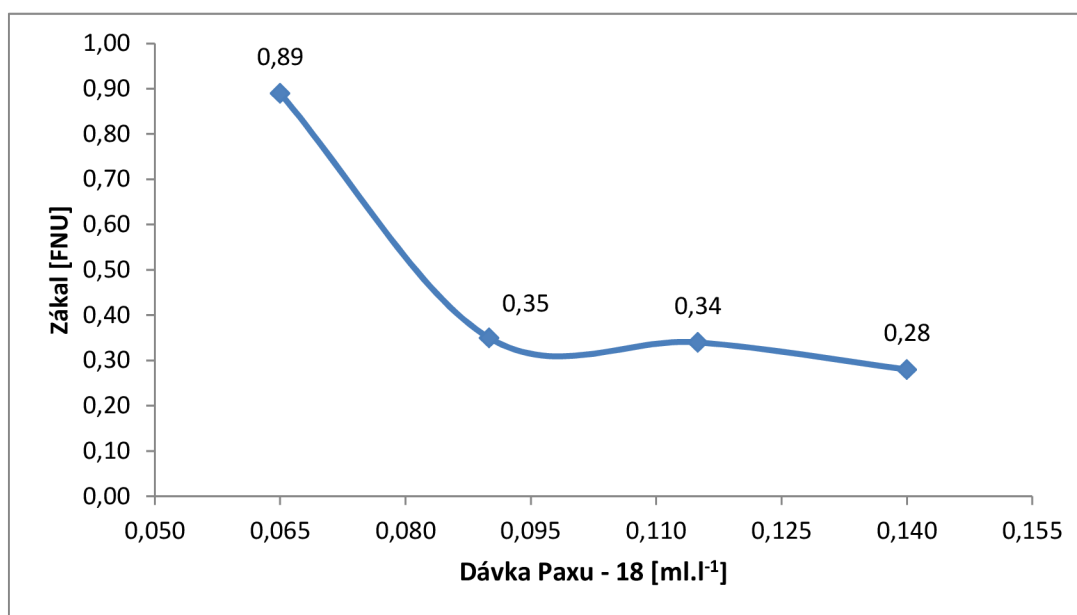
vzorek	pH	zákal	teplota	dávka	rychlé míchání		pomalé míchání		zákal
	surová voda			PAX - 18	rychlost	doba	rychlost	doba	t = 60 min
	-	FNU	°C	ml	rpm	min	rpm	min	FNU
1	6,0	5,6	17,2	0,115	100	2	20	20	2,37
2	7,5								0,32
3	8,5								0,25
4	9,5								0,23



Obr. 5.2.6 Závislost zákalu na změně pH.

Tab. 5.2.7 Naměřené hodnoty při dávkování PAXu - 18 – optimalizace dávky.

vzorek	pH	zákal	teplota	dávka	rychlé míchání		pomale míchání		zákal
	surová voda			PAX - 18	rychlost	doba	rychlost	doba	t = 60 min
	-	FNU	°C	ml	rpm	min	rpm	min	FNU
1	9,5	5,65	17,3	0,065	100	2	20	20	0,89
2				0,090					0,35
3				0,115					0,34
4				0,140					0,28



Obr. 5.2.7 Optimalizace dávky - závislost zákalu na dávce PAXu - 18.

Optimální dávka PAXu-18 je 0,140 ml/l, optimální pH je 9,5.

5.3 ODBĚRNÉ MÍSTO 3 – KOZÍ HORKA

Třetí vzorek surové vody byl odebrán v oblasti Kozí horka. Voda byla odebrána 1.10.2012 do dvou 30 litrových barelů cca 50 cm pod hladinou přehrady asi 3 m od břehu. Teplota vody v době odběru byla 17,5 °C, CHSK_{Cr} 36 mg/l.

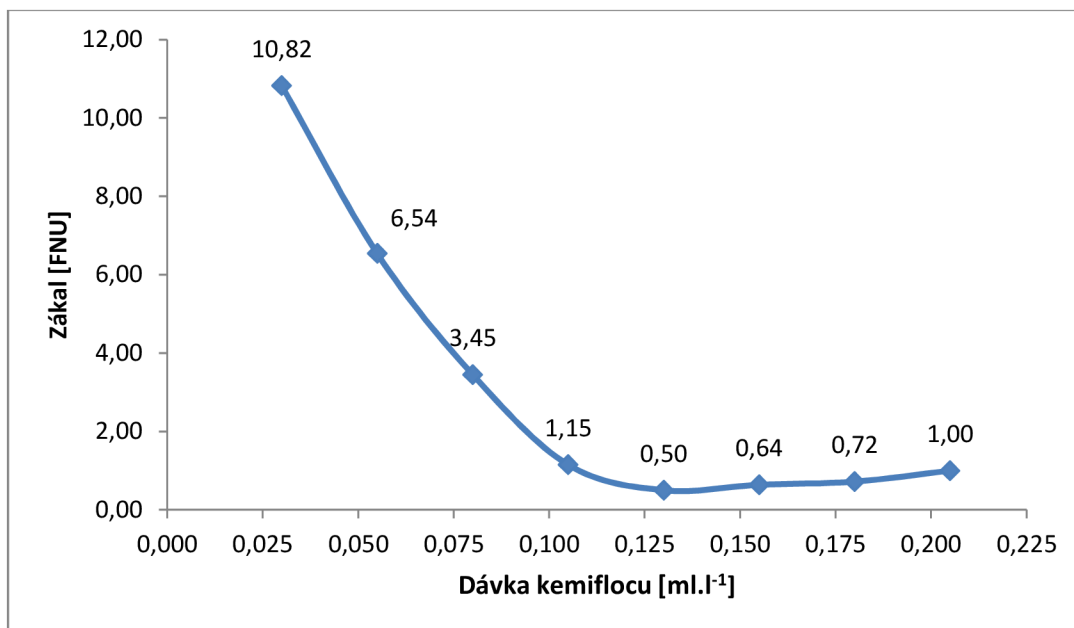


Obr. 5.3.1 Odběrné místo 3 – Kozí horka.

5.3.1 Dávkování kemiflocu

Tab. 5.3.1 Naměřené hodnoty při dávkování kemiflocu - změna dávky.

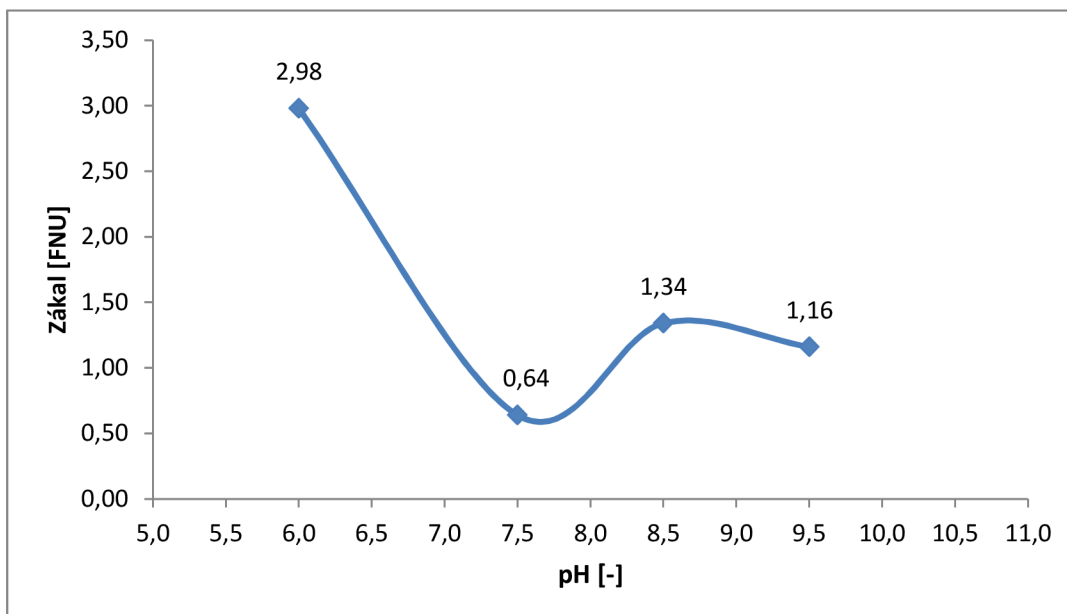
vzorek	pH	zákal	teplota	dávka			rychlé míchání		pomalé míchání		zákal
	surová voda			kemifloc			rychlost	doba	rychlost	doba	t = 60 min
	-	FNU	°C	ml	mg	mg	rpm	min	rpm	min	FNU
1	7,6	5,23	16,1	0,030	45	5,1	150	2	80	20	10,82
2				0,055	82	9,4					6,54
3				0,080	119	13,7					3,45
4				0,105	156	17,9					1,15
5				0,130	193	22,2					0,50
6				0,155	230	26,5					0,64
7				0,180	267	30,7					0,72
8				0,205	304	35,0					1,00



Obr. 5.3.2 Závislost zákalu na dávce kemiflocu.

Tab. 5.3.2 Naměřené hodnoty při dávkování kemiflocu - změna pH.

vzorek	pH	zákal	teplota	dávka	rychlé míchání		pomalé míchání		zákal
	surová voda		°C	kemifloc	rychlost	doba	rychlost	doba	t = 60 min
	-	FNU		ml	rpm	min	rpm	min	FNU
1	6,0	5,08	16	0,130	150	2	80	20	2,98
2	7,5								0,64
3	8,5								1,34
4	9,5								1,16



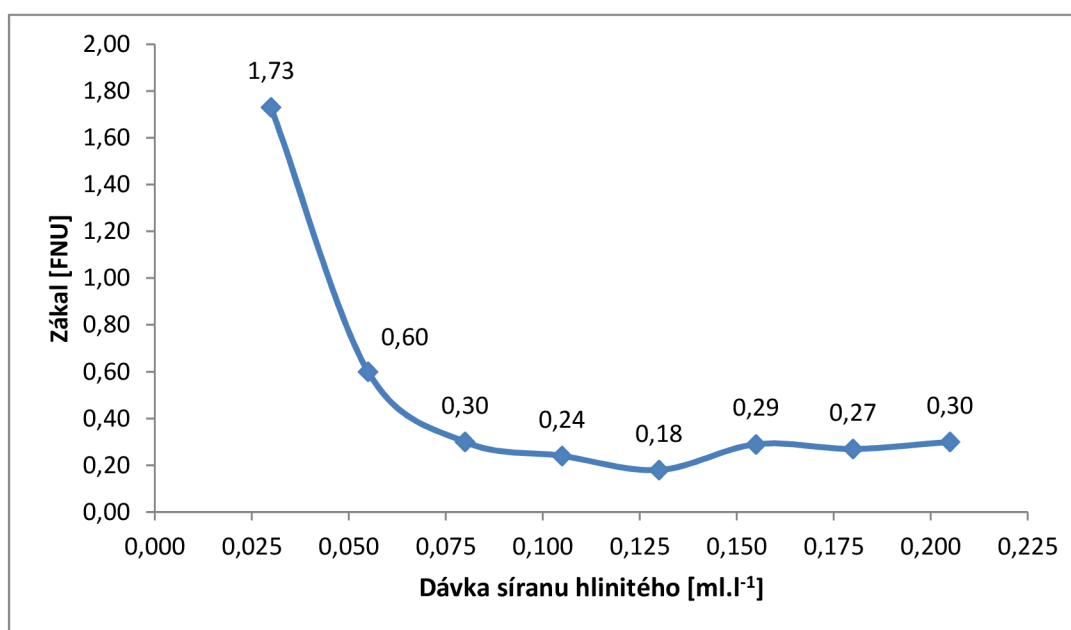
Obr. 5.3.3 Závislost zákalu na změně pH.

Optimální dávka kemiflocu při pH kolem 7,5 je 0,130 ml/l.

5.3.2 Dávkování síranu hlinitého

Tab. 5.3.3 Naměřené hodnoty při dávkování síranu hlinitého - změna dávky.

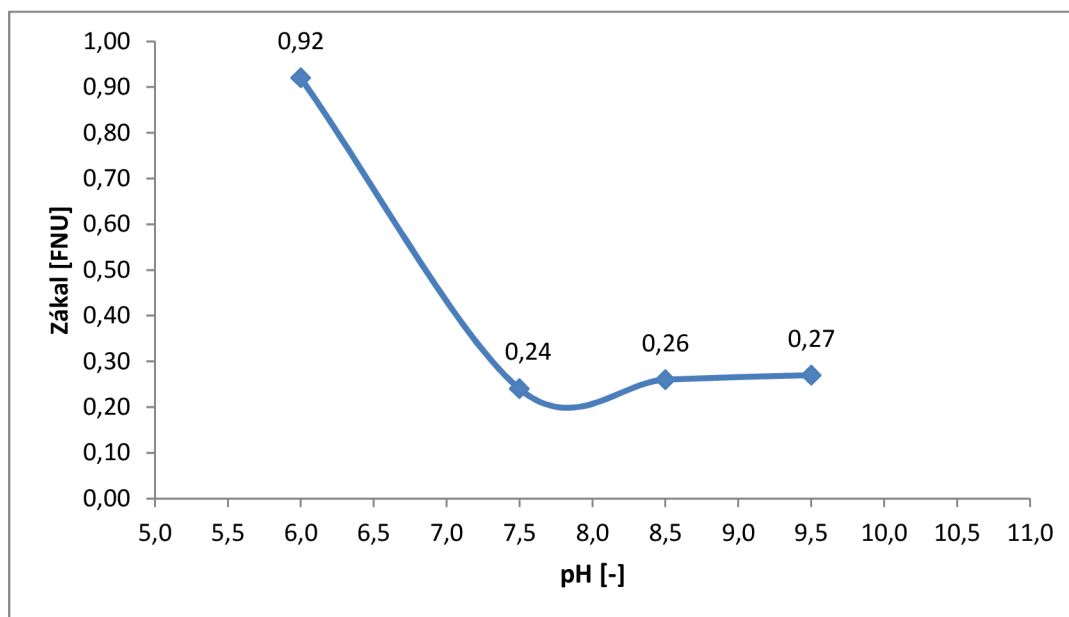
vzorek	pH	zákal	teplota	dávka			rychlé míchání		pomalé míchání		zákal
	surová voda			síran hlinitý			rychlost	doba	rychlost	doba	t = 60 min
	-	FNU	°C	ml	mg	mg	rpm	min	rpm	min	FNU
1	7,6	5,23	16,1	0,030	39	1,6	150	2	40	20	1,73
2				0,055	72	2,9					0,60
3				0,080	105	4,2					0,30
4				0,105	138	5,5					0,24
5				0,130	170	6,8					0,18
6				0,155	203	8,1					0,29
7				0,180	236	9,4					0,27
8				0,205	269	10,7					0,30



Obr. 5.3.4 Závislost zákalu na dávce síranu hlinitého.

Tab. 5.3.4 Naměřené hodnoty při dávkování síranu hlinitého - změna pH.

vzorek	pH	zákal	teplota	dávka	rychlé míchání		pomalé míchání		zákal
	surová voda			síran hlinitý	rychlost	doba	rychlost	doba	t = 60 min
	-	FNU	°C	ml	rpm	min	rpm	min	FNU
1	6,0	5,1	16,0	0,130	150	2	40	20	0,92
2	7,5								0,24
3	8,5								0,26
4	9,5								0,27



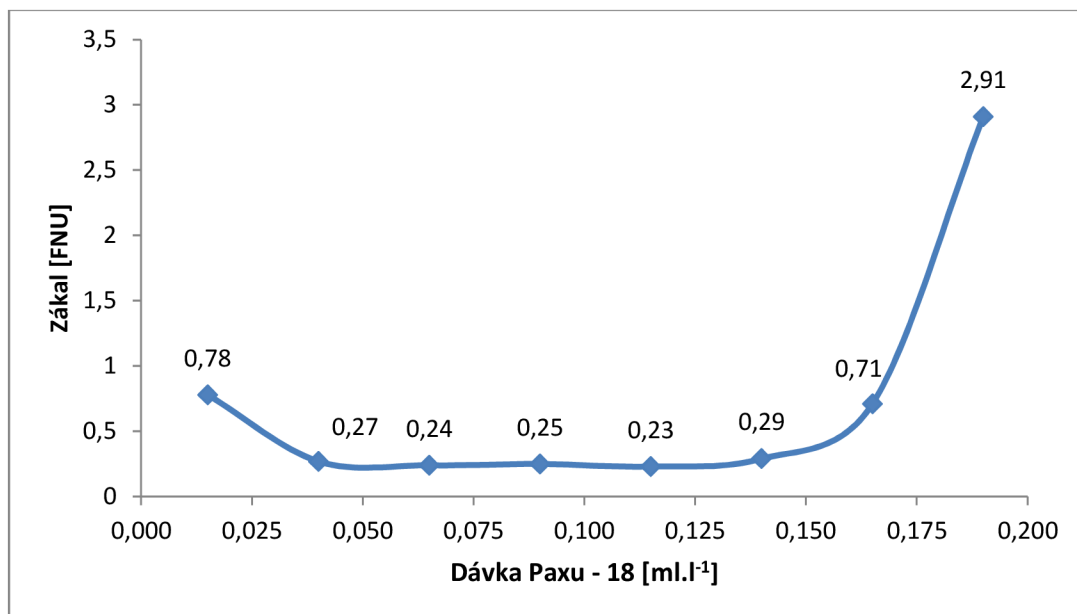
Obr. 5.3.5 Závislost zákalu na změně pH.

Optimální dávka síranu hlinitého při pH kolem 7,5 je 0,130 ml/l.

5.3.3 Dávkování PAXu – 18

Tab. 5.3.5 Naměřené hodnoty při dávkování PAXu - 18 - změna dávky.

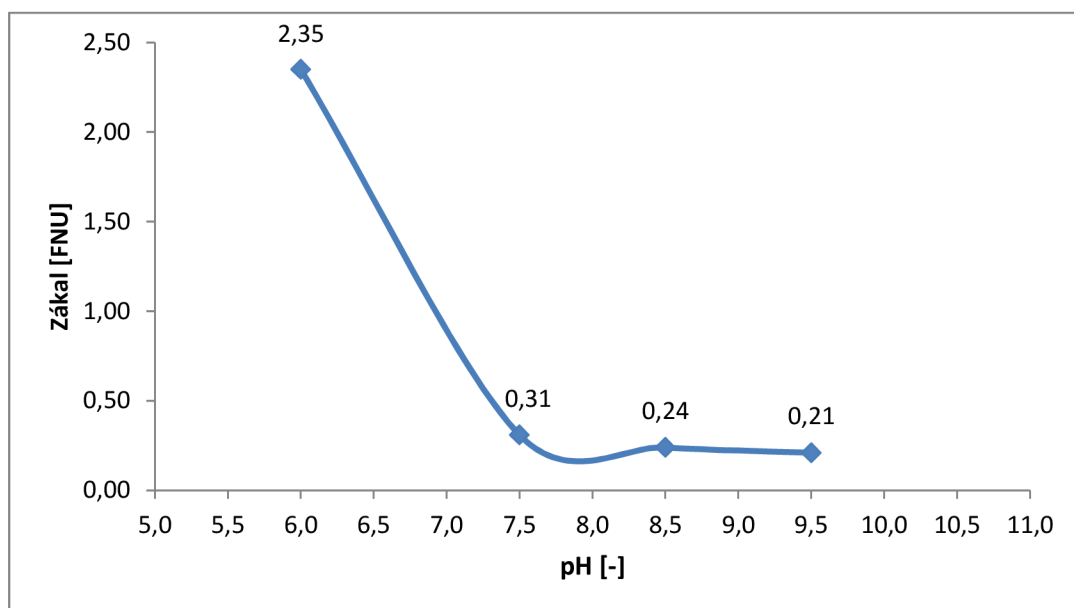
vzorek	pH	zákal	teplota	dávka			rychlé míchání		pomalé míchání		zákal	
	surová voda			PAX - 18			Al	intenzita	doba	intenzita	doba	t = 60 min
	-	FNU	°C	ml	mg	mg	rpm	min	rpm	min	TNU	
1	7,6	5,23	16,1	0,015	20	1,8	100	2	20	20	0,78	
2				0,040	54	4,9					0,27	
3				0,065	88	8,0					0,24	
4				0,090	122	11,0					0,25	
5				0,115	156	14,1					0,23	
6				0,140	190	17,1					0,29	
7				0,165	224	20,2					0,71	
8				0,190	258	23,3					2,91	



Obr. 5.3.6 Závislost zákalu na dávce PAXu - 18.

Tab. 5.3.6 Naměřené hodnoty při dávkování PAXu - 18 - změna pH.

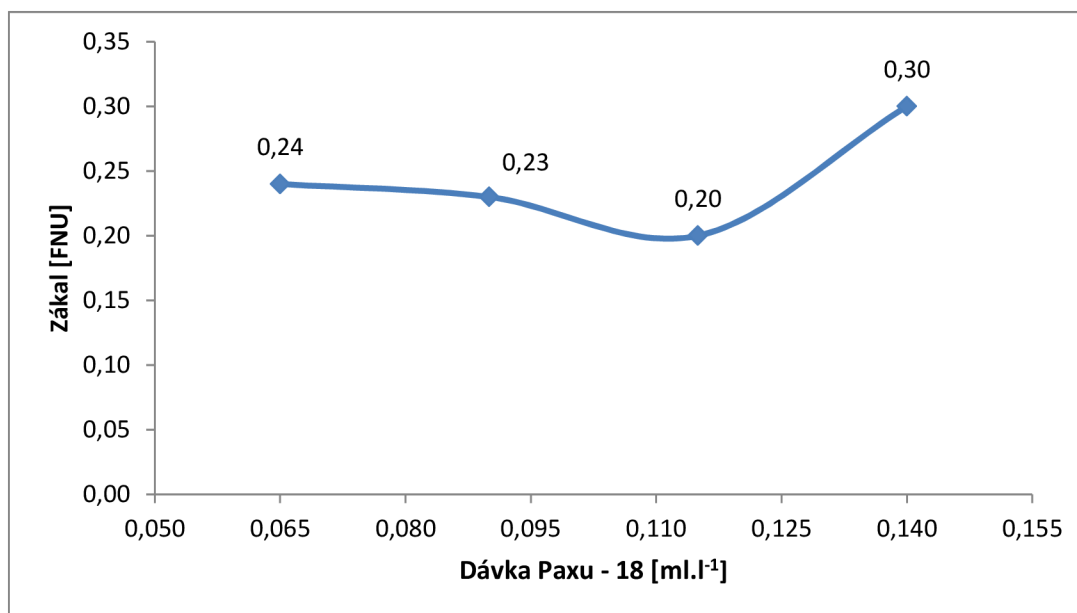
vzorek	pH	zákal	teplota	dávka	rychlé míchání		pomalé míchání		zákal
	surová voda		°C	PAX - 18	rychlost	doba	rychlost	doba	t = 60 min
	-	FNU		ml	rpm	min	rpm	min	FNU
1	6,0	5,1	16,0	0,115	100	2	20	20	2,35
2	7,5								0,31
3	8,5								0,24
4	9,5								0,21



Obr. 5.3.7 Závislost zákalu na změně pH.

Tab. 5.3.7 Naměřené hodnoty při dávkování PAXu - 18 – optimalizace dávky.

vzorek	pH	zákal	teplota	dávka	rychlé míchání		pomalé míchání		zákal
	surová voda			PAX - 18	rychlost	doba	rychlost	doba	t = 60 min
	-	FNU	°C	ml	rpm	min	rpm	min	FNU
1	9,5	5,08	16	0,065	100	2	20	20	0,24
2				0,090					0,23
3				0,115					0,20
4				0,140					0,30



Obr. 5.3.8 Optimalizace dávky - závislost zákalu na dávce PAXu - 18.

Optimální dávka síranu hlinitého při pH 9,5 je 0,115 ml/l.

5.4 ODBĚRNÉ MÍSTO 4 - ROKLE

Čtvrtý vzorek surové vody byl odebrán v oblasti Rokle. Voda byla odebrána 8.10.2012 do dvou 30 litrových barelů cca 50 cm pod hladinou přehrady asi 5 m od břehu. Teplota vody v době odběru byla 15,8 °C, CHSK_{Cr} 22 mg/l.

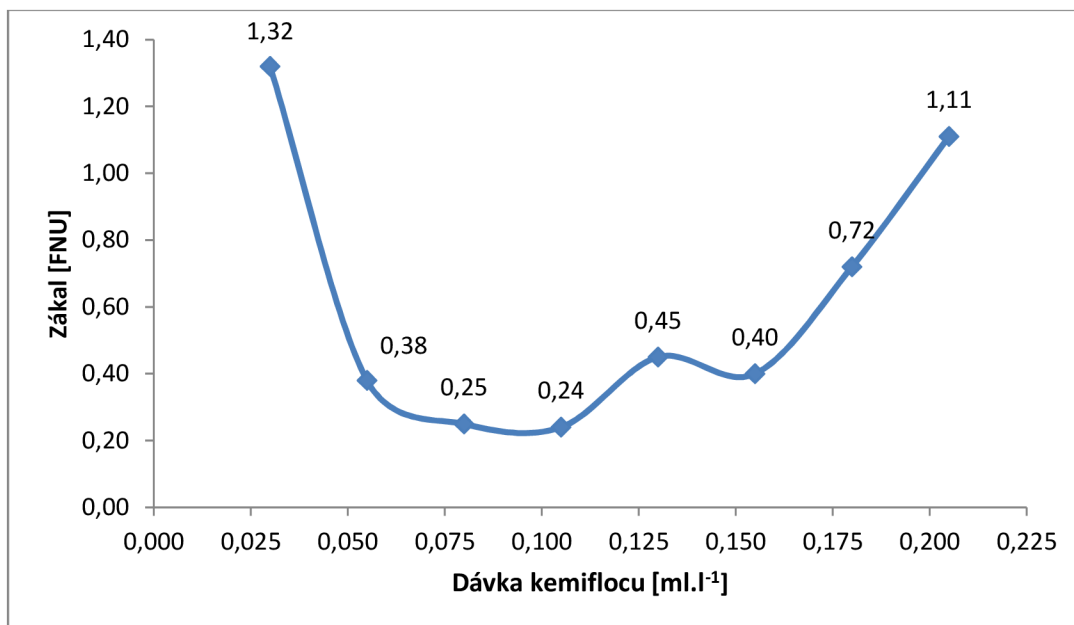


Obr. 5.4.1 Odběrné místo 4 – Rokle.

5.4.1 Dávkování kemiflocu

Tab. 5.4.1 Naměřené hodnoty při dávkování kemiflocu - změna dávky.

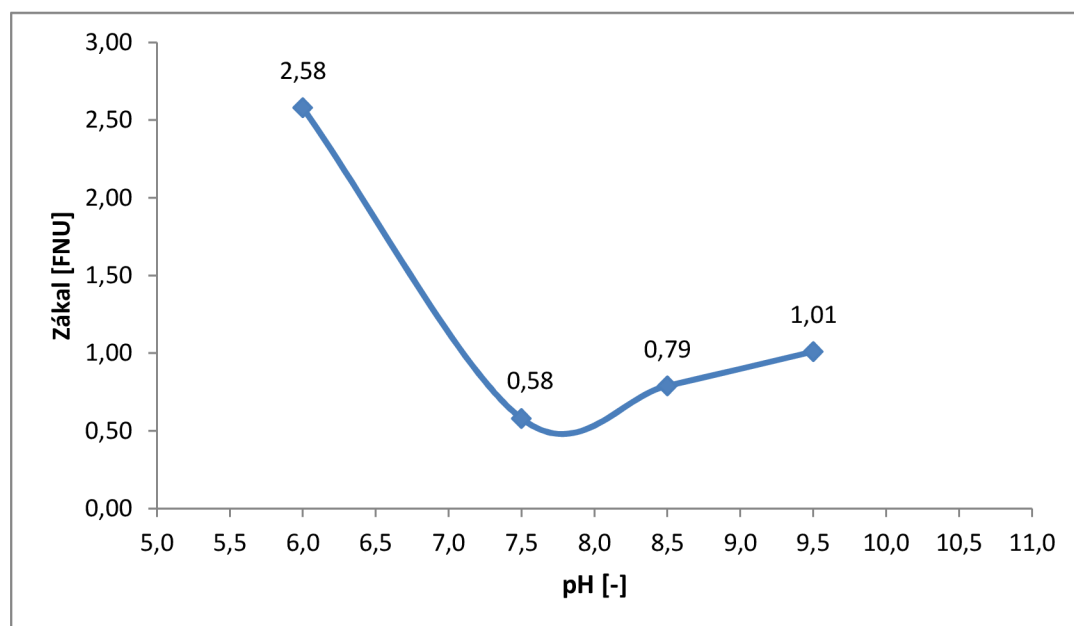
vzorek	pH	zákal	teplota	dávka			rychlé míchání		pomalé míchání		zákal
	surová voda			kemifloc		Fe	rychlost	doba	rychlost	doba	t = 60 min
	-	FNU	°C	ml	mg	mg	rpm	min	rpm	min	FNU
1	7,5	6,29	15,9	0,030	45	5,1	150	2	80	20	1,32
2				0,055	82	9,4					0,38
3				0,080	119	13,7					0,25
4				0,105	156	17,9					0,24
5				0,130	193	22,2					0,45
6				0,155	230	26,5					0,40
7				0,180	267	30,7					0,72
8				0,205	304	35,0					1,11



Obr. 5.4.2 Závislost zákalu na dávce kemiflocu.

Tab. 5.4.2 Naměřené hodnoty při dávkování kemiflocu - změna pH.

vzorek	pH	zákal	teplota	dávka	rychlé míchání		pomalé míchání		zákal
		surová voda		kemifloc	rychlost	doba	rychlost	doba	t = 60 min
	-	FNU	°C	ml	rpm	min	rpm	min	FNU
1	6,0	6,02	16,1	0,105	150	2	80	20	2,58
2	7,5								0,58
3	8,5								0,79
4	9,5								1,01



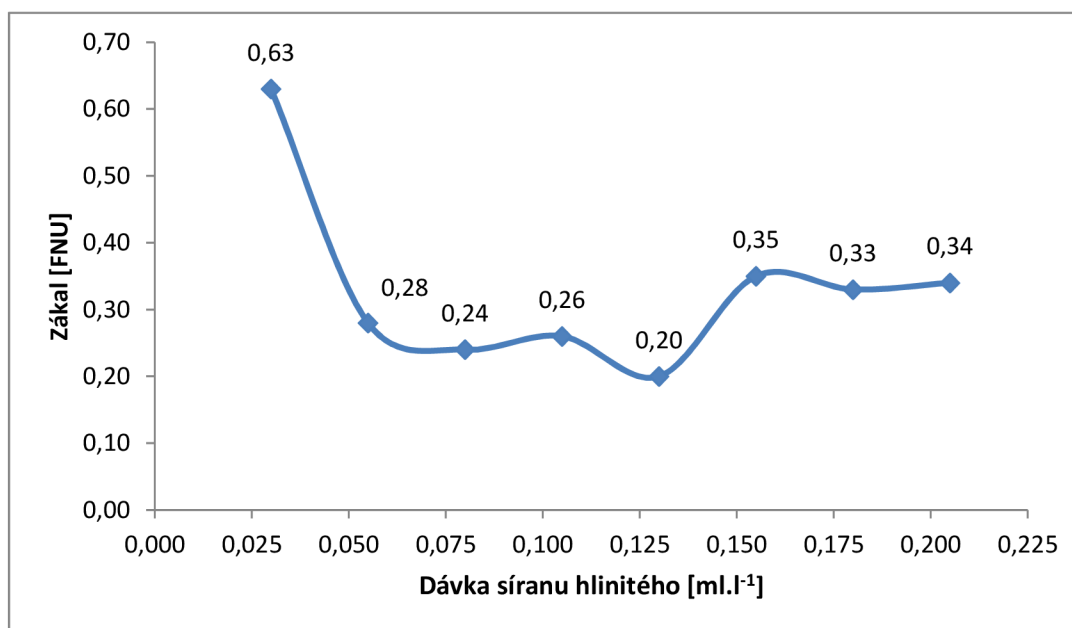
Obr. 5.4.3 Závislost zákalu na změně pH.

Nejlepší dávka kemiflocu je koncentrace 0,105 ml/l a pH 7,5.

5.4.2 Dávkování síranu hlinitého

Tab. 5.4.3 Naměřené hodnoty při dávkování síranu hlinitého - změna dávky.

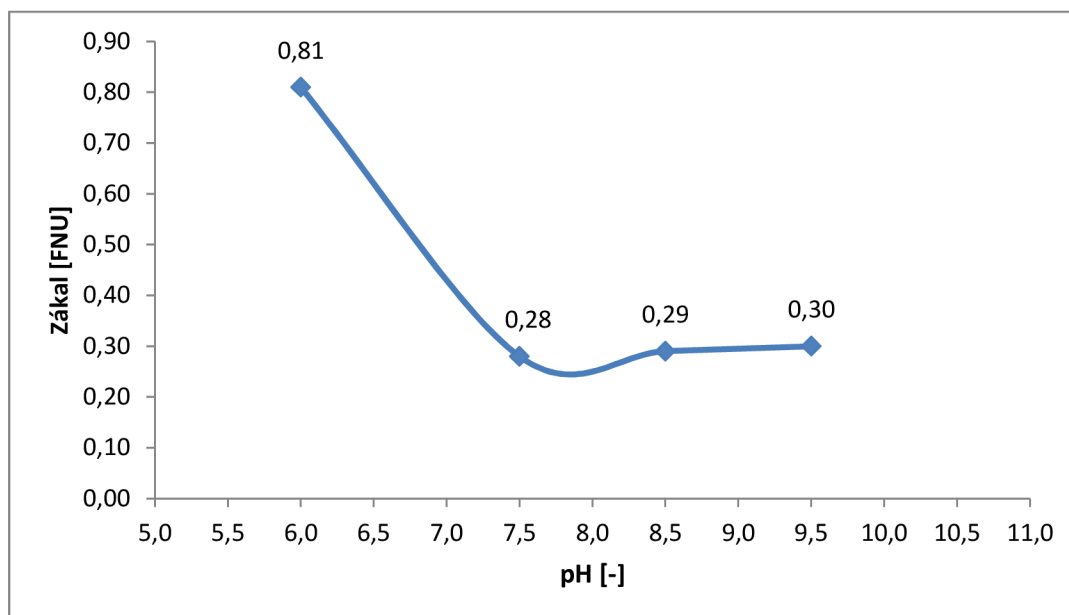
vzorek	pH	zákal	teplota	dávka			rychlé míchání		pomalé míchání		zákal
	surová voda			síran hlinitý			rychlost	doba	rychlost	doba	t = 60 min
	-	FNU	°C	ml	mg	mg	rpm	min	rpm	min	FNU
1	7,5	6,29	15,9	0,030	39	1,6	150	2	40	20	0,63
2				0,055	72	2,9					0,28
3				0,080	105	4,2					0,24
4				0,105	138	5,5					0,26
5				0,130	170	6,8					0,20
6				0,155	203	8,1					0,35
7				0,180	236	9,4					0,33
8				0,205	269	10,7					0,34



Obr. 5.4.4 Závislost zákalu na dávce síranu hlinitého.

Tab. 5.4.4 Naměřené hodnoty při dávkování síranu hlinitého - změna pH.

vzorek	pH	zákal	teplota	dávka	rychlé míchání		pomalé míchání		zákal
	surová voda			síran hlinitý	rychlost	doba	rychlost	doba	t = 60 min
	-	FNU	°C	ml	rpm	min	rpm	min	FNU
1	6,0	6,0	16,1	0,130	150	2	40	20	0,81
2	7,5								0,28
3	8,5								0,29
4	9,5								0,30



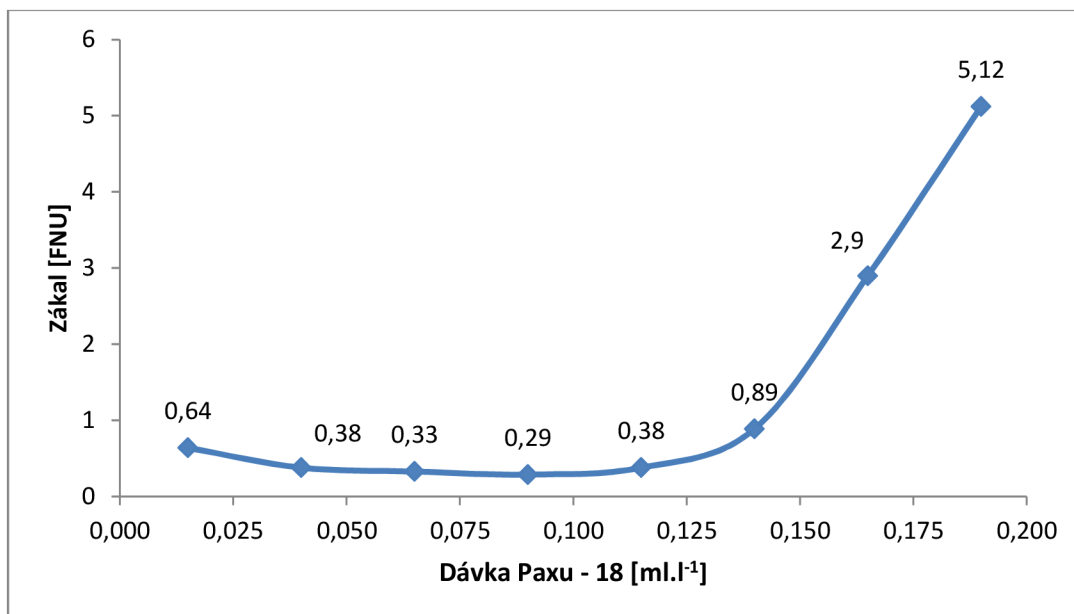
Obr. 5.4.5 Závislost zákalu na změně pH.

Minimální zákal byl naměřen při dávce síranu hlinitého 0,130 ml/l a pH 7,5.

5.4.3 Dávkování PAXu – 18

Tab. 5.4.5 Naměřené hodnoty při dávkování PAXu - 18 - změna dávky.

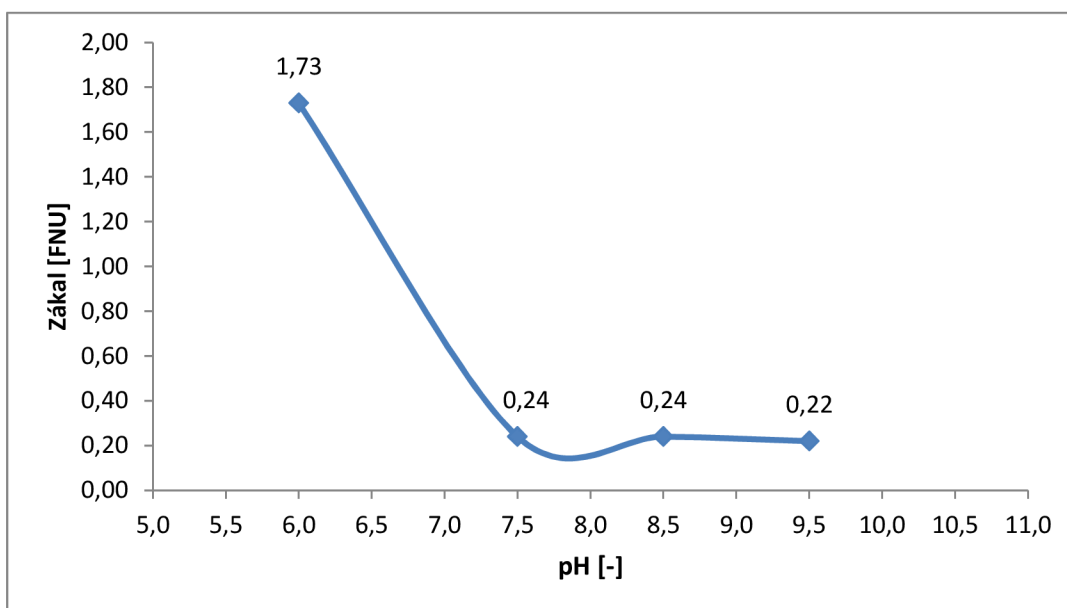
vzorek	pH	zákal	teplota	dávka			rychlé míchání		pomalé míchání		zákal	
	surová voda			PAX - 18			Al	intenzita	doba	intenzita	doba	t = 60 min
	-	FNU	°C	ml	mg	mg	rpm	min	rpm	min	TNU	
1	7,5	6,29	15,9	0,015	20	1,8	100	2	20	20	0,64	
2				0,040	54	4,9					0,38	
3				0,065	88	8,0					0,33	
4				0,090	122	11,0					0,29	
5				0,115	156	14,1					0,38	
6				0,140	190	17,1					0,89	
7				0,165	224	20,2					2,90	
8				0,190	258	23,3					5,12	



Obr. 5.4.6 Závislost zákalu na dávce PAXu - 18.

Tab. 5.4.6 Naměřené hodnoty při dávkování PAXu - 18 - změna pH.

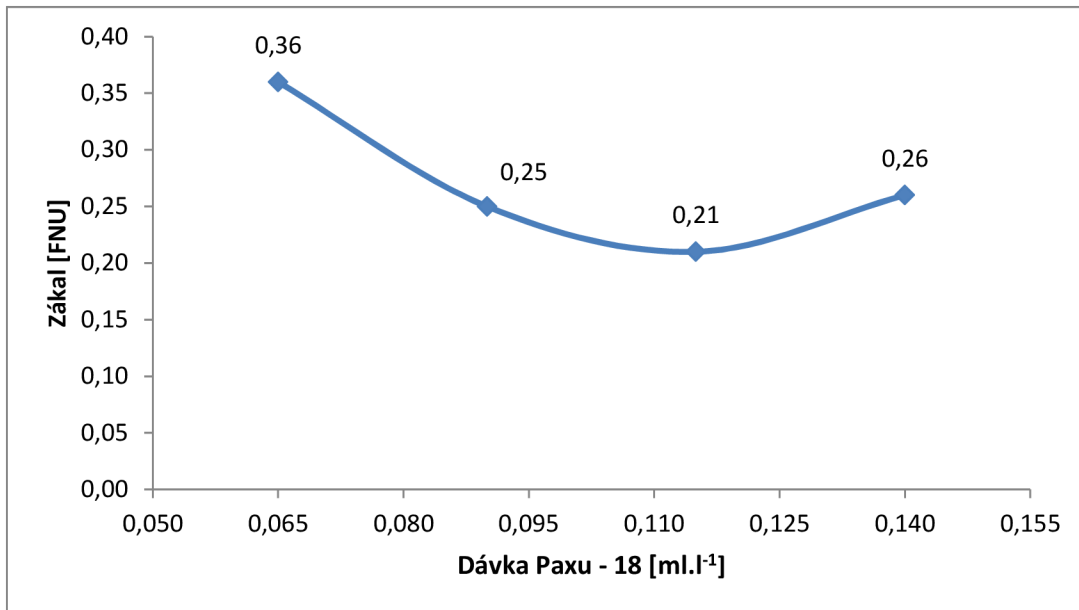
vzorek	pH	zákal	teplota	dávka	rychlé míchání		pomalé míchání		zákal
	surová voda		°C	PAX - 18	rychlost	doba	rychlost	doba	t = 60 min
	-	FNU		ml	rpm	min	rpm	min	FNU
1	6,0	6,0	16,1	0,090	100	2	20	20	1,73
2	7,5								0,24
3	8,5								0,24
4	9,5								0,22



Obr. 5.4.7 Závislost zákalu na změně pH.

Tab. 5.4.7 Naměřené hodnoty při dávkování PAXu - 18 – optimalizace dávky.

vzorek	pH	zákal	teplota	dávka	rychlé míchání		pomalé míchání		zákal
	surová voda			PAX - 18	rychlost	doba	rychlost	doba	t = 60 min
	-	FNU	°C	ml	rpm	min	rpm	min	FNU
1	9,5	6,02	16,1	0,065	100	2	20	20	0,36
2				0,090					0,25
3				0,115					0,21
4				0,140					0,26



Obr. 5.4.8 Optimalizace dávky - závislost zákalu na dávce PAXu - 18.

Optimální dávka PAXu-18 při pH 9,5 je 0,115 ml/l.

5.5 ODBĚRNÉ MÍSTO 5 – VEVERSKÁ BÍTÝŠKA

Poslední vzorek byl odebrán z řeky Svratky v obci Veverská Bítýška. Tento vzorek byl odebrán 8.10.2012 rovněž do dvou 30 litrových barelů cca 50 cm pod hladinou asi 2 m od břehu. Teplota vody v době odběru byla 14,3 °C, CHSK_{Cr} 16 mg/l.

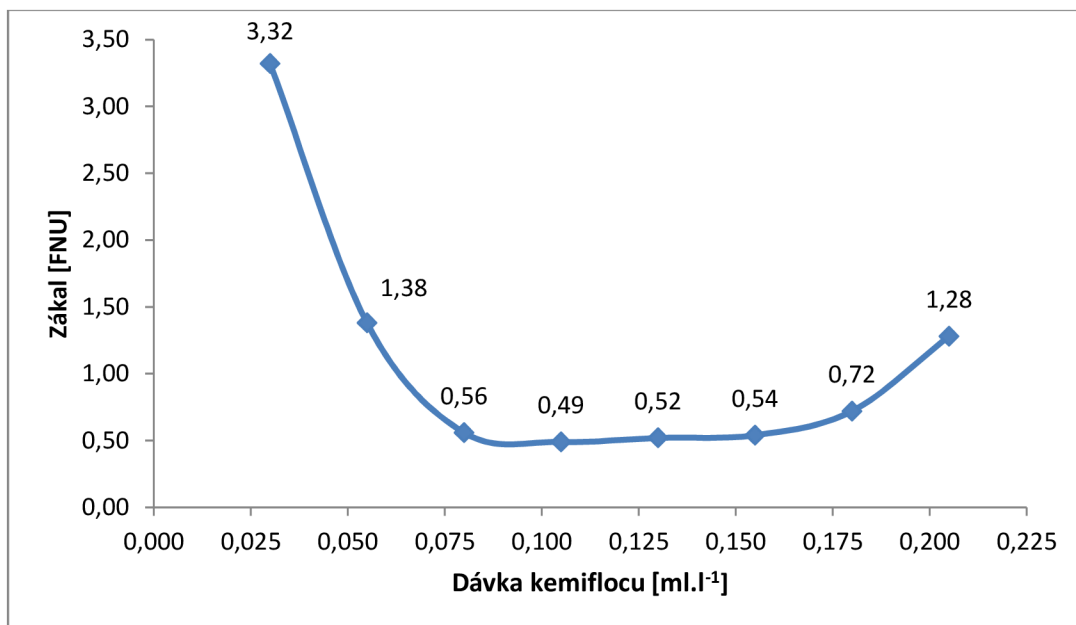


Obr. 5.5.1 Odběrné místo 5 – Veverská Bítýška.

5.5.1 Dávkování kemiflocu

Tab. 5.5.1 Naměřené hodnoty při dávkování kemiflocu - změna dávky.

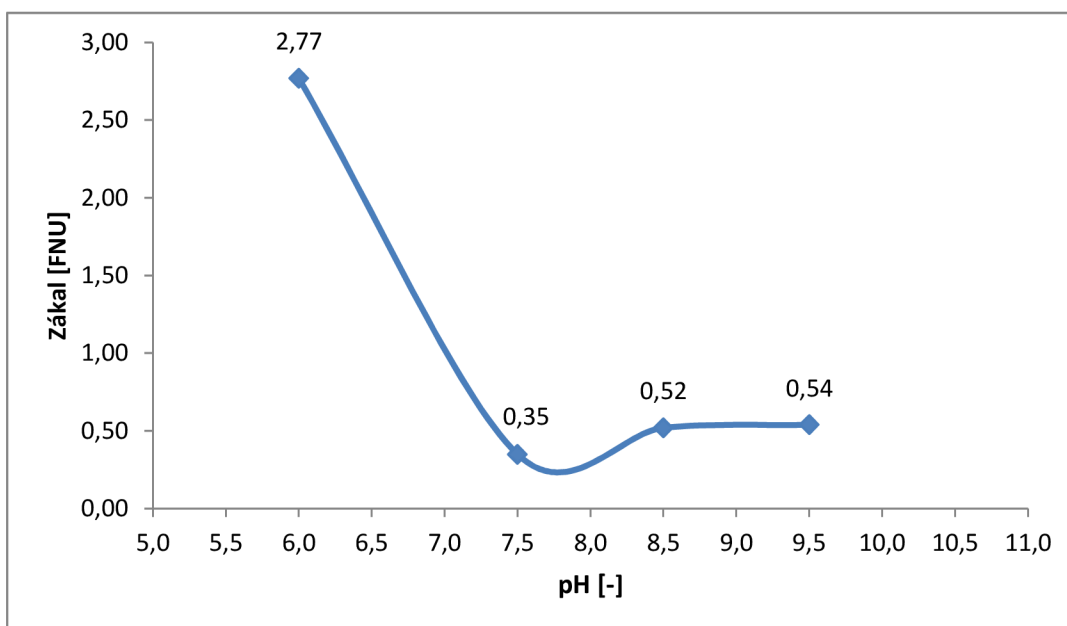
vzorek	pH	zákal	teplota	dávka			rychlé míchání		pomalé míchání		zákal
	surová voda			kemifloc			rychlost	doba	rychlost	doba	t = 60 min
	-	FNU	°C	ml	mg	mg	rpm	min	rpm	min	FNU
1	7,4	7,13	16,2	0,030	45	5,1	150	2	80	20	3,32
2				0,055	82	9,4					1,38
3				0,080	119	13,7					0,56
4				0,105	156	17,9					0,49
5				0,130	193	22,2					0,52
6				0,155	230	26,5					0,54
7				0,180	267	30,7					0,72
8				0,205	304	35,0					1,28



Obr. 5.5.2 Závislost zákalu na dávce kemiflocu.

Tab. 5.5.2 Naměřené hodnoty při dávkování kemiflocu - změna pH.

vzorek	pH	zákal	teplota	dávka	rychlé míchání		pomalé míchání		zákal
		surová voda		kemifloc	rychlost	doba	rychlost	doba	t = 60 min
	-	FNU	°C	ml	rpm	min	rpm	min	FNU
1	6,0	6,97	17,2	0,105	150	2	80	20	2,77
2	7,5								0,35
3	8,5								0,52
4	9,5								0,54



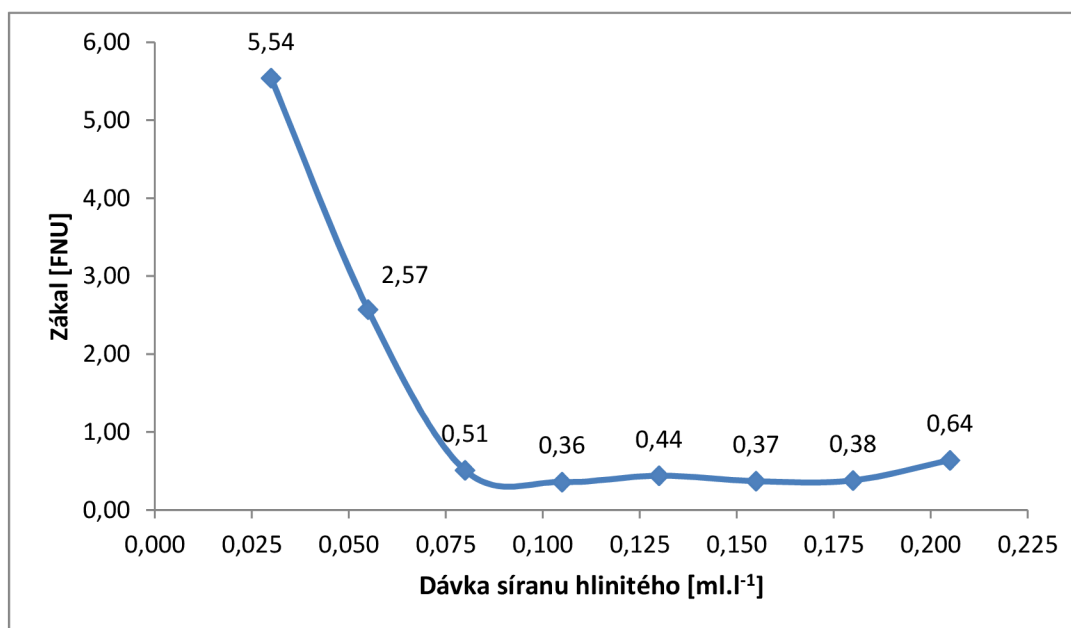
Obr. 5.5.3 Závislost zákalu na změně pH.

Optimální dávka kemiflocu je 0,105 ml/l, optimální pH je kolem 7,5.

5.5.2 Dávkování síranu hlinitého

Tab. 5.5.3 Naměřené hodnoty při dávkování síranu hlinitého - změna dávky.

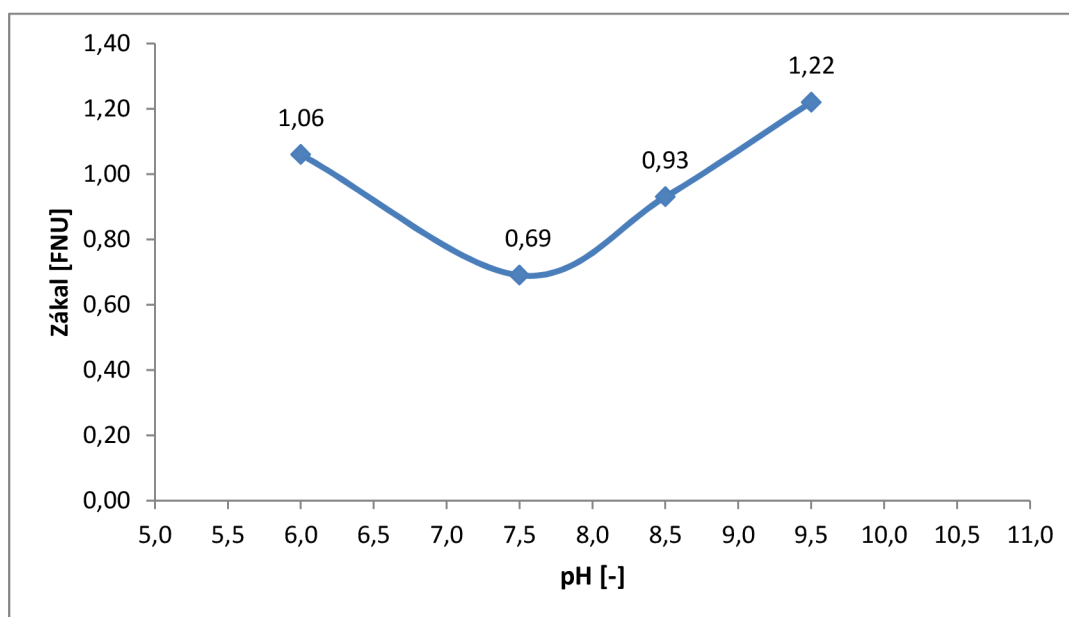
vzorek	pH	zákal	teplota	dávka			rychlé míchání		pomalé míchání		zákal
	surová voda			síran hlinitý			rychlost	doba	rychlost	doba	t = 60 min
	-	FNU	°C	ml	mg	mg	rpm	min	rpm	min	FNU
1	7,4	7,13	16,2	0,030	39	1,6	150	2	40	20	5,54
2				0,055	72	2,9					2,57
3				0,080	105	4,2					0,51
4				0,105	138	5,5					0,36
5				0,130	170	6,8					0,44
6				0,155	203	8,1					0,37
7				0,180	236	9,4					0,38
8				0,205	269	10,7					0,64



Obr. 5.5.4 Závislost zákalu na dávce síranu hlinitého.

Tab. 5.5.4 Naměřené hodnoty při dávkování síranu hlinitého - změna pH.

vzorek	pH	zákal	teplota	dávka	rychlé míchání		pomalé míchání		zákal
	surová voda			síran hlinitý	rychlost	doba	rychlost	doba	t = 60 min
	-	FNU	°C	ml	rpm	min	rpm	min	FNU
1	6,0	7,0	17,2	0,105	150	2	40	20	1,06
2	7,5								0,69
3	8,5								0,93
4	9,5								1,22



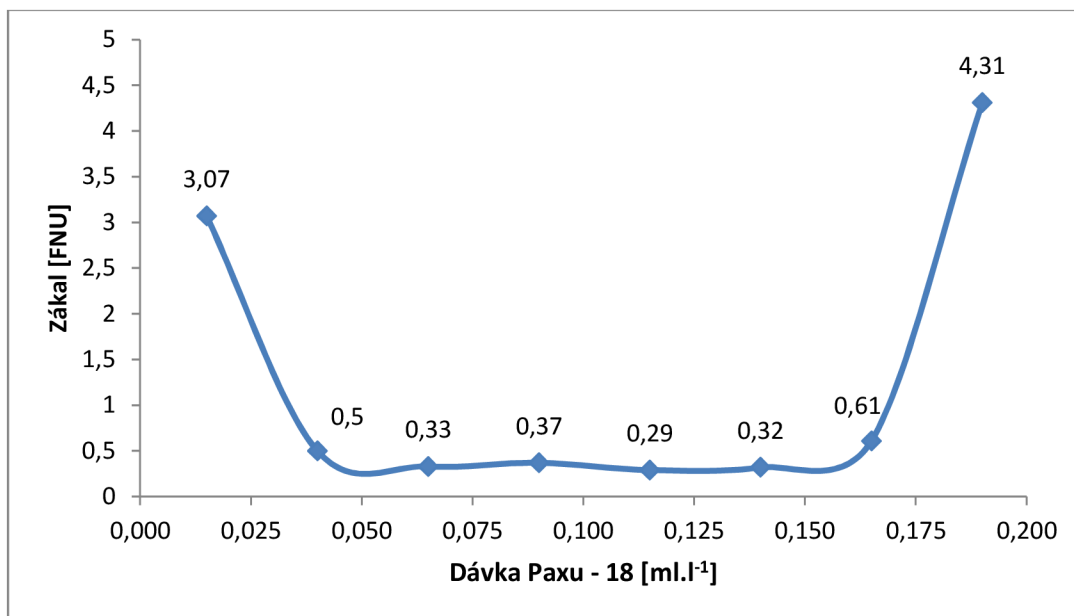
Obr. 5.5.5 Závislost zákalu na změně pH.

Nejnižší hodnota zákalu byla naměřena při dávce síranu hlinitého 0,105 ml/l a pH kolem hodnoty 7,5.

5.5.3 Dávkování PAXu – 18

Tab. 5.5.5 Naměřené hodnoty při dávkování PAXu - 18 - změna dávky.

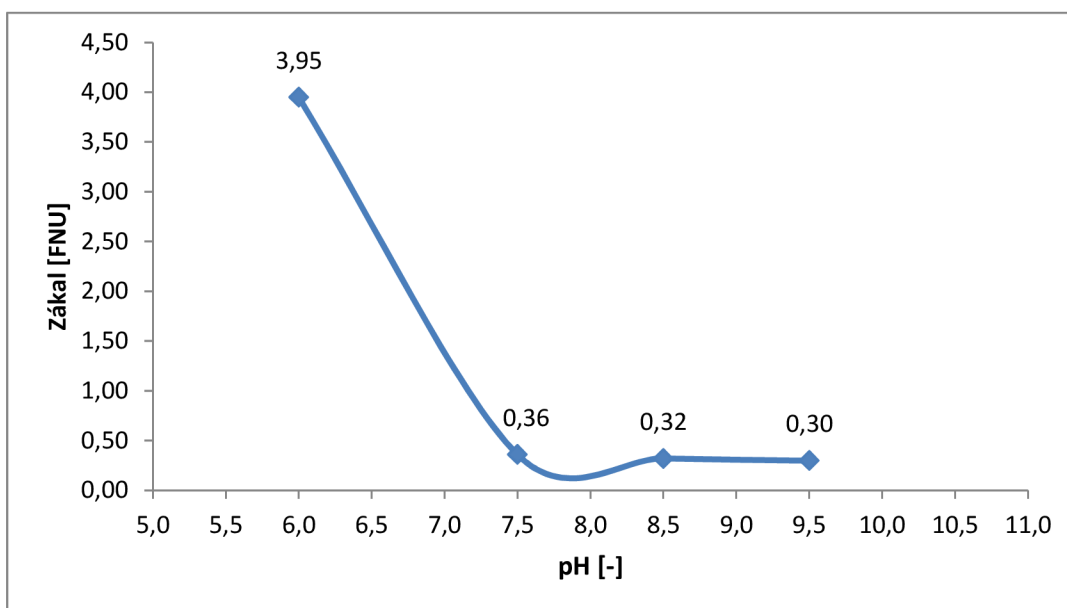
vzorek	pH	zákal	teplota	dávka			rychlé míchání		pomalé míchání		zákal
	surová voda			PAX - 18		Al	intenzita	doba	intenzita	doba	t = 60 min
	-	FNU	°C	ml	mg	mg	rpm	min	rpm	min	TNU
1	7,4	7,13	16,2	0,015	20	1,8	100	2	20	20	3,07
2				0,040	54	4,9					0,5
3				0,065	88	8,0					0,33
4				0,090	122	11,0					0,37
5				0,115	156	14,1					0,29
6				0,140	190	17,1					0,32
7				0,165	224	20,2					0,61
8				0,190	258	23,3					4,31



Obr. 5.5.6 Závislost zákalu na dávce PAXu - 18.

Tab. 5.5.6 Naměřené hodnoty při dávkování PAXu - 18 - změna pH.

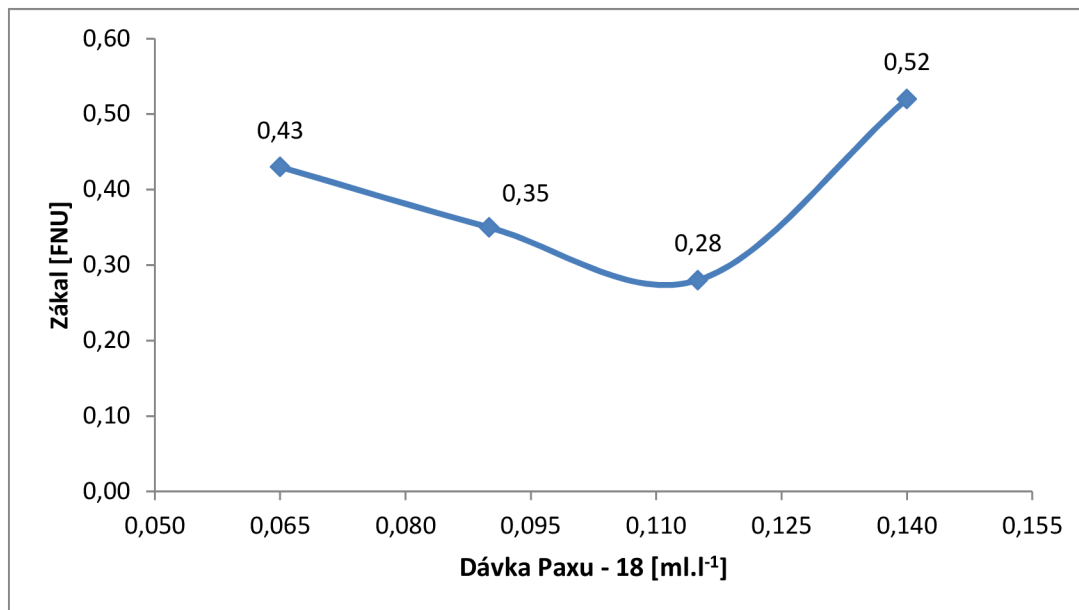
vzorek	pH	zákal	teplota	dávka	rychlé míchání		pomalé míchání		zákal
	surová voda		°C	PAX - 18	rychlost	doba	rychlost	doba	t = 60 min
	-	FNU		ml	rpm	min	rpm	min	FNU
1	6,0	7,0	17,2	0,115	100	2	20	20	3,95
2	7,5								0,36
3	8,5								0,32
4	9,5								0,30



Obr. 5.5.6 Závislost zákalu na změně pH.

Tab. 5.5.7 Naměřené hodnoty při dávkování PAXu - 18 – optimalizace dávky.

vzorek	pH	zákal	teplota	dávka	rychlé míchání		pomalé míchání		zákal
	surová voda			PAX - 18	rychlost	doba	rychlost	doba	t = 60 min
	-	FNU	°C	ml	rpm	min	rpm	min	FNU
1	9,5	6,97	17,2	0,065	100	2	20	20	0,43
2				0,090					0,35
3				0,115					0,28
4				0,140					0,52



Obr. 5.5.7 Optimalizace dávky - závislost zákalu na dávce PAXu - 18.

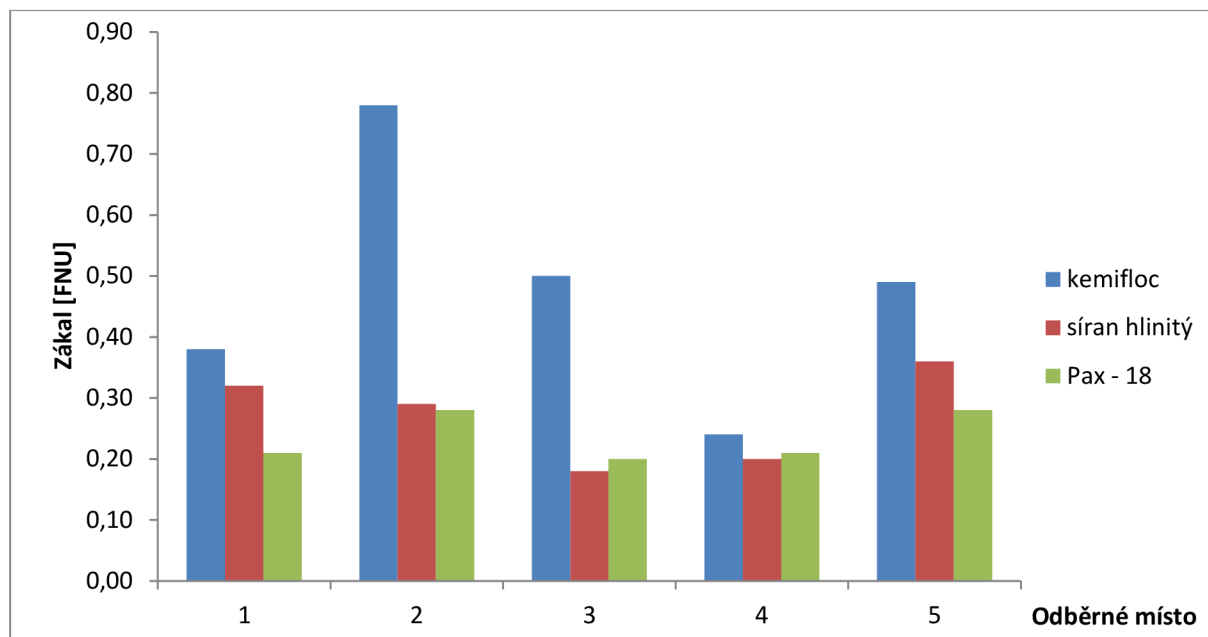
Při pH 9,5 je optimální dávka PAXu-18 0,115 ml/l.

5.6 SROVNÁNÍ

Pro srovnání byly vždy vybrány nejnižší hodnoty zákalu z jednotlivých odběrných míst pro všechny tři dávkované koagulanty. Pro kemifloc a síran hlinitý jsou to hodnoty zákalu před změnou pH (kromě 1. odběrného místa, u kterého jsou to hodnoty zákalu po optimalizaci dávky), protože u nich nebyla potřeba pH výrazněji měnit, a tudíž ani optimalizovat dávku koagulantu. Pro zjištění optimální dávky PAXu-18 byla nutná změna pH, a proto byly pro PAX-18 vybrány hodnoty zákalu po optimalizaci dávky.

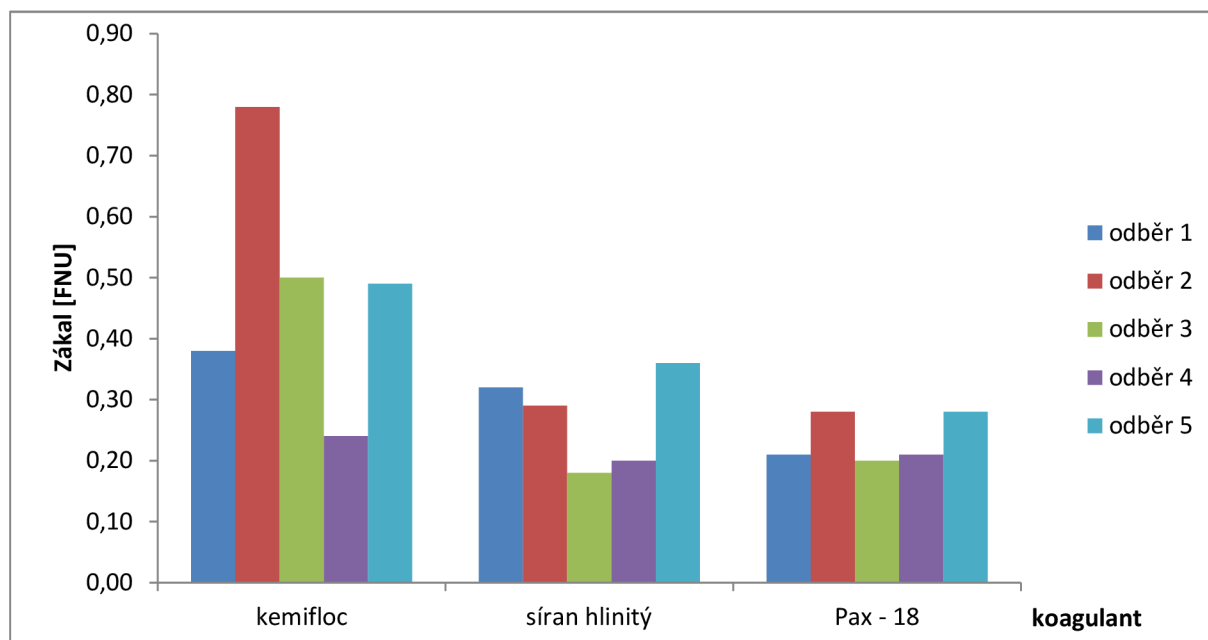
Tab. 5.6.1 Hodnoty zákalu při dávkování různých koagulantů.

Koagulant	odběrné místo				
	1	2	3	4	5
	zákal (t = 60 min) při optimální dávce				
FNU					
kemifloc	0,38	0,78	0,50	0,24	0,49
síran hlinitý	0,32	0,29	0,18	0,20	0,36
PAX - 18	0,21	0,28	0,20	0,21	0,28

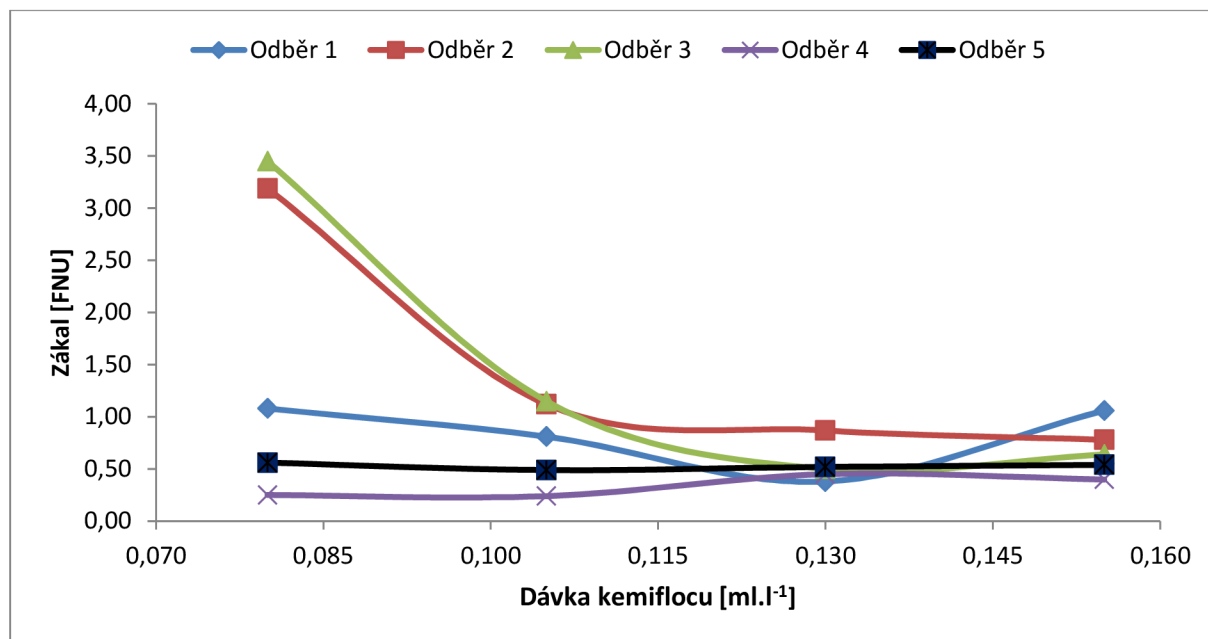


Obr. 5.6.1 Zákal v jednotlivých odběrných místech při dávkování různých koagulantů (srovnání koagulantů).

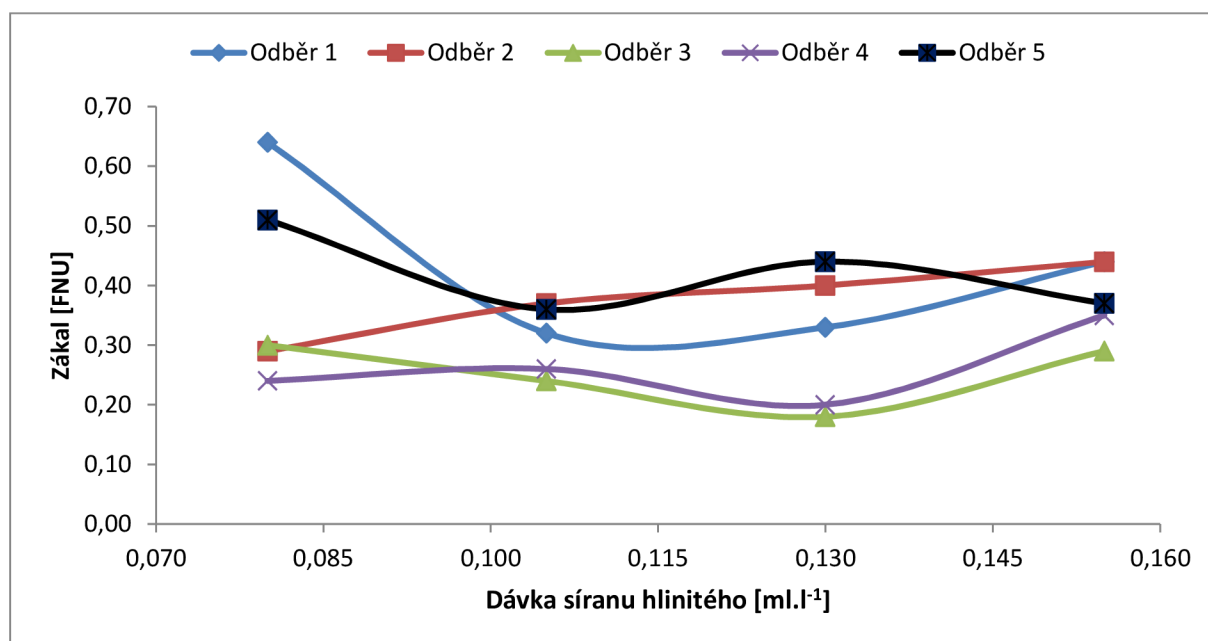
Z obrázku 5.6.1 je patrné, že dávkování kemiflocu vedlo k jednoznačně nejmenšímu snížení zákalu v upravované vodě, což se projevilo u všech vzorků. Naopak míchání při aplikaci síranu hlinitého a PAXu-18 vedlo k většímu snížení zákalu, z čehož vyplývá, že hlinité koagulanty jsou ke snížení zákalu vody odebrané z Brněnské přehrady vhodnější než železitý koagulant kemifloc. Rozdíl mezi síranem hlinitým a PAXem-18 je minimální.



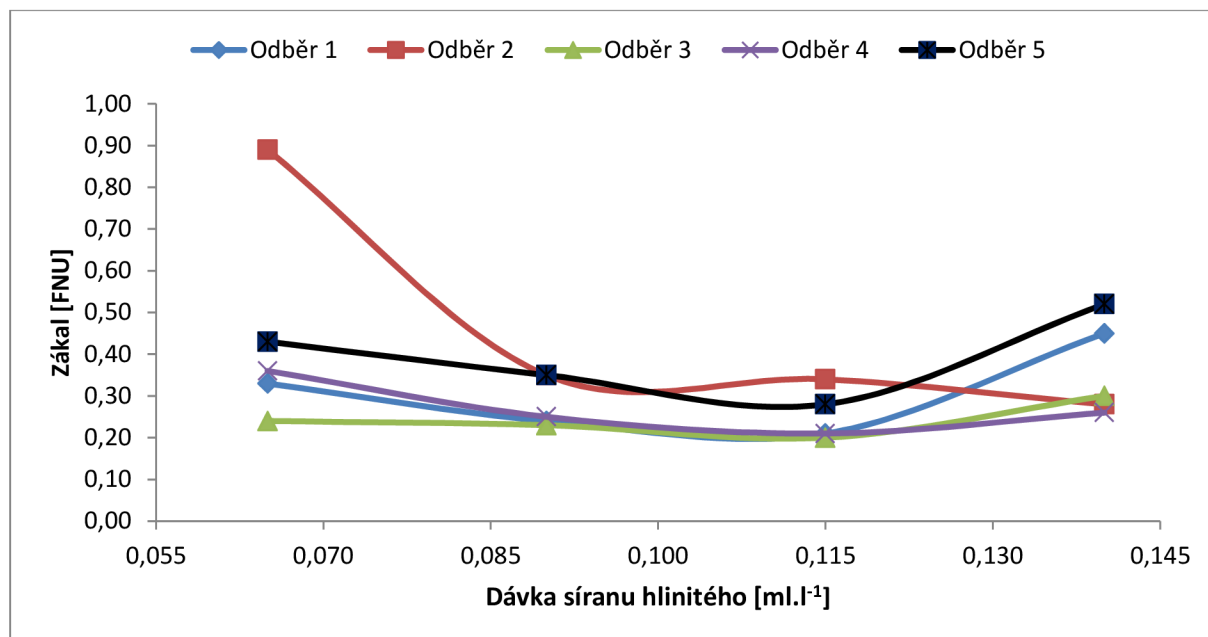
Obr. 5.6.2 Zákal v jednotlivých odběrných místech při dávkování různých koagulantů (srovnání odběrných míst).



Obr. 5.6.3 Křivky závislosti zákalu na dávce kemiflocu u jednotlivých odběrných míst.



Obr. 5.6.4 Křivky závislosti zákalu na dávce síranu hlinitého u jednotlivých odběrných míst.



Obr. 5.6.5 Křivky závislosti zákalu na dávce PAXu-18 u jednotlivých odběrných míst.

Z obrázků 5.6.2-5 je zřejmé, že neexistuje žádná závislost mezi místem odběru vzorku surové vody a její úpravou. Lze konstatovat, že z hlediska snížení zákalu je jedno, jestli vodu odebereme pod hrází, ze samotné přehrady, či nad přehradou.

6. ZÁVĚR

Smyslem úpravy vody je docílení maximální účinnosti odstranění nežádoucích příměsí z upravované vody. Průběh procesů, které během úpravy probíhají, je ovlivňován řadou chemických, biologických a fyzikálních faktorů. Průběh těchto faktorů je nutné optimalizovat, přičemž je třeba klást zřetel na návaznost dílčích procesů i na komplexní povahu jednotlivých faktorů.

Rozsah odstranění těchto nežádoucích příměsí závisí především na stupni jejich destabilizace a následně na účinnosti tvorby agregátů již destabilizovaných částic. Destabilizace příměsí je ovlivňována zejména chemickými a fyzikálně chemickými faktory, jako jsou typ a dávka destabilizačního činidla, pH, charakter příměsí, atd. Vliv na agregaci již destabilizovaných částic mají hlavně fyzikální faktory, jako je doba, rychlost a rozložení míchání.

Optimalizace procesu tvorby suspenze byla prováděna u surové vody odebrané z pěti různých míst v okolí Brněnské přehrady, která se dlouhodobě potýká se zhoršenou kvalitou vody. Do každého vzorku byly následně nadávkovány tři různé koagulanty a poté optimalizovány podmínky míchání. Účinnost byla hodnocena dle schopnosti snížit zákal.

Závěry diplomové práce je možné shrnout do následujících dvou hlavních bodů:

1) Srovnání koagulantů

Kemifloc - optimální dávka kemiflocu se pohybovala v rozmezí 0,105 – 0,155 ml/l. Optimální pH všech vzorků dosahovalo hodnoty kolem 7,5. Nejmenšího zákalu se podařilo dosáhnout při rychlosti rychlého míchání 150 otáček za minutu po dobu 2 minut a při 80 otáčkách za minutu po dobu 20 minut u pomalého míchání. Rychlost míchání byla z důvodu velké časové náročnosti vyhodnocována pro všechny koagulanty pouze u prvního vzorku, který byl odebrán pod hrází Brněnské přehrady z řeky Svatky, a poté byla použita pro všechna následující míchání.

Síran hlinitý - minimální zákal byl naměřen při dávkách 0,080 – 0,130 ml/l a při pH kolem 7,5. Optimální rychlost míchání je 150 otáček za minutu po dobu 2 minut pro rychlé míchání a 100 otáček za minutu po dobu 20 minut pro míchání pomalé.

PAX-18 – nejnižšího zákalu bylo docíleno při dávkách 0,115 až 0,140 ml/l a při rychlostech rychlého míchání 100 otáček za minutu po dobu 2 minut a 20 otáčkách za minutu pomalého míchání po dobu 20 minut. PAX-18 si jako jediný koagulant vyžadoval výraznější změnu pH na 8,5 a ve většině případů na 9,5.

Hodnoty zákalu surové vody se u všech vzorků pohybovaly v rozmezí 5,08 až 7,60 FNU. Po následné úpravě této vody se zákal podařil snížit hluboce pod mezní hodnotu zákalu v pitné vodě stanovené Vyhláškou č. 252/2004 Sb., tedy pod 5 FNU. Zákal po úpravě dosahoval hodnot kolem 0,5 FNU (0,20 - 0,78 FNU). Jednoznačně nejhorších výsledků bylo dosaženo při dávkování železitého koagulantu kemiflocu. Naopak mícháním se síranem hlinitým a PAXem-18 bylo dosaženo lepších výsledků. Mezi těmito hlinitými koagulanty nebyl výraznější rozdíl. Rozdíl mezi účinností železitého a hlinitých koagulantů je pravděpodobně způsoben složením surové vody. Některé nečistoty reagují se železími koagulanty, jiné upřednostňují spíše hlinité. Tato afinita mezi částicemi a koagulanty je ovlivněna obsahem různých iontů v upravované vodě, např. vápníku či hořčíku. Složením surové vody se ovšem tato práce nezabývala.

2) Srovnání odběrných míst

Jedním z cílů této práce bylo také porovnat upravitelnost vody odebrané z jednotlivých zdrojů v okolí přehrady. Surová voda byla odebrána z pěti různých míst: těsně pod hrází přehrady (vzorek č. 1), třikrát ze samotné přehrady, konkrétně v místech Sokolského koupaliště (vzorek č. 2), Kozí horky (vzorek č. 3) a Rokle (vzorek č. 4), poslední odběr byl proveden z řeky Svratky v obci Veverská Bítýška (vzorek č. 5). Chemická spotřeba kyslíku stanovená dichromanovou metodou se u jednotlivých vzorků sice výrazně lišila, od Veverské Bítýšky, kde byla hodnota CHSK_{cr} 16 mg/l, stoupala směrem po proudu až na 50 mg/l, což je CHSK_{cr} naměřená těsně pod hrází, ovšem hodnota zákalu byla u jednotlivých vzorků téměř totožná. Z toho plyne, že i když obsah organického znečištění směrem po proudu rostl, tak zákal zůstal pořád stejný. Je možné, že kdybychom místo zákalu zvolili k optimalizaci tvorby suspenze jiné kritérium, např. již zmiňované CHSK, tak by optimalizační podmínky vyšly mírně odlišně. Křivky závislosti zákalu na vyhodnocovaném parametru (dávce destabilizačního činidla, pH, rychlosti míchání) by tedy úplně nekopírovaly křivky závislosti např. CHSK na těchto parametrech. Zvláště zajímavé by bylo hodnocení účinnosti na základě snížení koncentrace fosforu jako hlavního nutrientu v Brněnské přehradě. I když lze říci, že jeden parametr navazuje na druhý a všechny se vzájemně ovlivňují. Vybavení laboratoře, časové i finanční důvody nám ovšem neumožnily komplexní rozbor složení vody a posuzování optimalizace tvorby suspenze dle více kritérií. Snížení zákalu, tedy jedné z organoleptických vlastností vody, kterou lze zpozorovat lidským okem, je z hlediska rekreace důležitým parametrem.

7. POUŽITÁ LITERATURA

- [1] MALÝ Josef , MALÁ Jitka. *Chemie a technologire vody: Modul M01: chemie přírodních a pitných vod*. Brno, 42 s.
- [2] PIVOKONSKÝ Martin, PIVOKONSKÁ Lenka a BUBÁKOVÁ Petra. Úprava vody s obsahem huminových látek. *Chemické listy* [online]. 2010, s. 1015-1022 [cit. 2012-09-01]. Dostupné z: http://www.chemicke-listy.cz/docs/full/2010_11_1015-1022.pdf
- [3] PIVOKONSKÝ Martin, PIVOKONSKÁ Lenka a ŠVEC Martin. Vliv organických látek produkovaných sinicí *Microcystis aeruginosa* na úpravu vody. In: *Pitná voda 2006: Pitná voda z údolních nádrží*. České Budějovice: W&ET Team, 2006, s. 153-158. ISBN 80-239-7113-1.
- [4] MLVH ČSR. *Sklenicová optimalizační zkouška: Metodická informace*. Praha: Tiskařské závody, n.p., provoz 53-84, 1984, 129 s.
- [5] AMBROŽOVÁ Jana et al. *Příručka provozovatele úpravny pitné vody*. Příbram: Medium, spol. s.r.o., 2005, 185 s. ISBN 80-239-4565-3.
- [6] VOSTRČIL Josef, HUBÁČKOVÁ Jana a Marta ŠTAMBEROVÁ. *Jakost surových vod a jejich upravitelnost ve vodárnách ČR*. Praha, 2005, 157 s.
- [7] ŽÁČEK Ladislav. *Chemické a technologické procesy úpravy vody*. Praha: SNTL Nakladatelství technické literatury, 1981, 269 s. ISBN 04-635-81. [9] Vyhláška Ministerstva zemědělství č. 252/2004 Sb., kterou se stanoví hygienické požadavky na pitnou a teplou vodu a četnost a rozsah kontroly pitné vody.
- [8] TUHOVČÁK Ladislav, et al. *Vodárenství : úprava vody*. Brno : CERM, s.r.o., 2006. 155 s.
- [9] GRUNWALD Alexander, MACEK Lubomír a ŠTYTR Petr. *Vodárenství*. Praha: ŠEL, spol. s.r.o., 1998, 192 s. ISBN 80-902460-7-9.
- [10] *Tepeľný režim ve vodách* [online]. [cit. 2012-09-03]. Dostupné z: http://eso.vscht.cz/cache_data/1137/vydavatelstvi.vscht.cz/knihy/uid_es-006/hesla/img__d10e22238.html.
- [11] MALÁ, Jitka. *Složení a vlastnosti přírodních vod: Zněčištění přírodních vod*. Brno, 85 s.
- [12] MARTOŇ Jozef, ČERMÁK Oskár a HÉTHARŠI Július. *Vodárenstvo II: Úprava pitných a užitkových vod*. Bratislava: STU Bratislava, 1997, 265 s. ISBN 80-227-0931-X.
- [13] PIVOKONSKÝ Martin et al. *Tvorba suspenze při úpravě vody: Teorie a praxe*. Praha: Medim, spol. s.r.o., 2011, 218 s. ISBN 978-80-87140-18-5.
- [14] MLVH ČSR. *Zásady pro navrhování míchání v úpravných vod*. Praha: Dům techniky ČSVTS Pardubice, 1977, 88 s. Evidenční číslo: 60/830/77.
- [15] PIVOKONSKÁ Lenka. *Vliv fyzikálních a chemických parametrů na úpravu povrchových vod s obsahem huminových látek*. Praha, 2007. 134 s. ISBN 978-80-87117-02-6. Dizertační práce. Vedoucí práce Dana Komínková.
- [16] MIRTHARAJAN Appiah a O'MELIA Charles. *Coagulation Processes: Destabilization, Mixing and flocculation*. AMERICAN WATER WORKS

- ASSOCIATION. *Water Quality and Treatment*. Frederik W. Pontius. USA: McGraw-Hill, Inc, 1990, s. 269-367. ISBN 0-07-001540-6.
- [17] MLVH ČSR. *Sledování tvorby a separace suspenzí v úpravnách vody Plzeň a Znojmo: Metodická informace*. Praha: Středočeské tiskárny, n.p. Praha, 1978, 129 s.
- [18] KOLEKTIV AUTORŮ. *Použití organických flokulantů ve vodním hospodářství*. Praha: Dům techniky ČVTS Praha, 1973, 123 s. číslo publikace: 60/669ú73 (709).
- [19] LESKOVJANOVÁ Jana a DOLEJŠ Petr. Vliv celkové mineralizace vody na vhodnost použití různých typů koagulantů. [online]. s. 127-132 [cit. 2012-08-27]. Dostupné z: <http://www.wet-team.cz/files/konference/2010/PV2010%20sbornik/22-Leskovjanova.pdf>
- [20] Hydraulika čistíren odpadních vod. [online]. [cit. 2012-08-30]. Dostupné z: http://homen.vsb.cz/hgf/546/Materialy/Radka_2010/hydr.html
- [21] HYPERCLASSIC míchadlo. [online]. [cit. 2012-08-30]. Dostupné z: <http://www.centroprojekt.cz/nabidka-sluzeb-a-cinnosti/systemy-invent/systemy-invent1/sub1/hyperclassic-michadlo>
- [22] ŠTRAUSOVÁ Klára. Použití umělé inteligence pro zlepšení provozu úpraven pitné vody. *Vodní hospodářství*. 2010, roč. 60, č. 4, s. 80-84.
- [23] TUHOVČÁK Ladislav, ADLER Pavel a KUČERA Tomáš. *Vybrané statě z vodárenství*. Brno, 2008, 182 s.
- [24] MALÝ Josef, MALÁ Jitka. *Chemie a technologie vody: Modul M04: voda v průmyslu, zemědělství a energetice*. Brno, 38 s.
- [25] FUKS Josef. *Dezinfekce vody a její vedlejší produkty*. Brno, 2011. 62 s. Bakalářská práce. VUT FAST Brno. Vedoucí práce Ing. Tomáš Kučera, Ph.D.
- [26] *Brněnská přehrada* [online]. [cit. 2012-09-07]. Dostupné z: <http://www.prygl.net/rejstrik/prehrada.php>
- [27] ŠLEZINGR Miroslav. *Brněnská přehrada a lidé kolem ní*. Brno: AMAPRINT Kerndl s.r.o. Třebíč, 1998, 84 s. ISBN 80-214-1127-9.
- [28] *VD Brno* [online]. [cit. 2012-09-07]. Dostupné z: <http://www.pmo.cz/cz/uzitecne/vodni-dila/brno/>
- [29] MORONGA Jan et al. Potlačování masového rozvoje sinic na přehradě Brno. In: [online]. [cit. 2012-09-01]. Dostupné z: <http://voda.tzb-info.cz/vlastnosti-a-zdroje-vody/8175-potlacovani-masoveho-rozvoje-sinic-na-prehrade-brno>.
- [30] Voda v brněnské nádrži je již druhý rok čistá. *Vodní hospodářství*. 2011, č. 12.
- [31] [online]. [cit. 2012-10-27]. Dostupné z: <http://www.brnenskaprehrada.cz/mapa024s.html#m024sd>
- [32] MALÝ Josef, MALÁ Jitka. *Chemie a technologie vody*. Brno: ARDEC s.r.o., 2006, 329 s. ISBN 80-86020-50-9.
- [33] MLVH ČSR. *Biologické metody ve vodárenství*. Pardubice: Dům techniky ČSVTS Praha, 1987, 108 s. Evidenční číslo: 60/520/87.
- [34] [online]. [cit. 2012-12-05]. Dostupné z: <http://sinice.unas.cz/>

-
- [35] [online]. [cit. 2012-12-05]. Dostupné z: <http://www.stranypotapeckse.cz/teorie/sinice.asp>
- [36] [online]. [cit. 2012-12-05]. Dostupné z: http://www.toulcuvdvur.cz/stezkazp/p6_eutrofizace.html
- [37] [online]. [cit. 2012-12-05]. Dostupné z: <http://www.asio.cz>.
- [38] MARŠÁLEK Blahoslav, MARŠÁLKOVÁ Eliška a PALČÍK Jiří. *Potlačování masového rozvoje sinic na Brněnské údolní nádrži* [online]. [cit. 2012-12-16]. Dostupné z: http://www.ekomonitor.cz/sites/default/files/filepath/prezentace/13_marsalek.pdf.
- [39] MORONGA Jan, SLÁDEK Roman a PALČÍK Jiří. Realizace opatření na Brněnské údolní nádrži. In: POVODÍ MORAVY, s.p. *Sborník konference Vodní nádrže 2012*. Brno, 2012, s. 109-112. Dostupné z: <http://vodninadrze.pmo.cz/pmo-sbornik-konference-fin-na-web.pdf>

SEZNAM TABULEK

Tab. 2.1.1 Koncentrace minerálních látek v přírodních vodách. [1].....	4
Tab. 2.2.1 Kategorie surové vody a typy úprav.[5].....	5
Tab. 2.2.2 Klasifikace základních úpravárenských procesů.[7].....	6
Tab. 2.2.3 Klasifikace procesů podle separovaných látek.[7].....	7
Tab. 2.5.1 Hodnoty optimálních Campových čísel dle Moravce.[7]	17
Tab. 2.5.2 Typy částic v agregujícím systému.[14,15]	18
Tab. 5.1.1 Naměřené hodnoty při dávkování kemiflocu - změna dávky.	50
Tab. 5.1.2 Naměřené hodnoty při dávkování kemiflocu - změna pH.	51
Tab. 5.1.3 Naměřené hodnoty při dávkování kemiflocu – změna rychlosti rychlého míchání.	52
Tab. 5.1.4 Naměřené hodnoty při dávkování kemiflocu – změna rychlosti pomalého míchání.	53
Tab. 5.1.5 Naměřené hodnoty při dávkování kemiflocu – optimalizace dávky.....	54
Tab. 5.1.6 Naměřené hodnoty při dávkování síranu hlinitého – změna dávky.....	55
Tab. 5.1.7 Naměřené hodnoty při dávkování síranu hlinitého – změna pH.....	56
Tab. 5.1.8 Naměřené hodnoty při dávkování síranu hlinitého – změna rychlosti rychlého míchání.	57
Tab. 5.1.9 Naměřené hodnoty při dávkování síranu hlinitého – změna rychlosti pomalého míchání.	58
Tab. 5.1.10 Naměřené hodnoty při dávkování síranu hlinitého – optimalizace dávky.....	58
Tab. 5.1.11 Naměřené hodnoty při dávkování PAXu - 18 - změna dávky.	59
Tab. 5.1.12 Naměřené hodnoty při dávkování PAXu - 18 - změna pH.	60
Tab. 5.1.13 Naměřené hodnoty při dávkování PAXu - 18 – změna rychlosti rychlého míchání.	61
Tab. 5.1.14 Naměřené hodnoty při dávkování PAXu - 18 – změna rychlosti pomalého míchání.	62
Tab. 5.1.15 Naměřené hodnoty při dávkování PAXu - 18 – optimalizace dávky.....	62
Tab. 5.2.1 Naměřené hodnoty při dávkování kemiflocu - změna dávky.	64
Tab. 5.2.2 Naměřené hodnoty při dávkování kemiflocu - změna pH.	64
Tab. 5.2.3 Naměřené hodnoty při dávkování síranu hlinitého - změna dávky.	65
Tab. 5.2.4 Naměřené hodnoty při dávkování síranu hlinitého - změna pH.	66
Tab. 5.2.5 Naměřené hodnoty při dávkování PAXu - 18 - změna dávky.	67
Tab. 5.2.6 Naměřené hodnoty při dávkování PAXu - 18 - změna pH.	67
Tab. 5.2.7 Naměřené hodnoty při dávkování PAXu - 18 – optimalizace dávky.	68
Tab. 5.3.1 Naměřené hodnoty při dávkování kemiflocu - změna dávky.	69

Tab. 5.3.2 Naměřené hodnoty při dávkování kemiflocu - změna pH.	70
Tab. 5.3.3 Naměřené hodnoty při dávkování síranu hlinitého - změna dávky.	71
Tab. 5.3.4 Naměřené hodnoty při dávkování síranu hlinitého - změna pH.	71
Tab. 5.3.5 Naměřené hodnoty při dávkování PAXu - 18 - změna dávky.	72
Tab. 5.3.6 Naměřené hodnoty při dávkování PAXu - 18 - změna pH.	73
Tab. 5.3.7 Naměřené hodnoty při dávkování PAXu - 18 – optimalizace dávky.	74
Tab. 5.4.1 Naměřené hodnoty při dávkování kemiflocu - změna dávky.	75
Tab. 5.4.2 Naměřené hodnoty při dávkování kemiflocu - změna pH.	76
Tab. 5.4.3 Naměřené hodnoty při dávkování síranu hlinitého - změna dávky.	77
Tab. 5.4.4 Naměřené hodnoty při dávkování síranu hlinitého - změna pH.	77
Tab. 5.4.5 Naměřené hodnoty při dávkování PAXu - 18 - změna dávky.	78
Tab. 5.4.6 Naměřené hodnoty při dávkování PAXu - 18 - změna pH.	79
Tab. 5.4.7 Naměřené hodnoty při dávkování PAXu - 18 – optimalizace dávky.	80
Tab. 5.5.1 Naměřené hodnoty při dávkování kemiflocu - změna dávky.	81
Tab. 5.5.2 Naměřené hodnoty při dávkování kemiflocu - změna pH.	82
Tab. 5.5.3 Naměřené hodnoty při dávkování síranu hlinitého - změna dávky.	83
Tab. 5.5.4 Naměřené hodnoty při dávkování síranu hlinitého - změna pH.	83
Tab. 5.5.5 Naměřené hodnoty při dávkování PAXu - 18 - změna dávky.	84
Tab. 5.5.6 Naměřené hodnoty při dávkování PAXu - 18 - změna pH.	85
Tab. 5.5.7 Naměřené hodnoty při dávkování PAXu - 18 – optimalizace dávky.	86
Tab. 5.6.1 Hodnoty zákalu při dávkování různých koagulantů.	86

SEZNAM OBRÁZKŮ

Obr. 2.2.1 Schéma jednoduché úpravy vody bez separačního stupně.[8].....	7
Obr. 2.2.2 Schéma jednostupňové úpravy vody.[8].....	8
Obr. 2.2.3 Schéma dvoustupňové úpravy vody.[8].....	8
Obr. 2.2.4 Schéma třístupňové úpravy vody.[8].....	9
Obr. 2.5.1 Stabilizace elektrickou dvojvrstvou.[13].....	13
Obr. 2.5.2 Kontakt dvou koloidních částic v a) „přívětivém“ a v b) „nepřívětivém“ rozpouštědle.[13].....	14
Obr. 2.5.3 Závislost velikostí (d), struktury (D_f) a tvaru agregátů (D_{pf}) na rychlostním gradientu G.[13].....	19
Obr. 2.5.4 Závislost velikostní distribuce agregátů na rychlostním gradientu G.[13].....	19
Obr. 2.5.5 Fáze tvorby velikostí (d) a počtu (N) tvořených agregátů. a) fáze růstu agregátů, b) fáze rozbíjení agregátů, c) fáze velikostní homogenizace.[13].....	20
Obr. 2.5.6 Clona.[8].....	24
Obr. 2.5.7 Proudový mísič.[8].....	24
Obr. 2.5.8 Statický mísič.[8].....	25
Obr. 2.5.9 Prstencový vodní skok. [8].....	25
Obr. 2.5.10 Zúžení potrubí.[20].....	25
Obr. 2.5.11 Vertikální mísič.[8].....	26
Obr. 2.5.12 Žlabový přepážkový mísič. Horizontální (vlevo), vertikální (vpravo).[8].....	26
Obr. 2.5.13 Nádrž s děrovanými stěnami s nastavitelnými otvory.[8].....	27
Obr. 2.5.14 Vertikální kuželový mísič.[8].....	27
Obr. 2.5.15 Horizontální příčné pádlové míchadlo.[8].....	28
Obr. 2.5.16 Nádrž s hyperboloidním míchadlem.[21].....	28
Obr. 3.2.1 Snížení hladiny v Brněnské údolní nádrži.[38].....	38
Obr. 3.2.2 Nádrže pro dávkování Pixu 13 3x20 m ³ . [38].....	38
Obr. 3.2.3 Aerační věž se aerátorem (vlevo) a s čerpadlem (vpravo).[37].....	39
Obr. 3.2.4 Aerační věž s čerpadlem.[37].....	39
Obr. 3.2.5 Plavidlo pro separaci částic biomasy.[37].....	40
Obr. 3.2.6 Množství buněk sinic v sedimentu.[39].....	41
Obr. 4.1.1 Odběrná místa pro úpravu vody.[31].....	43
Obr. 5.1.1 Odběrné místo 1 – pod hrází (fotografie není pořízena v době odběru).	49
Obr. 5.1.2 Tvorba agregátů při dávce kemiflocu 0,03; 0,055; 0,08 a 0,105 ml (zleva doprava).	50
Obr. 5.1.3 Závislost zákalu na dávce kemiflocu.	51
Obr. 5.1.4 Závislost zákalu na změně pH.	52

Obr. 5.1.5 Závislost zákalu na změně rychlosti rychlého míchání.	53
Obr. 5.1.6 Závislost zákalu na změně rychlosti pomalého míchání.....	54
Obr. 5.1.7 Optimalizace dávky - závislost zákalu na dávce kemiflocu.	55
Obr. 5.1.8 Závislost zákalu na dávce síranu hlinitého.	56
Obr. 5.1.9 Závislost zákalu na změně pH.	57
Obr. 5.1.10 Závislost zákalu na změně rychlosti rychlého míchání.	57
Obr. 5.1.11 Závislost zákalu na změně rychlosti pomalého míchání.....	58
Obr. 5.1.12 Optimalizace dávky – závislost zákalu na dávce síranu hlinitého.	59
Obr. 5.1.13 Závislost zákalu na dávce PAXu - 18.	60
Obr. 5.1.14 Závislost zákalu na změně pH.	61
Obr. 5.1.15 Závislost zákalu na změně rychlosti rychlého míchání.	61
Obr. 5.1.16 Závislost zákalu na změně rychlosti pomalého míchání.....	62
Obr. 5.1.17 Optimalizace dávky - závislost zákalu na dávce PAXu - 18.	63
Obr. 5.2.1 Odběrné místo 2 – Sokolské koupaliště.....	63
Obr. 5.2.2 Závislost zákalu na dávce kemiflocu.	64
Obr. 5.2.3 Závislost zákalu na změně pH.	65
Obr. 5.2.3 Závislost zákalu na dávce síranu hlinitého.	66
Obr. 5.2.4 Závislost zákalu na změně pH.	66
Obr. 5.2.5 Závislost zákalu na dávce PAXu - 18.	67
Obr. 5.2.6 Závislost zákalu na změně pH.	68
Obr. 5.2.7 Optimalizace dávky - závislost zákalu na dávce PAXu - 18.	68
Obr. 5.3.1 Odběrné místo 3 – Kozí horka.	69
Obr. 5.3.2 Závislost zákalu na dávce kemiflocu.	70
Obr. 5.3.3 Závislost zákalu na změně pH.	70
Obr. 5.3.4 Závislost zákalu na dávce síranu hlinitého.	71
Obr. 5.3.5 Závislost zákalu na změně pH.	72
Obr. 5.3.6 Závislost zákalu na dávce PAXu - 18.	73
Obr. 5.3.7 Závislost zákalu na změně pH.	73
Obr. 5.3.8 Optimalizace dávky - závislost zákalu na dávce PAXu - 18.	74
Obr. 5.4.1 Odběrné místo 4 – Rokle.	75
Obr. 5.4.2 Závislost zákalu na dávce kemiflocu.	76
Obr. 5.4.3 Závislost zákalu na změně pH.	76
Obr. 5.4.4 Závislost zákalu na dávce síranu hlinitého.	77
Obr. 5.4.5 Závislost zákalu na změně pH.	78
Obr. 5.4.6 Závislost zákalu na dávce PAXu - 18.	79

Obr. 5.4.7 Závislost zákalu na změně pH.	79
Obr. 5.4.8 Optimalizace dávky - závislost zákalu na dávce PAXu - 18.	80
Obr. 5.5.1 Odběrné místo 5 – Veverská Bítýška.....	81
Obr. 5.5.2 Závislost zákalu na dávce kemiflocu.	82
Obr. 5.5.3 Závislost zákalu na změně pH.	82
Obr. 5.5.4 Závislost zákalu na dávce síranu hlinitého.	83
Obr. 5.5.5 Závislost zákalu na změně pH.	84
Obr. 5.5.6 Závislost zákalu na dávce PAXu - 18.	85
Obr. 5.5.6 Závislost zákalu na změně pH.	85
Obr. 5.5.7 Optimalizace dávky - závislost zákalu na dávce PAXu - 18.	86
Obr. 5.6.1 Zákal v jednotlivých odběrných místech při dávkování různých koagulantů (srovnání koagulantů).....	87
Obr. 5.6.2 Zákal v jednotlivých odběrných místech při dávkování různých koagulantů (srovnání odběrných míst).....	87
Obr. 5.6.3 Křivky závislosti zákalu na dávce kemiflocu u jednotlivých odběrných míst.....	88
Obr. 5.6.4 Křivky závislosti zákalu na dávce síranu hlinitého u jednotlivých odběrných míst.	88
Obr. 5.6.5 Křivky závislosti zákalu na dávce PAXu-18 u jednotlivých odběrných míst.....	89

SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK A SYMBOLŮ

pH	kyselost [-]
NOM	přírodní organické látky (Natural Organic Matter)
DOM	rozpuštěné organické látky (Dissolved Organic Matter)
SOM	nerozpuštěné organické látky (Suspended Organic Matter)
AOM	řasové (vodní květ) organické látky (Algal Organic Matter)
KNK	kyselinová neutralizační kapacita [mmol/l]
PAU	práškové aktivní uhlí
GAU	granulované aktivní uhlí
CHSK	chemická spotřeba kyslíku [mg/l]
CHSK _{cr}	chemická spotřeba kyslíku stanovená dichromanem draselným [mg/l]
UV záření	ultrafialové záření
DOC	rozpuštěný organický uhlík (Dissociated Organic Carbon)
NTU	nephelometrická jednotka zákalu (Nephelometric Turbidity Unit)
FNU	formazinová nephelometrická jednotka zákalu (Formazine Nephelometric Unit)
ZF	formazinová jednotka zákalu
rpm	rychlost otáček za minutu (Rounds Per Minute)

SEZNAM PŘÍLOH

1. Mapa odběrů Veverská Bítýška a Brno-sever M 1:25 00

SUMMARY

Water is a fundamental element of organic life and one of the most important chemical compounds on Earth. These days, we take a reliable and dependable supply of quality drinking water for granted. Our society cannot even imagine daily life without it. Nevertheless, only a very small part of the society is able to realize the complicated and complex processes involved in water treatment from the source to a final consumer. Water treatment is the process which is important for natural water to get its physical, chemical and bacteriological quality according to the requirements of the customer.

In the theoretical part of the master's thesis I deal with the composition and attributes of surface water and the technology of its treatment. I briefly describe the collecting of surface water and the elemental processes of water treatment, such as primary treatment, suspension formation, sedimentation, filtration, sludge blanket clarifiers, flotation, adsorption, membrane processes, ion exchange, disinfection, recarbonation and taste and odour removing. The emphasis is especially put on the process of suspension formation which is needed for destabilization of impurities in the water and their consequent aggregation in larger clumps. Then those clumps can be easily removed from the water by separation. The course of the process of suspension formation depends on many factors. The destabilization of impurities is affected by chemical and physicochemical factors, such as type and amount of destabilizing agent, pH, character of impurity, etc. The aggregation of already destabilized particles is influenced mainly by physical factors, such as time, speed and spatial arrangement of mixing. If we want a water treatment plant to work most efficiently, these factors must be optimized and we cannot lose sight of the succession of each process as well as the complex character of each factor.

The most used laboratory method for optimization of suspension formation is so-called optimized jar testing or simply a "jar test". This kind of test simulates the course of suspension formation process and its results help us determine basic parameters for water treatment plant. Optimized jar testing offers several different parameters which serve for the evaluation of effectiveness of the water treatment. In the practical part of the master's thesis the conditions of suspension formation of the Brno Dam water (which has contended with water quality deterioration for a long period) were optimized. Raw water was taken in five different places around the Brno Dam; three different coagulants were put into each sample and then the conditions of mixing were optimized. The effectiveness was evaluated on the basis of the ability to reduce water turbidity.

The conclusions drawn from the master's thesis can be summarized in two paragraphs:

1) Comparison of coagulants

Turbidity values of raw water in each sample ranged from 5.08 to 7.60 FNU. After the following water treatment, the turbidity was reduced deep below the limit value of drinking water turbidity specified by the regulation No. 252/2004 Col., which is below 5 FNU. The values after the treatment were something about 0.5 FNU (0.20 – 0.78 FNU). Without a doubt, the worst results were achieved by using ferric coagulant kemifloc. On the other hand, better results were achieved by mixing with aluminium sulphate and PAX-18. There was not any considerable difference between those aluminous coagulants.

2) Comparison of sampling sites

Raw water was taken from five different places: just below the dam (sample No. 1); three times from the dam itself, namely in the site of Sokolské koupaliště (sample No. 2), Koží Horky (sample No. 3) and Rokle (sample No. 4); the last sample was taken from the Svratka

River in the town of Veverská Bitýška (sample No. 5). Although the chemical oxygen demand determined by dichromate method was notably different with each sample – starting with Veverská Bitýška sample (the value of CHSK_{Cr} was 16 mg/l), it was rising downstream up to 50 mg/l (the value of CHSK_{Cr} just below the dam) – the turbidity value of each sample was nearly the same. It implies that even though the content of organic pollution increased downstream, the turbidity remained the same.