

**МИНИСТЕРСТВО ОБРАЗОВАНИЯ И НАУКИ РЕСПУБЛИКИ  
ТАДЖИКИСТАН  
ТАДЖИКСКИЙ ТЕХНИЧЕСКИЙ УНИВЕРСИТЕТ  
им. академика М.С. ОСИМИ**

**На правах рукописи**

**УДК 628.01/04 (043)**

**ШАРИПОВ ШУХРАТ КУРБОНОВИЧ**

**ИНТЕНСИФИКАЦИЯ ПРОЦЕССА ОСВЕЩЕНИЯ ВОДЫ р. ВАРЗОБ  
С ПРИМЕНЕНИЕМ АКТИВИРОВАННОЙ КРЕМНИЕВОЙ КИСЛОТЫ**

**Специальность 05.23.04 – Водоснабжение, канализация и строительные  
системы охраны водных ресурсов**

**Диссертация на соискание ученой степени кандидата технических наук**

**Научный руководитель:  
Кандидат технических наук,  
Доцент Давлятмиров Джангибек**

Душанбе – 2014г.

## **ОГЛАВЛЕНИЕ**

### **ВВЕДЕНИЕ**

**ГЛАВА 1. Анализ существующей технологии подготовки воды р. Варзоб для Водоснабжения г. Душанбе**

**1.1. Качественные показатели воды реки Варзоб**

**1.2. Технологическая схема подготовки питьевой воды**

**1.3. Технологические показатели отдельных водоочистных сооружений**

**1.4. Показатели работы очистных сооружений первой ступени и фильтровальных устройств.**

### **ВЫВОДЫ ПО ПЕРВОЙ ГЛАВЕ**

### **ГЛАВА 2.**

**КОАГУЛЯЦИОННАЯ ОБРАБОТКА ВОДЫ И МЕТОДИКИ ВЫПОЛНЕНИЯ ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНЫХ ИССЛЕДОВАНИЙ**

**2.1. Коагуляция различных загрязнений природных вод**

**2.2. Методика выполнения экспериментальных исследований**

### **ВЫВОДЫ ПО ВТОРОЙ ГЛАВЕ**

### **ГЛАВА 3.**

**ТЕОРИЯ КОАГУЛЯЦИОННОЙ ОБРАБОТКИ ВОДЫ**

**3.1. Физико-химическая характеристика различных групп примесей воды**

**3.2. Теоретические основы коагуляционной обработки природных вод**

### **ВЫВОДЫ ПО ТРЕТЬЕЙ ГЛАВЕ**

### **ГЛАВА 4.**

**ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНЫЕ И ТЕОРИТИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ ПО УДАЛЕНИЮ ИЗ ВОДЫ ВЗВЕШЕННЫХ ВЕЩЕСТВ**

**4.1 Влияние предварительной обработки воды реагентами на эффективность процесса фильтрования**

**4.2. Исследование способа введения коагулянта и флокулянта для контактной коагуляции**

**4.3. Изучение влияния активной кремнекислоты на процесс осуществления контактной коагуляции**

**4.4 Исследование процесса осветления воды фильтрованием**

**4.5. Применение активной кремнекислоты на водоочистой станции г. Душанбе**

**ВЫВОДЫ ПО ЧЕТВЕРТОЙ ГЛАВЕ**

**ГЛАВА 5.**

**РЕКОМЕНДУЕМАЯ ТЕХНОЛОГИЧЕСКАЯ СХЕМА ОБРАБОТКИ ВОДЫ ДЛЯ ГОРОДА ДУШАНБЕ И ЕЕ ТЕХНИКО-ЭКОНОМИЧЕСКИЕ ПОКАЗАТЕЛИ**

**5.1. Рекомендуемая технологическая схема обработки воды рекиварзоб для города Душанбе**

**5.2. Техничко-экономическая эффективность разработанной технологии обработки воды**

**ВЫВОДЫ ПО ПЯТОЙ ГЛАВЕ**

**ЗАКЛЮЧЕНИЕ**

**СПИСОК ИСПОЛЬЗОВАННОЙ ЛИТЕРАТУРЫ**

**ПРИЛОЖЕНИЯ И АКТЫ ВНЕДРЕНИЯ**

## **Введения**

**Актуальность работы** для подготовки питьевой воды, на водоочистой станции г. Душанбе Республики Таджикистан (РТ) используется двухступенная технологическая схема обработки природной воды с использованием реагентов: жидкий хлор – в качестве окислителя; сернокислый алюминий – в качестве коагулянта.

Практика эксплуатации водоочистой станции г. Душанбе свидетельствует о том, что обработанная вода по качеству не всегда отвечает ГОСТу «Вода питьевая» и в большинстве случаев приводит к перерасходу используемых реагентов, увеличивая себестоимость подготовки питьевого воды. Технологический анализ работы сооружений технологической схемы обработки воды показывает, что особенно в осенний и весенний периоды с изменением рН и щелочности воды, а также увеличением в очищаемой воде органических веществ, процесс агломерации и дальнейшее выделение взвешенных веществ из воды происходит в недостаточной степени. Кроме того, сокращается продолжительность фильтровального цикла между промывками фильтрующей загрузки.

Для обеспечения эффективного технологического процесса подготовки питьевой воды, без изменения состава очистных сооружений, интенсификация процессов гравитационного выделения и фильтрования загрязнений р. Варзоб с применением флокулянтов является актуальным научно-техническим исследованием. В условиях РТ использование неорганического флокулянта - активированной кремниевой кислоты является приемлемым.

**Связь темы диссертации** с крупными научными программами и основными научно-исследовательскими работами.

Данная работа проводилась на водопроводной очистной станция г. Душанбе, результаты теоретических и экспериментальных исследований по использованию активированной кремниевой кислоты для интенсификации процесса задержания взвешенных веществ (процессов флокуляции и контактной коагуляции удаляемых взвесей на сооружениях первой и второй ступени подготовки питьевой воды) внедрены в учебный процесс Таджикского технического университета им. академика М.С. Осими.

**Цель исследования:** интенсификация процесса осветления воды р. Варзоба с применением активированной кремниевой кислоты и внедрение результатов исследований на Душанбинской водоочистной станции.

В соответствии с поставленной целью решались следующие задачи:

1. изучение качественных показателей воды р. Варзоб и анализ эффективности работы существующей технологии подготовки воды для водоснабжения г. Душанбе;

2. литературный анализ коагуляционной «регентной» обработка воды и определение методики выполнения рекогносцировочных и производственных экспериментальных исследований;

3. экспериментальные и теоретические исследования по удалению из речной воды минеральных и органических веществ с использованием активированной кремниевой кислоты (способа и места введения коагулянта и флокулянта для осуществления контактной коагуляции, влияние активированной кремниевой кислоты на процесс седиментации и фильтрования мало концентрированных суспензии, процесс получения и дозировки раствора флокулянта);

4. разработка рекомендации для интенсификации технологии обработки воды р. Варзоб для г. Душанбе, определения технико-экономических показателей инженерно-технических мероприятия и себестоимости получения  $1\text{ м}^3$  питьевой воды.

**Научная новизна.** теоретические зависимости и экспериментальные данные по использованию активированной кремниевой кислоты для интенсификации процесса задержания взвешенных веществ (процессов флокуляции и контактной коагуляции удаляемых взвесей на сооружениях первой и второй ступени подготовки питьевой воды);

-разработанная технология применение активированной кремниевой кислоты на водоочистных станциях г. Душанбе и технологическая схема обработки воды р. Варзоб и эксплуатационные параметры работы очистных сооружений и сооружений реагентного хозяйства;

-технико-экономические показатели разработанных инженерно-технических мероприятий для интенсификации обработки воды и себестоимость обработки 1м<sup>3</sup> питьевой воды.

**Практическая значение и реализация работы.** Предложена интенсификация технологического процесса подготовки питьевой воды, без изменения состава очистных сооружений, интенсификация процессов гравитационного выделения и фильтрования загрязнений р. Варзоб с применением флокулянтов.

Результаты теоретических и экспериментальных исследований по использованию активированной кремниевой кислоты для интенсификации процесса задержания взвешенных веществ (процессов флокуляции и контактной коагуляции удаляемых взвесей на сооружениях первой и второй ступени подготовки питьевой воды) полученные в кандидатской диссертации Шарипова Ш.К., научные результаты внедрены в учебный процесс Таджикского технического университета им. академика М.С. Осими.

**На защиту выносятся:**

1.результаты теоретических и экспериментальных исследований по использованию активированной кремниевой кислоты для интенсификации процесса задержания взвешенных веществ (процессов флокуляции и

контактной коагуляции удаляемых взвесей на сооружениях первой и второй ступени подготовки питьевой воды);

2.разработанная технологическая схема обработки воды р. Варзоб и эксплуатационные параметры очистных сооружений и сооружений реагентного хозяйства;

3.техничко-экономические показатели разработанных инженерно-технических мероприятий для интенсификации обработки воды и себестоимость обработки 1м<sup>3</sup> питьевой воды.

**Апробация Работы.** Основные положения работы и полученные результаты исследований докладывались и обсуждались на международных научно-практических конференциях: Материалы Международной научно-практической конференции «Перспективы развития науки и образования в XXI».-Душанбе: ТТУ им.акад.М.С.Осими,2007; Материалы Международной научно-практической конференции «Современные проблемы Химии, химической технологии и металлургии», - Душанбе: ТТУ им.акад.М.С.Осими,2010; Материалы 6-й Международной научно-практической конференции ТТУ.-Душанбе: 2012; Материалы Международной научно-практической конференции посвященной 20-летию государственной независимости РТ и 5-летию Института энергетики Таджикистана.-Курган-Тюбе, 2011; Материалы Международной научно-практической конференции «Теория, история и практика архитектуры и строительства в условиях горного Кыргызстана».-Бишкек:КРСУ,2013; Наука и новые технологии.-№9.– Бишкек: Изд-во НЖиДХЛ,2013. Кроме того докладывались на пяти республиканских и региональных научно-практических конференциях.

**Структура и объем работы.** Диссертационная работа состоит из введения, пяти глав с выводами по каждой главе, общих выводов, списка использованных источников и изложена на 107 страницах компьютерного текста, включает 29 рис., 16 табл. и приложения.

**ГЛАВА 1. АНАЛИЗ СУЩЕСТВУЮЩЕЙ ТЕХНОЛОГИИ  
ПОДГОТОВКИ ВОДЫ Р. ВАРЗОБ ДЛЯ ВОДОСНАБЖЕНИЯ Г.  
ДУШАНБЕ**

**1.1. Качественные показатели воды реки Варзоб**

Исходной водой для обработки на водоочистной станции служит поверхностный сток реки «Варзоб», имеющий следующий физико-химический состав (табл.5.2)

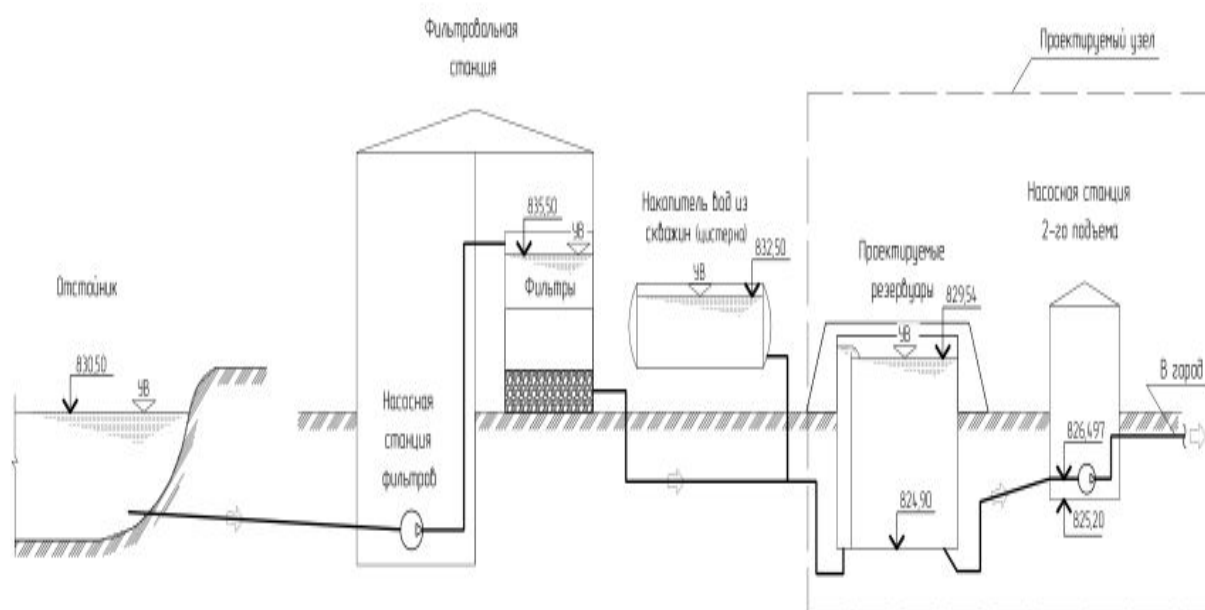
№	Наименование показателей	Единица измерения	2874-82 «Вода питьевая»	ОССВ		ОСНВ	
				канал	город	город	4-водовод
1	прозрачность	см	не менее 30	0-30	11-30	28-30	30
2	мутность	мг/л	не более 2,0	2,3-6220	1,2-24,2	0,6-4,2	0,6-3,6
3	цветность	град	не более 20,0	0-10	0	0	0
4	запах	балл	не более 2,0	0-2	1-2	1	1
5	привкус	балл	не более 2,0	0-2	0	0	0
6	водородный показатель	pH	6,0-9,0	7,9-8,15	7,9-8,0	7,8-8,0	7,6-8,0
7	аммиак	мг/л		н/об.-0,38	н/об	н/об.	н/об.



8	нитриты	мг/л		н/об- 0,034	н/об	н/об	н/об
9	нитраты	мг/л	не более 45,0	1,1- 2,8	1,8- 1,9	1,8- 5,3	1,8-6,6
10	жесткость	мг- экв/л	не более 7,0	1,2- 2,2	1,2- 2,2	1,3- 2,5	1,3-2,5
11	кальций	мг- экв/л		1,1- 2,1	1,1- 2,1	3,0- 5,2	3,0-6,0
12	магний	мг- экв/л		0,3- 0,35	0,3- 0,35	0,35 -0,4	0,35- 0,75
13	сумма(К+Иа)	мг- экв/л		0,37- 0,46	0,26 - 0,37	0,35 - 0,45	0,35- 0,5
14	сульфаты	мг/л	не более 500	18- 21,3	10,2 - 16,4	14,1 - 20,3	16,4- 31,5
15	щелочность	мг- экв/л		1,1- 2,1	1,1- 2,1	1,5- 3,0	1,5-3,0
16	хлориды	мг/л	не более 350	4,0- 5,0	4,0- 6,0	4,0- 7,5	4,0-9,0
17	сухой- остаток	мг/л	не более 1000	128- 135	88- 122	115- 121	123- 185
18	взвешенные вещества	мг/л		до 6830	----	----	----
19	коли-индекс		не более 3	2300- б 23800 0	м3- 23	м3-9	м3
20	коли-титр		не менее 333	0,43- м 0,004	б333	б333	б333

## 1.2. Технологическая схема подготовки питьевой воды

Высотная схема движения воды по ОСНВ



Технологическая схема обработки воды водоочистой станции показана. Очистная Станция Напорного Водопровода расположена в центральной части г. Душанбе в районе Сомони по проспекту Хофиза Шерози.. Год ввода в эксплуатацию 1934. Станция обеспечивает питьевой водой центральную часть города Душанбе. Источником для станции служит вода реки Варзоб, забор осуществляется из деривационного канала. Также на станции имеются 12 подземных скважин. Общая производительность станции около 70000,0 м<sup>3</sup>/сутки.

Состав сооружений станции:

- Сифонные трубопроводы из деривационного канала
- Горизонтальные отстойники в количестве 6-ти с общим объёмом 122,0 тыс.м<sup>3</sup> с реагентным хозяйством
- Блок скорых песчаных фильтров
- Подземные скважины в количестве 12 штук
- Резервуары питьевой воды (1x500м<sup>3</sup> и 1x1000м<sup>3</sup>)

- Насосная станция второго подъёма производительностью 70000,0м<sup>3</sup>/сутки
- Установка обеззараживания жидким хлором
- Трансформаторная подстанция
- Распределительное устройство
- Лаборатория
- Центральный склад

### 1.3. Технологические показатели отдельных водоочистных сооружений

№	Наименование показателей	Единица измерения	2874-82 «Вода питьевая»	ОССВ		ОСНВ		ЮЗ В	КНС	
				канал	город	город	4-водо-вод		1-2 в-ды	Вост.узел
1	прозрачность	см	не менее 30	0-30	11-30	28-30	30	свыше 30	свыше 30	свыше 30
2	мутность	мг/л	не более 2,0	2,3-6220	1,2-24,2	0,6-4,2	0,6-3,6	0	0	0
3	цветность	град	не более 20,0	0-10	0	0	0	0	0	0
4	запах	балл	не более 2,0	0-2	1-2	1	1	1	1	1
5	привкус	балл	не более 2,0	0-2	0	0	0	0	0	0
6	водородный показатель	pH	6,0-9,0	7,9-8,15	7,9-8,0	7,8-8,0	7,6-8,0	7,0-7,6	7,0-7,6	7,1-7,85
7	аммиак	мг/л		н/об .-	н/о	н/о	н/об.	н/об	н/об	н/об

				0,38	б	б.		.	..	
8	нитриты	мг/л		н/об - 0,03 4	н/о б	н/о б	н/об	н\об	н/об	н/об
9	нитраты	мг/л	не более 45,0	1,1- 2,8	1,8- 1,9	1,8- 5,3	1,8- 6,6	18,3 - 22,1	11,3 - 14,1	4,0- 6,2
1 0	жесткость	мг- экв/л	не более 7,0	1,2- 2,2	1,2- 2,2	1,3- 2,5	1,3- 2,5	5,2- 6,3	4,05 -4,8	2,5- 2,9
1 1	кальций	мг- экв/л		1,1- 2,1	1,1- 2,1	3,0- 5,2	3,0- 6,0	4,4- 5,4	3,2- 3,7	1,35- 2,35
1 2	магний	мг- экв/л		0,3- 0,35	0,3- 0,3 5	0,3 5 - 0,4	0,35- 0,75	0,5- 1,3	0,8- 1,4	0,45- 1,3
1 3	сумма(К+И а)	мг- экв/л		0,37 - 0,46	0,2 6- 0,3 7	0,3 5- 0,4 5	0,35- 0,5	0,8- 1,4	0,5- 0,74	0,38- 0,41
1 4	сульфаты	мг/л	не более 500	18- 21,3	10, 2- 16, 4	14, 1- 20, 3	16,4- 31,5	40,8 - 45,3	21,8 - 25,5	11,1- 14,5
1 5	щелочность	мг- экв/л		1,1- 2,1	1,1- 2,1	1,5- 3,0	1,5- 3,0	5,0- 5,8	3,9- 4,9	2,2- 2,85
1 6	хлориды	мг/л	не более 350	4,0- 5,0	4,0- 6,0	4,0- 7,5	4,0- 9,0	15,0 - 18,5	9,25 - 12,0	5,0- 9,5
1 7	сухой- остаток	мг/л	не более 1000	128- 135	88- 122	115 - 121	123- 185	367- 370	245- 280	150- 160

1 8	взвешенные вещества	мг/л		до 683 0	----	----	----	----	---	---
1 9	коли- индекс		не более 3	230 0- б 238 000	м3- 23	м3- 9	м3	м3	м3	м3
2 0	коли-титр		не менее 333	0,43 - м 0,00 4	б33 3	б33 3	б333	б33 3	б33 3	б333

1.4. Показатели работы очистных сооружений первой ступени и фильтровальных устройств.

### Выводы по первой главе

1. В результатах проведенных исследований определены очистки воды от загрязнений обуславливающих мутности и цветности, органических и неорганических, природных и антропогенных загрязнений (взвешенных, коллоидных и растворенных). Ионов тяжелых металлов при обычных условиях коагулированные удаляются по информации Драгинского В.Л.: железо и марганец - до 65-80 %; свинец, хром - на 30 %; медь и никель - на 50 %. В паводок - холодная вода, высокие цветность и мутность, низкая щелочность, при коагуляции требуются высокие дозы коагулянта. В эти периоды наиболее важно выполнять определенные требования [20].

2. На водопроводных сооружениях при очистки содержание вирусов, в частности, снижается на 80-93 % в зависимости от применяемых технологических схем. Обычно на этапе отстаивания из воды удаляется в

среднем 60- 65 % вирусов, при последующем фильтровании – 50-55 % от количества вирусов, поступающих на фильтр.

## **ГЛАВА 2.**

### **КОАГУЛЯЦИОННАЯ ОБРАБОТКА ВОДЫ И МЕТОДИКИ ВЫПОЛНЕНИЯ ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНЫХ ИССЛЕДОВАНИЙ**

#### **2.1. Коагуляция различных загрязнений природных вод**

Процесс коагуляции является практически единственным способом очистки воды от загрязнений обуславливающих мутности и цветности, органических и неорганических, природных и антропогенных загрязнений (взвешенных, коллоидных и растворенных). При правильно проведенном процессе коагуляции и осветлении воды можно полностью удалить взвешенные вещества, снизить цветность воды до необходимой величины, уменьшить концентрацию общих органических загрязнений, характеризующихся показателем перманганатной окисляемости, на 50-65 % [19].

При коагулированные удаляются ионы тяжелых металлов, а также истинно растворенные микро загрязнители, такие, например, как СПАВ от 30 до 100 %, фенолы, амины, а также нефтепродукты, пестициды от 10 до 90 % и радиоактивные вещества на 70-90 %. К трудноудаляемым относятся стронций, йод, барий (не более 30 %).

Ионы тяжелых металлов при обычных условиях коагулированные удаляются по информации Драгинского В.Л.: железо и марганец - до 65-80 %; свинец, хром - на 30 %; медь и никель - на 50 %.

При использовании, в процессе коагулированные извести для подщелачивания, концентрация отдельных загрязнений уменьшается значительно больше: мышьяк - на 98 % ; кадмий - на 95 %; ртуть - на 60-90 %; барий, радий, селен - на 60 %; молибден - на 80-90 %.

При коагулированный частично удаляются такие биологические загрязнения воды - планктон и водоросли, эффективность удаления которых связана с процессом хлопьеобразноования и осветления воды.

Очистка воды коагулированные и флокулированные представляет собой сложный физико-химический процесс, на эффективность протекания которого оказывают влияние многочисленные факторы. Прежде всего - качество воды: количество взвешенных и коллоидных частиц, степень их дисперсности; ионный состав воды, например присутствие ионов хлора способствует коагуляции; щелочность; количество растворенных органических соединений; температура - при низкой температуре воды повышается вязкость дисперсионной среды, снижается интенсивность броуновского движения и уменьшается скорость гидролиза коагулянтов.

На практике, наибольшие трудности с проведением коагулированные воды возникают в паводковый период, когда вода имеет еще низкую температуру, и резко возрастает количество загрязнений, соответственно возрастает нагрузка на очистные сооружения. Кроме того, ухудшение процесса коагуляции наблюдается при коагулированные мало мутных цветных вод в холодное время года [41].

В паводок - холодная вода, высокие цветность и мутность, низкая щелочность, при коагуляции требуются высокие дозы коагулянта. В эти периоды наиболее важно выполнять определенные требования [20].

Поддерживать значения рН воды в интервале 6,5-7,5. Обычное осветление воды лучше осуществляется при повышенных значениях рН, очистка цветных мягких вод - при пониженных рН. Величина рН является доминирующим фактором в процессе коагулированные.

Технологический опыт показывает, что воды, имеющие в своем составе коллоидные глинистые частицы, или цветные воды значительно скорее коагулируют и осветляются при подкислении. Это объясняется тем, что необходимым условием взаимной коагуляции является равенство противоположных зарядов частей золь. В противном случае коагуляция протекает

неполно либо вовсе не наступает. В процессе гидролиза коагулянта - сульфата алюминия образуется гидроокись алюминия - амфотерное соединение, которое обладает кислотными и основными свойствами: в щелочной среде заряд частиц - отрицательный, в кислой - положительный.

Большинство коллоидных загрязнений имеет отрицательный заряд (гумус, мельчайшие почвенные и глинистые частицы, кремнекислота и др.), поэтому коагуляция эффективнее проходит при низких значениях рН [41].

Вторым важным условием успешного протекания процесса коагулированных является обеспечение необходимого щелочного резерва, особенно в холодное время года при низких температурах воды, в целях повышения степени гидролиза коагулянта и увеличения концентрации твердых частиц.

Очень важно правильно установить вид, дозу и место ввода подщелачивающего реагента (при подщелачивании известью увеличивается рН, что не всегда хорошо, при использовании соды в воде повышается содержание  $\text{CO}_2$ ). Следует правильно определить порядок введения реагентов. Так, при введении подщелачивающего реагента в цветную воду перед добавлением коагулянтов ухудшается качество очистки, а остаточная цветность увеличивается в ряду подщелачивающих реагентов: гидроксид натрия > карбонат натрия > известь > карбонат кальция. Гидроксид и карбонат натрия следует применять для подщелачивания очищенной воды, известь лучше вводить в осветленную воду, после отстаивников.

Необходимо вовремя в соответствии с изменением качества исходной воды определять и корректировать оптимальные дозы коагулянта и флокулянта.

При очистке воды на водопроводных сооружениях содержание вирусов, в частности, снижается на 80-93 % в зависимости от применяемых технологических схем. Обычно на этапе отстаивания из воды удаляется в среднем 60- 65 % вирусов, при последующем фильтровании – 50-55 % от



количества вирусов, поступающих на фильтр. Таким образом, только очисткой нельзя получить питьевую воду, удовлетворяющую требованиям стандарта по микробиологическим загрязнениям. Обрабатываемая вода в обязательном порядке должна подвергаться обеззараживанию [21-28].

## 2.2. Методика выполнения экспериментальных исследований

Методика выполнения экспериментальных исследований основывались, на практике проверенные, физико-химические процессы основанные на теории фундаментальных исследований, которые включают принципы и способы гидравлического, математического и технологического моделирования. [17,18,19,48,64,65,75]. Она подтверждает правильность инженерных решений исследователей и позволяет результатов лабораторных исследований переносить в натурные условия и выполнять соответствующие инженерно-строительные расчеты [20,42,47,66,73,74,76].

Для выполнения экспериментальных исследований были использованы современные физико-химические аппараты, реагенты и экспериментальные установки, которые приведены на рис. 2.1-2.4.

Кроме того, были использованы конкретные физические измерения, химические анализы и лабораторные оборудования. Например, методика определения и моделирование кинетики осаждения взвешенных веществ заключалось в нижеследующем.

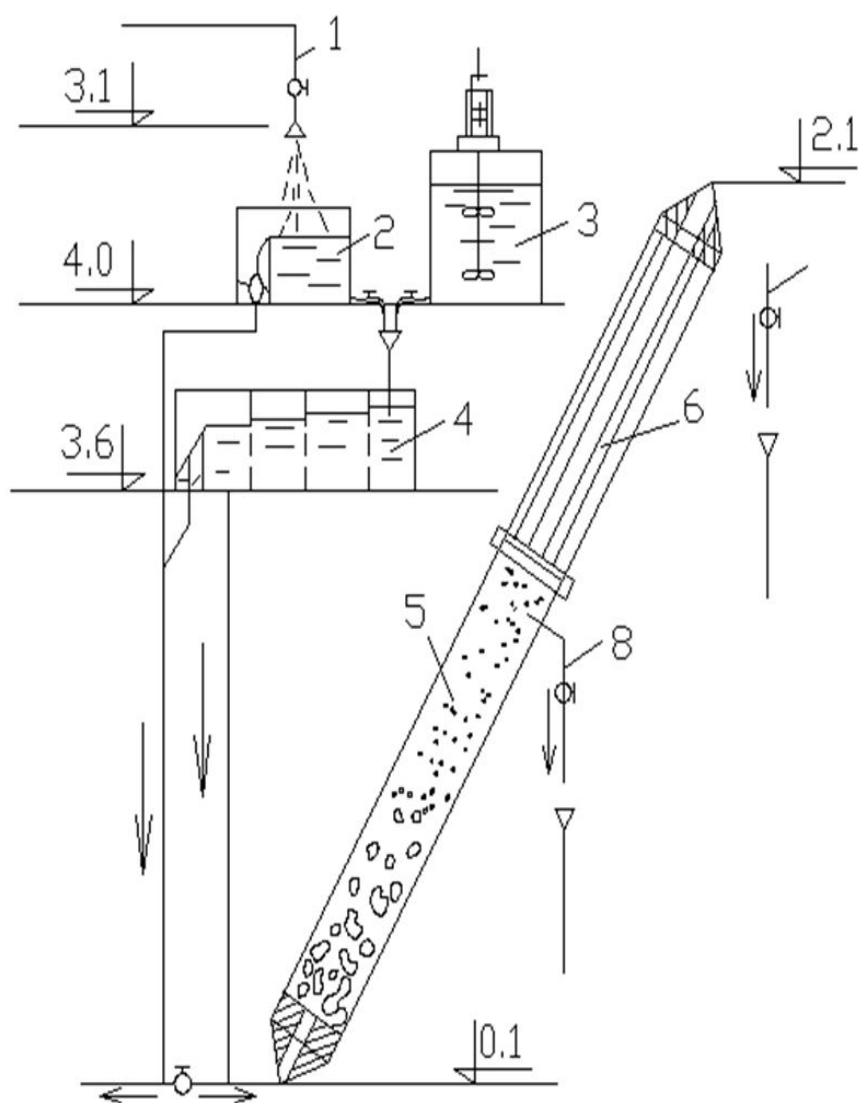
Моделирование проводилось в цилиндрах – отстойниках, высота которых составляла 1000 мм, диаметр 120 мм и объем 11,28 л (рис.1). Объемы частей отстойника между сечениями а-а и в-в; с-с и d-d, конической части цилиндра ниже сечения е-е  $\Delta V$  одинаковы и составляет  $500\text{см}^3$  (0,5л).

Эффект осветления сточных вод после системы МЗУ определялся по формуле:

$$\mathcal{E}_t = \left( \frac{t}{t_{oc}} \right)^{\alpha/t} \cdot \mathcal{E}_{oc} \quad (2.1)$$

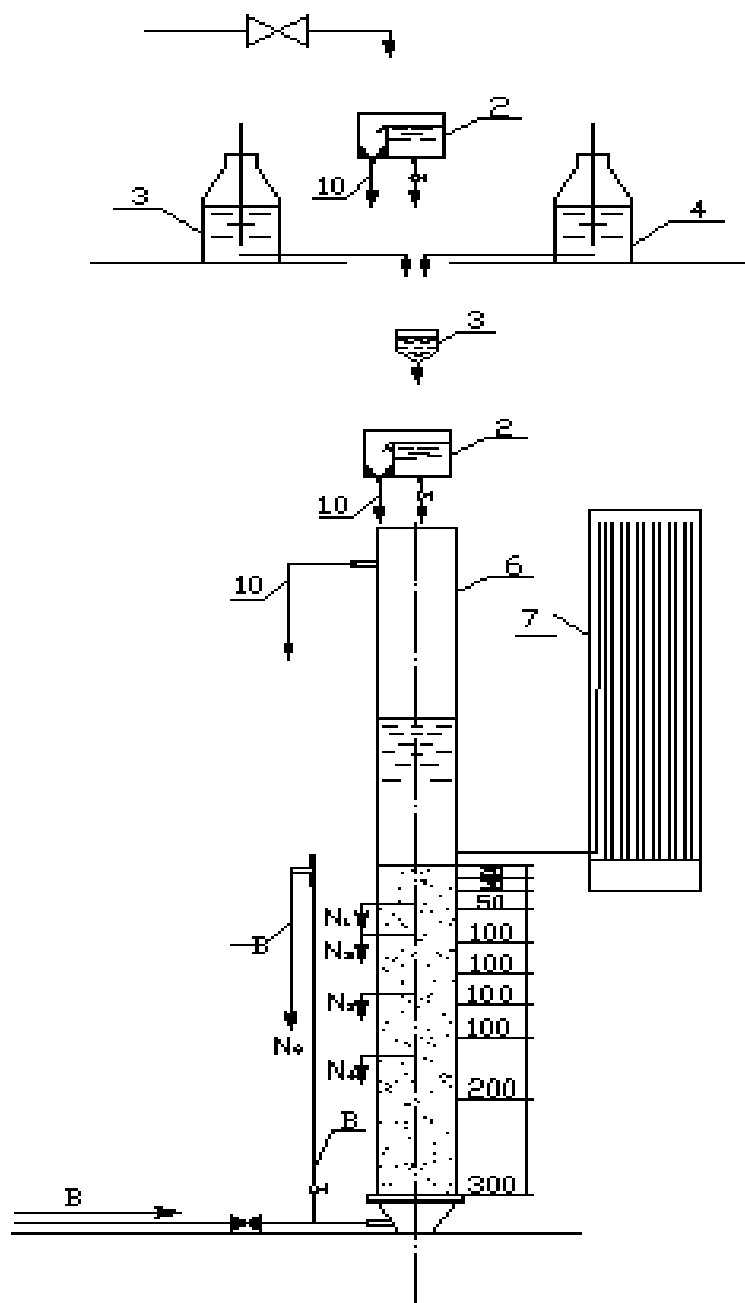
Где  $\mathcal{E}_t$  и  $\mathcal{E}_{oc}$  – эффекты осветления воды при продолжительности отстаивания соответственно  $t$  и при продолжительности отстаивания  $t_{oc}$  в %;  $a$  – коэффициент, зависящий от свойств взвеси, концентрации их в воде и высоты столба воды.

Лабораторные оборудование для экспериментальных исследований, методика определения и моделирование кинетики осаждения взвешенных веществ (рис.2.1).



2.1 Современные Физико-химические аппараты для экспериментальных исследования.

Лабораторные оборудование для экспериментальных исследований, методика определения и моделирование кинетики осаждения взвешенных веществ (рис.2.2).



## 2.2 Современные Физико-химические аппараты для экспериментальных исследования

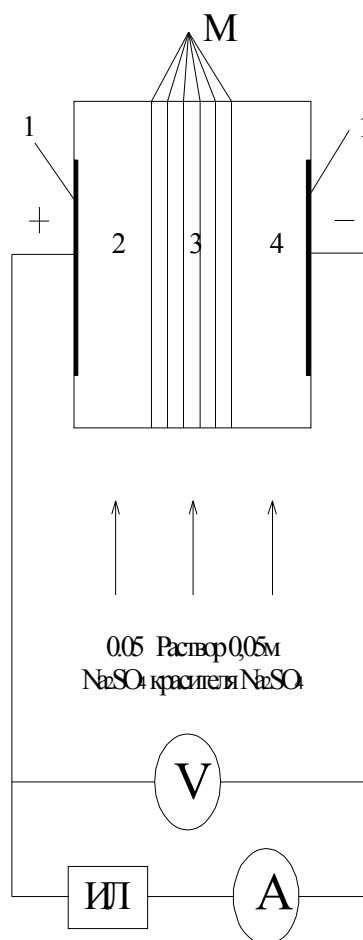


Рис. 2.3 Современные физико-химические аппараты для экспериментальных исследования.

Последовательность проведения исследования:

- из исследуемой воды отбирается проба для определения начального содержания взвешенных веществ  $C_0$ ;
- цилиндры с помощью насоса заполняются исследуемой водой до уровня а-а и фиксируется время начала опыта; по истечении продолжительности отстаивания воды 15 мин, через кран спускается объем  $\Delta V=500\text{см}^3$ , что контролировалось по снижению уровня воды с сечения а-а до сечения в-в. Затем спускался объем воды  $V_n = 5,64\text{л}$  (столб воды высотой  $h_n=0,5\text{ м}$ ) снижение воды происходит с сечения в-в до d-d. Далее спускался объем

воды  $V_B=5,64$ л. Все три объема воды спускались в разные емкости при снятом шланге 9;



Рис.2.4. Современные физико-химические аппараты для экспериментальных исследований.

- в объем воды  $V_H$  и  $V_B$  определялась концентрация взвешенных веществ соответственно  $C_H$  и  $C_B$ , а в объеме  $\Delta V$ - общее содержание взвесей  $g$ .

По результатам исследований вычислялись следующие данные:

-эффекты осветления  $\mathcal{E}_H$  и  $\mathcal{E}_B$  соответственно для столба воды высотой  $h_B=500$ мм и  $h_H=500$ мм, а также средний эффект  $\mathcal{E}_{cp}$  осветления столба воды высотой  $2h = 1000$ мм по следующим формулам:

$$\mathcal{E}_H = \frac{C_0 - C_H}{C_0} \cdot 100\% \quad (2.2)$$

$$\mathcal{E}_в = \frac{C_0 - C_в}{C_0} \cdot 100\% \quad (2.3)$$

$$\mathcal{E}_{ср} = \frac{\mathcal{E}_в + \mathcal{E}_н}{2} \% \quad (2.4)$$

Величина  $\mathcal{E}_{ср}$  проверяется по формуле:

$$\mathcal{E}_{ср} = 100 - \frac{2VC_0 - (g - C_0)}{2VC_0} \cdot 100\% \quad (2.5)$$

- определяются коэффициенты  $a_{50}$  и  $a_{100}$  (для высоты столба  $h_1=50$  см и  $h_2=100$  см) по формулам:

$$\alpha_{50} = \frac{\lg(\mathcal{E}_в/\mathcal{E}_{ос})}{1/t \cdot \lg(t/t_{ос})} \quad (2.6)$$

$$\alpha_{100} = \frac{\lg(\mathcal{E}_{ср}/\mathcal{E}_{ос})}{1/t \cdot \lg(t/t_{ос})} \quad (2.7)$$

По полученным значениям были построены кривые зависимости  $C=f(t)$  и  $\mathcal{E}=f(t)$ , при глубинах  $h_1=0,5$  и  $h_2=1$  м.

- при разных значениях эффекта очистки воды вычислялся показатель осаждаемости  $n$  по формуле:

$$N = \frac{\lg(t_2/t_1)}{\lg(h_2/h_1)} \quad (2.8)$$

где  $t_1$  и  $t_2$  – время очистки воды при одинаковых эффектах осветления при глубине соответственно  $h_1=0,5$  и  $h_2=1$  м.

- определялся среднее значения  $n$  для сточных вод с различной исходной концентрацией в диапазоне 1000-4500 мг/дм<sup>3</sup>.

Время осаждения взвешенных веществ в цилиндрах-отстойниках, отличных от  $h_1=0,5$  и  $h_2=1$  м, определяется по формуле

$$t_3 = t_1 \left( \frac{h_3}{h_1} \right)^n \quad (2.9)$$

Где  $h_3$ -предполагаемая высота столба воды, равная расчетной глубине отстойника.

По величине  $t_3$  при различных значениях эффекта очистки  $\mathcal{E}_t$  строится график зависимости  $\mathcal{E}=f(t)$ .

Кривую кинетики осаждения взвеси можно построить иным путем. По найденным значениям  $\mathcal{E}_в$  (эффект очистки воды в цилиндре глубиной  $h_1$  при продолжительности отстаивания  $t_1=30$  мин) и  $n$  по формуле (А.2) находим время  $t_3$ , при котором обеспечивается тот же эффект  $\mathcal{E}_в$ , но в цилиндре глубиной  $h_3$ . Далее находится значение  $a_{h_3}$  по формуле:

$$\alpha_{h_3} = \frac{\lg(\mathcal{E}_в/\mathcal{E}_{oc})}{1/t_3 \lg(t_3/t_{oc})} \quad (2.10)$$

Далее по уравнению (А.1) при значении  $a_{h_3}$  строятся кривые кинетики осаждения взвешенных веществ в цилиндре глубиной  $h_3$ .

### Выводы по второй главе

При правильно проведенном процессе коагуляции и осветлении воды можно полностью удалить взвешенные вещества, снизить цветность воды до необходимой величины, уменьшить концентрацию общих органических загрязнений, характеризуемых показателем перманганатной окисляемости, на 50-65 %.[19].

В паводок - холодная вода, высокие цветность и мутность, низкая щелочность, при коагуляции требуются высокие дозы коагулянта. В эти периоды наиболее важно выполнять определенные требования [20].

Поддерживать значения рН воды в интервале 6,5-7,5. Обычное осветление воды лучше осуществляется при повышенных значениях рН, очистка цветных мягких вод - при пониженных рН. Величина рН является доминирующим фактором в процессе коагулированных.

Технологический опыт показывает, что воды, имеющие в своем составе коллоидные глинистые частицы, или цветные воды значительно скорее коагулируют и осветляются при подкислении. Это объясняется тем, что необходимым условием взаимной коагуляции является равенство противоположных зарядов частей золь. В противном случае коагуляция протекает неполно либо вовсе не наступает. В процессе гидролиза коагулянта - сульфата алюминия образуется гидроксид алюминия - амфотерное соединение, которое -обладает кислотными и основными свойствами: в щелочной среде заряд частиц - отрицательный, в кислой - положительный.

## ГЛАВА 3

### ТЕОРИЯ КОАГУЛЯЦИОННОЙ ОБРАБОТКИ ВОДЫ

#### 3.1. Физико-химическая характеристика различных групп примесей ВОДЫ

Все примеси природных вод, независимо от их свойств и концентрации, по их фазово-дисперсному состоянию могут быть разделены на четыре группы: взвеси и коллоиды, представляющие собой гетерогенные системы, и молекулярные и ионные растворы, образующие гомогенные системы [19].

Между состояниями веществ, четко определяющими их положение в каждой из перечисленных групп, существуют еще и промежуточные состояния, обусловленные динамической связью между описанными системами. Так, молекулярные растворы могут быть частично диссоциированы (слабые электролиты), а при ассоциации частиц они приближаются к коллоидным растворам. Промежуточное положение между коллоидными и молекулярными растворами занимают и высокомолекулярные соединения. Они также могут содержать ионогенные группы, способные (в определенных условиях) обменивать подвижные ионы на ионы, находящиеся в растворе.

Первая группа веществ представляет собой нерастворимые в воде взвеси (суспензии, эмульсии или пены) с величиной частиц  $10^{-5}$ - $10^{-3}$  см, которые оседают (или всплывают) в гравитационном поле. Эти примеси обуславливают мутность воды, в некоторых случаях они могут придавать ей цветность.

В состав группы входят глинистые вещества, карбонатные породы, ил, мелкий песок, малорастворимые гидроксиды металлов, эмульсии нефтепродуктов, взвеси органических веществ, детрит, планктон и т. д.



Взвешенные частицы могут быть средой обитания болезнетворных бактерий, спор микроорганизмов, а также вирусов. Частицами могут сорбироваться радиоактивные вещества и токсические соединения.

Системы, образованные примесями первой группы, кинетически неустойчивы. Нерастворимые вещества удерживаются во взвешенном состоянии динамическими силами потока и попадают в водоемы в результате размывания окружающих пород и смыва почв. В состоянии покоя для таких систем характерна седиментация взвешенных частиц. Она может протекать без слипания частиц или с их агрегацией в процессе осаждения. Кроме того, различают свободное осаждение частиц системы, когда взвешенные вещества не оказывают взаимного влияния друг на друга, и сопряженное или стесненное осаждение, когда мы имеем дело с концентрированными суспензиями. При седиментации очень часто наблюдается ортокинетическая коагуляция, аутокоагуляция и другие явления. В зависимости от адгезионного взаимодействия седиментирующих взвесей осадок образуется либо рыхлый, объемный и легко подвижный, либо плотный, малоподвижный и занимающий малый объем.

Вторая группа веществ объединяет гидрофильные и гидрофобные коллоидные примеси, а также высокомолекулярные вещества с величиной частиц  $10^{-5}$ - $10^{-6}$  см. Высокодисперсные гетерогенные системы существуют в виде дисперсий трех или двумерных кристаллических или аморфных структур.

В эту группу входят коллоидные (минеральные и органоминеральные) частицы почв и грунтов, а также недиссоциированные и нерастворимые формы гумусовых веществ, придающие воде окраску. Последние вымываются в природные водоемы из лесных, болотистых и торфяных почв, а также образуются в самих водоемах в результате жизнедеятельности водных растений и водорослей. К этой группе могут быть отнесены также вирусы и другие организмы, сближающиеся по размерам к коллоидным частицам. Так как среди них находятся болезнетворные (патогенные) виды, то

удаление их из воды является весьма ответственным мероприятием. Кинетическая устойчивость гидрофобных примесей второй группы в воде характеризуется соотношением сил гравитационного поля и броуновского движения, обуславливающих седиментационное равновесие в системе. Агрегативная устойчивость этих дисперсий создается силами отталкивания между частицами, возникающими вследствие электростатического состояния межфазной поверхности и образования диффузных слоев.

Отталкивание обуславливается не кулоновскими силами. Так как заряд частицы скомпенсирован противоионами, а возникает в результате деформации диффузных электрических слоев в достаточно узком зазоре между ними. Энергия отталкивания и соответствующее расклинивающее давление по Б. В. Дерягину [30] убывают экспоненциально с расстоянием. Большое значение при образовании диффузных и гидратных оболочек имеет создание на поверхности частиц стабилизирующих слоев по П. А. Ребиндеру [33].

Примеси, входящие во вторую группу, характеризуются особыми молекулярно-кинетическими свойствами - медленная диффузия, низкое осмотическое давление, неспособность к диализу, аномалия вязкости при различных скоростях потока и др. Для гидрофобных веществ характерна коагуляция под действием электролитов.

Третья группа веществ включает в себя растворенные в воде газы, органические соединения как биологического происхождения, так и вносимые промышленными и хозяйственно-бытовыми стоками. К ним относятся разнообразные продукты жизнедеятельности и отмирания плесневых грибов, антиномицетов, бактерий, водорослей, а также фенолы и другие органические вещества, обычно попадающие в воду со стоками. Они придают воде самые разнообразные привкусы и запахи, а иногда и окраску. Ряд вносимых со сточными водами примесей обладает токсичностью. Вещества этой группы характеризуются размером частиц  $10^{-6}$ - $10^{-7}$  см. Обычно это - соединения с ковалентной связью.

Представляя собой гомогенные растворы, примеси природных вод, относящиеся к третьей группе, могут вступать во взаимодействие как друг с другом, так и с водой. Эти взаимодействия, как правило, обусловлены Ван-дер-Ваальсовыми силами.

Молекулы растворенного вещества могут существенно изменять взаимодействие между молекулами воды и сами взаимодействовать между собой. Кроме того, они могут образовывать с водой соединения, существующие лишь в растворе. В этих непрочных соединениях в большинстве случаев основную роль играет водородная связь.

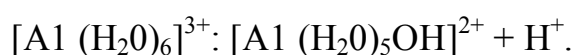
Четвертая группа объединяет вещества, диссоциирующие в воде на ионы и имеющие размер частиц менее  $10^{-7}$  см. Основными действующими между ионами силами являются электростатические. Связь - электровалентная (ионная) или ковалентная (атомная).

В соответствии с теорией электролитической диссоциации молекулы веществ с ионной или сильно полярной связью под влиянием характерной полярной структуры молекул воды распадаются на ионы. Работа разрушения кристаллических структур производится главным образом в результате процесса гидратации. Ионно-дипольное взаимодействие наиболее интенсивно при гидратации катионов. При гидратации анионов со значительным отрицательным зарядом или малым радиусом более специфично присоединение молекул воды за счет водородных связей.

Гидратацию катионов можно рассматривать как образование аквакомплексов, прочность которых определяется величинами констант нестойкости. Легкость, с которой ионы металлов образуют гидраты, возрастает с увеличением их заряда и уменьшением радиуса. Гидраты ионов щелочных металлов нестойки, щелочно-земельных - более прочны. Например, гидратированный ион кальция, в основном определяющий жесткость природной воды, может быть представлен в виде октаэдра  $[\text{Ca}(\text{H}_2\text{O})_6]^{2+}$ , в центре которого находится ион кальция, электростатически связанный с шестью молекулами воды, расположенными в его вершинах. Особыми

свойствами обладает ион водорода; протон образует прочный аквакомплекс с донорно-акцепторной связью - ион гидроксония  $H_3O^+$ . В водных растворах к этому иону присоединяются еще три молекулы воды, менее прочно связанные с протоном, и образуется комплекс  $H_9O_4^+$ . Другие аквакомплексные ионы также способны ориентировать вокруг себя дополнительные молекулы воды, например  $[Al(H_2O)_6]^{3+}$  и  $[Al(H_2O)_{12}]^{3+}$ .

Аквакомплексы могут переходить в гидроксокомплексы с отщеплением протонов от координированных молекул воды



Подобным образом происходит гидролиз ионов алюминия, железа и других металлов, дающих слабые основания.

Примеси природных вод, относящиеся к четвертой группе, представляют собой электролиты. Количественными характеристиками равновесного состояния их в растворе являются степень диссоциации и константа диссоциации. Обычно электролиты, диссоциирующие в 0,1-н растворах на 30 % и более, называют сильными, а электролиты, степень диссоциации которых не превышает 3 % - слабыми.

### **3.2. Теоретические основы коагуляционной обработки природных вод**

Представленная выше классификация носит условный характер. Грубодисперсные и коллоидные системы, в которых существует физическая граница раздела фаз, в отличие от истинных (гомогенных) растворов являются гетерогенными, т. е. многофазными (в простейшем случае - двухфазными).

Коллоидные примеси, находящиеся в природной воде позволяют рассматривать ее как гетерофазную систему, которой вода является дисперсионной средой, а масса расщепленных в воде коллоидных частиц - дисперсной фазой. Характерной особенностью коллоидно-дисперсионных систем является большая удельная поверхность частиц. Это

придает дисперсным системам особые свойства, которые проявляются прежде всего в поверхностных явлениях, при исходящих на границе раздела фаз в межфазных поверхностных слоях. В таких системах значительная доля атомов или молекул локализована на поверхности раздел, I фаз. Эти молекулы или атомы находятся в несимметричном силовом поле и обуславливают появление избыточной свободной энергии системы, что и является причиной терма динамической неустойчивости коллоидных систем. В результате в дисперсиях происходят самопроизвольные процессы агрегации, снижающие этот избыток энергии путем уменьшения дисперсности.

Устойчивость дисперсных систем зависит от свойств дисперсионной среды и дисперсной фазы. Дисперсионная среда характеризуется содержанием растворенных солей, газов, органических и других веществ, кислотностью, щелочностью, жесткостью, плотностью, вязкостью, поверхностным натяжением и пр. Свойства дисперсной фазы определяются размером и формой частиц, химическим и минералогическим составом, плотностью, пористостью, ионообменной емкостью, зарядом поверхности частиц, адсорбционными свойствами и др. Эти свойства дисперсионных систем могут изменяться в широких пределах в зависимости от их происхождения.

В природных водах концентрация нерастворимых коллоидно-дисперсных и взвешенных веществ может достигать значительных величин. Наряду с нерастворимыми веществами присутствуют примеси органического и биологического происхождения.

Устойчивость коллоидных систем и тонких суспензий определяется их способностью сохранять дисперсное состояние. Она может нарушаться под влиянием многих их факторов, в частности нагревания, замораживания, добавления электролитов и др.

В практике водоподготовки приходится иметь дело с пробными и гидрофильными коллоидами. Гидрофобными коллоиды не связывают

сколькo-нибудь существенных веществ воды. Отдельные коллоидные частицы несут значительные электрические заряды. Нейтрализация их приводит к потере устойчивости и коагуляции гидрофобных коллоидов, которая большей частью необратима. Гидрофильные коллоиды, наоборот, способны связывать большое количество воды. Частицы гидрофильных коллоидов в природных водах - это в основном органические, загрязнения, представляющие собой большие высокополимерные молекулы. Их способность удерживать значительное количество воды обусловлена наличием на их поверхности полярных групп, таких как -ОН, -СООН, -NH<sub>2</sub>. Эти группы водорастворимы и поэтому удерживают вокруг себя водную оболочку. Гидрофильные коллоидные частицы перемещаются в дисперсионной среде вместе с водной оболочкой. Частицы гидрофильных коллоидов несут незначительные электрические заряды и под влиянием электролитов обычно не коагулируют. Устойчивость гидрофильных коллоидов обусловлена не только зарядом, но и наличием гидратной оболочки, в то время как устойчивость гидрофобной частицы зависит лишь от ее заряда.

Частицы глины, ила и подобная взвесь природных вод по преимуществу образуют гидрофобные коллоидные системы. К числу гидрофобных относятся также золи гидроокисей металлов, в частности алюминия и железа, используемые в технологии обработки воды. Поскольку гидрофобные коллоиды играют важную роль в очистке воды, ниже кратко рассмотрим основные их свойства.

Коллоидные частицы представляют собой совокупность большого числа молекул вещества, содержащегося в воде в диспергированном состоянии. В подавляющем большинстве случаев коллоидные частицы имеют кристаллическую структуру, постоянно находятся в броуновском движении, при этом смещение частиц относительно воды происходит не по границе твердой частицы, а по поверхности, находящейся на некотором расстоянии от нее, т. е. коллоидные частицы, перемещаясь, прочно

удерживают покрывающим их тонкий слой воды. Благодаря огромной удельной поверхности коллоидных частиц последние обладают высокой адсорбционной емкостью. Это обстоятельство имеет большое значение, так как основной процесс обработки воды коагулирование- связан с адсорбцией на коллоидных частицах примесей, содержащихся в воде.

Возникновению коллоидных частиц предшествует образование твердой фазы (ядра), адсорбирующей из раствора потенциалобразующие ионы. Сильнее адсорбируются ионы, которые больше понижают свободную энергию поверхности твердой фазы. В результате поглощения ионов поверхность ядра приобретает заряд. Находящиеся в растворе противоположно заряженные ионы (противоионы) собираются у поверхности ядра вследствие электростатического притяжения между разноименными электрическими зарядами, образуя коллоидную частицу.

Ионы, непосредственно прилегающие к ядру, образуют слой поверхностно-ядерных ионов или так называемый адсорбционный слой. В этом слое может находиться также небольшое количество противоположно заряженных ионов, суммарный заряд которых не компенсирует заряд поверхностно-ядерных ионов. В связи с тем что на границе адсорбционного слоя создается электрический заряд, вокруг ядра с адсорбционным слоем создается диффузный слой, в котором находятся остальные противоионы, компенсирующие заряд гранул (ядра с адсорбционным слоем).

Коллоидная частица вместе с окружающим ее диффузным слоем называется мицеллой. Если бы мицелла находилась в состоянии покоя, то заряд ее был бы компенсирован противоионами диффузного слоя. Но вследствие броуновского движения коллоидных частиц, перемещающихся вместе с адсорбционным слоем, противоионы диффузного слоя отстают от гранулы, и коллоидная частица оказывается электрически заряженной. Изменение напряженности электрического поля мицеллы показано на рис 3.1. Потенциал на границе ядра - термодинамический потенциал ( $\phi$ - потенциал, ордината  $m$  - на рис. 3.1, а) - и сумме зарядов всех поверхностно-

ядерных ионов. На границе адсорбционного слоя потенциал уменьшается на, равную сумме зарядов, находящихся в адсорбционном слое противоионов. Потенциал на границе адсорбционного слоя носит название электрокинетического потенциала или дзета-потенциала ( $\xi$ - потенциал, ордината р-диаг. рис. 3. 1, а).

Частицы коллоидов находятся в воде под действием диффузионных сил, обусловленных броуновским движением, под их влиянием частицы стремятся равномерно распределиться во всем объеме жидкости. При достаточно малых размерах коллоидных частиц силы диффузии преобладают над силами тяжести, и частицы остаются во взвешенном состоянии, даже если удельный вес вещества коллоида больше единицы. Для того чтобы произошло осаждение этих частиц, необходимо их укрупнение за счет слипания.

Наличие у частиц электрических зарядов одного знака, вызывающих их взаимное отталкивание, мешает слипанию частиц.

Одновременно между коллоидными частицами имеются молекулярные силы

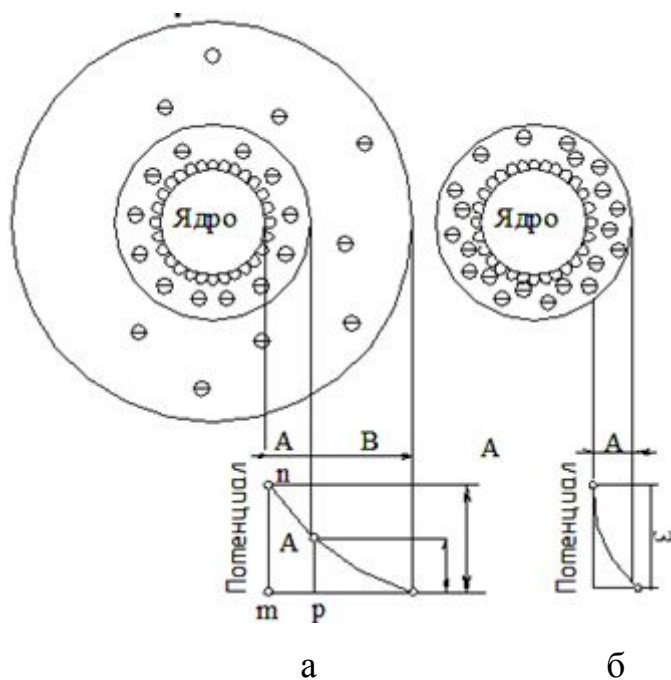


Рис. 3.1. Строение мицеллы а -  $\xi > 0$ ; б – изоэлектрическая состояние ,  $\xi = 0$ ; А – адсорбционный слой; В – диффузный слой



взаимного притяжения, называемые силами Ван-дер-Ваальса. Силы притяжения между частицами проявляются лишь при небольшом расстоянии между ними и быстро убывают при увеличении этого расстояния. Для того чтобы начали действовать как силы взаимного отталкивания, так и притяжения между частицами, нужно, чтобы частицы под влиянием кинетических факторов - броуновского движения или перемешивания - начали сближаться. По мере сближения частиц возрастают обе силы - и отталкивания, и притяжения, но вначале сила отталкивания больше силы притяжения, поэтому результирующим является отталкивание, которое достигает максимума при определенном расстоянии между частицами (рис. 3.2). Если частицы под влиянием кинетической энергии своего движения преодолели этот «силовой барьер», то резко увеличивается сила притяжения, и частицы слипаются. Однако необходимость большой кинетической энергии частиц для преодоления сил отталкивания снижает вероятность слипания частиц и коагуляции коллоида, коллоидная система сохраняет свою агрегативную устойчивость. При снижении же электрического заряда частиц, т. е. при уменьшении потенциала, силы отталкивания уменьшаются и становится возможным процесс коагуляции коллоида. Экспериментально установлено, что потенциал гидрофобных коллоидных систем колеблется в пределах 0,05- 0,1 В. Для того чтобы силы взаимного притяжения между коллоидными частицами могли преобладать над электрическими силами отталкивания,  $\xi$  - потенциал систем должен быть меньше 0,03 В, с максимальной же интенсивностью идет коагуляция, когда потенциал станет равным нулю.

Состояние коллоидной системы при  $\xi = 0$  носит название изоэлектрического состояния, а величина рН, отвечающая этому состоянию, называется изоэлектрической точкой системы.

$\xi$  - потенциал изменяется при прибавлении к коллоидным системам электролитов. В случае отрицательно заряженных частиц величина

потенциала зависит от катионов электролита, а положительно заряженных частиц - от анионов.

С увеличением концентрации в воде электролита возрастает концентрация противоионов и все большее их количество переходит из диффузного слоя в адсорбционный слой коллоидных частиц, толщина диффузного слоя уменьшается. Противоионы, переходя из диффузного слоя в адсорбционный, нейтрализуют заряд гранулы и понижают  $\xi$  - потенциал коллоидных частиц. В результате устраняются причины, препятствующие их сближению, коллоидные частицы, соединяясь, образуют сравнительно крупные агрегаты, которые начинают выпадать в осадок. Способность электролита вызывать коагуляцию коллоидной системы возрастает с увеличением валентности коагулирующего иона, обладающего зарядом, противоположным заряду коллоидных частиц.

Так выглядит коагуляция зелей, обусловленная адсорбцией ионов и созданием двойного электрического слоя на поверхности коллоидных частиц. Их устойчивость в растворе определяется гидратацией ионов и влиянием зарядов поверхности на ориентированную адсорбцию дипольных молекул воды. В гидрофобных золях после достижения

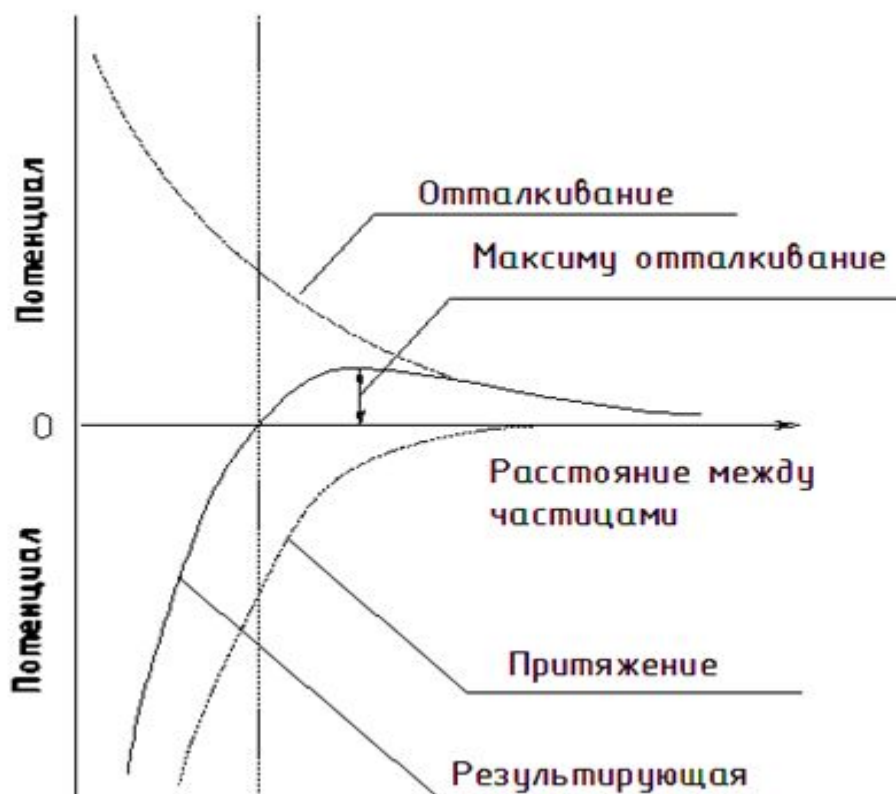


Рис. 3.2. График сил взаимодействия коллоидных частиц

пороговых концентраций электролитов наблюдаются явные признаки коагуляции, так как сжатие двойного электрического слоя и соответствующее уменьшение гидратных оболочек позволяет коллоидным частицам сближаться на расстояние, при котором энергия их взаимного притяжения превышает энергию теплового (броуновского) движения.

Совершенно иной характер устойчивости золь при гидрофильной поверхности коллоидных частиц, которая обуславливает образование молекулярных сольватных слоев при участии Вандер-Ваальсовых, водородных и комплексных связей, независимо от действия небольших концентраций электролитов. Так, В. А. Каргиным было показано, что высокоочищенные золи кремневой кислоты и гидроокиси алюминия могут сохраняться в растворе даже при падении величины -потенциала почти до нуля [34].

Значение гидратных слоев объяснено Б. В. Дерягиным, который установил, что для сближения коллоидных частиц необходимо затратить работу на преодоление сопротивления так называемого «расклинивающего давления», обусловленного силами молекулярного сцепления воды с поверхностью частиц. На расстоянии 10 Å и меньше силы взаимного притяжения частиц преобладают над силами сцепления в гидратном слое. При больших расстояниях гидратные слои являются термодинамически устойчивым стабилизирующим фактором.

Аналогичное влияние оказывают поверхностно-активные вещества. Изменение гидрофильности поверхности частиц золя в данном случае зависит от ориентации молекул поверхностно-активных веществ в адсорбционном слое. Увеличение гидрофильности и возрастание устойчивости коллоидных частиц в водных системах наблюдается, если полярные группы адсорбированных соединений обращены в сторону дисперсионной среды. Работами П. А. Ребиндера и его сотрудников установлено, что ориентация приобретает особое значение при образовании молекулами поверхностно-активных веществ в адсорбционных слоях двумерных гелеобразных структур, обладающих повышенными структурно-механическими свойствами [35-38].

Это явление лежит в основе защитного действия, которое заключается в том, что при добавлении гидрофильных веществ к гидрофобным коллоидам они образуют структурно-прочные адсорбционные слои на поверхности частиц и повышают устойчивость последних по отношению к коагулирующим электролитам.

Во многих случаях стабилизация золя достигается, если гидратные и адсорбционные слои имеют прерывистый характер, покрывая монослоем лишь 40-60 % поверхности коллоидных частиц. Подобное явление наблюдается в растворах высокомолекулярных соединений, для которых характерно расположение гидратных образований островками у ионогенных групп. Термодинамическая устойчивость таких растворов определяется тем,

что связь молекул полимерного соединения с водой сильнее их взаимной связи в твердой фазе, и тем, что они равномерно распределены во всем объеме растворителя.

Многие вещества, обуславливающие мутность и цветность природных вод, относятся к числу коллоидных примесей. Кроме того, коллоиды образуются и в процессе очистки воды вследствие гидролиза вводимых в нее коагулянтов. Поэтому при очистке воды коагуляция коллоидов протекает под влиянием сложной смеси электролитов, находящихся в воде, и под влиянием ионов, вносимых в воду при введении в нее коагулянта. Так, при применении сернокислого алюминия в воду вносят значительные количества сульфат - ионов  $SO_4^{2-}$ . Если в качестве коагулянта используется хлорное железо, в очищаемой воде повышается содержание хлор - ионов  $Cl^-$ . Наличие смеси электролитов усложняет картину коагуляции, так как при этом эффекты отдельных коагулирующих ионов усиливаются или ослабляются.

Коагуляция коллоидов вызывается не только электролитами, но и взаимодействием противоположно заряженных коллоидов, наступающим при адсорбции одного коллоида поверхностью другого. Этот процесс играет некоторую роль при осветлении воды коагулированием. Необходимым условием взаимной коагуляции является равенство противоположных зарядов частиц золь. При несоблюдении этого условия коагуляция протекает неполно либо вовсе не наступает, независимо от того, прибавлено ли коагулирующего коллоида слишком мало или слишком много. Отсюда следует, что взаимная коагуляция коллоидов может протекать лишь в узкой зоне соотношения их концентраций.

Большинство коллоидов природных вод в отличие от золь коагулянтов заряжено отрицательно. К таким коллоидам относятся распространенные в природных водах крем-некислота, мельчайшие глинистые и почвенные частицы, а также гумусовые вещества. Глинистые почвенные взвеси состоят в основном из гидроалюмосиликатов, имеющих общую формулу:



Анионы алюмосиликата образуют основу отрицательно заряженной глинистой частицы, окруженной сферой положительных компенсирующих ионов водорода. Величина заряда глинистой частицы и его знак зависят от рН воды, в которой суспендирована глина, так как при повышении концентрации ионов водорода уменьшается диссоциация алюмосиликатной кислоты, а благодаря этому и количество свободных ионов, обуславливающих устойчивость коллоидных частиц. Технологический опыт подтверждает, что глинистые взвеси значительно скорее отстаиваются либо коагулируют при подкислении воды.

Гумусовые вещества, также имеющие кислотный характер, в природных водах встречаются в виде стойких высокодисперсных отрицательно заряженных зольей. Основу частиц составляют анионы гуминовых кислот; ионы водорода или катионы металлов составляют внешнюю оболочку двойного слоя.

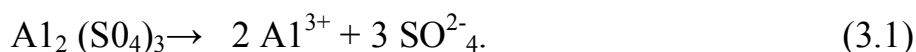
Как уже указывалось, большинство веществ, обуславливающих мутность и цветность природных вод, является гидрофобными или слабогидрофильными коллоидами. Защита гидрофобных коллоидов с точки зрения технологии очистки воды является нежелательным явлением, так как вызывает образование стойких взвесей и существенно замедляет осаждение хлопьев коагулянта. В практике имеющего защита глинистых частичек адсорбирующимися на их поверхности гумусовыми веществами. Соотношение глины и гумуса в образующемся комплексе зависит от рН среды.

Снижение устойчивости гидрофильных систем достигается их химической обработкой, за счет которой уменьшается количество полярных групп в молекуле. Для этой цели на Станциях водоочистки применяется предварительное хлорирование воды перед введением коагулянта.

В практике очистки воды в качестве коагулянтов используются преимущественно соли алюминия и железа: сернокислый алюминий  $Al_2(SO_4)_3$ , хлорное железо  $FeCl_3$ , железный купорос  $FeSO_4$ , сернокислое трехвалентное железо  $Fe_2(SO_4)_3$ .

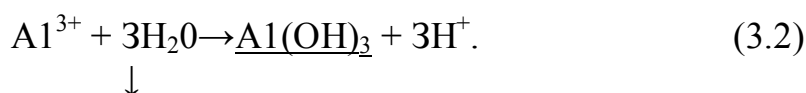
Значение этих коагулянтов заключается в том, что они способны образовывать гидрофобные коллоидные системы, которые при коагуляции дают хлопья, сорбирующие и захватывающие при осаждении частицы природных загрязнений воды. Определенное значение имеет также влияние поливалентных катионов коагулянтов в отношении снижения (-потенциала отрицательно заряженных частиц загрязнений, благодаря чему понижается стабильность коллоидов, загрязняющих воду.

При введении в воду сульфата алюминия происходит его диссоциация:

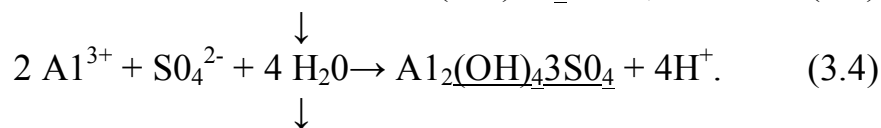


Ионы алюминия вступают в обмен с катионами, которые находятся в адсорбционном слое глинистых частиц, загрязняющих воду. При этом может произойти частичное снижение устойчивости коллоидной системы глинистых частиц за счет обмена одно- и двухвалентных катионов глины на трехвалентные катионы  $Al^{3+}$  и сжатия вследствие этого диффузного слоя.

Процесс ионного обмена частиц взвеси протекает быстро и заканчивается по исчерпанию обменной емкости частиц взвеси и установления равновесия между катионами в адсорбционном слое глинистых частиц и в растворе. После этого идет гидролиз избытка добавленного к воде сульфата алюминия с образованием промежуточных соединений — ионов  $Al(OH)^{2+}$  и  $Al(OH)_2^+$ , заканчивающийся получением коллоида малорастворимой гидроокиси алюминия:



Наряду с гидроокисью алюминия в зависимости от условий гидролиза могут образовываться коллоиды основных солей алюминия, дающих также малорастворимые соединения:



Скорость протекания химических реакций прямо пропорциональна концентрации реагирующих молекул, и скорость гидролиза можно описать уравнением:

$$V = k_1 [\text{Me}^{n+}] [\text{H}_2\text{O}],$$

где  $V$ - скорость гидролиза;  $k_1$ - коэффициент пропорциональности, константа скорости гидролиза;  $[\text{Me}^{n+}]$  - концентрация катионов в растворе коагулянта;  $[\text{H}_2\text{O}]$  - концентрация воды в растворе, моль/л.

Из уравнения следует, что скорость гидролиза пропорциональна концентрации катионов коагулянта. Но ввиду того, что применяющиеся концентрации его растворов очень незначительны, можно считать, что скорость гидролиза коагулянта прямо пропорциональна его концентрации (или его дозе), введенной в воду. С повышением температуры скорость гидролиза, как и всех химических реакций, возрастает примерно в два раза на каждые 10 °С.

Гидролиз усиливается с разбавлением коагулянта.

Ионы водорода, выделяющиеся при гидролизе сульфата алюминия, задерживают дальнейший гидролиз. Одновременно снижение величины рН воды сдвигает коллоидную систему гидроокиси алюминия и основных ее солей от изо-электрической точки и ухудшает условия коагуляции.

Полнота гидролиза имеет большое значение как для самой коагуляции, так и для качества очищаемой воды, поскольку наличие растворенных ионов алюминия в воде недопустимо. Поэтому необходимо, чтобы образующиеся при гидролизе ионы водорода удалялись из сферы реакции. Это



осуществляется за счет реакции ионов  $H^+$  с бикарбонатными ионами, обычно имеющимися в природных водах, т. е. за счет нейтрализации кислотности, получающейся в результате гидролиза, естественной щелочностью воды:



Если щелочность воды недостаточна, то к воде добавляют известь или соду. При добавлении к воде соды связывание ионов  $H^+$  происходит по реакции



а при введении извести —



Из приведенных реакций видно, что величина рН будет наиболее низкой, если нейтрализация получающейся в результате гидролиза кислотности осуществляется за счет бикарбонатной щелочности воды - при этом выделяется наибольшее количество углекислоты (на один ион водорода образуется одна молекула  $CO_2$ , реакция 5). Вдвое меньшее количество свободной углекислоты образуется при нейтрализации кислотности содой, следовательно, величина рН получается выше и, наконец, наиболее высокое; значение рН - при нейтрализации известью ( $CO_2$  при этом не выделяется). Это следует учитывать при выборе реагента I для подщелачивания воды при коагуляции в целях получения оптимального значения рН, обеспечивающего удаление загрязнений, в частности при очистке цветных вод.

В отдельных случаях можно улучшить хлопьеобразование, а следовательно, и общий эффект очистки воды ее продувкой воздухом в смесителе или в камере хлопьеобразования. При этом происходит повышение значения рН воды вследствие удаления части растворенной в воде углекислоты, которой вода обогащается при обработке коагулянтом (реакция 5).

При обработке воды сульфатом алюминия, если величина рН  $< 7,5$ , помимо гидроксида алюминия в осадок выделяются основные соли алюминия состава, получающегося по уравнениям (3) и (4). Соотношение

различных соединений алюминия в получающихся при различных значениях рН осадках, по данным О. И. Мартыновой [48, 49], представлено на рис. 3.3.

Коллоидные частицы гидроокиси и основных солей алюминия в нейтральной и слабокислой среде вследствие Сорбции катионов водорода и алюминия имеют положительные заряды. Поэтому процесс коагуляции этих коллоидов улучшается при увеличении концентрации в воде поливалентных анионов, в частности  $SO_4^{2-}$ , которые для положительно заряженных коллоидов являются противоионами (рис. 3.4). Повышение концентрации в воде одновалентных анионов, например  $Cl^-$ , в значительно меньшей степени стимулирует коагуляцию.

При высоких значениях рН коллоидные частицы гидроокиси алюминия имеют отрицательные заряды за счет сорбции алюминатных ионов  $AlO_2^-$ , и в этом случае коагуляция стимулируется катионами, лучше поливалентными.

При значениях  $pH > 8 \div 8,5$  образуются растворимые алюминаты ( $AlO_2^-$ ). При величине  $pH < 4,5$  гидролиз сульфата алюминия не идет, и введенный в воду сульфат алюминия остается в растворе. При низких значениях рН возможна прямая реакция ионов алюминия с некоторыми органическими соединениями, в частности анионами гуминовых кислот, с образованием малорастворимых соединений, выпадающих в осадок.

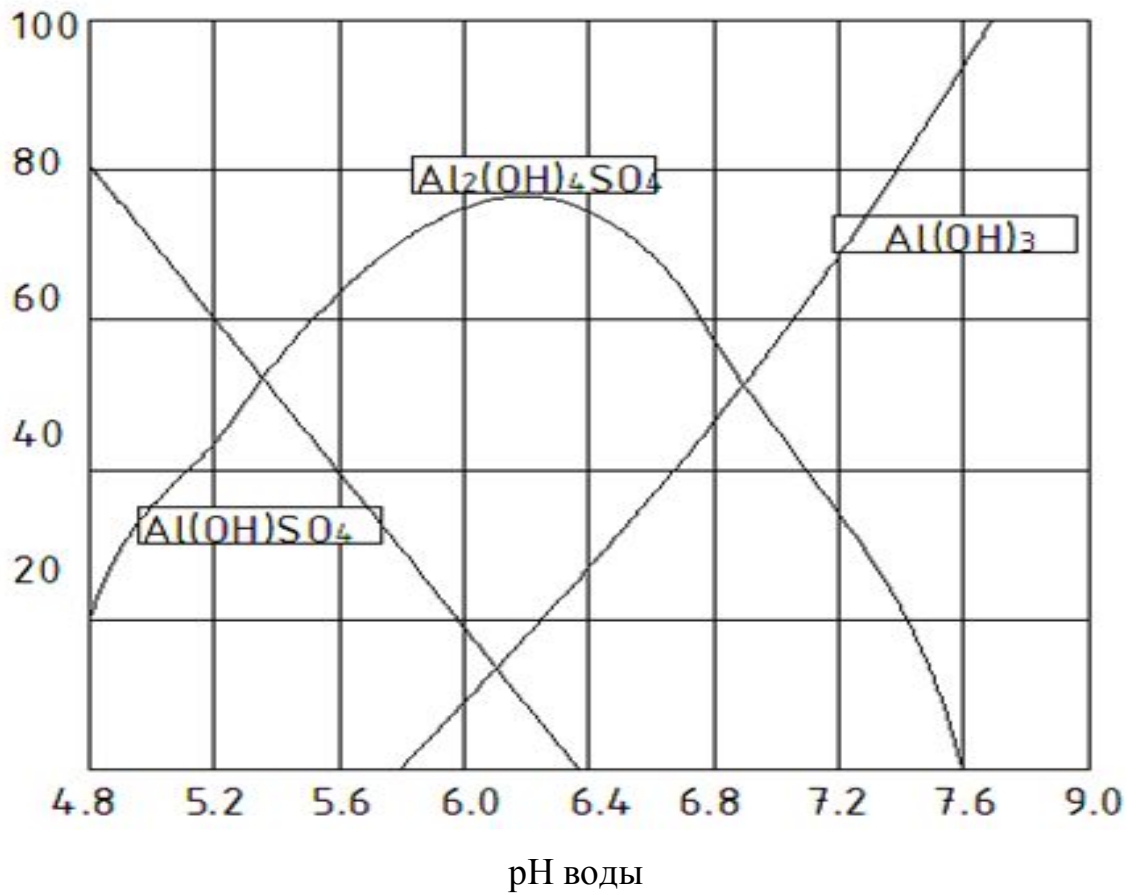


Рис. 3.3. Соединения алюминий в осадках, образующихся при различных значениях рН воды

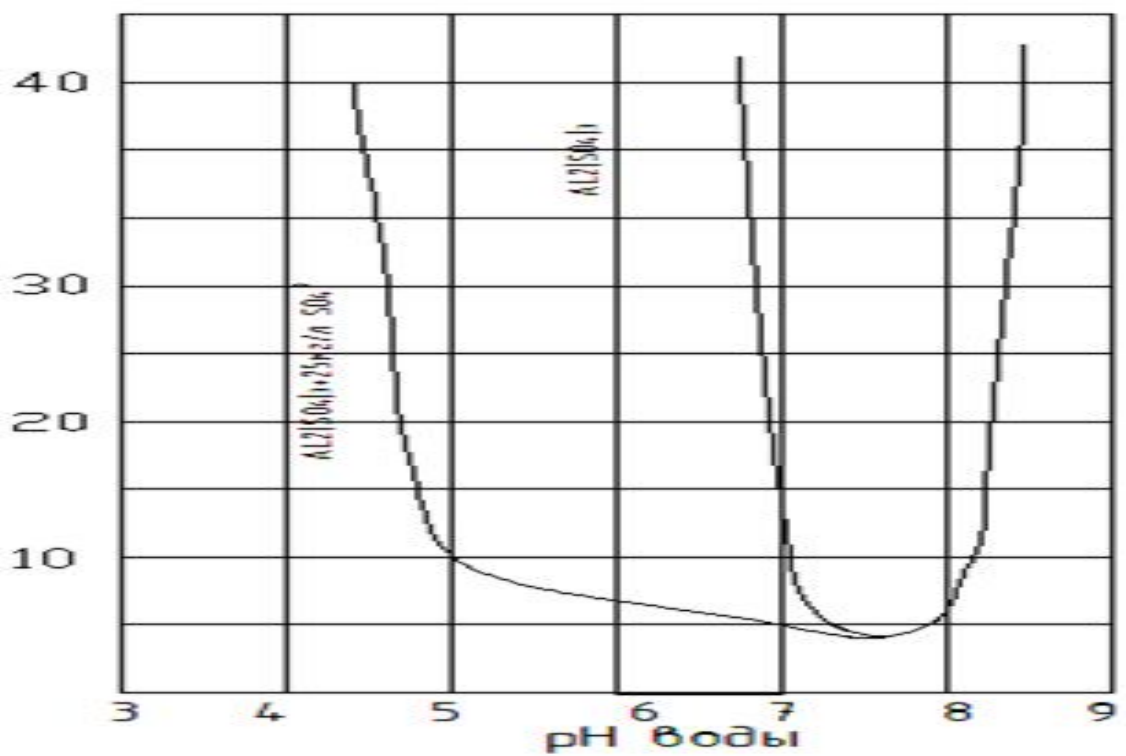


Рис. 3.4. Скорость коагуляции коллоидных соединений алюминия в зависимости от величины рН воды и концентрации ионов  $SO_4^{2-}$

Примерные значения величин рН, при которых протекает процесскоагуляции после введения в воду сульфата алюминия, приведены в табл. 3.1.

Оптимальная значения рН при обработке вод различного состава сернокислого алюминием

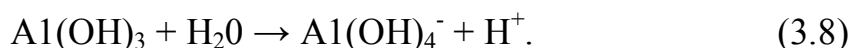
Таблица 3.1

Характеристика воды	Оптимальные значение рН
Осветление и обесцвечивание мягких цветных вод щелочностью до 1,5 мг – экв/л и цветностью более 50 град	5-6
Осветление и обесцвечивание вод средней жесткости (4-5 мг – экв/л) щелочностью 3-4 мг – экв/л и цветностью до 40 град	6-7,2
Осветление жестких (6-8 мг – экв/л) малоцветных вод с повышенным солесодержанием (800-1000 мг/л) и щелочностью более 5 мг – экв/л	6,5-7,5

Большое значение имеют условия растворимости гидроокиси алюминия и основных сульфатов алюминия. Если после отстаивания и фильтрования с очистной станции в водопроводную сеть поступает вода с содержанием алюминия, превышающим растворимость его соединений, которые образуются при данных величинах рН, то это означает, что вода находится в состоянии пересыщения соединениями алюминия и возникает опасность так называемой «отлежки», т. е. выделения осадка соединений алюминия в трубах.

Ларсон и Солло [37] отмечают опасность подобных отложений, достигающих иногда значительной толщины (до 10 мм) и заметно

отражающихся на пропускной способности труб. Особенно опасно, если в водопроводной сети изменяются температурные условия или величина рН - в направлении уменьшения растворимости соединений алюминия. Это вызывает дополнительное выделение осадка. Анализируя имеющиеся литературные данные о растворимости гидроокиси алюминия, авторы указывают для растворения по реакции



следующие значения отрицательных логарифмов произведений растворимости  $\text{pPP}_{\text{Al}(\text{OH})_3}$ :

температура, °С	15	20	25	30
произведение растворимости $\text{pPP}_{\text{Al}(\text{OH})_3}$	12,4	12,5	12,6	12,9

На рис. 3.5 приведен график растворимости  $\text{Al}(\text{OH})_3$  в зависимости от температуры и величины рН воды, построенный по указанным константам. Из этого графика следует, что растворимость  $\text{Al}(\text{OH})_3$  уменьшается при повышении температуры и снижении величины рН воды. При величине рН < 5 растворимость соединений алюминия быстро возрастает (рис. 3.6).

Основные соли сульфата алюминия также отличаются малой растворимостью, близкой к растворимости гидроокиси алюминия [41,47,51]. Однако существует мнение, что растворимость солей алюминия повышается с увеличением температуры воды [51]. Очевидно, что и те и другие авторы правы, так как влияние температуры на разные процессы, происходящие при коагулировании, может быть противоположное. Если, например, при низких температурах воды снижается растворимость солей алюминия и уменьшается их остаточная концентрация в очищенной воде, то при этом уменьшается и эффективность протекания процесса коагулирования (повышается вязкость воды, снижается интенсивность броуновского движения, снижается скорость химических реакций).

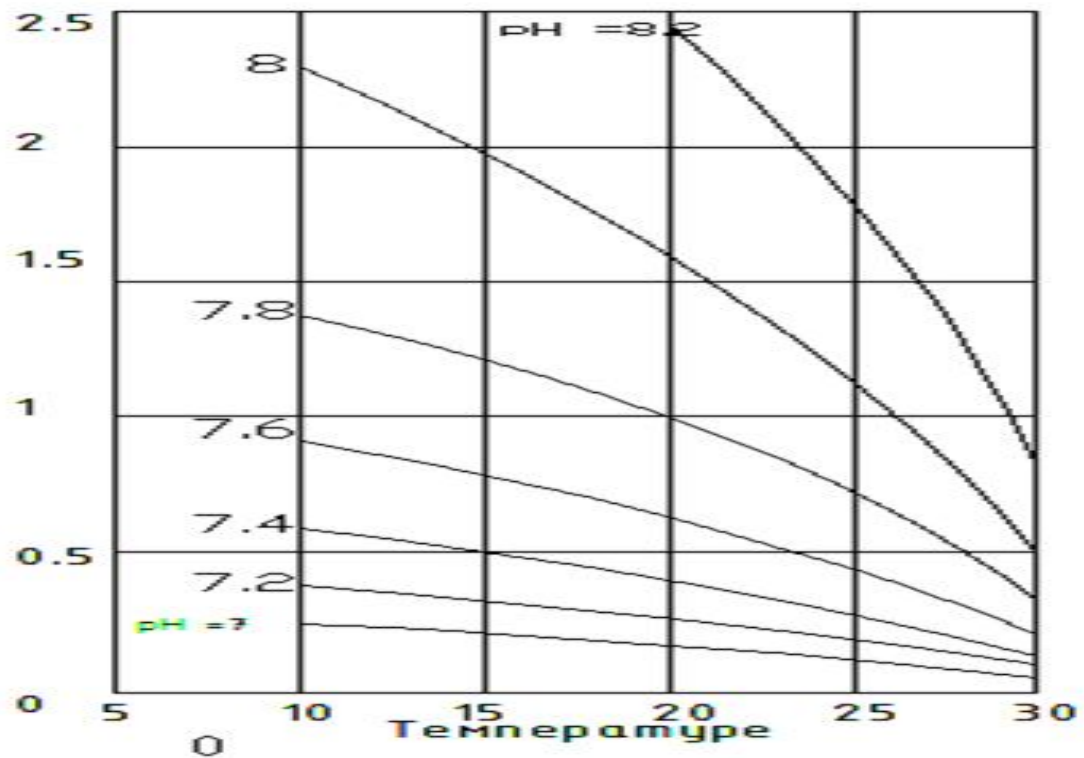


Рис. 3.5. График растворимости  $Al(OH)_3$  в зависимости от температуры и величины pH воды

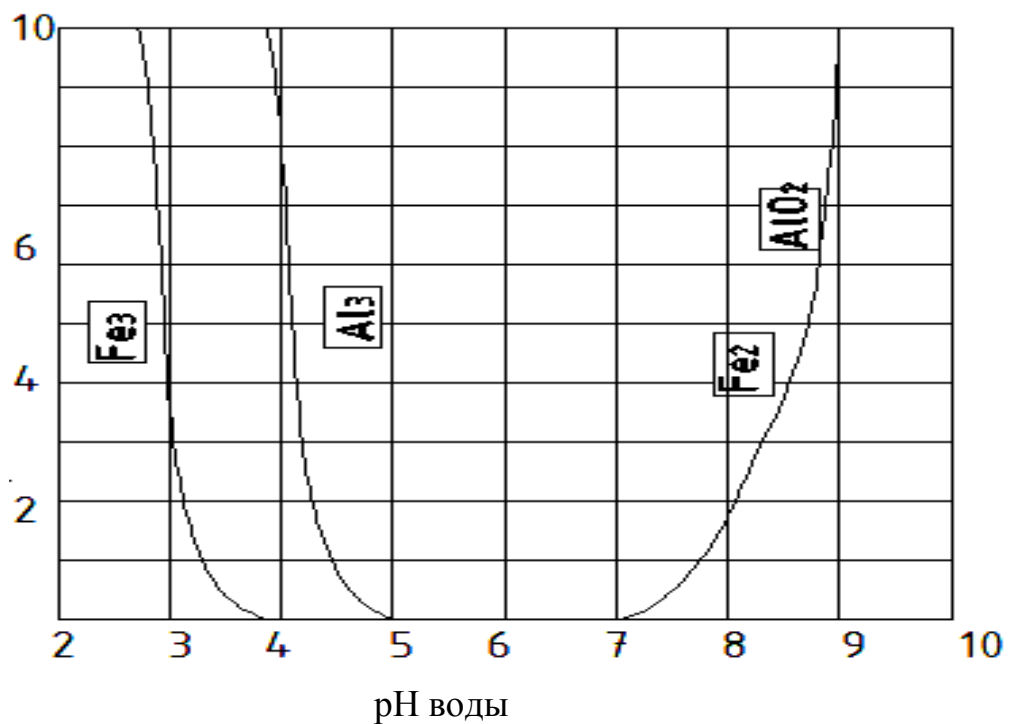
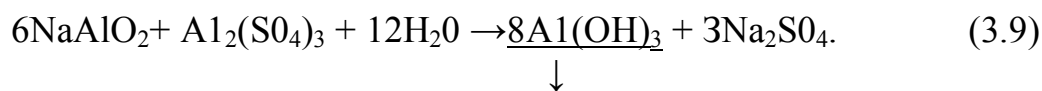


Рис. 3.6. Растворимость образующихся при коагуляции соединений алюминий и железа в зависимости от величины pH воды

На ход коагуляции при использовании всех видов коагулянтов сильное влияние оказывает температура воды. По мере понижения температуры значительно повышается вязкость дисперсионной среды, уменьшается степень гидролиза коагулянта. Так, при уменьшении температуры воды от 30 до 0°С вязкость воды увеличивается в 2,24 раза. Увеличение вязкости снижает интенсивность броуновского движения и в итоге скорость коагуляции. Из-за малой кинетической энергии образуются слабые рыхлые хлопья. В этом случае для улучшения качества коагуляционной очистки воды применяются повышенные дозы коагулянта. Также весьма эффективно применение коагулянтов с повышенной основностью-гидроксосульфатов и гидроксохлоридов алюминия. Они представляют собой полимерные гидроксо комплексы и требуют значительно меньшего щелочного резерва.

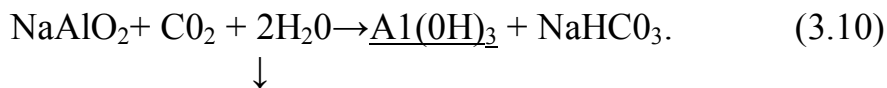
В качестве коагулянта можно применять также алюминат натрия  $\text{NaAlO}_2$  самостоятельно или совместно с сульфатом  $\text{Al}_2\text{SO}_4$ . Алюминат натрия в отличие от сульфата алюминия является щелочным реагентом, поэтому для проведения (коагуляции требуется нейтрализация его щелочности, что может быть осуществлено совместным применением алюмината натрия и сульфата алюминия:



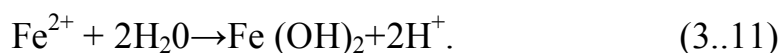
Самостоятельное использование алюмината натрия может оказаться целесообразным в тех случаях, когда нежелательно увеличивать концентрацию в воде сульфатов или хлоридов, содержание которых возрастает при использовании в качестве коагулянтов сернокислых или хлористых солей алюминия или железа. Такое обстоятельство возникает, например, в том случае, если проводится коагуляция для осветления или

обесцвечивания воды, поступающей далее на установку для ионитового обессоливания.

В этом случае для нейтрализации щелочности алюмината натрия может быть применена углекислота:



В качестве коагулянтов, как указано выше, применяются также соли железа - сернокислое закисное железо  $\text{FeSO}_4$ , хлорное железо  $\text{FeCl}_3$  и сернокислая окись железа  $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ . При растворении в воде сернокислое закисное железо диссоциирует с образованием катионов двухвалентного железа, которые участвуют в ионном обмене с катионами адсорбционного слоя коллоидных частиц загрязнений, а избыток сернокислого железа гидролизуется:



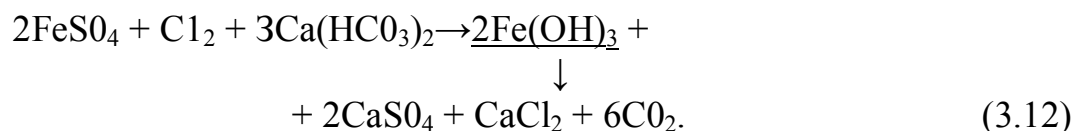
Гидрат закиси железа коагулирует только при величинах  $\text{pH} > 9 \div 9,5$ , в то время как гидрат окиси железа - при более низких значениях  $\text{pH}$ . Поэтому стремятся обеспечить условия для окисления двухвалентного железа в трехвалентное. Однако с приемлемой для практики скоростью окисление двухвалентного железа растворенным в воде кислородом происходит только при значениях  $\text{pH} > 7,5 \div 8$ . При недостаточной величине  $\text{pH}$  воды или при недостатке в воде растворенного кислорода железо может оставаться в воде, выходящей из очистной станции. Поэтому для хорошей коагуляции при применении сернокислого закисного железа нужно обеспечить величину  $\text{pH}$  воды более 8 и окисление двухвалентного железа в трехвалентное.

Для создания необходимой величины  $\text{pH}$  воды во всех случаях очистки природных вод приходится воду подщелачивать, в то время как при применении сульфата алюминия подщелачивание производят только в периоды недостаточной щелочности воды.

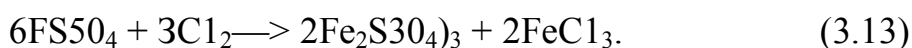


Для окисления 1 мг закисного железа в окисное требуется 0,143 мг растворенного в воде кислорода. При обычном содержании летом в воде открытого водоема 8—9 мг/л кислорода, учитывая необходимый избыток, можно окислить около 35 мг/л  $\text{Fe}^{2+}$ , т. е. допустимая доза  $\text{FeSO}_4$  (в расчете на безводный) составляет около 100 мг/л.

При недостатке в воде растворенного кислорода железо может быть окислено хлорированием, при этом расход хлора равен 0,24 мг на 1 мг  $\text{FeSO}_4$ . Железный купорос и хлор можно вводить в воду отдельно. Реакцию образования гидрата окиси железа в этом случае можно представить уравнением



Можно также предварительно обработать раствор сернокислого железа хлором, а затем к воде добавлять так называемый хлорированный железный купорос, получаемый по реакции



Недостатком сернокислого закисного железа как коагулянта является необходимость повышения рН воды подщелачиванием и обеспечения условий для окисления двухвалентного железа.

Хлорное железо, сернокислое окисное железо и хлорированный железный купорос можно применять без подщелачивания воды, если значение рН после добавления коагулянта не становится ниже 5-5,5.

Условия получения малого остаточного содержания железа в воде после ее обработки солями железа показаны на рис. 3.6.

Для очистки воды на водопроводных сооружениях осуществляются процессы осветления и обесцвечивания воды, т. е. удаление гетерофазных примесей, входящих в первую и вторую группы рассмотренной выше

классификации. С этой целью в практике водоочистки применяются коагулянты, которые в результате гидролиза образуют малорастворимые хлопья гидроокиси металлов. В процессе своего формирования последние адсорбируют содержащиеся в воде взвеси и коллоидные соединения и удаляются из воды последующим осаждением и фильтрованием.

Для нормального хода коагуляции большую роль играют размеры и структура частиц гидроокисей, причем размеры выделяющихся при гидролизе коагулянтов частиц гидратов окисей зависят главным образом от степени пресыщения раствора. В процессе водоочистки гидролиз солей коагулянтов протекает в разбавленных растворах, что создает условия слабого пресыщения и благоприятствует образованию крупных частиц при обеспечении необходимого времени на их формирование.

Весь процесс осветления воды, начиная с образования мицелл - первых "кирпичиков" построения структуры хлопьев и заканчивая их осаждением, условно можно раз делить на несколько этапов. На первом этапе после введения коагулянта в очищаемую воду происходит гидролиз его с образованием мицелл и последующим их агрегированием в более крупные шарообразные частицы золя. Появляется опалесценция. Этот период называют стадией скрытой коагуляции. Затем начинается период построения цепочечных структур и образование огромного количества мельчайших хлопьев, которые агрегируются в более крупные и, достигнув определенных размеров, под действием силы тяжести оседают. Наступает стадия седиментации. В действительности эти этапы не следуют друг за другом, а перекрываются, осложняя процесс осветления.

Для того чтобы достигнуть эффективной очистки воды от коллоидно-взвешенных веществ, необходимо обеспечить наиболее благоприятные условия для гидролиза коагулянтов и максимальную скорость образования мицелл первичных агрегатов золя на первом этапе, а также максимальную скорость образования достаточно крупных и быстрооседающих хлопьев на последующем этапе.

Структура хлопьев зависит от состава дисперсной системы, химической природы применяемых коагулянтов и технологических параметров процесса коагулирования. Кроме того, процесс коагулирования зависит от солевого состава воды, главным образом от присутствия тех или иных анионов, так как гидроокиси алюминия и железа заряжены положительно и коагулирующими ионами для них являются АНИОНЫ. Самыми распространенными анионами в большинстве природных вод являются  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Cl}$  и  $\text{HCO}_3^-$ . Концентрация этих анионов, обеспечивающая максимальную скорость коагуляции гидроокисей алюминия и железа, составляет: для  $\text{SO}_4^{2-}$  - 0,001 - 0,002-н, для  $\text{Cl}$  - 0,07-н и для  $\text{HCO}_3^-$  - 0,005-н. В природных водах концентрация этих анионов обычно ниже, следовательно, коагуляция гидроокисей протекает с меньшей скоростью. Большую роль в процессе образования хлопьев играет также анион соли, из которой образуются гидроокись сульфата или хлориды алюминиевых и железных коагулянтов.

При использовании для коагулирования железосодержащих коагулянтов наличие в воде повышенных концентраций хлоридов и гидрокарбонатов способствует упрочнению структуры хлопьев, тогда как сульфаты, наоборот, понижают их прочность. При большом содержании хлоридов и малой щелочности в дисперсионной среде хлопья гидро-оксидов алюминия не образуются. Ионы хлора при высоких значениях pH воды оказывают сенсибилизирующее влияние на коагуляцию гидр-оксидов, а при низких pH - стабилизирующее. При добавлении сульфатов алюминия и железа скорость процесса образования хлопьев и их осаждения зависит от pH среды.

Катионы натрия, кальция, магния меньше влияют на процесс коагуляции, так как их заряд по знаку совпадает со знаком заряда этих солей.

Ионы кальция оказывают большее влияние в водах, содержащих большие количества ионов сульфата, что объясняется формированием микрокристаллов сульфата кальция. В адсорбционных слоях коллоидных мицелл, являющихся центрами кристаллизации [42,46,47,49,59].

В результате применения коагулянтов наряду с осветлением воды от взвешенных веществ одновременно осуществляется ее обесцвечивание - очистка от гумусовых и других органических веществ, а также удаление растворенных органических и неорганических примесей. Очистка воды от гумусовых веществ эффективнее осуществляется с помощью алюмосодержащих коагулянтов, чем при использовании сульфата железа [53], так как в последнем случае образуются окрашенные хелаты, увеличивающие цветность очищенной воды.

Применение в определенных соотношениях смеси коагулянтов на основе сульфатов и хлоридов позволяет заметно снизить чувствительность процесса коагуляции к солевому составу воды [48,49,64].

Необходимые дозы коагулянта возрастают при увеличении содержания в воде взвешенных веществ и повышении цветности. Однако процесс коагуляции, как уже отмечалось, существенно зависит от характера взвеси, степени ее дисперсности, заряда, состава гумусовых веществ и т. п. Поэтому предложить в настоящее время какие-либо формулы для определения доз коагулянтов для всех возможных видов взвесей и веществ, вызывающих цветность воды, не представляется возможным. Метод экспериментального определения доз коагулянта является наиболее достоверным [19,20,41].

### **Выводы по третьей главе**

Выполнены исследования основывались, физико-химическим процессам основанные на теории фундаментальных исследований, которые включают принципы и способы гидравлического, математического и технологического моделирования. [17,18,19,48,64,65,75]. Она подтверждает правильность инженерных решений исследователей и позволяет результатов лабораторных исследований переносить в натурные условия и выполнять соответствующие инженерно-строительные расчеты [20,42,47,66,73,74,76]. Для очистки воды на водопроводных сооружениях осуществляются процессы осветления и

обесцвечивания воды, т. е. удаление гетеро фазных примесей, входящих в первую и вторую группы рассмотренной выше классификации. С этой целью в практике водоочистки применяются коагулянты, которые в результате гидролиза образуют малорастворимые хлопья гидроокиси металлов.

В результате применения коагулянтов наряду с осветлением воды от взвешенных веществ одновременно осуществляется ее обесцвечивание - очистка от гумусовых и других органических веществ, а также удаление растворенных органических и неорганических примесей, метод экспериментального определения доз коагулянта является наиболее достоверным[19,20,41].

## ГЛАВА 4

### ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНЫЕ ИССЛЕДОВАНИЯ ПО УДАЛЕНИЮ ИЗ ВОДЫ ВЗВЕШЕННЫХ ВЕЩЕСТВ

#### 4.1 Влияние предварительной обработки воды реагентами на эффективность процесса фильтрации

В работах, посвященных исследованию процесса фильтрации природной воды, улучшение и интенсификация работы фильтровальных сооружений достигались обычно подбором оптимальных скоростей фильтрации, высоты и гранулометрического состава загрузки [78,87,91,92,97,99,100]. В этих исследованиях почти не уделялось внимания влиянию на эффективность работы фильтров предварительной обработки воды, т.е.е обработки воды до момента поступления ее на фильтрующую зернистую загрузки. В то же время разработка новых типов фильтровальных сооружений (контактных осветлителей, контактных фильтров), применение в доочистке новых реагентов – флокулянтов требует детального изучения влияния этого фактора на процесс фильтрации [81,84,86,89,98].

В. Т. Турчинович [82] еще в 1939 г. отмечал, что в отношении хода хлопьеобразования (определяемого характером предварительной обработки воды) скорые фильтры могут работать по двум принципам. Первый принцип, основывается на том, что хлопьеобразование завершается в камерах реакции, задержание основной массы хлопьев происходит в отстойниках или осветлителях, со слоем взвешенного осадка и на фильтры поступают не осевшие, вполнехлопья.

Аналогичные взгляды развивает П. Брулхарт [94-96], описывая фильтровальные аппараты фирмы «Sulzer», состоящие из последовательно работающих двух фильтров. Первый, предвключенный, фильтр автор называет адгезионным, второй, главным, - пленочного типа. Сильно загрязненная вода подвергается коагулированию непосредственно на

предвключенном фильтре. Как считает автор, чтобы сохранить адгезионный тип фильтрования, нужно получать мелкие хлопья, что достигается сниженным расходом коагулянта.

Существующая нечеткость и разноречивость в классификации и оценке способов предварительной обработки воды мешают обоснованному применению их в каждом конкретном случае, в результате чего снижается эффективность очистки. В связи с этим мы предлагаем разделить способы предварительной обработки воды коагулянтами на два типа: первый характеризуется тем, что смешение коагулянта с водой происходит до поступления воды в загрузку фильтра и флокуляция, частично или полностью, протекает в свободном объеме. Для второго вида характерно то, что смешение коагулянта с водой и флокуляция практически протекают в зернистом фильтрующем слое при непосредственном контакте с поверхностью зернистого фильтрующего материала. Эти виды предварительной обработки воды реагентами представлены на рис. 4.1. Первым процессом фильтрования с предварительной флокуляцией гидроокиси алюминия (или железа) – ФПФ, второй – контактной коагуляцией – КОК, в толще фильтрующей загрузки.

Метод осветления воды с использованием неорганического анионного флокулянта - активной кремнекислоты (АК). В связи с его применением возникли следующие разновидности способов фильтрования: если при осуществлении процесса ФПФ активная кремнекислота вводится в тот же смеситель, что и коагулянт (рис. 4.1,б), процесс называется фильтрованием с предварительной флокуляцией гидроокиси алюминия активной кремнекислотой - ФПФ АК; если АК вводится с помощью специальной распределительной системы непосредственно перед загрузкой фильтра (рис. 4.1, в), процесс называется фильтрованием с предварительной флокуляцией гидроокиси алюминия и добавками АК (ФПФ+АК). При введении коагулянта и АК непосредственно перед загрузкой фильтра с небольшим разрывом во

времени (рис. 4.1.3) процесс называется контактной коагуляцией с добавками АК (КОК + АК).

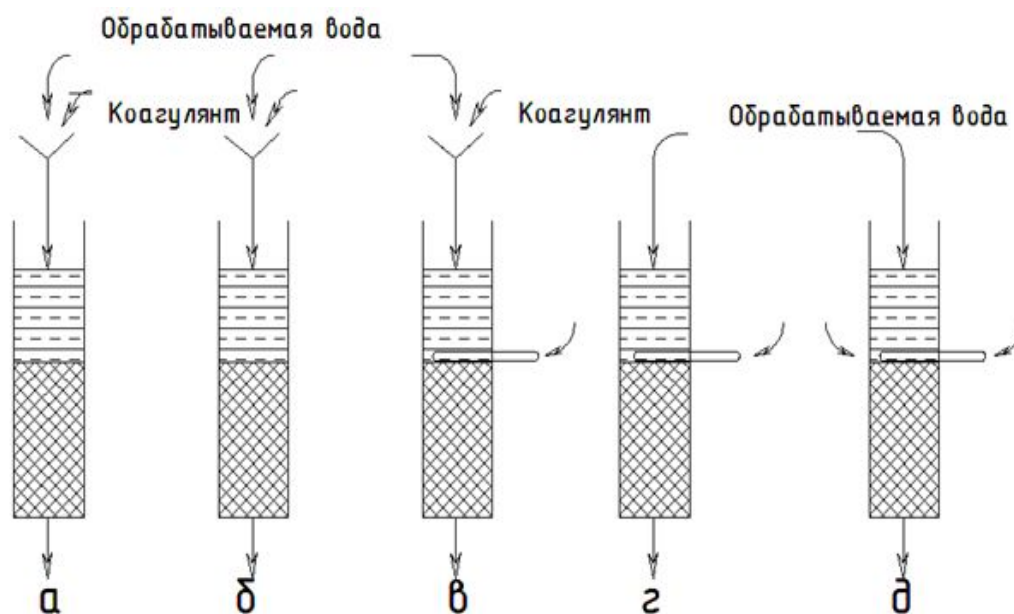


Рис. 4.1. Способы предварительной обработки воды при фильтровании;  
 а – ФПФ; б – ФПФАК; в – ФПФ + АК; г – КОК; д – КОК + АК

В лабораторных условиях были проведен цикл опытов по выяснению влияния предварительной обработки воды на эффективность работы фильтров. Результаты этих исследований должны были подтвердить правильность одной из концепций: «фильтрующей пленки» или адгезионной физико-химической. Опыты проводили на модели фильтра, загруженной однородным песком с диаметром зерен 1,2 мм. Общая высота загрузки составляла 60-200 см. Фильтр был оборудован приспособлениями и устройствами для дозирования коагулянта и АК и введения их в различные места фильтровальной установки. Доза коагулянта - сернокислого алюминия - в пересчете на гидроокись алюминия составляла 20 мг/л, дозы АК - 0,1 и 0,3 мг/л по SiO<sub>2</sub>.

Работу фильтра изучали при пяти модификациях процесса фильтрования в соответствии с предлагаемой классификацией.



Продолжительность защитного действия фильтрующих слоев  $t_{зд}$  определяли по проскоку в фильтрат мутности более 1,5 мг/л. Как следует из данных табл. 4.1, сохраняя неизменными все условия, при которых происходит процесс фильтрования, и изменяя только способ обработки воды перед фильтром, получаем разные продолжительности защитного действия одной и той же загрузки.

Таблица 4.1. - Влияние способа предварительной обработки воды на эффективность процесса фильтрования

Доза АК, мг/л	Толщина фильтрующего слоя, см	Продолжительность защитного действия фильтрующих слоев при различных способах предварительной обработки воды, ч				
		ФПФ	ФПФ+АК	ФПФ+АК	КОК	КОК+АК
0,1	200	1,66	1,08	2,08	3,42	3,66
	170	1,00	0,58	1,00	2,58	2,92
0,3	150	0,42	0,25	2,75	2,75	3,08
	100	0	0	1,92	1,92	2,0
	60	0	0	—	1,25	1,42

В последнее время широко применяют схемы безотстойного (одноступенного) осветления воды, затраты на строительство и эксплуатацию которых меньше, чем при использовании двухступенных схем. Однако отсутствие в одноступенных схемах «буферного» сооружения - отстойника - требует обеспечения высокой надежности работы фильтровальных сооружений. Применение флокулянтов - одно из наиболее эффективных мероприятий, позволяющих оперативно влиять на процесс фильтрования при отклонении от оптимальных параметров работы водоочистных сооружений оптимизации работы фильтров с помощью неорганического анионного флокулянта - активной кремнекислоты (АК) [9]. Он предусматривает введение АК в небольших количествах перед филь-

тровальными сооружениями для увеличения адгезионной и аутогезионной активности микрохлопьев гидроокиси алюминия [84]. Установлено, что техника введения реагентов, определяющая продолжительность контакта АК и гидроокиси алюминия до поступления в загрузку фильтра, оказывает (при прочих равных условиях) решающее влияние на эффективность процесса. Теоретически и экспериментально показано [81], что наибольшая продолжительность защитного действия фильтра достигается в том случае, когда контакт АК с гидроокисью алюминия происходит в непосредственной близости к зернистому слою. Поскольку в практических условиях места введения реагентов могут быть различные и часто возникает необходимость выбора, важно установить предельную величину продолжительности контакта реагентов, не оказывающую неблагоприятного влияния на процесс фильтрования. С этой целью и была проведена настоящая работа.

В связи с тем, что АК применяется в большинстве случаев в осенне-весенний период, т. е. примерно с ноября по апрель, опыты проводили при температуре обрабатываемой воды 11 и 5° С. Модель фильтра диаметром 70 мм загружали однородным песком с эквивалентным диаметром зерен 1,2 мм. Высота слоя загрузки составляла 60-200 см. Скорость фильтрования равнялась 9,02 м/ч. В качестве коагулянта применяли сернокислый алюминий. Во всех опытах концентрация гидроокиси алюминия, образующейся при обработке воды коагулянтном, составляла 20 мг/л, АК готовили по разработанной нами методике [81].

В период проведения опытов основные показатели используемой водопроводной воды были следующие: первый цикл – температура 5° С, щелочность 2,95- 3,10 мг-экв/л, рН 7,25-7,3; второй цикл-температура 11°С, щелочность 3,2-3,4 мг-экв/л, рН 7,3.

Длительность контакта АК с фильтруемой суспензией гидроокиси алюминия до момента поступления ее в загрузку фильтра варьировалась от 3 до 100 сек (рис.4.2)

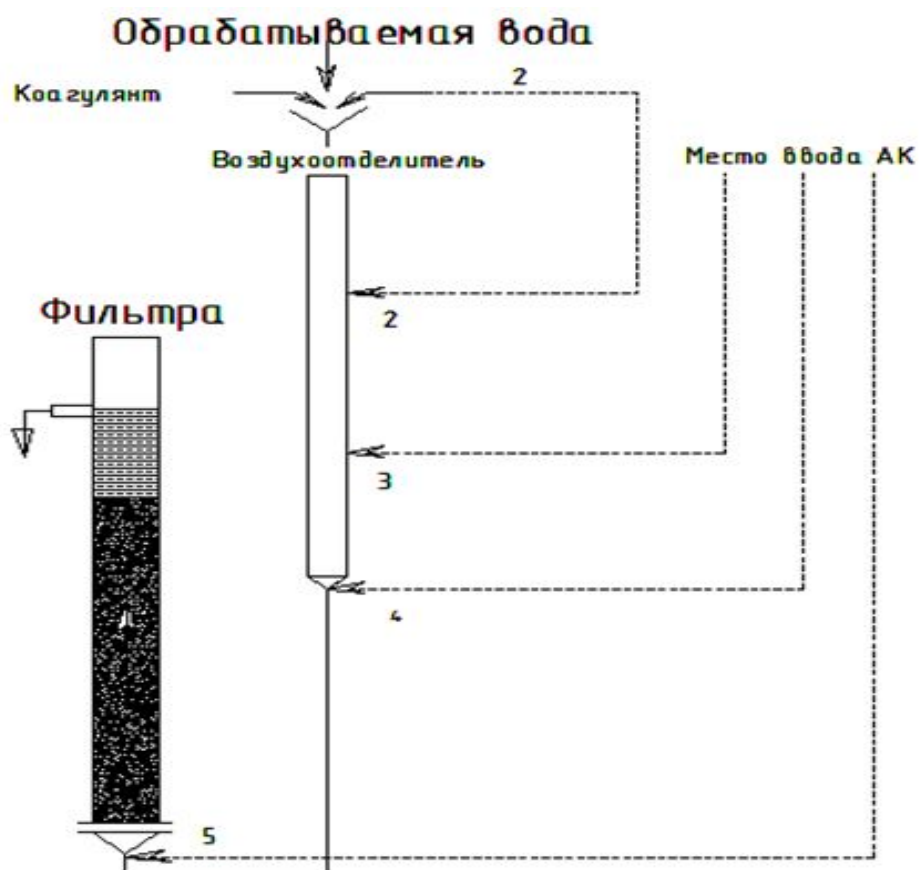


Рис.4.2. Места ввода АК в фильтровальной установке.

Оценку работы фильтра в различных режимах проводили сравнением длительности защитного действия его загрузки до проскока в фильтрат мутности ГОСТ 2874-82. Момент проскока определялся по экспериментальным кинетическим кривым изменения концентрации суспензии на выходе из фильтра. Кинетические кривые осветления на фильтре суспензии гидроокиси алюминия при изменении места ввода АК представлены на рис. 4.3. Из графика следует, что продолжительность защитного действия фильтра возрастает с уменьшением времени контакта АК и суспензии гидроокиси алюминия. Так, для фильтрующего слоя толщиной 200 см сокращение времени контакта от 100 до 3 сек способствует возрастанию длительности защитного действия загрузки в четыре раза. При этом доза АК составляет 0,3 мг/л в пересчете на  $\text{SiO}_2$ .

Такой эффект можно объяснить усилением адгезионного и аутогезионного взаимодействия частиц фильтруемой суспензии, в результате

чего возрастает прочность структуры осадка, образующегося в межзерновом пространстве загрузки. Последнее подтверждается характером кинетических кривых осветления, которые с уменьшением длительности контакта АК и гидроокиси алюминия становятся более пологими, что свидетельствует о меньшей интенсивности отрыва и выноса осадка гидродинамическими силами потока.

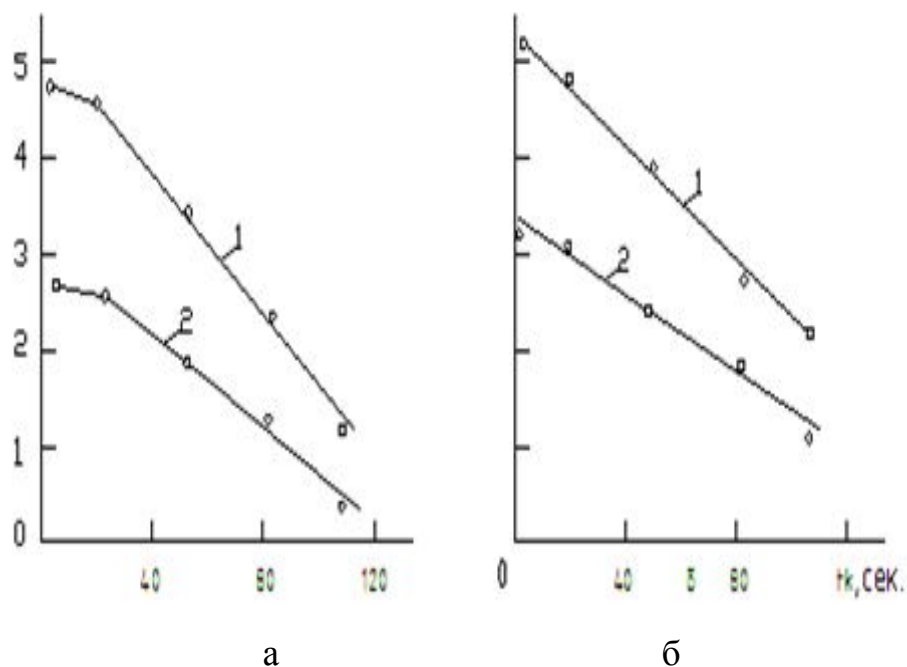


Рис. 4.4. Зависимость продолжительности защитного действия фильтра от длительности контакта АК с суспензией гидроокиси алюминия при температуре фильтруемой суспензий  $5^{\circ}\text{C}$  (а) и  $11^{\circ}\text{C}$  (б) для загрузок фильтра различной толщины: 1 – 200; 2 – 150см.

Зависимость продолжительности защитного действия слоев фильтра от длительности контакта АК с суспензией гидроокиси алюминия (рис. 4.4) показывает, что при длительности контакта, не превышающей 20 сек, продолжительность защитного действия фильтра ( $t_{зд}$ ) практически не меняется. При более длительном контакте  $t_{зд}$  изменяется обратно пропорционально времени контакта.

Таким образом, проведенные исследования показали, что для достижения максимального эффекта введение АК и фильтруемую суспензию

необходимо осуществлять непосредственно перед зернистой загрузкой фильтра. Допустимое время контакта АК и гидроокиси алюминия, снижающее максимальную величину  $t_{зд}$  не более чем на 10%, не должно превышать 10-20 сек в зависимости от температуры обрабатываемой воды.

#### 4.2. Исследование способа введения коагулянта и флокулянта для контактной коагуляции

Применение активной кремнекислоты для интенсификации процесса контактной коагуляции (КОК + АК) затрудняется малой изученностью процесса и отсутствием четких представлений о рациональном способе введения коагулянта и АК.

При осуществлении процесса КОК + АК могут быть применены следующие способы подачи реагентов, которые приведены на рис. 4.5

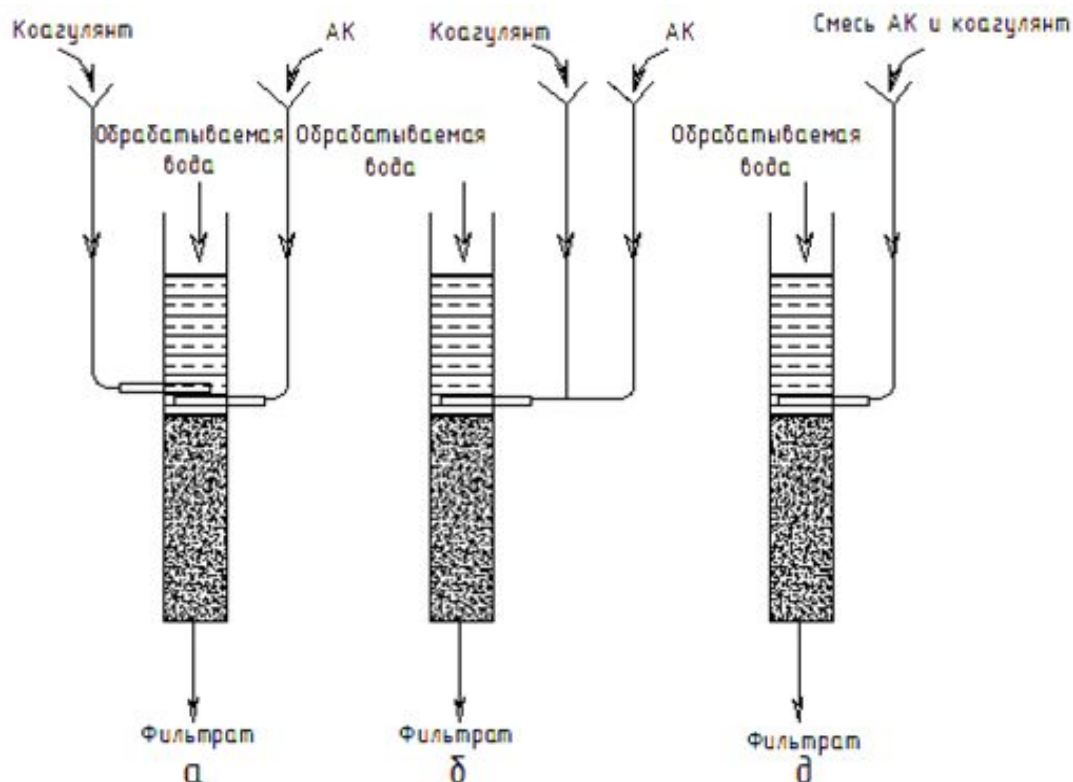


Рис. 4.5. Способы введения коагулянта АК в обрабатываемую воду:

а- способ 1; б – способ 2; в – III

Необходимые условия:

1. Коагулянт и АК вводят перед загрузкой фильтра отдельными распределительными системами с самостоятельными дозирующими устройствами из отдельных емкостей (способ а).

2. Реагенты вводят самостоятельными дозирующими устройствами из отдельных емкостей; перед подачей воду сливают и подают одной распределительной системой перед загрузкой фильтра (способ б).

III. Реагенты дозируют из одной емкости (смесь коагулянта и АК) и подают на фильтр одной распределительной системой (способ в).

Для осуществления способа III необходимо предварительно установить стабильность свойств смеси растворов коагулянта и АК при определенной длительности хранения. В качестве показателя стабильности свойств смеси была использована оптическая плотность, которая резко меняется при нарушении агрегативно устойчивости и однородности раствора.

Характеристика приготовленных смесей коагулянта и АК и результаты измерений приведены в табл. 4.1.

Таблица 4.1 - Изменение стабильности смесей  $Al_2(SO_4)_3$  при хранении

Соотношение $\frac{SiO_2}{Al_2(SO_4)_3} \cdot 100\%$ В смеси	Оптическая плотность смесей при времени от начала опыта, ч				
	0	2	20	30	50
0	77,5	70,5	71	65	68
0,1	61,5	63,0	65	56	58
0,3	72,0	71,0	70	66	68
0,5	76,5	74,5	74,5	69	71
1,0	91,5	89,0	93	85	81

Из табл. 4.1 следует, что изменение оптических свойств смесей (пробы 2-5) незначительно (в пределах ошибки измерения) и не превосходит изменений оптической характеристики раствора чистого коагулянта, т. е. наблюдаемые изменения в растворе одного коагулянта,

и в смесях его с АК – величины одного порядка. Приведенные данные подтверждают возможность осуществления способа III.

Исследования по выяснению влияния способа введения коагулянта и АК перед загрузкой фильтра проводились при различных дозах коагулянта и АК, при разных температурах, на фильтрах с различным материалом загрузки.

На фильтре с однородной песчаной загрузкой (зерна песка диаметром 1,2 мм) при скорости фильтрования 9 м/ч и температуре суспензии 20 °С были исследованы три указанных выше способа подачи реагентов. Доза коагулянта (сернокислого алюминия) в пересчете на гидроокись составляла 20 г/л, доза АК (по SiO<sub>2</sub>) – 0,1 мг/л.

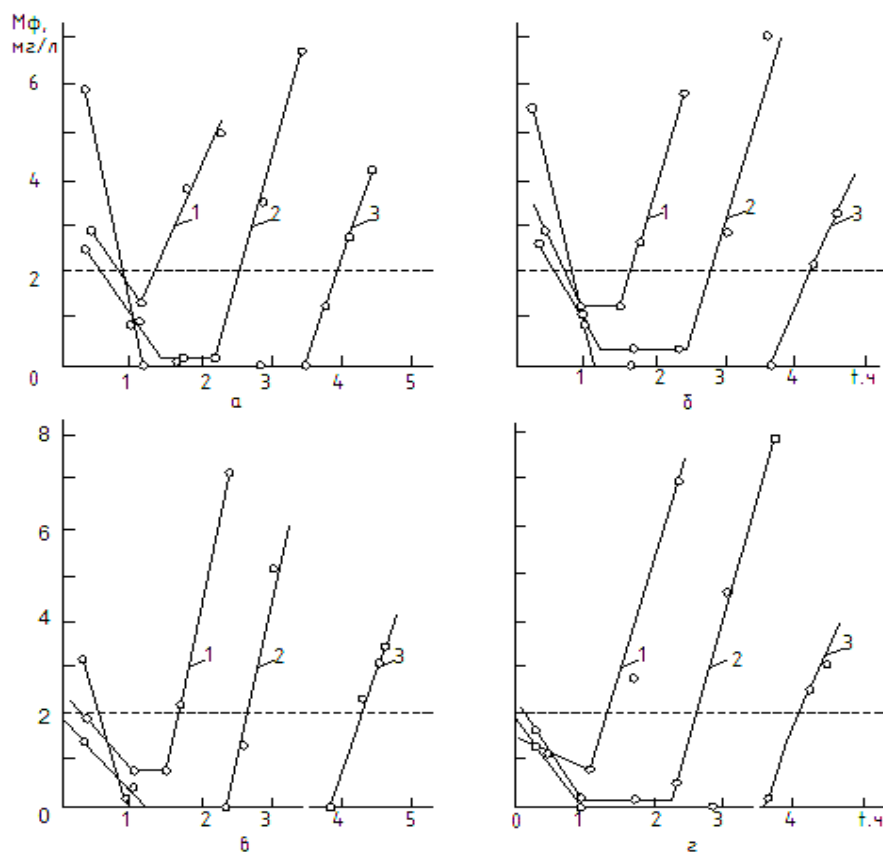


Рис. 4.6. Зависимость продолжительности защитного действия фильтра от способа введения коагулянта и АК перед загрузкой фильтра:

а - один коагулянт; б - реагенты вводятся отдельно; в - смешиваются перед подачей в воду; г - подаются в виде смеси: 1 - толщина загрузки фильтра 60 см; 2 - 100 см; 3-150 см.

На рис. 4.6 приведены кинетические кривые осветления суспензии гидрооксида алюминия при этих способах подачи реагентов и при введении одного коагулянта перед загрузкой фильтра. Рассмотрение кинетических кривых для различных слоев загрузки при контрольном опыте (один коагулянт) показывает (см. рис. 4.6) наличие в начале процесса периода, в течение которого мутность осветленной воды превышает нормы. Условно было названо его период «зарядки» фильтрующего слоя  $t_{зд}$  так как он предшествует периоду стабильного осветления воды, на протяжении которого качество фильтра очень высокое - практически полностью осветленная вода. Время «зарядки» для слоев различной толщины колеблется в узких пределах – 35 – 50 мин. В связи с этим время «зарядки» для слоев малой толщины по отношению к суммарной длительности работы фильтра до момента проскока в фильтрат мутности воды более 1,5 мг/л  $-t_c$  составляет значительную часть — до 50%, что существенно сокращает время защитного действия слоя  $-t_{зд}$  (табл.4.3).

Таблица 4.3 - Продолжительность защитного действия фильтрующих слоев при различных способах введения реагентов ( $\Theta = 20^\circ \text{C}$ , АК = 0,1 мг/л)

Толщина фильтрующего слоя, см	Один коагулянт			Способ I			Способ II			Способ III		
	$t_{c,ч}$	$t_{з,ч}$	$t_{зд,ч}$	$t_{c,ч}$	$t_{c,ч}$	$t_{c,ч}$	$t_{c,ч}$	$t_{c,ч}$	$t_{c,ч}$	$t_{c,ч}$	$t_{c,ч}$	$t_{c,ч}$
60	1,25	0,75	0,5	1,58	0,58	1,0	1,66	0,33	1,33	1,42	0	1,42
100	2,58	0,58	2,0	2,83	0,58	2,25	2,66	0	2,66	2,66	0,08	2,58
150	3,92	0,83	3,09	4,25	0,75	3,50	4,25	0,5	3,75	4,08	0,16	3,92

При использовании АК в качестве добавки к коагулянту длительность работы фильтрующих слоев до норм ( $t_c$ ) повышается в соответствии с дозой АК (0,1 мг/л) и для всех трех способов подачи реагентов практически одинакова. Однако претерпевает изменения время «зарядки» слоев  $t_3$ : в ряду



1-II-III способ время «зарядки» слоев уменьшается (35 ÷ 45 мин) -(20 ÷ 30 мин) - (0 ÷ 10 мин). В результате этого при введении коагулянта и АК в виде смеси (способ II гряземкость фильтрующих слоев и длительность защитного действия фильтра ( $t_{зд}$ ) больше по сравнению с отдельной подачей реагентов на фильтр (способ I). Однако это преимущество небольшое (20 ÷ 25 мин), что в зависимости от толщины слоев составляет 12-33%. Из сравнения результатов фильтрования при II и III способах подачи реагентов следует, что эффективность их одинакова.

Таблица 4.4 - Продолжительность защитного действия слоев фильтра  $t_{зд}$  (ч) при различных способах введения реагентов ( $\Theta = 5^\circ \text{C}$ , АК = 0,1 мг/л)

Толщина фильтрующего слоя, см	Способ	Способ III	Толщина фильтрующего слоя, см	Способ I	Способ III
80	1,33	1,33	150	2,58	2,25 I
100	1,75	1,66	170	—	2,92 I
120	2,08	1,97	200	3,66	3,66

При сохранении неизменными всех условий предыдущего опыта, но при снижении температуры суспензии до  $5^\circ \text{C}$  зависимость протекания процесса от способа введения реагентов не изменяется: продолжительность защитного действия слоев при I и III способах введения реагентов практически одинакова (табл. 4.4).

Увеличение дозы АК до 0,3 мг/л показывает некоторое преимущество способа I – отдельного введения реагентов (табл. 4.5).

Таблица 4.5 - Продолжительность защитного действия слоев фильтра  $t_{зд}$  (ч) при различных способах введения реагентов (АК = 0,3 мг/л)

Толщина	Способ I	Способ III	Толщина	Способ I	Способ II
---------	----------	------------	---------	----------	-----------

фильтрующего слоя, см			фильтрующего слоя, см		
40	0,83	0,50	100	2,00	1,66
60	1,42	0,75	120	2,42	2,17
80	—	1,42	150	3,08	2,75

при этом способе более пологие, следовательно, осадок образующийся в загрузке, более прочен, менее подвержен разрушающему действию гидродинамических сил потока (рис 4.7).

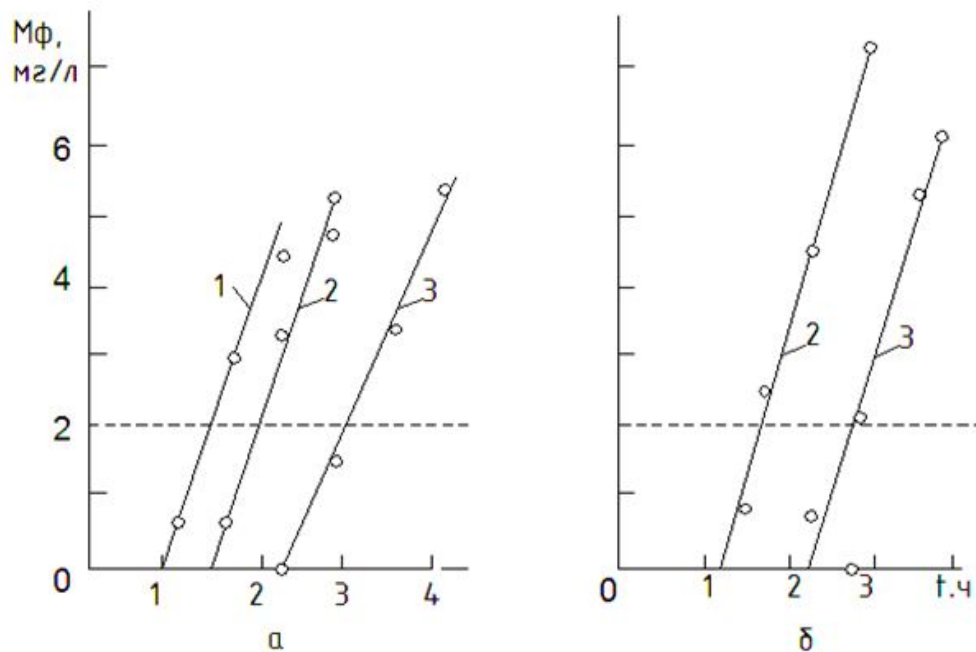


Рис. 4.7. Зависимость продолжительности защитного действия фильтра от способов введения коагулянта АК: а – реагенты вводятся отдельно; б – в виде смеси; 1 – толщина загрузки фильтра 60 см; 2 – 100см ; 3- 150см.

Это подтверждается и тем, что прирост потери напора при обоих способах введения реагентов (способ I и III) одинаков (рис.4.8). Из этого следует, что осадок занимает в порах одинаковый объем и в равной мере сужает проходное сечение между зернами загрузки, а разрушение осадка

(увеличение мутности фильтрата) при раздельном способе введения реагентов наступает позднее, при большей величине разрушающих сил, что свидетельствует о повышенной прочности осадка.

И этих опытах влияние способа введения коагулянта АК проявляется очень отчетливо: раздельная подача коагулянта и АК перед загрузкой фильтра дает в 3,6 - 4,2 раза больший эффект, чем подача смеси коагулянт и АК.

Таблица 4.6 - Продолжительность защитного действия фильтрующих слоев  $t_{зд}$  (ч) при различных способах введения реагентов ( $\Theta = 11 \text{ }^\circ\text{C}$ , АК = 1 мг/л)

Толщина фильтрующего слоя, см	Один коагулянт	Способ I	Способ III
80	0,59	3,96	0,92
90	1,0	4,05	1,0
100	1,26	4,17	1,17

Из табл. 4.6 также следует, что добавки АК, когда они поступают на фильтр в смеси с коагулянтом (способ III), не оказывают влияния на продолжительность защитного действия загрузки по сравнению с введением одного коагулянта.

Причем характерно, что варьирование доз АК в достаточно широком диапазоне не изменяет этого вывода: добавки АК, введенные в обрабатываемую воду в смеси с коагулянтом, не дают эффект. Это наглядно подтверждается результатами цикла опытов, проведенных при аналогичных указанным условиях, но при температур воды 16-18° С. Дозы АК изменялись в пределах 0,1 - 1,6 мг/л. Реагенты (коагулянт и АК) предварительно смешанные, подавались перед загрузкой фильтра.

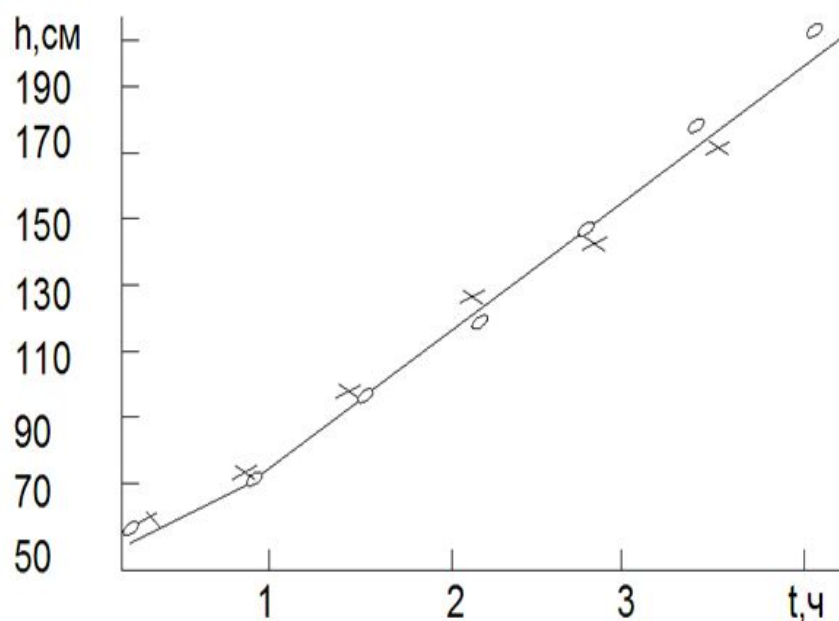


Рис. 8. - Потеря напора в фильтре ( $\Theta = 5^\circ \text{C}$ ) при раздельном способе введения реагентов (o) и при подаче их в виде смеси (x).

В табл.4.7 приведены величины защитного действия различных слоев фильтра  $t_{зд}$  при введении перед загрузкой смеси коагулянта с разными дозами АК.

Таблица 4.7 - Продолжительность защитного действия фильтрующих слоев  $t_{зд}$  (ч) при различных дозах АК (мл/л), вводимой в смеси с коагулянтом ( $\Theta = 16^\circ \text{C}$ ).

Толщина фильтрующего слоя	0	0,1	0,2	0,3	0,4	0,5	0,6	0,8	1,2	1.6
100	2,33	2,66	2,45	2,42	2,33	2,58	2,62	2,66	2,33	2,45
90	2,0	2,0	2,25	1,94	1,66	2,0	2,17	2,23	1,97	2,0
80	1,66	2,0	2,0	1,92	1,33	2,0	2,08	1,66	1,58	1,58
50	0,75	-	0,72	-	0,58	-	0,72	0,66	0,66	0,80

Рассмотрение табл. 4.7 показывает, что длительность защитного действия фильтрующих слоев практически не меняется с изменением дозы АК и не отличается от  $t_{зд}$  при обработке воды одним коагулянтом.

Из сравнения графиков изменения потери напора при введении одного коагулянта и коагулянта в смеси с АК (способ III) следует, что темп прироста потери напора и первом, десятисантиметровом слое загрузки для обоих способов одинаков (табл.4.8).

Таблица 4.8- Темп прироста потери напора (см/ч) в фильтре при различных способах введения реагентов (АК =1 мг/л)

Фильтрующие слои	Один коагулянт	Способ III	Способ I
Первый слой 10 см	12,8	12,8	17,2
Второй слой 10 см	3,3	5,0	5,4
Третий слой 20 см	7,5	10,9	10,0
Четвертый слой 20 см	3,2	4,2	4,3

Для остальных слоев темп прироста потери напора несколько больше в случае введения перед фильтром смеси реагентов. Принимая во внимание, что длительность защитного действия фильтра для обоих случаев одинакова (см. табл. 6), и учитывая большую грязеемкость загрузки при введении одного коагулянта (об этом свидетельствует большая суммарная длительность работы слоя ( $t_c$ ) за счет времени «зарядки»), можно утверждать, что при введении реагентов в виде смеси в загрузке образуется более рыхлый осадок, занимающий больший объем и оказывающий большее сопротивление гидродинамическим силам потока чем осадок при использовании одного коагулянта. В то же время структура этого осадка более прочная. Об этом свидетельствует тот факт, что длительность защитного действия фильтрующего слоя в обоих случаях одинакова.

Сравнение графиков изменения потери напора при I и III способах введения реагентов показывает, что при отдельной подаче коагулянта и АК значительно возрастает адгезионная активность хлопьев прироста потери напора при I способе введения реагентов, чем при III, момент разрушения и

выноса осадка при I способе наступает значительно (в 4 раза) позже, что свидетельствует о большей прочности его структуры.

На основании результатов проведенных выполненных опытов можно заключить, что при осуществлении контактной коагуляции эффект от добавок АК (по сравнению с использованием одного коагулянта) может быть получен только при отдельном вводе коагулянта и АК в обрабатываемую воду. При этом последовательность ввода следующая: сначала вблизи от загрузки фильтра вводится коагулянт, затем непосредственно перед загрузкой - АК. Подача реагентов в виде смеси (приготовленной заранее или получаемой непосредственно перед подачей на фильтр) не дает преимуществ по сравнению с использованием одного коагулянта.

#### **4.3. Изучение влияния активной кремниевой кислоты на процесс осуществления контактной коагуляции**

При изучении влияния АК на процесс контактной коагуляции, как и в предыдущей работе, реагенты вводили в обрабатываемую воду в следующем порядке: коагулянт подавали перед загрузкой фильтра, АК вводили непосредственно, в загрузку в тех же условиях, что в разделе 4.1 и 4.2. Доза сульфата алюминия, применявшегося в качестве коагулянта, составляла 65,7 мг/л, что Др., соответствует концентрации гидроокиси алюминия в фильтруемой воде - 30 мг/л. Дозы АК (в пересчете на  $\text{SiO}_2$ ) изменялись в пределах 0,3-1,2 мг/л.

Рассмотрение экспериментальных кинетических кривых изменения концентрации суспензии гидроокиси алюминия на выходе из фильтрующих слоев при осуществлении процесса контактной коагуляции с добавками АК и без них (рис.4.9) показывает, что характер кривых при контактной коагуляции принципиально не изменяется по сравнению с кривыми, описывающими кинетику процесса осветления предварительно флокулированной суспензии гидроокиси алюминия [4]. Особенностью этих

кривых является наличие в начале процесса периода с повышенной мутностью фильтрата в отличие от последующего периода стабильного осветления воды, на протяжении которого мутность фильтрата практически равна нулю. Этот период условно назван периодом «зарядки» фильтрующего слоя  $t_3$ . При обработке воды одним коагулянт мутность фильтрата в указанный начальный период превышает 2 мг/л (рис. 4.9,а). При введении АК по схеме (рис. 9, б, в) мутность фильтрата в начале процесса, несколько повышенная по сравнению с последующим периодом. Таким образом, при контактной коагуляции добавки АК способствуют исчезновению периода «зарядки» фильтрующего слоя и с самого начала процесса обеспечивают степень осветления воды более высокую, чем требуется стандартом [3].

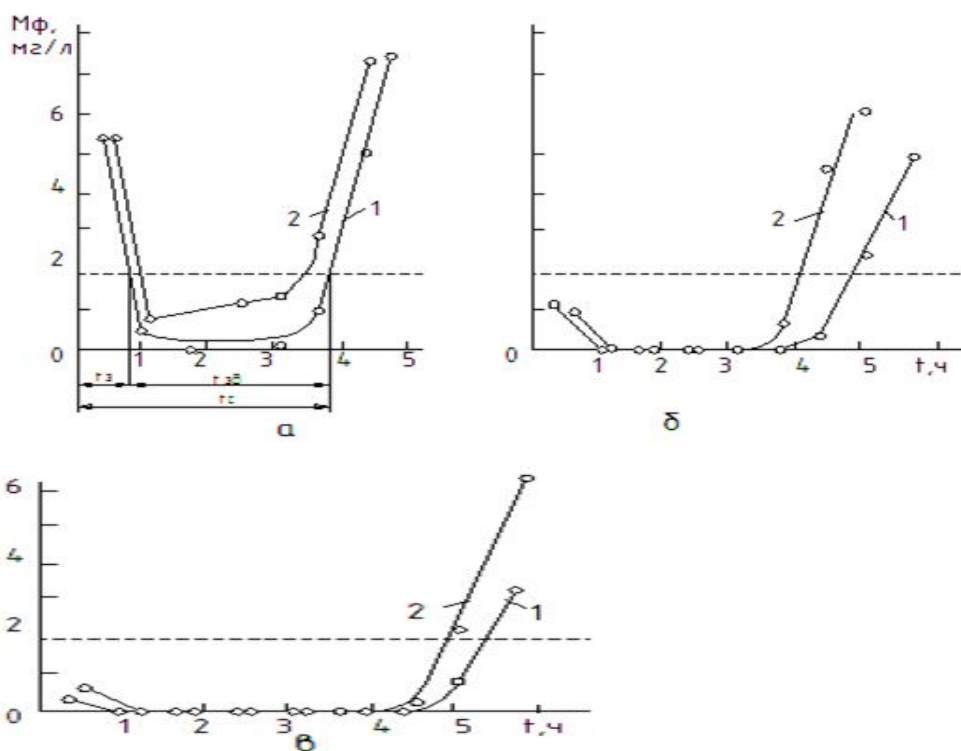


Рис. 9. Кинетика осветления воды методом контактной фильтрации при дозах АК; а - 0; б – 0,3; в – 0,7 мг/л; и загрузка фильтра: 1- 30см угля + 70см песка; 2- 30см угля + 60см песка;

Влияние АК на контактную коагуляцию не ограничивается воздействием на начальную стадию процесса добавки АК стабилизируют процесс осветления,

повышают длительность работы фильтрующего слоя в так называемой автомоделльной области [6]; более пологий конечный участок кинетической кривой осветления свидетельствует о большей прочности структуры отложений в загрузке фильтра при добавках АК. Так же, как и в случае фильтрования флокулированной суспензии гидроокиси алюминия, специфическое влияние АК на процесс контактной коагуляции проявляется в увеличении продолжительности защитного действия зернистых загрузок ( $t_{зд}$ ). Как свидетельствует из рис. 4.10,  $t_{зд}$  возрастает пропорционально вводимому количеству АК. Поскольку при обработке воды одним коагулянтом  $t_{зд}$  меньше  $t_c$  примерно на 20-30%, а при использовании АК  $t_c = t_{зд}$ , то получение прямо пропорциональной зависимости  $t_{зд}$  от дозы АК с включением точки доза АК = 0 невозможно (рис. 4.10)

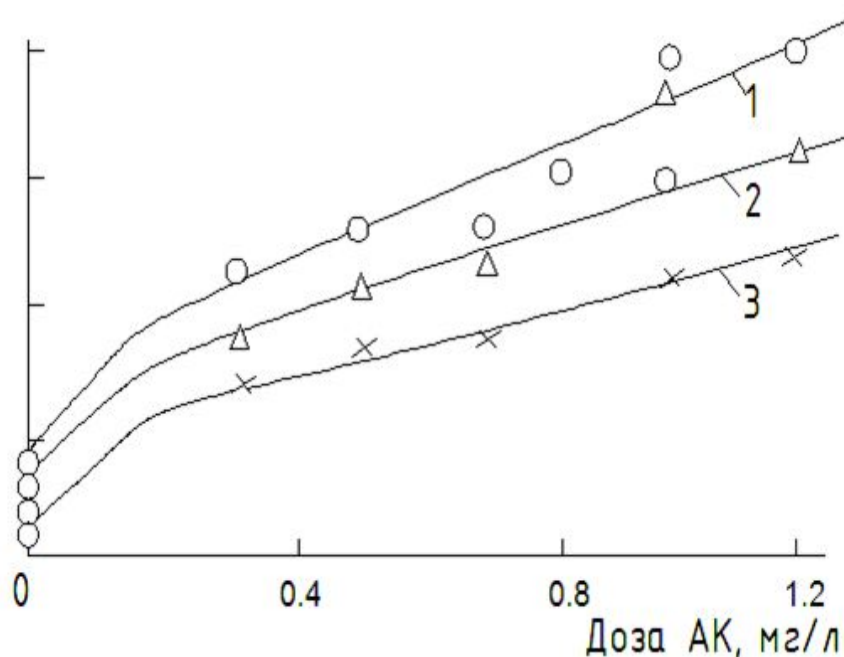


Рис. 4.10 - Влияние АК на продолжительность защитного действия загрузки фильтра: 1 – 30 см угля + 70 см песка; 2 – 30 см угля + 60 см песка; 3 – 30 см угля + 50 см песка.

Рассчитанные величины отношений суммарной продолжительности работы фильтра при разных дозах АК к суммарной продолжительности



работы загрузки и при использовании одного коагулянта  $t_c^K$  приведены в табл.4.9. Эти данные показывают, что для исследованных загрузок эффективность действия АК практически одинакова и зависит только от дозы АК. Взаимосвязь величин  $t_c^{AK} / t_c^K$  - доза АК для разных загрузок графически изображается одной прямой (рис. 4.11).

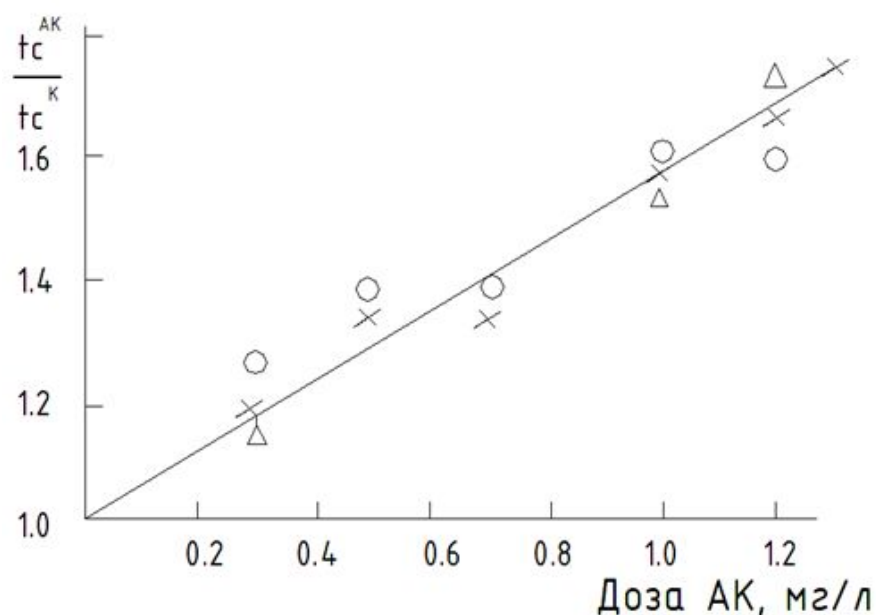


Рис. 4.11. Эффективность воздействия АК на процесс контактной коагуляции при различной загрузке фильтра

○ – 30 см угля + 70 см песка; Δ – 30 см угля + 60 см песка; × – 30 см угля + 50 см песка.

Сравнение указанных данных с результатами, полученными при фильтровании флокулированной суспензии гидроокиси алюминия с добавками АК в практически аналогичных условиях, показывает, что эффективность воздействия АК на процесс контактной коагуляции в 5-8 раз ниже чем на процесс фильтрования флокулированной суспензии. Поскольку при равных дозах коагулянта эффективность процесса контактной коагуляции выше, чем процесса фильтрования флокулированной суспензии, то приведенные данные подтверждают ранее установленную основную

закономерность: эффективность воздействия АК повышается в неблагоприятных для протекания процесса условиях [4].

Таким образом, процесс контактной коагуляции так же, как и процесс фильтрования флокулированной суспензии, может быть интенсифицирован путем введения перед загрузкой фильтра небольших добавок АК.

Таблица 4.9 - Зависимость  $t_c^{AK} / t_c^K$  от дозы АК и толщины фильтрующего слоя

Доза АК, мг/л	100 см	90 см	80 см
0,3	1,26	1,14	1,19
0,5	1,39	1,33	1,33
0,7	1,39	1,37	1,36
1,2	1,60	1,73	1,67

Таблица 4.10—зависимость  $t_c^{AK} / t_c^K$  от дозы АК и толщины фильтрующего слоя

Доза АК, мг/л	100 см	90 см	80 см
0,3	1,57	1,54	1,72
0,5	1,73	1,79	1,92
0,7	1,73	1,85	1,96
1,2	1,97	2,32	2,4

#### 4.4 Исследование процесса осветления воды фильтрованием

При использовании добавок АК для интенсификации процесса фильтрования флокулированных суспензий гидроокиси алюминия (ФПФ+АК) и при применении процесса контактной коагуляции (КОК) наблюдается аналогичное увеличение продолжительности фильтра и возрастание темпа прироста потери напора в его загрузке по сравнению с процессом ФПФ (фильтрование предварительно флокулированных

суспензий гидроокиси алюминия). Интересно сравнить возможности методов ФПФ+АК и КОК, используя количественные характеристики процессов.

Поскольку для успешного осуществления обоих методов предпочтительнее фильтрование в направлении убывающей крупности зерен загрузки, исследования проводили на фильтрах с двухслойной загрузкой (30 см угля и 70 см песка). Концентрация гидроокиси алюминия, образующийся в воде после введения сульфата алюминия, во всех опытах составляла 30 мг/л; скорость фильтрования - до 9 м/ч, температура фильтруемых суспензий – 6-14 °С. Щелочность и рН обрабатываемой воды в период проведения опытов менялись незначительно: щелочность составляла 2,65 – 2,75 мг-экв/л, рН – 7,2 – 7,3.

Сравнивали три технологические схемы фильтрования:

фильтрование с предварительной флокуляцией гидроокиси алюминия – ФПФ;

фильтрование с предварительной флокуляцией гидроокиси алюминия и добавками АК – ФПФ + АК;

контактная коагуляция – КОК.

На основе экспериментально полученных кинетических кривых осветления фильтруемых суспензий были рассчитаны продолжительности защитного действия различных слоев загрузки фильтра для указанных выше модификаций технологии фильтрования (табл. 4.11).

Таблица 4.11 - Продолжительность защитного действия фильтра  $t_{зд}$  (ч) при различных схемах фильтрования и разной толщине фильтрующей загрузки

Схемы фильтр ования	Доза АК, мг/л				Схемы фильтр ования	АК,			
		100 см	80 см	50 см			100 см	80 см	50 см
ФПФ КОК	-	0,50	0,38	0,20	ФПФ+ +АК	1,0	1,58	1,33	0,83
						1,5	2,33	2,00	1,17
						2,0	2,83	2,42	1,50
						3,0	3,83	3,08	-
						4,0	4,75	4,08	2,42

Как следует из данных таблицы, осуществление контактной коагуляции позволяет в три-четыре раза увеличить длительность защитного действия фильтра по сравнению с фильтрованием предварительно флокулированной суспензии гидроокиси алюминия такой же концентрации. Однако возможности контактной коагуляции ограничены. Как свидетельствуют данные табл. 4.11, применение процесса ФПФ + АК позволяет значительно превзойти величину  $t_{зд}$ , достигнутую при КОК. При этом  $t_{зд}$  возрастает прямо пропорционально дозе АК (рис. 4.12). Эта зависимость сохраняется для всех слоев загрузки. Таким образом, возможности метода ФПФ + АК значительно шире, чем КОК. Так, по сравнению с КОК 1,5 мг/л АК увеличивает  $t_{зд}$  в 1,3 раза, 2 мг/л АК - в 1,5, 3 мг/л АК - в 2,1, 4 мг/л АК - 2,6 раза.

При контактной коагуляции темп прироста потери напора в загрузке фильтра резко возрастает по сравнению с ФПФ (рис. 4.13). Прирост потери напора при процессе с ФПФ+АК при дозах АК = 1,5 ÷ 2,0 мг/л практически такой же, как и при КОК; при дозе АК = 3÷4 мг/л темп прироста увеличивается.

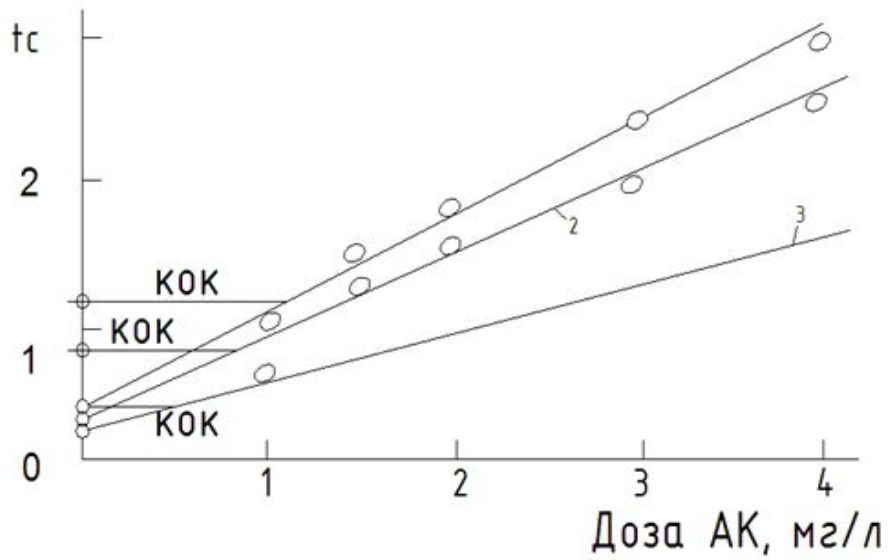


Рис. 4.12. - Влияние дозы АК на продолжительность защитного действия фильтра при процессе ФПФ + АК для различных загрузок:  
 $t$  – толщина слоя 100; 2 – 80; 3 – 50 см.

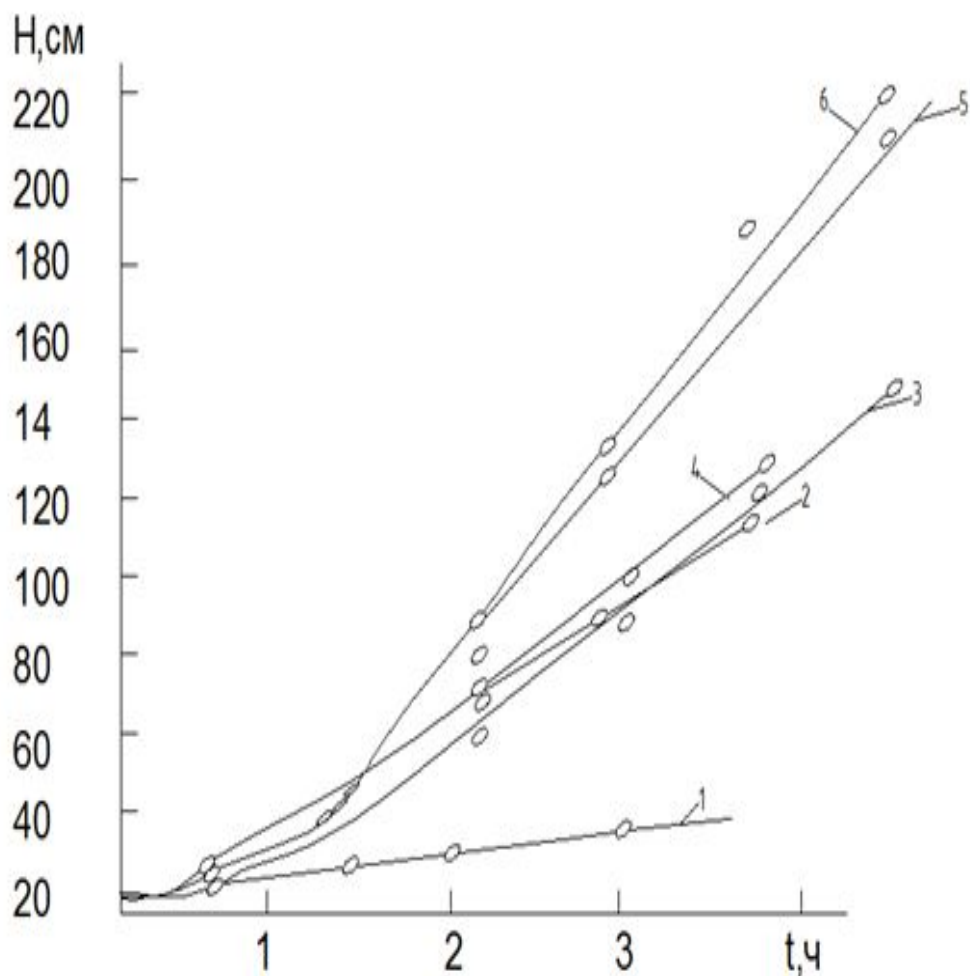


Рис. 4.13. - Интегральные графики потери напора в двухслойном фильтре при различных схемах фильтрования:

В последнем случае это свидетельствует о более резком по сравнению с КОК уменьшении меж зернового пространства загрузки, возрастании фактических скоростей движения воды в фильтре и, следовательно, увеличение гидродинамических сил отрыва осадка. Исходя только из этих данных, можно было бы предположить, что отрыв и вынос осадка из загрузки при ФПФ + АК должен наступать одновременно или ранее, чем при КОК, а значит величина  $t_{зд}$  при ФПФ + АК должна быть такой же, как и при КОК, или меньше. В действительности же при проведении ФПФ + АК наблюдается возрастание  $t_{зд}$ . Это явление можно объяснить тем, что:

большей прочностью образующейся в меж зерновом пространстве фильтра структуры при неизменности характера распределения осадка по высоте загрузки;

большей равномерностью распределения осадка по высоте загрузки, предотвращающей значительное сужение пор в каком либо одном слое и, следовательно, возрастание сил, приводящих к отрыву и выносу осадка;

возможен смешанный случай - наблюдается одновременное увеличение прочности осадка и более равномерное распределение его по высоте загрузки.

Последний случай представляется наиболее приемлемым вариантом объяснения. Так, из рис.4.14, а следу что динамика изменения потерь напора в первом движении воды слое загрузки для процессов КОК и ФПФ + АК идентична.

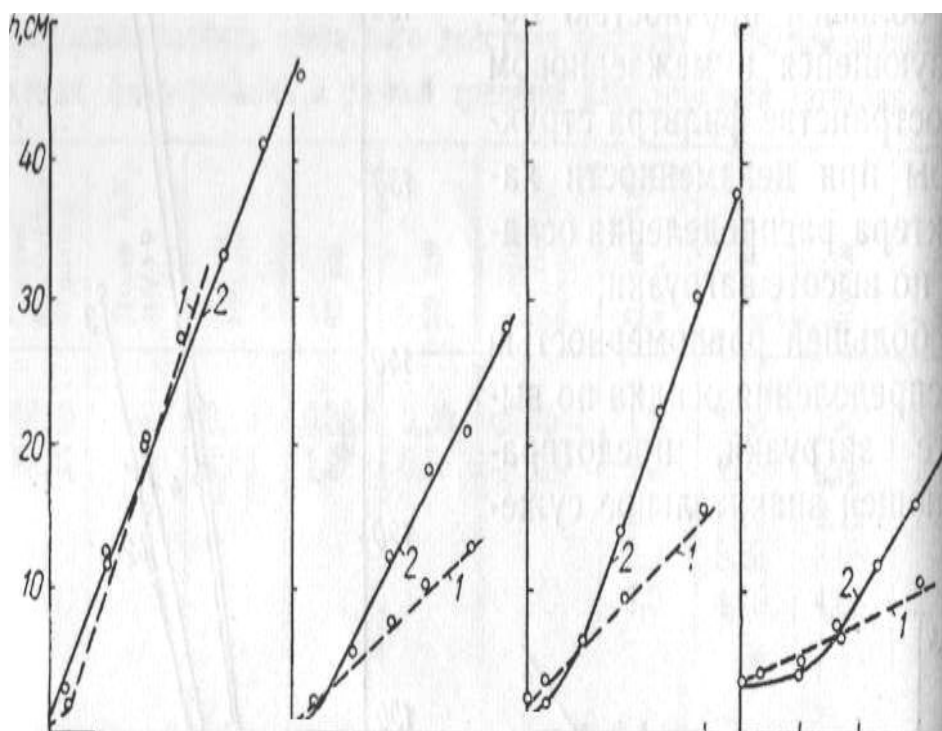


Рис. 4.14. - Потери напора в слоях загрузки фильтра (по ходу воды)

а - первый слой - 10 см; б - второй слой - уголь 10 см; в - третий - (уголь + песок) 10 см; г - четвертый - песок 10 см; при осуществлении процессов: 1 - КОК; 2 - ФПФ + АК (АК = 3 мг/л).

Это доказывает, что адгезия частиц гидроокиси алюминия, образующихся при контакте раствора сульфата алюминия с зернами загрузки (КОК), и адгезия частиц, формирующихся в зернистом слое при взаимодействии микро хлопьев гидроокиси алюминия и АК (ФПФ + АК), примерно одинаковы. Однако прочность осадка, образующегося с добавками АК, выше. Это следует из того, что при одинаковом темпе накопления осадка отрыв и вынос из фильтра в случае ФПФ + АК происходит позже, чем при КОК, а следовательно, при большем сужении пор загрузки и более высоких гидродинамических силах потока. Способность осадка противостоять большим гидродинамическим силам отрыва свидетельствует о его повышенной прочности.

Рассмотрение рис. 4.14, б, в, г показывает, что при ФПФ + АК следующие за первым слоем фильтра обладают значительно большей задерживающей способностью. Это также подтверждает вывод о большей прочности структуры осадка, сформированного с участием АК. Кроме того, данные рис. 4.14, б, в, г свидетельствуют о том, что адгезионные свойства частиц, вынесенных из верхних слоев фильтра, значительно выше в случае ФПФ + АК, чем при КОК. Связанная с этим большая равномерность распределения осадка по слоям загрузки (рис. 4.15) также служит объяснением наблюдаемого увеличения задерживающей способности фильтра при введении АК.

Для полноты сравнения методов необходимо оценить их по основным показателям работы фильтров. Такими являются продолжительность защитного действия фильтра ( $t_{зд}$ ) и время располагаемого напора в загрузке. Соотношение этих величин определяет режим работы фильтра. Поскольку при обоих процессах (КОК и ФПФ + АК) режим работы фильтров одинаков (возрастание  $t_{зд}$  сопровождается увеличением темпа прироста потери напора, а значит, уменьшением  $t_n$ ), то, очевидно, показателем эффективности процесса может служить увеличение (по сравнению с сопоставленным процессом) потер напора в фильтре, отвечающие возрастанию  $t_{зд}$  на 1 час.



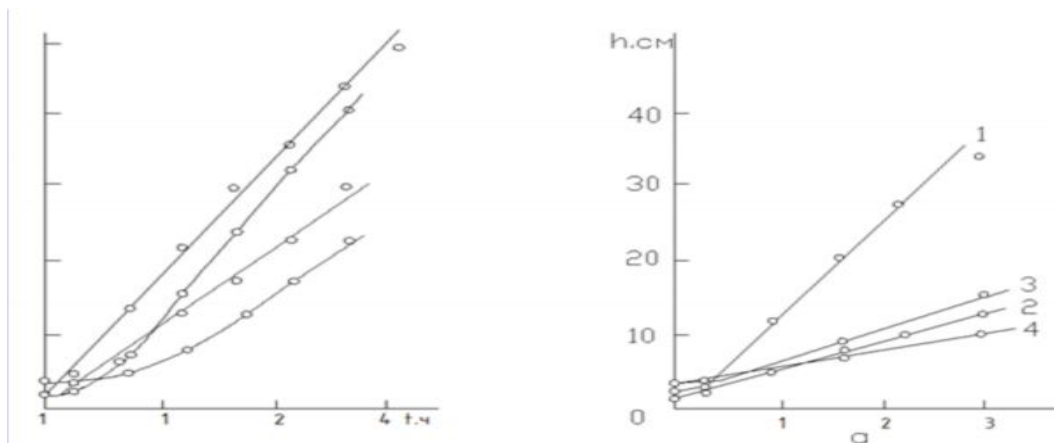


Рис. 4.15. Потери напора в слоях загрузки фильтра (по ходу воды):  
 1 – уголь 10 см; 2 – уголь 10 см; 3 – уголь + песок – 10 см; 4 – песок 10 см, при осуществлении процессов: а – КОК, б – ФПФ + АК.

Таблица 4.12. - Сравнение технологических схем

Сравниваемые процессы	Показатель сравнения	Дозы АК, мг/л			
		0	2	3	4
ФПФ + АК и ФПФ	Увеличение tзд при ФПФ+АК, ч	-	2,33	3,33	4,25
	Увеличение потери напора при ФПФ+АК, см	-	83	122	134
	Увеличение потери напора, связанное с возрастанием при ФПФ+АК tзд на 1 ч, см/ч	-	35,7	36,6	31,1
КОК и ФПФ	Увеличение tзд при КОК, ч	1,33	-	-	-
	Увеличение потери напора при КОК, см	69	-	-	-
	Увеличение потери напора, связанное с возрастанием при КОК tзд на 1 ч, см/ч	52	-	-	-
ФПФ + АК и КОК	Увеличение tзд при ФПФ+АК, ч	-	1,0	2,0	2,92
	Увеличение потери напора при ФПФ+АК, см	-	14	53	63
	Увеличение потери напора, связанное с возрастанием при ФПФ+АК tзд на 1 ч, см/ч	-	14	26,5	21,5

В табл. 4.12 приведены такие данные для сравнения трех вариантов. Сравнимые величины потери напора для всех процессов фильтрации определены спустя 3 ч после начала фильтрации, когда режим для всех случаев является установившемся (см. рис. 13). Как следует из табл. 12, возрастание при ФПФ + АК (по сравнению с ФПФ)  $t_{зд}$  на 1 ч обусловлено значительно меньшим увеличением потери напора – 31 – 36 см/ч, чем такое же увеличение  $t_{зд}$  при КОК по сравнению с ФПФ – 52 см/ч. Даже сопоставление результатов сравнения процессов ФПФ + АК и КОК (14 – 27 см/ч) и КОК с ФПФ (52 см/ч) показывает большую эффективность в технологическом отношении процесса ФПФ + АК. Лучшее качество фильтра и удобства в эксплуатации (поскольку сокращается число промывок фильтра) дополняют характеристику процесса ФПФ + АК.

В связи с тем, что контактную коагуляцию также можно интенсифицировать добавками АК, представляло интерес включить в этот процесс в схему сравнения. С этой целью была произведена серия опытов с четырьмя модификациями технологии фильтрации: ФПФ, ФПФ + АК, КОК и КОК + АК. Опыты проводили на двухслойном фильтре при следующих условиях: температура – 11 °С;  $V_{ф}$  – 9,06 м/ч, концентрация гидрооксида алюминия в фильтруемой суспензии 30 мг/л; доза АК - 1 мг/л. Обрабатываемая вода: рН - 7,0; щелочность - 1,75 - 1,9 мг- экв/л.

Таблица 4.13. - Продолжительность защитного действия фильтрующих слоев  $t_{зд}$  (ч) при различных технологических схемах фильтрации и разной толщине загрузки

Вид фильтрации	100 см	80 см
ФПФ	0,5	0
ФПФ + АК	4,83	3,58
КОК	3,83	3,0
КОК + АК	6,0	4,25

Таблица 4.14. Эффективность технологических схем фильтрования при различной толщине фильтрующей загрузки

Сравниваемые схемы фильтрования	100 см	80 см
(КОК) и (ФПФ)	7,65	-
(ФПФ + АК) и (ФПФ)	9,65	-
(ФПФ + АК) и (КОК)	1,26	1,19
(КОК + АК) и (КОК)	1,57	1,42
(КОК + АК) и (ФПФ + АК)	1,24	1,19

Сравнение продолжительности действия слоев загрузки при указанных модификациях процесса (табл. 4.13) подтверждает большую эффективность\* (в 7-8 раз контактной коагуляции по сравнению с ФПФ (табл. 4.14.)). Более высокая, чем в предшествующих опытах, эффективность КОК объясняется, по-видимому, меньшей; величиной щелочности обрабатываемой воды. Использование АК при ФПФ стабильно дает значительный эффект ( $t_{зд}$  увеличивается в 9-10 раз). Аналогично применением ФПФ + АК можно достичь большего  $t_{зд}$ , чем при КОК. В данном случае доза АК, равная 1 мг/л, обеспечив на 20-25% большую длительность защитного действия фильтра, чем КОК. Применение той же дозы (1 мг/л) для интенсификации КОК позволило в 1,4 – 1,6 раза увеличить  $t_{зд}$ .

Таким образом, одинаковая доза АК дает увеличение  $t_{зд}$  при ФПФ в 9,65 раза, а при КОК - только в 1,57. В связи с этим преимущество процесса КОК + АК по сравнению с ФПФ + АК значительно

меньше  $\left[ \frac{t_{зд}(КОК + АК)}{t_{зд}(ФПК + АК)} = 1,24; 1,19 \right]$ ,

чем преимущество процесса КОК в сравнении с ФПФ

$$\left[ \frac{t_{зд}(КОК)}{t_{зд}(ФПК)} = 7,65 \right].$$

Это свидетельствует о том, что добавки АК в определенной мере нивелируют протекание процессов, значительно увеличивая эффективность экстенсивных процессов и в гораздо меньшей степени – эффективность интенсивных процессов. Однако в случае ФПФ и в случае КОК добавки: способствуют увеличению длительности защитного действия фильтров и потому их применение технологически и экономически целесообразно.

Выбор технологической схемы осветления воды фильтрованием должен базироваться на анализе местных условий и учете преимуществ и недостатков каждой схемы.

#### **4.5. Применение активной кремнекислоты на водоочистой станции г. ДУШАНБЕ**

Источником водоснабжения Душанбинской фильтрационной станции хозяйственно-питьевого назначения является река, вода которой характеризуется следующими показателями:

Содержание взвешенных веществ – до 6830 мг/л;

Цветность – 0-10 град по платиново-кобальтовой шкале;

Щелочность -1,1- 2,1 мг- экв/л;

Водородный показатель рН - 6,9-8,5;

Жесткость общая – 1,2 - 2,2 мг- экв/л;

Сухой- остаток 128 - 135 мг/л;

Запах 0 – 2 балл

Кальций- 1,1- 2,1 мг- экв/л;

Магний – 0,3 – 0,35 мг- экв/л;

Окисляемость (O<sub>2</sub>) - 6,4-16 мг/л;

Содержание железа - 0,6-2,4 мг/л.

Вода реки Варзоб относится к разряду мутных вод. Производительность фильтровальной станции 70000 м<sup>3</sup>/сут. Состав очистных

сооружений следующий: конусообразный смеситель, прямоугольные в плане осветлители со взвешенным слоем, скорые фильтры. В качестве реагентов для обработки воды используют сернокислый алюминий и хлор. В паводковый период стабилизацию воды осуществляют с помощью кальцинированной соды.

Скорые фильтры выполнены с дренажами высокого сопротивления. Фильтрующая загрузка толщиной 1,5 – 1,2 м выполнена из кварцевого песка с размером зерен от 0,7 до 2 мм.

В связи с тем, что при проектировании фильтровальной станции были использованы ошибочные результаты гидрогеологических исследований, расчет очистных сооружений проведен по завышенным скоростям движения воды. Попытки осуществления проектных скоростей в осветлителях влекли за собой нарушение стабильности взвешенного слоя, вынос его из осветлителя, низкое качество очистки воды и, как результат, - увеличение грязевой нагрузки на фильтры. Чтобы избежать этих явлений и обеспечить подачу потребителю воды стандартного качества, приходилось снижать производительность очистных сооружений. Так, вместо 350 м<sup>3</sup>/ч воды осветлители обеспечивали осветление лишь 220 м<sup>3</sup>/ч. В связи с острой нехваткой воды были предприняты различные попытки увеличения производительности очистной станции в частности использование части фильтров в качестве одноступенной схемы осветления воды, т. е. осуществление контактного фильтрования. Не приспособленные к такому режиму работы фильтры давали воду низкого качества. К тому же остальным фильтрам, продолжающим очищать воду после осветлителей, приходилось работать с повышенной нагрузкой, что не могло не отразиться на качестве фильтрата. В связи с этим качество воды общем коллекторе после фильтров было низкое - мутность в основном не была ниже 4-16 мг/л.

Таким образом, попытки интенсифицировать работу фильтровальной станции достигали результата то при снижении качества подаваемой воды.

Для выхода из создавшегося положения было решено применить активную кремнекислоту (АК).

На станции была построена установка периодического действия для приготовления АК. В качестве активатора силиката натрия был применен хлор. Установка стояла из бака для активирования 1,5%- ного раствора силиката натрия, циркуляционного насоса, эжектора для смешения раствора силиката натрия с газообразным хлором, хлоратора, дозировочного бака для хранения рабочих растворов АК, и насоса-дозатора для подачи АК на очистные сооружения. Установка- обеспечивала одноразовое приготовление 4,5 м<sup>3</sup> рабочего раствора АК (0,75—0,5 %).

Активную кремнекислоту вводили в обрабатываемую воду после коагулянта. Наибольший эффект достиг при введении АК в трубопровод, отводящий воду из смесителя. Доза коагулянта составила в пересчете  $Al_2O_3$ - 12 мг/л, доза АК - 4 мг/л.

До применения АК мутность воды после осветлителей составляла 8-20 мг/л, цветность – 12-14 град. Вода, поступающая потребителю, содержала 1,2-1,6 мг/л взвешенных веществ, цветность ее составляла 14-18 град.

После введения АК резко изменилась качественная картина работы осветлителей. Слой взвешенного осадка стабилизировался: прекратились местные вскипания слоя и вынос осадка из осветлителя, уровень осадка опустился на предусмотренную глубину и благодаря высокой прозрачности слоя воды над ним стали возможны визуальные наблюдения. Хорошее качество очистки воды в осветлителях позволило постепенно увеличивать нагрузку до 320 м<sup>3</sup>/ч. При этом нарушений работы осветлителей не наблюдалось, качество осветленной воды оставалось в пределах требований стандарта: мутность воды (после осветлителей) не превышала 4-8 мг/л, цветность – 10-12град). В результате снятия с фильтров значительной грязевой нагрузки качество очистки ими воды возросло: в общем коллекторе после фильтров мутность воды не превышала 0,6-1,2 мг/л, а цветность - 10-16 град.

Таким образом, применение АК в двухступенной схеме осветления воды (осветлители со взвешенным слоем и скорые фильтры) позволило при увеличении производительности сооружений в 1,5 раза повысить качество воды, как в результате стабилизации слоя взвешенного осадка в осветлителях, так и в результате снятия чрезмерной нагрузки на фильтры, работавшие в условиях, не предусмотренных при их проектировании.

Введением непосредственно перед загрузкой контактного осветлителя 0,8 мг/л АК удалось избежать периода «зарядки» фильтрующего слоя, т. е. сразу же после пуска контактный осветлитель подавал воду высокого качества (мутность практически была равна нулю, цветность составляла 4-10 град). Такое качество фильтрата сохранялось в течение 7 ч, после чего подача АК была прекращена. После этого еще в течение 6 ч контактный осветлитель работал на одном коагулянте, без АК, и по достижении мутности фильтрата 1,5 мг/л был отключен для промывки.

Таким образом, в холодный период года (исследования проводились в декабре) введение АК позволило удлинить период полезной работы контактного осветлителя до 13 ч, т. е. в три-четыре раза, по сравнению с работой осветлителя на одном коагулянте. При этом следует иметь в виду, что АК подавалась на сооружение в течение только половины указанного времени, т. е. фактическая доза АК в период фильтроцикла составляла 0,4 мг/л.

Аналогичные исследования работы контактного осветлителя были проведены также в теплый период года. Обычно в это время все сооружения работают достаточно хорошо и применение АК не дает такого большого эффекта, как в зимний период. Однако даже в таких условиях введение АК привело к значительным результатам: фильтроцикл увеличился до 24 ч по сравнению с продолжительностью фильтроцикла при использовании одного коагулянта, равной 8-10 ч.

Таким образом, применение АК для обезжелезивания воды в схемах, предназначенных для осветления и обесцвечивания воды является простым, доступным и экономически выгодным методом, поскольку расходы

АК невелики, а применение ее приводит к обезжелезиванию воды, интенсификации процессов отстаивания и фильтрования и улучшению качества осветленной воды. Кроме того отпадает необходимость в строительстве специальной обезжелезивающей установки.

Таблица 4.15. - Зависимость концентрации остаточного железа от доз вводимых реагентов

Исходная концентрация $[Fe^{2+}]$ в обрабатываемой воде, мг/л	Доза $Al_2(SO_4)_2$ мг/л	Доза $SiO_2$ , мг/л	Остаточное содержание $[Fe^{2+}]$ в обработанной воде, мг/л	Исходная концентрация $[Fe^{2+}]$ в обрабатываемой воде, мг/л	Доза $Al_2(SO_4)_2$ мг/л	Доза $SiO_2$ , мг/л	Остаточное содержание $[Fe^{2+}]$ в обработанной воде, мг/л
	30	9	5,9		20	4	3,4 I
	45	9	5,85		40	4	3,4 I
	90	9	5,8		20	6	2,0 I
10	40	12	4,85	6	30	6	2,7 I
	60	12	4,75		60	6	2,7 I
	60	18	2,65		40	12	0,50I
	90	18	2,55		60	12	0,55I

В тех случаях, когда осветление и обесцвечивая подвергающейся обезжелезиванию воды не требует технология освобождения воды от железа значительно упрощается и сводится к обработке ее АК и фильтрованию.



### **Выводы по четвертой главе**

В работах, посвященных исследованию процесса фильтрации природной воды, улучшение и интенсификация работы фильтровальных сооружений достигались обычно подбором оптимальных скоростей фильтрации, высоты и гранулометрического состава загрузки [78,87,91,92,97,99,100]. В этих исследованиях почти не уделялось внимания влиянию на эффективность работы фильтров предварительной обработки воды, т.е. обработки воды до момента поступления ее на фильтрующую зернистую загрузку.

В то же время разработка новых типов фильтровальных сооружений (контактных осветлителей, контактных фильтров), применение в доочистке новых реагентов – флокулянтов требует детального изучения влияния этого фактора на процесс фильтрации [81,84,86,89,98].

Применение местного неорганического анионного флокулянта - активной кремнекислоты (АК). в лабораторных условиях были проведен цикл опытов по выяснению влияния предварительной обработки воды на эффективность работы фильтров.

Таким образом, процесс контактной коагуляции так же, как и процесс фильтрации флокулированной суспензии, может быть интенсифицирован путем введения перед загрузкой фильтра небольших добавок АК.

## ГЛАВА 5.

### РЕКОМЕНДУЕМАЯ ТЕХНОЛОГИЧЕСКАЯ СХЕМА ОБРАБОТКИ ВОДЫ ДЛЯ ГОРОДА ДУШАНБЕ И ЕЕ ТЕХНИКО- ЭКОНОМИЧЕСКИЕ ПОКАЗАТЕЛИ

#### 5.1. Рекомендуемая технологическая схема обработки реки Варзоб для города

Технологическая схема обработки воды водоочистной станции показана. Очистная Станция Напорного Водопровода расположена в центральной части г. Душанбе в районе Сомони по проспекту Хофиза Шерози. Год ввода в эксплуатацию 1934. Станция обеспечивает питьевой водой центральную часть города Душанбе. Источником для станции служит вода реки Варзоб, забор осуществляется из деривационного канала. Также на станции имеются 12 подземных скважин. Общая производительность станции около 70000,0 м<sup>3</sup>/сутки.

Состав сооружений станции:

- Сифонные трубопроводы из деривационного канала
- Горизонтальные отстойники в количестве 6-ти с общим объёмом 122,0 тыс.м<sup>3</sup> с реагентным хозяйством
- Блок скорых песчаных фильтров
- Подземные скважины в количестве 12 штук
- Резервуары питьевой воды (1х500м<sup>3</sup> и 1х1000м<sup>3</sup>)
- Насосная станция второго подъёма производительностью 70000,0м<sup>3</sup>/сутки
- Установка обеззараживания жидким хлором
- Трансформаторная подстанция
- Распределительное устройство
- Лаборатория
- Центральный склад

Для улучшения осаждения образовавшегося частиц и их укрупнение вода дополнительно обрабатывается 0,5-0,6% ным раствором флокулянта.

Раствор флокулянта подается в цилиндрическую часть другого смесителя из растворно - расходного бака. Ввод флокулянта в верхнюю часть смесителя обеспечивает необходимый промежуток времени 1-1,5 мин отстойной воды перед фильтром. После введения коагулянта для протекания процесса хлопьеобразования.

Избыточный осадок, накапливающейся в осветлителе, непрерывно удаляется из рабочей камеры в осадка уплотнитель (шлам уплотнитель), расположенный в центральной части осветлителя. Перетекание осадка в осадка уплотнитель происходит через боковые осадко-отводящие окна путем его принудительного отсоса вследствие разности уровней отбора воды из рабочей камеры в осадка -уплотнителя. Уплотненный осадок из осадка-уплотнителя периодически по мере накопления удаляется в канализацию. Периодичность чистки осадка - уплотнителя от накопившегося осадка составляет 1-2 раза в месяц и зависит от мутности исходной воды.

Эффект осветления по взвешенным веществам в осветлителе составляет 98-99% при концентрации взвеси в исходной воде 2000-3000 мг/л.

Для обеспечения нормальной работы осветлителя необходимо поддержания постоянства расхода и температуры осветляемой воды. Резкие колебания расхода воды вызывают размыв взвешенного слоя и вынос его частиц из осветлителя.

Изменение температуры воды, в особенности поступления более теплой воды, чем находящейся в осветлителе, вызывает возникновения конвективных токов, также приводящих к нарушению взвешенного слоя и замутнения осветленной воды. Поэтому, чтобы не нарушать нормальные работы осветлителя, допускаются лишь плавные изменения расхода ( $\pm 10\%$  от расчетного течения одного часа) и плавные изменения температуры осветляемой воды ( $\pm 1^{\circ}$  одного часа).

Осветленная вода из осветлителей содержит 20-50 мг/л остаточных взвеси, поэтому дальнейшая ее доочистка осуществляется на скорых фильтрах с зернистой загрузкой (7).

Обрабатываемая вода с начало поступает в боковой карман, а из него – в резервуар фильтра, заполненный фильтрующим материалом. В качестве фильтрующего материала использованный дробленый керамзит (2 фильтра) и кварцевый песок (2 фильтра).

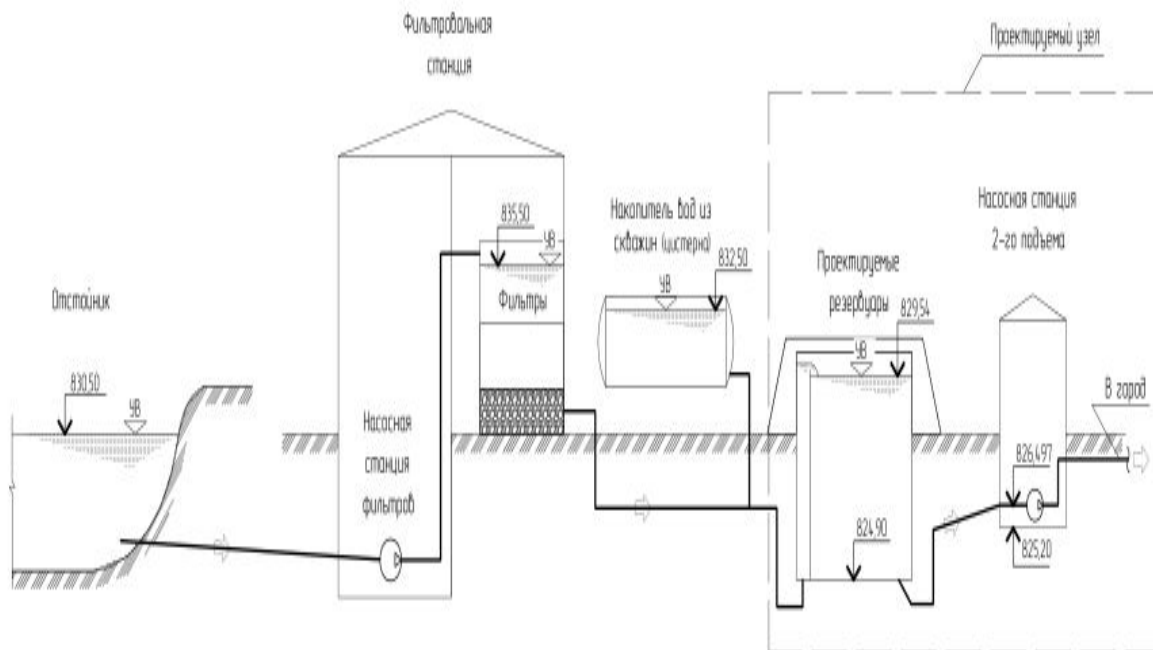


Рис.5.1 Высота технологические схемы.

Фильтрация воды осуществляется в прямоточном режиме сверху вниз с расчетной скоростью пропускания воды 7-8 м/ч. В процессе фильтрации вода проходит фильтрующий и поддерживающий слои, а затем поступает в распределительную систему, из нее в резервуар чистой воды (8). Очищенная вода из резервуара чистой воды откачивается потребителем насосной станцией 2 подъема (9).

Особенностью работы скорых фильтров являются периодичность их переключения из режима фильтрации в режим промывки от накопившегося загрязнений. Перевод фильтров в режим промывки осуществляется путем переключения соответствующих задвижек, установленных на фильтре. Промывная вода поступает с начало в распределительную систему и далее в фильтровальный слой, который она проходит снизу-вверх и расширяет, то

есть переводит загрузку во взвешенное состояние. При этом происходит интенсивное отмывка зерен загрузки от загрязнений и вынос их с промывной водой в верхнюю часть фильтра, где отмытые загрязнения переливаются в желоба, а из них в боковой карман и отводится в водоотводящую сеть. Эта вода поступает в резервуар для повторного использования промывной воды.

Ниже приведены основные технологические параметры работы скорых фильтров в зависимости от вида применяемой загрузки (табл.5.1).

**Таблица 5.1.**

№	Наименование показателей	Вид загрузки	
		дробленный керамзит	кварцевый песок
1.	Грязеемкость, кг/м <sup>3</sup>	8,0	4,0
2.	Скорость фильтрования	7-8	7-8
3.	Продолжительность фильтроцикла при исходной концентрации взвеси 50 мг/л, час	20-24	10-12
4.	Крупность частиц загрузки, мм	0,8-1,5	0,6-1,2
5.	Интенсивность промывки, л/(сек-м <sup>2</sup> )	10-12	15-17
6.	Продолжительность промывки, мин.	9-10	6-7

В процессе эксплуатации фильтров происходят потери фильтрующего материала за счет его измельчения и истирания, поэтому требуется периодическая досыпка фильтров свежей отсортированной загрузки. Установленный норматив досыпки фильтров составляет 10% в год от общего объема загруженного материала в фильтре и этот процесс производят 2 раза в год. Высоту слоя загрузки требуется поддерживать не менее 1,1-1,2 м.

Одновременно с высотой слоя песка и керамзита проверяют горизонтальность гравийных слоев, нарушение которых резко снижает способность фильтра задерживать загрязнения. Проверка производится с помощью специального тупа во время промывки фильтра. При явном смешивании этих слоев фильтр отключается для ремонта.

Общая проектная производительность станции составляет 2917 м<sup>3</sup>/ч или 70000 м<sup>3</sup>/сутки.

Исходной водой для обработки на водоочистной станции служит поверхностный сток реки «Варзоб» следующего физико-химического состава (табл.5.2)

**Таблица 5.2.**

<b>Наименование показателей</b>	<b>концентрации</b>
Водородный показатель, рН	7,9 – 8,15
Взвешенные вещества, мг/л	До - 6830
Сухой остаток, мг/л	128 - 135
Жесткость общая, мг-экв/л	1,2 – 2,2
Щелочность, мг-экв/л	1,1 – 2,1
Хлориды мг/л	4,0 – 5,0
Сульфаты мг/л	18 – 21,3
Железо мг/л	0.2-0,5
Кальций мг/л	1,1 – 2,1
Магний мг/л	0,3 – 0,35

Результаты теоретических и экспериментальных исследований по использованию активированной кремниевой кислоты для интенсификации процесса задержания взвешенных веществ (процессов флокуляции и контактной коагуляции удаляемых взвесей на сооружениях первой и второй ступени подготовки питьевой воды) внедрены в учебный процесс Таджикского технического университета им. академика М.С. Осими.

Наибольшее количество взвешенных веществ в исходной воде 3000мг/л и более отмечается в паводковый период с марта по май месяцы, но иногда может повышаться и в летние периоды года при продолжительных паводках до 4000 мг/л.

Остаточная концентрация взвешенных веществ в осветленной воде регламентируется в пределах 1,5 мг/л, остаточные алюминий не должен превышать 0,5 мг/л, поли акриламид 2мг/л. Концентрация остальных компонентов - хлоридов, сульфатов и сухого остатка находится в пределах требования ПДК для питьевой воды. Некоторое превышение показателя жесткости против регламентируемы норм 7,0 мг- экв/л считается приемлемой для местных условий водопользования.

Товарный глинозем выпускается двух видов: неочищенный марки БМ и технический очищенный по ГОСТ 12966-67. Неочищенный глинозем-минерал серого света, содержание  $Al_2(SO_4)_3$ -не менее 35,5% (9%  $Al_2O_3$ ), не растворимых примесей – не более 23%. Очищенный глинозем плиты с перламутровым изломом, содержание  $Al_2(SO_4)_3$  – не менее 40,3% (13,5%  $Al_2O_3$ ), не растворимых примесей – не более 1%.

Водный раствор глинозема является агрессивным по отношению бетону и черным металлом, поэтому процессов его растворения и транспортировки требуется использование соответствующей кислотостойкой защиты стен баков, трубопровода и арматуры.

Технический поли акриламид затвердевает при температуре ниже  $0^{\circ}C$ . На воздухе из поли акриламида испаряется вода и он превращается в тонкие и хрупкие пластины.

С исх=250 мг/л:

- 1- без коагулянта;
- 2- с  $Al_2(SO_4)_3$  при С-80 мг/л;
- 3- с  $Fe_2(SO_4)_3$  при С-160 мг/л.

Причем доза сернокислого алюминия почти в два раза меньше чем доза сернокислого, железа при одних и тех же эффектах осветления.

1. Во всех экспериментах было видно, что с увеличением дозы ПАА сначала происходило возрастание эффекта осветления, достигай точки перегиба (максимум), а затем эффект осветления воды устойчивого понижался.

2. Опыты показали, что при загрузке фильтра кварцевым «Местним» песком эффект осветления воды на 30-35% выше чем при загрузке керамзитом.

Эффективность осветления обработанной воды в осветлителях со взвешенным слоем осадка в значительной степени зависит от условий эксплуатации вертикального смесителя, так как продукты разделения в осветлителе должны быть хорошо подготовлены в результате смешения воды

с реагентами. Для нормальной работы смесителя рекомендуется соблюдение следующих правил:

1. Разрыв во времени между последовательно вводимыми реагентами должен обеспечить быстрое и достаточно полное перемешивание реагентов с водой. Система подачи воды и реагентов в смеситель должна обеспечить равномерное распределение и смещение воды с реагентами по всей глубине и площади смесителя.

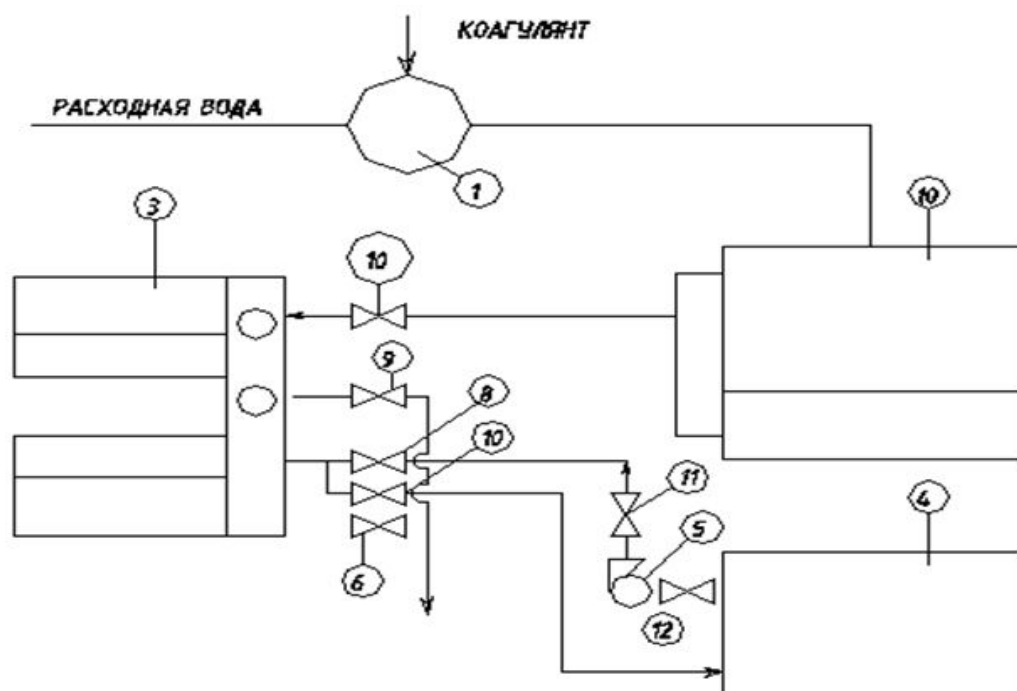
2. Введение флокулянта а в зону перепада воды при изливе ее из смесителя не должно приводить к завихрениям потока и подсосыванию воздуха при входе воды в сливную трубу, так как подсос воздуха и поступление его в рабочие камеры осветлителя может вызывать разрушение, сформировавшихся хлопьев, что недопустимо. Также важно строгое соблюдение необходимых скоростей движения воды с готовыми хлопьями на пути от скоростей движения воды с готовыми хлопьями на пути от смесителя до осветлителей. Оптимальной скоростью движения воды в коммуникациях от смесителя до осветлителей должна быть 0,1-0,05 м/сек. (меньшее значение для мало мутных вод).

3. Периодически, один раз в 10 дней в период паводков и 1 раз в остальные периоды года должна производиться очистка смесителей от накопившегося осадка, не допуская засорения ими распределительных систем и выноса его на последующие сооружения (осветлители, фильтры).

4. Для защиты смесителей от заносов (растительных остатков, ила, песка и т.д.) должны быть приняты соответствующие меры по обеспечению надежности работы входных устройств. В частности, должен вестись ежедневный контроль за сохранностью сеток на 1-ом подъеме и при появлении разрывов сеточных полотен необходимо немедленно менять сетки.

Основными условиями в работы осветлителей со взвешенным осадком являются: соблюдение соответствующих условий .





**Рис. 5.2. Схема работы скорого фильтра**

1-вихревой смеситель; 2-осветлитель; 3-скорый фильтр; 4-резервуар чистой воды; 5-промывочный насос; 6-опорожнение фильтра; 7- отвод фильтрата; 8- подача промывной воды; 9-отвод промывной воды; 10-подача воды на фильтрование; 11,12-регулировка расхода воды на промывку.

## **5.2. Техничко-экономическая эффективность разработанной технологии обработки речной воды для г. Душанбе**

До 1998 г очистные сооружения напорной насосно-фильтровальной станции совместно с полиакриламидном применениями для осветления воды р.

Варзоб сернокислый алюминий как коагулянт. Во время весеннего паводка содержания взвешенных веществ достигало до 3000 м/л при производительности 2917 м<sup>3</sup>/час или 70000 м<sup>3</sup>/с.

Скорые фильтры были загружены привозным кварцевым песком и керамзитом (г. Свердловск) стоимостью 12000 сомон без учета транспортных налогов.

Объем загрузки одного Керамзитовая загрузка не давала должной очистки воды. Серноокислый алюминий  $Al_2(SO_4)_3$  получали по цене 18600 тенге за 1 тонну фильтра 15 М<sup>3</sup>С досыпкой 8-10% в год. Количество скорых фильтров 6 шт.

Керамзитовая загрузка не давала должной очистки воды. Серноокислый алюминий  $Al_2(SO_4)_3$  получали по цене 18600 сомон из таблицы 1. Видно преимущество кварцевого песка для осветления воды.

### **Расчет технико - экономической эффективности разработанный технологии обработки воды выполнялся по вариантам.**

**Вариант 1.** Коагулянт – серноокислый алюминий (глинозем). Расчетная доза коагулянта 33 мг/л. Тогда суточный расход коагулянта составит при максимальном расходе воды на станции 2917 м<sup>3</sup>/час – 96,2 кг в сутки -2310 кг. В год 843150 кг.

Тогда при цене 18600 сомон.

$$C_A = 115,632 \times 18600 = 2150755,2 \text{ сомон}$$

Кварцевый песок для 6-х фильтров с объемом 60м<sup>3</sup> и объемным весом 2,8 т/м<sup>3</sup> составит  $G_k = 60 \times 2,8 = 168$ т и досыпкой в количестве 10%  $G'_k = 1,1 \times 168 = 185$  т

при цене 12 тыс. сомон

$$G''_k = 12000 \times 185 = 2220000 \text{ сомон}$$

$$\Sigma C^1 = GA + G'_k = 2150755 + 2220000 = 4370755 \text{ сомон.}$$

**Вариант II.** Кварцевый песок «Местный» – 1 тонна стоит 3000 сомон. Серноокислое железо из отходов сернокислотного производства – «Азото-Туго во» суперфосфатного завода

Таблица 5.3. Расчет производства 1 т серноокислого железа Местного происхождения

№	Наименование компонентов	Ед. изм.	Кол-во	Цена с учетом НДС	Сумма
1	Местный	т	0,32	285	91,2
2	Серная кислота	т	0,47	1539	723,9

3	Пар	Гкал	1,5	1800	1800
4					2615,1

По технологии из 1 тонны Местного можно получить 3 тонны сернокислого железа  $Fe_2(SO_4)_3$ .

1. В год затраты на коагулянт:

$$C_{Fe} = 115.632 \times 2615,1 = 302389,2 \text{ сомон}$$

т.к. доза сернокислого железа 2 раза больше чем

$$Al_2(SO_4)_3 : C_F = 302389,2 \times 2 = 604778,4$$

2. В год затраты на кварцевый песок (Местный)

$$G_n = 185 \times 3000 = 555000 \text{ сомон}$$

$$\Sigma G'' = C_{Fe} + G_n = 604778,4 + 555000 = 1159778,4 \text{ сомон}$$

При прочих равных условиях экономический эффект составляет:

$$\Delta \Sigma C = \Sigma G' - \Sigma G'' = 4370755 - 1159778 = 3210977 \text{ сомон.}$$

### Выводы по пятой главе

Приведены расчеты экономической эффективности от внедрения результатов диссертационной работы. Общая проектная производительность станции составляет 2917 м<sup>3</sup>/ч или 70000 м<sup>3</sup>/сутки, исходной водой для обработки на водоочистной станции служит поверхностный сток реки «Варзоб» следующего физико-химического состава (табл.5.2) наибольшее количество взвешенных веществ в исходной воде 3000 мг/л и более отмечается в паводковый период с марта по май месяцы, но иногда может повышаться и в летние периоды года при продолжительных паводках до 4000 мг/л.

Остаточная концентрация взвешенных веществ в осветленной воде регламентируется в пределах 1,5 мг/л, остаточные алюминий не должен превышать 0,5 мг/л, поли акриламид 2 мг/л. Концентрация остальных компонентов- хлоридов, сульфатов и сухого остатка находится в пределах требования ПДК для питьевой воды. Некоторое превышение показателя жесткости против регламентируемых норм 7,0 мг- экв/л считается приемлемой для местных условий водопользования.

Эффективность осветления обработанной воды в осветлителях со взвешенным слоем осадка в значительной степени зависит от условий эксплуатации вертикального смесителя, так как продукты разделения в

осветлителе должны быть хорошо подготовлены в результате смещения воды с реагентами

Экономическая значимость полученных результатов.

Результаты работы обеспечивают экологическое и экономическое преимущество по сравнению с ранее принятыми проектными решениями очистки воды р. Варзоб для г. Душанбе. Использование рекомендаций обеспечивает экономическую эффективность более на 2615,1 сомони в год.

## **ОБЩИЕ ВЫВОДЫ И РЕКОМЕНДАЦИИ**

1. В результатах проведенных исследований определены очистки воды от загрязнений обуславливающих мутности и цветности, органических и неорганических, природных и антропогенных загрязнений (взвешенных, коллоидных и растворенных). Ионов тяжелых металлов при обычных условиях коагулированные удаляются по информации Драгинского В.Л.: железо и марганец - до 65-80 %; свинец, хром - на 30 %; медь и никель - на 50 %. В паводок - холодная вода, высокие цветность и мутность, низкая щелочность, при коагуляции требуются высокие дозы коагулянта. В эти периоды наиболее важно выполнять определенные требования [20].

2. Поддерживать значения рН воды в интервале 6,5-7,5. Обычное осветление воды лучше осуществляется при повышенных значениях рН, очистка цветных мягких вод - при пониженных рН. Величина рН является доминирующим фактором в процессе коагулированные.

Технологический опыт показывает, что воды, имеющие в своем составе коллоидные глинистые частицы, или цветные воды значительно скорее коагулируют и осветляются при подкислении. Это объясняется тем, что необходимым условием взаимной коагуляции является равенство противоположных зарядов частей золь. В противном случае коагуляция протекает неполно либо вовсе не наступает. В процессе гидролиза коагулянта - сульфата алюминия образуется гидроокись алюминия - амфотерное соединение, которое -обладает кислотными и основными свойствами: в щелочной среде заряд частиц - отрицательный, в кислой - положительный.

3. Очень важно правильно установить вид, дозу и место ввода подщелачивающего реагента (при подщелачивании известью увеличивается рН, что не всегда хорошо, при использовании соды в воде повышается содержание  $CO_2$ ). подует правильно определить порядок введения реагентов. Так, при введении подщелачивающего реагента в цветную воду перед добавлением коагулянтов ухудшается качество очистки, а остаточная

цветность увеличивается в ряду подщелачивающих реагентов: гидроксид натрия > карбонат натрия > известь > карбонат кальция. Гидроксид и карбонат натрия следует применять для подщелачивания очищенной воды, известь лучше вводить в осветленную воду, после отстойников.

Необходимо вовремя в соответствии с изменением качества исходной воды определять и корректировать оптимальные дозы коагулянта и флокулянта.

4. На водопроводных сооружениях при очистки содержание вирусов, в частности, снижается на 80-93 % в зависимости от применяемых технологических схем. Обычно на этапе отстаивания из воды удаляется в среднем 60- 65 % вирусов, при последующем фильтровании – 50-55 % от количества вирусов, поступающих на фильтр.

5. Выполнены исследования основывались, физико-химическим процессам основанные на теории фундаментальных исследований, которые включают принципы и способы гидравлического, математического и технологического моделирования. [17,18,19,48,64,65,75]. Она подтверждает правильность инженерных решений исследователей и позволяет результатов лабораторных исследований переносить в натурные условия и выполнять соответствующие инженерно-строительные расчеты [20,42,47,66,73,74,76].

6. Установлено, что на водопроводных сооружениях осуществляются процессы осветления и обесцвечивания воды, т. е. удаление гетеро фазных примесей, входящих в первую и вторую группы рассмотренной выше классификации. С этой целью применяли коагулянты, которые в результате гидролиза образовали малорастворимые хлопья гидроокиси металлов. В процессе своего формирования последние адсорбируют содержащиеся взвеси и коллоидные соединения и удаляются из воды последующим осаждением и фильтрованием.

7. В результате применения коагулянтов наряду с осветлением воды от взвешенных веществ одновременно осуществляется ее обесцвечивание - очистка от гумусовых и других органических веществ, а также удаление растворенных органических и неорганических примесей. Очистка воды от гумусовых веществ эффективнее осуществляется с помощью алюмосодержащих коагулянтов, чем при использовании сульфата железа [53], так как в последнем случае образуются окрашенные халаты, увеличивающие цветность очищенной воды.

8. Необходимые дозы коагулянта возрастают при увеличении содержания в воде взвешенных веществ и повышении цветности. Однако процесс коагуляции, как уже отмечалось, существенно зависит от характера взвеси, степени ее дисперсности, заряда, состава гумусовых веществ и т. п. Поэтому предложить в настоящее время какие-либо формулы для определения доз

коагулянтов для всех возможных видов взвесей и веществ, вызывающих цветность воды, не представляется возможным. Метод экспериментального определения доз коагулянта является наиболее достоверным [19,20,41].

9. представлены влияние предварительной обработки воды реагентами на эффективность процесса фильтрования природной воды, улучшение и интенсификация работы фильтровальных сооружений достигались обычно подбором оптимальных скоростей фильтрования, высоты и гранулометрического состава загрузки [78,87,91,92,97,99,100].

10. Применение местного неорганического анионного флокулянта - активной кремнекислоты (АК). в лабораторных условиях были проведен цикл опытов по выяснению влияния предварительной обработки воды на эффективность работы фильтров.

11. Таким образом, процесс контактной коагуляции так же, как и процесс фильтрования флокулированной суспензии, может быть интенсифицирован путем введения перед загрузкой фильтра небольших добавок АК.

12. Результаты диссертационной работы обеспечивает экологическое и экономическое преимущество по сравнению с ранее принятыми проектными решениями очистки воды р. Варзоб г. Душанбе, использование рекомендации диссертации обеспечивает экономическую эффективность более 3210977 сомон в год.

## СПИСОК ИСПОЛЬЗОВАННОЙ ЛИТЕРАТУРЫ

1. Конституция Республики Таджикистан. – Душанбе:
2. Концепция Развития водного сектора экономики и водохозяйственной политики РТ до 2010 года. – Душанбе, 2001.
3. Кульский Л.А. Теоретические основы и технология кондиционирования воды.- Киев: Наукова думка, 1980.-564с.
4. Костальский А.А., Минц Д.М. Подготовка воды для питьевого и промышленного водоснабжения. - М.: Высшая школа, 1962.-560с.
5. Клячко В.А., Апельцин Э.И. Очистка природных вод.- М.: Стройиздат, 1971г.-579с.
6. Николадзе Г.И. технология подготовки воды. – М.: Стройиздат, 1984.-597с.
7. Гончарук В.В., Потапенко Н.Г. Современное состояние проблемы обеззараживание воды // Химия и технология воды. Т. 20. №2. 1998.
8. Харабин А.В. Экологический мониторинг качества воды и оценка барьерной роли сооружений водоподготовки (на примере Северного ковшового водопровода г. Уфы): Дис. канд.техн. наук. –Уфа, 2004 г.
9. Григорьева Л.В., Салата О.В., Колесникова В.Г. и др. Химия и технология воды. Т. 10. №5. 1988.
10. Русанова Н.А. Подготовка воды с учетом микробиологических и паразитологических показателей // Водоснабжение и санитарная техника. 1998. №3.
21. Русанова Н.А., Непаридзе Г.Г., Недачин А.Е. и др. Удаление вирусной микрофлоры при водоподготовке // Водоснабжение и санитарная техника. 1993 г. №2.
22. Рахманин Ю.А., Жолдакова З.И., Полякова Е.Е. и др. Совместное применение активного хлора и коагулянтов для очистки и обеззараживания питьевой воды // Гигиена и санитария. 2004. №1.
23. Жолдакова З.И., Полякова Е.Е., Артемова Т.З., Иванова Л.В. Гигиеническая оценка способов очистки и обеззараживания воды с

- применением коагулянтов и активного хлора // Водоснабжение и санитарная техника. 2003. №9.
24. Мясников И.Н., Потанина В.А., Жолдакова З.И., Артемова Т.З. Исследование процессов коагуляции и обеззараживания при очистки воды поверхностных источников // Водоснабжение и санитарная техника. 2003. №9.
25. Кульский Л.А. Очистка воды на основе классификации и ее примесей. – Киев: УкрНИИНТИ. 1967.
26. Дерягин Б.В. Теория гетерокоагуляции, взаимодействия и слипания разнородных частиц в растворах электролитов // Коллоидная химия. Т. 12. №6. 1954.
27. Абдурасулов И.А., Исмаилова Э.К., Зорбанов Е.З. и др. Исследование фильтровальных характеристик песка // Наука и новые технологии. №7.-Бишкек: Издательство НЛиДХЛ, 2010.-С.3-8.
28. Тагибаев Д.Д., Джалимбетов Ш.Ж., Зорбанов Е. Результаты испытания «самопромывающегося» фильтра // Наука и новые технологии. №7.- Бишкек: Издательство НЖиДХЛ, 2010.-С.82-86.
29. Исследования в области поверхностных явлений. Под ред. П.А. Ребиндера. – М. – Л.: ОНТИ. 1936.
30. Каргин А.В., Шишкайшвили Н.Е., Бацакадзе А.Д. Получение и исследование основных солей алюминий // Журнал физической химии. Т.21. №3. 1947.
31. Мартынова О.И. Коагуляция при водоподготовки. – М.: Госэнергоиздат, 1951.
32. Мартынова О.И. Некоторые закономерности удаления органических примесей природных вод путем коагуляции. – В сб.: Вопросы проектирования и эксплуатации водоподготовительных установок. – М.: Госэнергоиздат, 1955.
33. Larsan T.E., Sollo F. W. Loss in water main carrying capacity. AWWA, 1967, N12.



34. Bache D.H., Johnson C., Papavasiliopoulos E., Rasool T. and McGilligan F.G. Sweep coagulation: structures, mechanisms and practice. Selected topics on new developments in physico-chemical water treatment. May, 1997.
35. Гороновский И.Т. Физико-химическое обоснование автоматизации технологических процессов обработки воды. – Киев: Наукова думка, 1974.
36. Swiderska –Broz M. Effluent a water treat. 1984, V. 24, N 6.
37. Драгинский В.Л., Алексеева Л.П., Гетманцев С.В. Коагуляция в технологии очистки природных вод. – М.: ППП «Типография «Наука», 2005. – 576 с.
38. Абрамов Н.Н. Водоснабжение.- М.: Стройиздат, 1974.-480с.
39. Оводов В.С. Сельскохозяйственное водоснабжение и обводнение.- М.: СельхозГиз, 1960.-297с.
40. Перлина А.М., Разумовский Э.С., Модриш Г.Л., Терехов А.А. Установки малой производительности для очистки и обеззараживания питьевых и сточных вод. – М.: Стройиздат, 1974.-154с.
41. Пашенков Я.М., Силин Е.А., Ярославский З.Я., Лобарdez М.Д. Безреагентная водоочистка установка. / Гидротехника и мелиорация, №4.-М., 1974.
42. Вейцер Ю.И., Колобола З.А. Осаждение коагулированных суспензий.- В сб. научн. работ АКХ «Водоснабжение», №1.-М.: ОНТИ АКХ МКХ РСФСР, 1960.
43. Клячко В.А., Апельцин И.Э. Подготовка воды для промышленного и городского водоснабжения,- М.: Стройиздат, 1962.-401с.
44. Минц Д.М. Теоретические основы технологии очистки воды.- М.: Стройиздат, 1964.
45. Апельцин И.Э., Клячко В.А. Опреснение воды. – М.: Стройиздат, 1968.
46. Абдурасулов И.А. Водобеспечение и очистка воды Кыргызской Республики.- Бишкек: Илим, 1993.-496с.

47. Использование одгезионных и адсорбционных процессов для удаления из воды примесей и микроорганизмов / Под. ред. Л.А. Кульского и М.Н. Ротмистрова.- Киев: Издательство «Наукова думка», 1973.-103с.
48. Мырзахметов М.М.
49. Мырзахметов М.М.
50. Мырзахметов М.М.
51. Мырзахметов М.М.
52. Ауланбергенов А.А.
53. Ауланбергенов А.А.
54. Углов В.А. Теория и практика хлорирования воды.- Харьков, Издательство «Научная мысль», 1930.
55. Кунипс Л.А. Из опыта электролитического обеззараживания питьевых вод./ Гигиена и санитария. №10.- М., 1967г.
56. Кожипов В.Ф. Водоснабжение в США. – М.-Л., ОНТИ АКХ РСФСР, 1957.
57. Позин М.Е. Технология минеральных солей.- Л.: Химия, 1970.
58. Соколов В.Ф. Обеззараживание воды бактерицидными лучами.- М.: Стройиздат, 1964.
59. Зорбанов Е.З., Осмонов Ж.И. и др. Специальные конструкции фильтровальных сооружений для использования в смежных областях очистки воды. // Наука и новые технологии, №7. – Бишкек: Издательство научных журналов «ДХЛ», 2010.-С.46-49.
60. Николадзе Г.И. Технология очистки природных вод.- М.: Высшая школа, 1987.
61. Мельцер В.З. Фильтровальные сооружения в коммунальном водоснабжении.- М.: Стройиздат, 1995.
62. Технические указания на проектирование и эксплуатацию станции аэрации в комплексе с фильтровальными сооружениями.- М.: ОНТИ АКХ РСФСР, 1977.

63. Абдурасулов И.А., Зорбанов Е.З. и др. Исследование фильтровальных характеристик песка. // Наука и новые технологии, №7. – Бишкек: Издательство научных журналов и ДХП, 2010.-С.3-5.
64. Зорбанов Е.З., Ижанов Б.Д., Исмаилова Э.К. Расчет и конструирование тонкослойных блоков. // Наука и новые технологии, №7. – Бишкек: Издательство научных журналов и ДХЛ, 2010.-С.38-40.
65. Исмаилова Э.К., Зорбанов Е.З., Джалимбетов Ш.Ж. Технология удаления из воды больших концентраций взвеси. // Наука и новые технологии. №7. – Бишкек: Издательство научных журналов и ДХЛ, 2010.-С.40-43.
66. Зорбанов Е.З.
67. Временная типовая методика определения экономической эффективности осуществления природоохранных мероприятий и оценки экономического ущерба, причиняемого народному хозяйству загрязнением окружающей среды. / Под. автор. А.С. Быстров, В.В. Варангин, М.А. Виленский и др.- М.: Экономика, 1986.-96с.
68. Шенк Х. Теория инженерного эксперимента. – М.: Мир, 1989.-200с.
69. Самарский А.А., Михайлова А.П. Математическое моделирование: Идеи. Методы. Примеры. – М.: Наука, Физмат, 1997.-320с.
70. Укрепленные нормы водопотребления и водоотведения для различных отраслей промышленности / СЭВ ВНИИ ВОДГЕО Госстроя СССР.- М.: Стройиздат, 1978.-590с.
71. Кургаев Е.Ф. Осветлители воды.- М.: Стройиздат, 1978.-156с.
72. Строкач П.П., Кульский Л.А. Практикум по технологии очистки природных вод. – Минск: Высшая школа, 1980.-320с.
73. СНИП.
74. Алланд Р.М., Волонник Г.И. – Труды Хабаровск. Ин-та инж. ж.-д. транспорта, 1970, 41, 272.
75. Гороновский И.Т. Автореф. Канд.дисс. ИОНХ АН УССР, К., 1954.
76. ГОСТ 2874-82 Вода питьевая. Нормы качества.

77. Кульский Л. А., Накорчевская В. Ф., Слипченко В. А. Активная кремнекислота и проблема качества воды. «Наукова думка», К., 1969.
78. Турчинович В. Т. Водоснабжение промышленных предприятий и населенных мест, 3 Улучшение качества воды. Стройиздат, М., 1940.
79. Минц Д. М. Теоретические основы технологии очистки воды. Изд-во литературы по строительству, М., 1964.
80. Накорчевская В. Ф., Кульский Л. А. – ДАН УРСР. 1968, 11, 1015.
81. Накорчевская В. Ф. Кульский А. А. – УХЖ. 1969. 9, 982.
82. Накорчевская В. Ф. Кульский А. А. – Водоснабжение и санитарная техника, 1969, 9, 6.
83. Сысоев М. Н. – Водоснабжение и санитарная техника, 1969, 8, 6.
84. Miller D. G. – J. Inst. Water Eng., 1971, 25, 1, 21.
85. Richard Jves, Skorzewski O. M. – PAP. Trade J., 1970, 154, 26, 74.
86. Jeffery J. – J. Inst., Water Eng., 1971, 25, 1, 36.
87. Chem. Age India, 1971, 22, 3, 161.
88. Backer Ch. H. – Ind. Water Eng., 1971, 8, 5, 12.
89. Brulhart P. – Techn. Rundschau, «Sulzer» 1965, 47, 3, 143.
90. Brulhart P. – Tech. Rund. Shau, «Sulzer» 1970, 52, 1, 45
91. Brulhart P. – Фильтр для получения питьевой воды и способ его эксплуатации. Швейц. Пат. кл.
92. Brulhart P. – Techn. Eau, 1970, 287, 39.
93. Croce-Spinelli M., Richard M. – Irib. «CEBE EAU», 1971, 24, 326, 5.
94. Du Hamel N. Young. – Water and Wastss Eng., 1970, 7, 1, 47.
95. Gösling C. – VDI Zeitschrift, 1969, 18, 1279.
96. Harris W., Leslie. – AWWA, 1970, 62, 8, 515.
97. Ives K. J. – Filtr. and Separ., 1970, 7, 6, 700, 703.
98. Ives K. J. – Filtr. and Separ., 1967, 4, 1, 33-34.
99. Ives K. J. – Теория фильтрования. Международный конгресс и выставка по водоснабжению. Вена, 1-5 сентября 1969, London. Int. Water Supply Assoc.

## **ПРИЛОЖЕНИЕ**