

**МИНИСТЕРСТВО ОБРАЗОВАНИЯ И НАУКИ,  
МОЛОДЕЖИ И СПОРТА УКРАИНЫ**

**ХАРЬКОВСКАЯ НАЦИОНАЛЬНАЯ АКАДЕМИЯ  
ГОРОДСКОГО ХОЗЯЙСТВА**

**ХАРЬКОВСКИЙ НАЦИОНАЛЬНЫЙ УНИВЕРСИТЕТ  
СТРОИТЕЛЬСТВА И АРХИТЕКТУРЫ**

**ПОВЫШЕНИЕ ЭФФЕКТИВНОСТИ РАБОТЫ  
СООРУЖЕНИЙ ПРИ ОЧИСТКЕ ПИТЬЕВОЙ ВОДЫ**

**Харьков  
ХНАГХ  
2013**

УДК 628.16  
ББК 38.761.1  
П42

***Рецензенты:***

**Ф. В. Стольберг**, доктор технических наук, профессор, заведующий кафедрой инженерной экологии городов Харьковской национальной академии городского хозяйства;

**В. И. Прогульный**, доктор технических наук, заведующий кафедрой водоснабжения Одесской государственной академии строительства и архитектуры.

Рекомендовано к печати

Ученым Советом Харьковской национальной академии городского хозяйства (протокол от 22.04.2012 №8);

Ученым Советом Харьковского национального университета строительства и архитектуры (протокол от 27.04.2012 №8).

**П42** **Повышение** эффективности работы сооружений при очистке питьевой воды: монография / С. М. Эпоян, Г. И. Благодарная, С. С. Душкин, В. А. Сташук; Харьк. нац. акад. гор. хоз-ва. – Х. : ХНАГХ, 2013. – 190 с.

ISBN 978-966-695-292-2

В монографии изложены научные основы повышения эффективности работы сооружений водоснабжения при подготовке питьевой воды с использованием ресурсосберегающих технологий.

Предназначена для инженерно-технических работников, занимающихся проектированием, строительством и эксплуатацией систем водоснабжения, может быть рекомендована для студентов специальностей «Водоснабжение и водоотведение», «Экология и охрана окружающей среды».

**УДК 628.16**  
**ББК 38.761.1**

**ISBN 978-966-695-292-2**

© С. М. Эпоян., Г. И. Благодарная,  
С. С. Душкин, В. А. Сташук, 2013  
© Харьковская национальная  
академия городского хозяйства, 2013  
© Харьковский национальный  
университет строительства  
и архитектуры, 2013

## СОДЕРЖАНИЕ

Введение.....	5
1. СУЩЕСТВУЮЩИЕ МЕТОДЫ ПОВЫШЕНИЯ ЭФФЕКТИВНОСТИ РАБОТЫ ВОДОПРОВОДНЫХ СООРУЖЕНИЙ ПРИ ПОДГОТОВКЕ ПИТЬЕВОЙ ВОДЫ.....	8
1.1. Санитарно–экологические требования к качеству питьевой воды.....	8
1.2. Влияние фазово-дисперсного состояния примесей природных вод на процессы подготовки питьевой воды.....	12
1.3. Анализ технологических схем цепи аппаратов при подготовке питьевой воды.....	20
1.4. Улучшение работы сооружений одноступенчатой и двухступенчатой очистки.....	31
Выводы.....	66
2. МЕТОДОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ ПРОВЕДЕНИЯ ИССЛЕДОВАНИЙ ПРИ ИСПОЛЬЗОВАНИИ АКТИВИРОВАННЫХ РАСТВОРОВ КОАГУЛЯНТА В ПРОЦЕССЕ ОЧИСТКИ ВОДЫ.....	69
2.1. Выбор реагентов, используемых при проведении исследований.....	69
2.2. Технологический критерий эффективности использования активированного раствора коагулянта в процессах очистки воды.....	74
2.3. Активаторы реагентов, конструктивные особенности.....	76
2.4. Технологические схемы лабораторных установок.....	79
2.5. Обработка экспериментальных данных.....	90
2.5.1. Оценка надежности результатов экспериментов и их воспроизводимость.....	90
2.5.2. Доверительный интервал при оценке результатов исследований, обоснование его.....	92
Выводы.....	94
3. ТЕОРЕТИЧЕСКИЕ ПРЕДПОСЫЛКИ ПОВЫШЕНИЯ ЭФФЕКТИВНОСТИ РАБОТЫ СООРУЖЕНИЙ ПРИ ПРИМЕНЕНИИ АКТИВИРОВАННОГО РАСТВОРА КОАГУЛЯНТА.....	95
3.1. Влияние активированного раствора коагулянта на $\zeta$ -потенциал и адсорбционную емкость гидроксида алюминия в процессах очистки воды.....	95
3.2. Изменение степени структурно-механической гидратации взвеси, образующейся при очистке воды.....	100

3.3.	Влияние активированного раствора коагулянта на прочность сорбционного закрепления коагулированных примесей на поверхности кварцевой загрузки скорых фильтров.....	103
	Выводы.....	105
4.	ВЛИЯНИЕ АКТИВИРОВАННЫХ РАСТВОРОВ РЕАГЕНТОВ НА ТЕХНОЛОГИЧЕСКИЕ ПРОЦЕССЫ ПРИ ОЧИСТКЕ ВОДЫ.....	106
4.1.	Влияние активированного раствора коагулянта на гидравлическую крупность коагулированной взвеси.....	106
4.2.	Влияние цветности и содержания взвешенных веществ в исходной воде на эффективность осветления при обработке ее активированным раствором коагулянта.....	114
4.3.	Влияние напряженности магнитного поля и содержания в растворе коагулянта анодно-растворенного железа на эффективность осветления воды.....	119
4.4.	Влияние активированного раствора коагулянта на содержание остаточного алюминия в осветленной воде и улучшение бактериологических и гидробиологических показателей при очистке воды.....	123
4.5.	Влияние обработки воды активированным раствором коагулянта на параметры фильтрования.....	131
4.6.	Влияние активированного раствора коагулянта на процесс очистки маломутно–цветных и мутно–цветных вод.....	138
4.7.	Исследование основных факторов, влияющих на осветление воды при обработке ее активированным раствором коагулянта.....	141
	4.7.1. Горизонтальные отстойники.....	142
	4.7.2. Скорые фильтры.....	153
	Выводы.....	159
5.	РАСЧЕТ И ПРОЕКТИРОВАНИЕ АКТИВАТОРА РЕАГЕНТОВ.....	161
5.1.	Конструктивные особенности.....	161
5.2.	Расчет магнитных и электрических параметров.....	164
5.3.	Техническая документация.....	168
	Выводы.....	174
	ЗАКЛЮЧЕНИЕ.....	175
	СПИСОК ИСПОЛЬЗОВАННЫХ ИСТОЧНИКОВ.....	176
	ПРИЛОЖЕНИЯ.....	186

## ВВЕДЕНИЕ

Охрана окружающей природной среды является одной из важнейших проблем современности. Рациональное использование водных ресурсов, очистка природных и сточных вод приобретают особо актуальное значение, так как они связаны неразрывной нитью с охраной природных вод от загрязнений.

По данным Всемирной организации здоровья (ВООЗ) около 80% заболеваний населения связано с употреблением некачественной питьевой воды.

Технологические схемы очистки воды, которые используются в Украине, рассчитаны на очистку воды от коллоидных и взвешенных веществ и ее обеззараживание. При этом при обеззараживании воды хлором в очищаемой воде появляются летучие тригалометаны и другие хлорорганические соединения, которые признаны ВООЗ канцерогенами [18, 19, 49, 53, 92, 112].

Согласно данным общественной организации «Greenpeace Ukraine», содержание канцерогенов в питьевой воде Приднепровья и других регионов Украины в 2–5 раз превышает допустимую санитарную норму [75, 6, 15].

Одним из распространенных методов очистки воды от грубодисперсных и коллоидных загрязнений является метод обработки воды коагулянтами, который требует поиска путей к его усовершенствованию, а именно повышения скорости формирования и выпадения коагулированных взвесей в осадок. Недостатком данного метода является большой расход реагентов при неблагоприятных условиях коагуляции: недостаточная щелочность, высокая цветность воды и низкая температура осветляемой воды в осенне–зимний периоды года.

Анализ существующих методов улучшения физико–химических условий коагуляции примесей природных вод показывает, что весьма актуальным является разработка новых, более эффективных по капитальным и эксплуатационным затратам методов, интенсифицирующих процессы коагуляции. Таковым является рассматриваемый в данной работе метод магнитно–электрической активации раствора реагентов, который позволяет упростить существующую технологию, сократить трудоемкие процессы приготовления и дозирования реагентов, а также затраты на эксплуатацию очистных сооружений, увеличить их производительность, повысить качество и уменьшить себестоимость очищенной воды. Экономическая и технологическая целесообразность метода подтверждена промышленным внедрением на очистных сооружениях городского водопровода Украины и стран СНГ.

Разработанная и прошедшая апробацию установка для проведения процессов магнитно–электрической активации растворов реагентов надежна, высокоэффективна, малогабаритна, удовлетворяет требованиям автоматизации производства.

Работа выполнена согласно с госбюджетной темой Министерства образования и науки, молодежи и спорта Украины «Разработка ресурсосберегающих экологически–безопасных технологий при очистке природных и сточных вод» (№ государственной регистрации 0107U000253), а также в рамках государственных программ «Исследование адсорбционно–каталитических и коррозионных явлений на поверхности твердых тел с целью развития научных основ ресурсосберегающих технологий» (§53–24/94), номер государственной регистрации 0100U003101 [48, 78].

Аналогов в отечественной и мировой практике по предлагаемым ресурсосберегающим технологиям при подготовке экологически чистой питьевой воды не существует, что подтверждается более чем двадцатью патентами и авторскими свидетельствами, публикациями авторов, анализом литературы и патентно–информационными материалами, в частности, получены патенты Украины: «Спосіб підготовки розчину алюмовмісного коагулянту для освітлення природних і стічних вод» №33841, «Спосіб приготування розчину поліакриламідного флокулянту для очищення природних і стічних вод» №38471, «Спосіб очищення води від дисперсних домішок». №86545, «Спосіб очищення природних і стічних вод» №58924 и др. [48].

Некоторые идеи и гипотезы апробированы в результате совместной работы авторов и японской фирмы «Оджик» (Japan, Токуо, ODJIC) [75].

Работа состоит из следующих разделов:

1. Существующие методы повышения эффективности работы водопроводных сооружений при подготовке питьевой воды.
2. Методологические аспекты проведения исследований при использовании активированных растворов коагулянта в процессе очистки воды.
3. Теоретические предпосылки повышения эффективности работы сооружений при применении активированного раствора коагулянта.
4. Влияние активированных растворов реагентов на технологические процессы при очистке воды.
5. Расчет и проектирование активатора реагентов.

В результате выполненных теоретических и экспериментальных исследований установлено, что использование магнитного поля в качестве катализатора позволяет активизировать процесс устранения канцерогенных

примесей из воды и способствует процессу подготовки экологически чистой питьевой воды.

Следует отметить, что сложившаяся ситуация в области очистки воды определяет необходимость внедрения новых технологий очистки и подходы к проблеме экологической безопасности питьевого водоснабжения [22, 38, 4]. Современные технологии очистки воды (реагентные, сорбционные, мембранные и др.) позволяют очистить воду от любых загрязнений, однако применение этих методов повышает стоимость очистки воды и не всегда целесообразно, исходя из местных условий водоподготовки [88, 92, 93].

Результаты исследований [39, 42, 45, 122, 125], приведенные в данной работе, позволяют в определенной степени решить вопрос научного обоснования повышения эффективности работы водопроводных сооружений при подготовке экологически чистой питьевой воды, прогнозировать риск в системе питьевого водоснабжения и заблаговременно его предотвращать.

# 1. СУЩЕСТВУЮЩИЕ МЕТОДЫ ПОВЫШЕНИЯ ЭФФЕКТИВНОСТИ РАБОТЫ ВОДОПРОВОДНЫХ СООРУЖЕНИЙ ПРИ ПОДГОТОВКЕ ПИТЬЕВОЙ ВОДЫ

## 1.1. Санитарно–экологические требования к качеству питьевой воды

Специфика питьевого водоснабжения в Украине состоит в том, что оно на 75% базируется на поверхностных источниках и зависит от их экологической безопасности. Возрастание риска и снижение безопасности систем водоснабжения объясняется, во–первых, значительным уменьшением запасов воды; а во–вторых – резким ухудшением качества природных вод [14, 45, 128].

Состояние речной воды в Украине оценивается по гидрохимическим показателям от слабо до сильно загрязненного. Из поверхностных источников по бактериальным загрязнениям только 2% находятся в удовлетворительном состоянии, а 65% – не пригодны для водопользования. Наибольшая загрязненность наблюдается в бассейнах рек Днепр, Северский Донец, Днестр и Южный Буг [9, 39, 114].

К основным мероприятиям, улучшающим экологическое состояние поверхностных источников водоснабжения можно отнести следующие [41, 108]:

- очистка воды, которая образуется поверхностным стоком с селитебных территорий, строительство систем водоотведения в городах и сельских населенных пунктах;

- улучшение состояния зон санитарной охраны;

- благоустройство водоохраных и прибрежных защитных полос водных объектов;

- защита питьевых водозаборов от вредного влияния животноводческих, птицеводческих предприятий и других сельскохозяйственных объектов, которые являются потенциальным источником загрязнения воды. [26, 130];

- расчистка русел и укрепление берегов рек и дна водохранилищ;

- государственный мониторинг состояния водных объектов, которые используются в качестве источника водоснабжения.

Качество воды определяется наличием в ней различных веществ неорганического и органического происхождения, а также микроорганизмов.

Примеси могут содержаться в воде в различном состоянии:

- а) во взвешенном – в виде отдельных частиц (грубодисперсная взвесь);
- б) коллоидном; в) в растворенном.



Экологические и гигиенические требования к качеству питьевой воды регламентируется ГСАНПИНом Украины 2.2.4–171–10, который определяет пригодность воды для питьевых целей, а именно [6, 7, 29, 53, 69, 121]:

- безопасности и качества питьевой воды;
- по показателям физиологической полноценности минерального состава питьевой воды;
- радиационная безопасность;
- безопасность в эпидемиологическом отношении.

По микробиологическим показателям вода должна соответствовать требованиям, приведенным в табл. 1.1.

**Таблица 1.1** – Показатели эпидемиологической безопасности питьевой воды

N	Наименование показателей	Единицы измерения	Нормативы для питьевой воды		
			водопроводной, из пунктов разлива и бюветов	из колодцев и каптажей источников	фасуемой
1	2	3	4	5	6
<b>1. Микробиологические показатели</b>					
1.	Общее микробное число при t 37° С – 24 часа	КОЕ/см <sup>3</sup>	≤ 100 (≤ 50)	не определяется	≤ 20
2.	Общее микробное число при t 22° С – 72 часа	КОЕ/см <sup>3</sup>	не определяется	не определяется	≤ 100
3.	Общие колиформы	КОЕ/100 см <sup>3</sup>	отсутствие	≤ 1	отсутствие
4.	E.coli	КОЕ/100 см <sup>3</sup>	отсутствие	отсутствие	отсутствие
5.	Энтерококки	КОЕ/100 см <sup>3</sup>	отсутствие	не определяется	отсутствие
6.	Синегнойная палочка (Pseudomonas aeruginosa)	КОЕ/100 см <sup>3</sup>	не определяется	не определяется	отсутствие
7.	Патогенные энтеробактерии	наличие в 1 дм <sup>3</sup>	отсутствие	отсутствие	отсутствие
8.	Колифаги	Буо/дм <sup>3</sup>	отсутствие	отсутствие	отсутствие
9.	Энтеровирусы, аденовирусы, антигены ротавирусов, реовируса, вируса гепатита А и другие	наличие в 10 дм <sup>3</sup>	отсутствие	отсутствие	отсутствие
<b>2. Паразитарные показатели</b>					
10.	Патогенные кишечные самые простые: ооцист криптоспоридий, изоспор, цисты лямблий, дизентерийных амёб, балантидия кишечного и другие	клетки, цисты в 50 дм <sup>3</sup>	отсутствие	отсутствие	отсутствие
11.	Кишечные гельминты	клетки, яйца, личинки, в 50 дм <sup>3</sup>	отсутствие	отсутствие	отсутствие

Органолептические показатели безопасности и качества питьевой воды приведены в табл. 1.2.

**Таблица 1.2 – Органолептические показатели безопасности и качества питьевой воды**

N	Наименование показателей	Единицы измерения	Нормативы для питьевой воды		
			водопроводной	из колодцев и каптажей источников	фасуемой из пунктов разлива и бюветов
1	2	3	4	5	6
<b>1. Органолептические показатели</b>					
1.	Запах:	баллы			
	при t 20° С		≤2	≤3	≤0 (2)4
	при t 60° С		≤2	≤3	≤1 (2)4
2.	Цветность	градусы	≤20 (35)1	≤35	≤10 (20)4
3.	Мутность	нефелометрическая единица мутности	≤1,0 (3,5)1	≤3,5	≤0,5 (1,0)4
		(1 НОК = 0,58 мг/дм <sup>3</sup> )	≤2,6 (3,5)1 – для подземного водоисточника		
4.	Вкус и привкус	баллы	≤2	≤3	≤0 (2)4
<b>2. Физико–химические показатели</b>					
5.	Водородный показатель	единицы рН	6,5 – 8,5	6,5 – 8,5	6,5 – 8,5
					(и 4,5)5
6.	Диоксид углерода	%	не определяется	не определяется	0,2–0,3 – для слабогазированной
					0,31–0,4 – для среднегазированной
					0,41–0,6 – для сильногазированной
<b>а) неорганические показатели</b>					
7.	Железо общее	мг/дм <sup>3</sup>	≤0,2 (1,0)1	≤1,0	≤0,2
8.	Общая жесткость	ммоль/дм <sup>3</sup>	≤7,0 (10,0)1	≤10,0	≤7,0
9.	Общая щелочность	ммоль/дм <sup>3</sup>	не определяется	не определяется	≤6,5
10.	Йод	мкг/дм <sup>3</sup>	не определяется	не определяется	≤50
11.	Кальций	мг/дм <sup>3</sup>	не определяется	не определяется	≤130
12.	Магний	мг/дм <sup>3</sup>	не определяется	не определяется	≤80
13.	Марганец	мг/дм <sup>3</sup>	≤0,05 (0,5)1	≤0,5	≤0,05
14.	Медь	мг/дм <sup>3</sup>	≤1,0	не определяется	≤1,0
15.	Полифосфат	мг/дм <sup>3</sup>	≤3,5	не определяется	≤0,6 (3,5)4
16.	Сульфаты	мг/дм <sup>3</sup>	≤250 (500)1	≤500	≤250

1	2	3	4	5	6
17.	Сухой остаток	мг/дм <sup>3</sup>	≤1000 (1500)1	≤1500	≤1000
18.	Хлор остаточный свободный	мг/дм <sup>3</sup>	≤0,5	≤0,5	< 0,05
19.	Хлориды	мг/дм <sup>3</sup>	≤250 (350)1	≤350	≤250
20.	Цинк	мг/дм <sup>3</sup>	≤1,0	не определяется	≤1,0
<b>б) органические показатели</b>					
21.	Хлор остаточный свободный	мг/дм <sup>3</sup>	≤1,2	≤1,2	< 0,05

Радиационная безопасность питьевой воды определяется по гранично допустимым уровням суммарной объемной активности альфа- и бета-излучений (естественных), приведенных в табл. 1.3. В случае превышения этих уровней следует провести изучение радионуклидного состава исследуемых проб воды относительно его соответствия нормам радиационной безопасности.

**Таблица 1.3** – Показатели радиационной безопасности питьевой воды

№	Наименование показателей	Единицы измерений	Нормативы
1.	Общая объемная активность альфа излучателей	Бк/дм <sup>3</sup>	0,1
2.	Общая объемная активность бета излучателей	Бк/дм <sup>3</sup>	1,0

Показатели физиологической полноценности питьевой воды определяют адекватность ее минерального состава биологическим потребностям организма. Они основаны на целесообразности для ряда биогенных элементов перечня не только максимально допустимых, но и минимально необходимых уровней их содержания в воде. Исследование показателей, характеризующих физиологическую полноценность питьевой воды, рекомендуется проводить в объеме, приведенном в табл. 1.4.

**Таблица 1.4** – Показатели физиологической полноценности минерального состава питьевой воды

№	Наименование показателей	Единицы измерений	Рекомендованные значения
1.	Минерализация общая	мг/дм <sup>3</sup>	Не меньше 100,0 Не больше 10000,0
2.	Жесткость общая	мг/дм <sup>3</sup>	Не меньше 1,5 Не больше 7,0
3.	Щелочность общая	мг/дм <sup>3</sup>	Не меньше 0,5 Не больше 6,5
4.	Магний	мг/дм <sup>3</sup>	Не меньше 10,0 Не больше 80,0
5.	Фтор	мг/дм <sup>3</sup>	Не меньше 0,7 Не больше 1,5

Как дополнительный интегральный (экспрессный) показатель качества воды – при подозрении загрязнения водоисточников (в месте водозабора, выше по течению реки, в регионе) или водообеспечивающей сети, водопроводной воды неизвестными токсическими соединениями, химическими веществами, для определения которых нет доступных и чувствительных методов, – рекомендуется индекс токсичности воды, который рассчитывают по результатам биологических тестов (биотестирование) [69, 130]:

$$T = \frac{l_k - l_o}{l_k} \cdot 100\% , \quad (1.1)$$

где  $T$  – индекс токсичности пробы исследуемой воды;

$l_k$  – величина тест–реакции в контрольной пробе;

$l_o$  – величина тест–реакции в исследуемой пробе.

Индекс токсичности воды, которая не содержит неидентифицированных компонентов, не должен превышать 50%, независимо от использованных тест–объектов, которыми могут быть дафнии, инфузории и др.

При проведении обеззараживания воды концентрация остаточных частей дезинфектантов, которые определяются не реже, чем 1 раз в час, должны составлять [23, 49, 69]:

– при обеззараживании питьевой воды хлором содержание остаточного хлора на выходе из резервуаров чистой воды должно быть 0,3–0,5 мг/дм<sup>3</sup> (если длительность контакта хлора с водой не меньше 30 мин.), а содержание остаточного связанного хлора – 0,8–1,2 мг/дм<sup>3</sup> (если длительность контакта хлора с водой не меньше 60 мин.). При совместном наличии в воде свободного и связанного хлора разрешается проводить контроль по одному из них: по остаточному свободному хлору (при его концентрации свыше 0,3 мг/дм<sup>3</sup>) или по остаточному связанному хлору (при концентрации свободного остаточного хлора меньше 0,3 мг/дм<sup>3</sup>);

– при обеззараживании воды озоном концентрация остаточного озона на выходе из камеры смешения должна быть 0,1–0,3 мг/дм<sup>3</sup> при длительности контакта не меньше 4 мин.

Взаимосвязь дозы дезинфектанта ( $C$ , мг/дм<sup>3</sup>) и времени ( $T$ , мин.), необходимого и достаточного для обеспечения эпидемиологической безопасности обрабатываемой воды во время ее прохождения до первого потребителя, определяет критерий « $C \times T$ », который может быть установлен экспериментально для каждой конкретной воды с учетом показателей ее хлоропоглощения. Установлено, что в 99,99 % случаев инактивация воды по энтеровирусам гарантирует эпидемиологическую безопасность питьевой воды и по микробиологическим, и по паразитологическим показателям.

Ориентировочные значения критерия «С×Т» приведены в табл. 1.5 и 1.6.

**Таблица 1.5** – Критерий «С×Т» для инаktivации хлором поверхностных вод на 99,99 % по энтеровирусам при 5 °С (числитель) и 10 °С (знаменатель)

Остаточный активный хлор, мг/дм <sup>3</sup>	рН				
	6,0	6,5	7,0	7,5	8,0
0,4	92/70	114/90	140/105	170/130	200/150
0,6	100/75	124/95	150/115	180/140	220/165
0,8	105/80	130/100	160/120	190/145	230/170
1,0	110/85	135/105	170/125	200/150	240/180

**Таблица 1.6** – Критерий «С×Т» для инаktivации разными дезинфектантами поверхностных вод (после фильтрации) на 99,99 % по энтеровирусам

Дезинфектанты, мг/дм <sup>3</sup>	рН	Температура, °С				
		0,5	5	10	15	20
Хлор (газ), при остаточном активном хлоре 2 мг/дм <sup>3</sup>	6	60	40	30	20	5
	7	90	60	40	30	20
	8	130	90	60	50	30
	9	170	120	90	60	45
Диоксид хлора	6–9	27	18	13	9	7
Хлорамин	6–9	1100	770	570	370	220
Озон, 0,3 мг/дм <sup>3</sup>	6–9	1,5	1	0,8	0,7	0,5

Нарушение санитарно–гигиенических и санитарно–противоэпидемиологических правил и норм, а также неисполнение выпущенных на их основании предписаний органов санитарно–эпидемиологического надзора влечет за собой ответственность в соответствии с Законом Украины «Об обеспечении санитарного и эпидемиологического благополучия населения» [69,129].

## **1.2. Влияние фазово–дисперсного состояния примесей природных вод на процессы подготовки питьевой воды**

Природная вода представляет собой многокомпонентную динамическую систему, в состав которой входят газы, минеральные и органические вещества, находящиеся в истинно растворенном, коллоидном и взвешенном состояниях, а также микроорганизмы.

Вещества минерального и органического происхождения присутствуют, в воде во всех видах дисперсного состояния. В грубодисперсном (взвешенном) состоянии находятся глинистые, кварцевые, известковые и гипсовые частицы, ряд веществ природного и растительного происхождения; в коллоидном – частицы глин, соединения кремния и железа, сера, продукты жизнедеятельности и распада микроорганизмов, гуминовые вещества; в

истинно растворенном – газы, неорганические соли щелочных, щелочноземельных и тяжелых металлов, ряд органических соединений, а также бром, йод и др. [10, 39, 59].

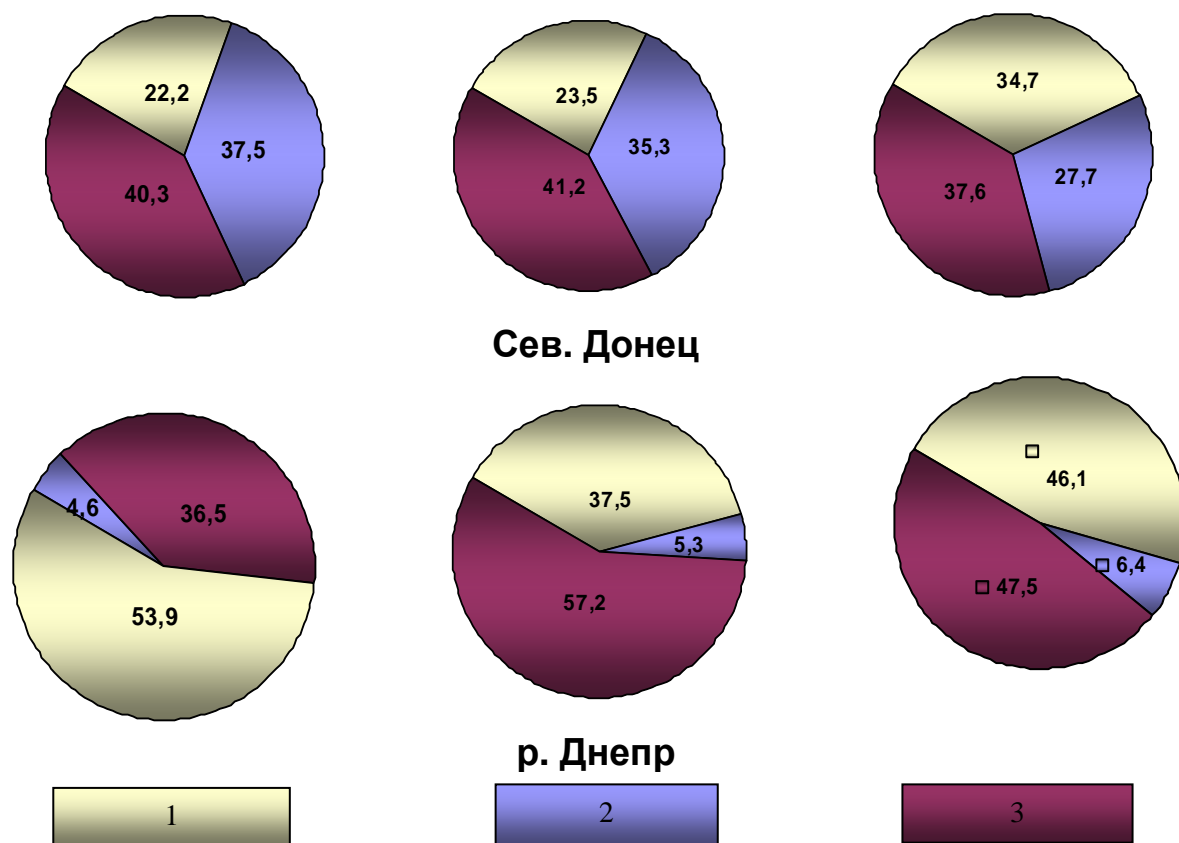
Количество минеральных солей в водоисточниках зависит от способа образования последних и колеблется в широких пределах: от 30 до 2000 мг/л. В большинстве случаев состав природных вод определяется катионами  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  и анионами  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Cl}^-$ . Катионы  $\text{H}^+$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Fe}^{3+}$ ,  $\text{Mn}^{2+}$ ,  $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Al}^{3+}$  и др. и анионы  $\text{OH}^-$ ,  $\text{CO}_3^{2-}$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{F}^-$ ,  $\text{Br}^-$ ,  $\text{I}^-$ ,  $\text{HPO}_4^{2-}$ ,  $\text{HSO}_4^-$ ,  $\text{HSiO}_3$ ,  $\text{CO}_2^-$ ,  $\text{HS}$  и др. в природной воде содержатся в незначительных количествах, однако их влияние на свойства и качество воды также очень велико.

Поскольку в природных водах в больших количествах присутствуют в основном семь ионов, О.А. Алекин предложил классифицировать эти воды в зависимости от преобладающего катиона или аниона. Согласно его классификации природные воды по преобладающему аниону делятся на три класса: гидрокарбонатные (Днепр и др.), сульфатные (Дон, Сев. Донец и др.) и хлоридные (Эльба и др.). Каждый класс по преобладающему катиону ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ) делится на три группы: кальциевую, магниевую и натриевую. В свою очередь в этих группах различают три типа вод, определяемых следующими соотношениями: I –  $\text{HCO}_3^- > \text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$ ; II –  $\text{HCO}_3^- < \text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} < \text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-}$ , III –  $\text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-} < \text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$ . Использование этой классификации позволяет выяснить происхождение природных вод и охарактеризовать их свойства.

Органические вещества, содержащиеся в природных водах, весьма разнообразны. Основную часть их составляют гуминовые соединения, определяющие цветность природных вод. Гуминовые вещества – это высокополимерные соединения циклического строения, состоящие главным образом из углерода, водорода и кислорода. Их можно представить как совокупность отдельных звеньев, содержащих бензольные, нафталиновые, фурановые ядра, кислородные мостики и функциональные группы ( $\text{COOH}$  и  $\text{OH}$ ) [13, 60]. В природных водах гуминовые соединения представлены фульвокислотами и гуминовыми кислотами, а также их солями.

Изучение состава водного гумуса Днепра и Сев. Донца по методике [40, 60] показало, что соотношение отдельных групп гуминовых веществ – величина непостоянная. Она колеблется не только для различных источников, но даже для одного источника в разное время года. Содержание коллоидных фульвокислот в воде Сев. Донца более значительное, чем в воде Днепра, в то

время как истинно растворенная часть гуминовых веществ более значительна в воде Днепра (рис. 1.1).



**Рис. 1.1** – Диаграммы изменения состава водного гумуса рек Днепр и Сев. Донец (среднемесячные значения); 1 – гуминовые кислоты; 2 – коллоидные фульвокислоты; 3 – истинно растворенные фульвокислоты.

Наличие различных примесей в воде характеризуется физико–химическими показателями воды, такими как запах, вкус, мутность, цветность, сухой остаток, ионная сила раствора, электрическая проводимость, рН и др. [34, 53, 54].

Многообразие присутствующих в воде примесей и загрязнений требует научно обоснованной их классификации, позволяющей объединить их по признаку общих свойств в отдельные группы. Классификация, предложенная Л. А. Кульским, основана на общности физико–химических характеристик примесей, находящихся в водных средах, т.е. на их способности образовывать гомогенные и гетерогенные водные системы. При такой классификации загрязнений выбор методов их удаления определяется физическим состоянием примесей, в случае гетерогенных систем – их дисперсностью [96, 98].

Сущность классификации заключается в том, что все примеси воды по отношению к дисперсионной среде разделены на четыре группы (табл. 1.7). Примеси первых двух групп (кроме высокомолекулярных соединений)

образуют термодинамически неустойчивые гетерогенные системы, а двух других – термодинамически равновесные и обратимые гомогенные системы.

**Таблица 1.7** – Классификация примесей воды по их фазово–дисперсному состоянию и процессы, используемые для их удаления

№ п/п	Гетерогенные системы		Гомогенные системы	
	Группа I	Группа II	Группа III	Группа IV
1.	Взвеси (суспензии, эмульсии, планктон и другие загрязнения придающие воде мутность)	Коллоидные растворы (высокомолекулярные соединения, обуславливающие цветность воды, а также вирусы, споры)	Молекулярные растворимые в воде органические вещества, придающие ей запах и привкус	Ионные растворы, соли, кислоты, основания, придающие воде щелочность или кислотность, соленость, жесткость
2.	Отстаивание с применением добавок извести и соды, монтмориллонитовой глины или угольной суспензии	Окисление большими дозами реагентов	Удаление газов и летучих соединений азированием: механическое выдувание газов воздухом, окисление кислородом воздуха	Перевод ионов в малодиссоциированные соединения: нейтрализация, образование комплексных ионов и т.д.
3.	Отстаивание воды с добавками алюминиевого коагулянта и флокулянтов. Флотация взвесей, сине–зеленых водорослей и хлопьевидных взвешенных веществ	Применение коагулянтов и их смесей с добавками хлора, извести или крупнопористого активного угля	Окисление реагентами: хлором, кислородом, озоном и др. Использование угольных сорбентов	Перевод ионов в малорастворимые соединения: образование малорастворимых солей (умягчение, опреснение) и малорастворимых гидроксидов цветных и тяжелых металлов, обезжелезивание
4.	Фильтрация воды через взвешенный слой гидроксидов алюминия и железа с флокулянтами	Применение сульфата алюминия и флокулянтов (активной кремниекислоты, полиакриламида и др.)		Удаление ионов с применением ионообменных смол: H–Na–катионирование, OH–анионирование (обессоливание, умягчение). Удаление ионов изменением фазового состояния системы: дистилляция, вымораживание, экстракция, гидратообразование (обессоливание, опреснение)



№ п/п	Гетерогенные системы		Гомогенные системы	
	Группа I	Группа II	Группа III	Группа IV
5.	Фильтрация воды на фильтре с двойным слоем: песка и антрацитовой крошки, песка и мраморной крошки и т.п.	Контактная коагуляция в толще песка		

Первая группа представляет собой нерастворимые примеси с размерами частиц  $10^{-5} \dots 10^{-3}$  см, образующие с водой суспензии, эмульсии или пены. Эти примеси обуславливают мутность воды, в некоторых случаях могут придавать ей цветность. В их состав входят глинистые вещества, карбонатные породы, ил, мелкий песок, малорастворимые гидроксиды металлов, взвеси органических веществ и т.д. Системы, образованные примесями первой группы, кинетически неустойчивы. Нерастворимые вещества удерживаются во взвешенном состоянии динамическими силами потока воды. В состоянии потока взвеси оседают.

Вторая группа примесей объединяет гидрофильные и гидрофобные минеральные и физико-минеральные коллоидные частицы почв и грунтов, недиссоциированные и нерастворимые формы высокомолекулярных гуминовых веществ и детергенты. Кинетическая устойчивость гидрофобных примесей характеризуется соотношением сил гравитационного поля и броуновского движения; агрегативная устойчивость их обусловлена электростатическим состоянием межфазовой поверхности и образованием на ней диффузных или стабилизирующих слоев. К этой группе относятся также вирусы и другие микроорганизмы, близкие по размерам к коллоидным частицам.

Третья группа примесей включает молекулярно-равновесные соединения – газы, органические вещества, как биологического происхождения, так и вносимые промышленными и хозяйственно-бытовыми стоками. К ним относятся разнообразные продукты жизнедеятельности и отмирания плесневых грибов, актиномицетов, бактерий, водорослей, фенолы, спирты, альдегиды и другие органические вещества. Они придают воде самые разнообразные привкусы и запахи, а иногда и окраску. Молекулы этих примесей могут существенно изменять структуру воды и взаимодействовать между собой иначе, чем, находясь в виде компонентов. В водной среде возможно протекание двух процессов: соединение однородных молекул (ассоциация) и разнородных (гидратация). Если не учитывать образование химических соединений, эти взаимодействия в основном обусловлены вандерваальсовыми силами, которые исключают ориентационное притяжение между молекулами с постоянным и

наведенным диполями, а также дисперсионное притяжение между молекулами с взаимно наведенными диполями. Молекулярно растворенные вещества способны за счет водородных связей образовывать с водой непрочные соединения, существующие лишь в растворе. Большое значение эти связи имеют также при ассоциации молекул растворенного вещества. Необходимым условием их возникновения является достаточная полярность валентных связей водорода в исходных веществах.

Четвертая группа примесей включает электролиты – вещества с ионной или сильнополярной связью, которые под влиянием полярных молекул воды распадаются на ионы. Кристаллические структуры этих веществ разрушаются главным образом в результате процесса гидратации. Для катионов наиболее характерно ион–дипольное взаимодействие при гидратации, для анионов со значительным отрицательным зарядом или малым радиусом – присоединение молекул воды за счет образования водородных связей. Устойчивость гидратов ионов металлов возрастает с увеличением их заряда и уменьшением радиуса: гидраты ионов щелочных металлов нестойки, щелочноземельных – более прочные. Гидратированные катионы можно рассматривать как аквакомплексы – комплексные соединения, содержащие в своем составе воду. В ряде случаев гидратная вода настолько прочно связана с растворенным веществом, что при выделении твердой фазы входит в состав кристаллов этого вещества.

Систематизация примесей на основе их физико–химических характеристик используется для классификации технологических процессов обработки воды. Предпосылками к этому является то, что фазово–дисперсное состояние примесей воды с учетом их химической природы обуславливает их поведение в процессе водообработки, а также то, что каждому фазово–дисперсному состоянию примесей соответствует характерная совокупность методов воздействия, приводящих к получению доброкачественной воды. Учитывая физико–химические свойства примесей, а также кинетику и динамику их превращений, можно осуществить выбор наиболее оптимальных и экономичных процессов обработки воды.

В технологических схемах предусматривают комплекс очистных сооружений, в которых осуществляется удаление веществ, относящихся обычно к нескольким группам данной классификации. Поэтому при составлении схем водообработки следует выбирать методы и режимы, дающие наиболее эффективный результат по каждой из таких групп. Желательна предварительная лабораторная проверка и сравнительная технико–экономическая оценка нескольких вариантов [124, 127].

Для удаления из воды гетерофазных примесей первой группы рекомендуются следующие процессы: механическое разделение в

гравитационном поле или под действием центробежных сил; фильтрование через пористые загрузки и мелкие сетки; адгезия на высокодисперсных и зернистых материалах, а также гидроксидах алюминия или железа и глинистых минералах; агрегация флокулянтами; флотация примесей и др.; для патогенных микроорганизмов – бактерицидное воздействие.

Комплекс очистных сооружений, обеспечивающий протекание большинства перечисленных процессов, включает в себя все необходимые типовые элементы, а именно: смесители, камеры хлопьеобразования, отстойники (осветлители), фильтры – при двухступенчатой схеме очистки, контактные осветлители или контактные фильтры – при одноступенчатой схеме.

Для устранения микрогетерофазных примесей второй группы более характерны процессы окисления органических коллоидных веществ и высокомолекулярных соединений, адгезия и адсорбция их на гидроксидах алюминия и железа, агрегация флокулянтами катионного типа и др.; для вирусов – вирулицидное воздействие. Как и для удаления примесей первой группы, комплекс очистных сооружений, предназначенных для осуществления этих процессов, состоит из типовых элементов, используемых в двух- и одноступенчатой схемах очистки воды.

Для удаления из воды молекулярно растворенных веществ, входящих в третью группу, применимы следующие процессы: десорбция летучих соединений; окисление органических веществ; адсорбция на активированном угле и других сорбентах; экстракция органическими растворителями; отгонка паром – эвапорация и др. Методы удаления таких примесей специфичны, и поэтому здесь используется аппаратура специального назначения.

Для удаления электролитов (четвертая группа) более характерно использование ионных процессов: перевод в малодиссоциированные (нейтрализация, комплексообразование) или малорастворимые соединения; фиксация на твердой фазе ионитов ( $H-Na$  – катионирование,  $OH$  – анионирование); сепарация изменением фазового состояния воды с переводом ее в газообразное состояние (дистилляция) или в твердую фазу (вымораживание, гидратообразование); перераспределение ионов в жидкой фазе (экстракция, обратный осмос); подвижность ионов в электрическом поле и др. Установки, предназначенные для осуществления этих процессов, могут дополнять основные очистные сооружения. Иногда молекулярные и ионные примеси можно удалять параллельно с устранением гетерофазных загрязнений в типичной для них аппаратуре.

Прогрессивное значение такой классификации заключается еще и в том, что она дает возможность рассматривать все процессы водообработки с единых позиций, и, таким образом становится плодотворной основой как для создания

науки о регулировании качества воды, так и для решения ряда инженерных задач по этой проблеме

Многосторонние исследования коллоидно–химических явлений, протекающих в процессе очистки воды коагулянтами, позволили установить некоторые важнейшие закономерности и теоретически обосновать технологические методы, применяемые в практических условиях.

Существовавшие ранее представления об удалении из воды коллоидных примесей, как о взаимной коагуляции последних с противоположно заряженными золями гидроокисей металлов либо как об электролитной коагуляции, не соответствовали наблюдаемым эмпирическим фактам, сущность которых могла быть объяснена только учетом превалирующей роли сорбционных взаимодействий. Комплексное изучение этих вопросов позволило прийти к однозначному выводу, что удаление из воды коллоидных веществ достигается путем их сорбции на развитой поверхности коагелей, оседающих под действием растворенных в воде электролитов. При осветлении мутных вод частицы твердых взвесей уносятся в результате адгезионного связывания выпадающей в осадок гидроокиси, образовавшейся при гидролизе коагулянта.

Выявление превалирующей роли адсорбционного и адгезионного взаимодействий предопределило ход дальнейших исследований, направленных на изыскание наиболее оптимальных путей интенсификации производственных процессов.

В соответствии с требованиями СНиП 2.04.02–84 метод обработки воды, комплекс и расчетные параметры очистных сооружений и расчетные дозы реагентов надлежит устанавливать в зависимости от качества воды в источнике водоснабжения, ее назначения, производительности станции и местных условий, на основании данных технологических исследований и эксплуатации сооружений, работающих в аналогичных условиях.

### **1.3. Анализ технологических схем цепи аппаратов при подготовке питьевой воды**

Для разработки технологических схем улучшения качества воды требуются многие данные. Прежде всего, устанавливается целевое назначение воды, т.е. требования потребителя к ее физическим, химическим и бактериологическим показателям; учитывается качество воды самого источника водоснабжения в разные времена года, степень и возможность загрязнения его бытовыми и промышленными сточными водами и др. [36, 124].

Ответственным и сложным этапом является правильная оценка источника водоснабжения. Важно не только определить примеси воды, обуславливающие ее привкусы, запахи, цветность, мутность, жесткость и т.д., но и изучить

химические и биологические процессы, протекающие в водоеме и влияющие на стабильность состава воды. Поэтому оценка водоема, как правило, складывается в результате длительного наблюдения за составом примесей воды, за изменением во времени каждого отдельного компонента. Только при таком изучении можно правильно расшифровать данные анализа воды.

Кроме специфических особенностей очистки воды, определяемых требованиями потребителя и устанавливаемых в каждом отдельном случае, существуют и некоторые общие положения, которыми можно руководствоваться при выборе схем очистки воды, подборе элементов очистных сооружений и их компоновке.

При подготовке питьевой воды в случае, если забор ее производится из открытых водоемов, воду обычно осветляют, обесцвечивают и обеззараживают. Если же источники водоснабжения – подземные напорные и безнапорные воды или вода чистых озер и прудов, ее обработка ограничивается только обеззараживанием.

Конструктивное оформление принятой схемы определяется производительностью и составом проектируемых сооружений, рельефом и гидрогеологией площадки, климатическими данными и возможностью создания зон санитарной охраны, а также технико–экономическими расчетами.

При проектировании очистных сооружений комплекс и типы основного и вспомогательного оборудования определяются принятым методом обработки воды. Объем отдельных сооружений рассчитывают по времени, необходимому для протекания тех или иных физико–химических процессов в воде, поступающей на обработку. При непрерывной работе этих сооружений расчет их обязательно предполагает нахождение времени пребывания воды в различных элементах схемы при скорости потока, соответствующей нормальному течению процесса очистки [117].

Реагенты в воду подают таким образом, чтобы обработка ее заканчивалась в проектируемом комплексе оборудования и выходящая вода соответствовала требованиям потребителя, и чтобы в дальнейшем вода не изменяла своего состава и свойств. Для этого реагенты следует вводить в начале очистных сооружений и специальными устройствами обеспечивать быстрое и полное смешение отдозированных реагентов со всей массой очищаемой воды. Исключение составляют методы обработки воды, предназначенные для устранения воздействия разветвленной сети трубопроводов на качество воды (повторное бактериальное загрязнение, коррозия и т.д.), а также для ее обогащения микроэлементами (фторирование).

В этом случае реагенты, не содержащие взвешенных веществ и не образующие их при взаимодействии с солями, содержащимися в воде, разрешается вводить в очищенную воду.

При использовании для очистки воды нескольких методов обработки размещение соответствующего оборудования для дополнительных процессов не должно влиять на основную технологическую схему сооружений.

Для осветления и обесцвечивания воды, т.е. для удаления из нее взвешенных и коллоидных примесей, обуславливающих ее мутность и цветность, на современных водоочистных станциях используют два основных технологических процесса: осаждение и фильтрование. При осаждении взвешенные вещества выпадают в осадок. При фильтровании частицы взвеси задерживаются на поверхности или в порах пористой среды, через которую пропускается очищаемая вода. Процесс осаждения осуществляется в отстойниках, процесс фильтрования – на фильтрах [119, 124, 126].

Осаждение частиц взвеси происходит под действием силы тяжести самих частиц без дополнительной затраты внешней энергии. В этом состоит важное преимущество метода осаждения.

Скорость осаждения взвеси зависит от размера и плотности частиц. С уменьшением размера и плотности скорость их осаждения быстро уменьшается, а время, необходимое для осаждения, увеличивается. Соответственно увеличиваются и размеры отстойников.

Фильтрованием можно получить любую степень осветления воды вплоть до практически полного извлечения из нее всей взвеси.

В отличие от осаждения для осуществления процесса фильтрования требуется затрата энергии на преодоление гидравлического сопротивления пористой среды. Важной особенностью процесса фильтрования является увеличение гидравлического сопротивления пористой среды по мере накопления в ней извлекаемых из воды частиц взвеси.

Поэтому рабочий процесс фильтрования всегда связан с необходимостью периодической очистки пористой среды для восстановления ее фильтрующей способности.

Чем больше концентрации взвеси в фильтруемой воде и выше требуемая степень осветления, тем, естественно, меньше период работы фильтров между очистками, тем сложнее и дороже их эксплуатация. Поэтому процесс фильтрования целесообразно выполнять при возможно меньшем содержании взвеси в фильтруемой воде.

Последовательное осуществление сначала осаждения, а затем фильтрования во многих случаях дает наилучшие результаты.

Для ускорения процессов осаждения и фильтрования и повышения эффекта осветления и обесцвечивания применяют химическую обработку воды. В связи с этим технология осветления и обесцвечивания дополняется рядом вспомогательных технологических процессов, которые в совокупности называются коагулированием воды. Оно состоит из следующих технологических процессов: заготовки и дозирования химических реагентов, смешения их с обрабатываемой водой, коагуляции взвешенных и коллоидных примесей.

Заготовку и дозирование реагентов выполняют в специальной аппаратуре, размещаемой в реагентном цехе.

Реагенты смешиваются с обрабатываемой водой в смесительных устройствах.

Процесс коагуляции взвешенных и коллоидных примесей может быть осуществлен как самостоятельная ступень в технологической схеме обработки воды, предшествующая осаждению и фильтрованию. Он может также сочетаться с процессом осаждения или фильтрования. Как самостоятельная ступень процесс коагуляции осуществляется в камерах хлопьеобразования, в сочетании с осаждением – в осветлителях со взвешенным осадком, в сочетании с фильтрованием – в контактных осветлителях.

Совокупность тех или иных технологических процессов составляет технологическую схему осветления и обесцвечивания воды с определенным составом водоочистных сооружений.

Применяемые в настоящее время технологические схемы можно классифицировать [31, 37, 124]:

- по степени осветления обрабатываемой воды;
- по методам обработки воды;
- по количеству применяемых технологических процессов и количеству ступеней каждого из них;
- по характеру движения обрабатываемой воды.

#### ***Схемы, различающиеся по степени осветления обрабатываемой воды***

Применяют схемы для полного или глубокого осветления и для неполного или грубого осветления.

В первом случае очищенная вода удовлетворяет требованиям стандарта на питьевую воду. Содержание взвешенных веществ в очищенной воде не превышает 2 мг/л.

Схемы для полного осветления применяют на хозяйственно–питьевых водопроводах и на многих промышленных водопроводах, когда к качеству технической воды предъявляются высокие требования.

Во втором случае содержание взвеси в очищенной воде превышает указанную норму и иногда весьма значительно – до 50...100 мг/л.

Схемы для неполного или грубого осветления применяют только для подготовки технической воды на некоторых промышленных предприятиях [116, 128].

### *Схемы, различающиеся по методам обработки воды*

Возможно применение технологических схем без химической обработки воды, т.е. без коагулирования, и с химической обработкой, т.е. с коагулированием.

Для грубого осветления, как правило, применяют схемы без химической обработки воды.

Для глубокого осветления применяют и те, и другие схемы. При использовании коагулирования одновременно с осветлением воды достигается и ее обесцвечивание, и очищенная вода удовлетворяет требованиям стандарта на питьевую воду не только по мутности, но и по цветности, в то время как без применения коагулирования достигается лишь незначительное снижение цветности. Поэтому в тех случаях, когда обрабатываемая вода отличается повышенной цветностью, а очищенная вода должна быть бесцветной, технологические схемы без химической обработки воды не могут быть использованы или необходима специальная дополнительная обработка воды для снижения ее цветности.

Применяемые для глубокого осветления воды технологические схемы без химической обработки воды и с химической обработкой существенно различаются по размерам водоочистных сооружений и условиям их эксплуатации [50].

Процессы осаждения и фильтрования в случае, когда химическая обработка воды не применяется, идут очень медленно: осаждение – в течение нескольких суток, а фильтрование – со скоростью 0,1...0,3 м/ч. Такой метод обработки воды называется методом медленного фильтрования, а применяемые при этом фильтры – медленными.

При использовании коагулирования скорость осаждения и фильтрования возрастает во много раз. Для осаждения основной массы взвеси необходимо всего лишь несколько часов. Фильтрование проводится со скоростью 5...10 м/ч, а на некоторых типах фильтров и с более высокими скоростями. Такой метод



обработки воды называется методом скорого фильтрования, а применяемые при этом фильтры – скорыми.

Водоочистные сооружения для обработки воды по методу медленного фильтрования (без коагулирования) имеют большие объем и площадь и дорого обходятся при строительстве. Однако они весьма просты в эксплуатации.

Водоочистные сооружения для обработки воды по методу скорого фильтрования (с коагулированием) значительно меньше по объему и компактнее, строительство их дешевле, но эксплуатация сложнее.

Метод медленного фильтрования применяется для очистки воды на централизованных водопроводах с первой половины XIX века, а метод скорого фильтрования – с конца XIX века.

В настоящее время большинство новых водоочистных станций оборудуется по схеме с химической обработкой воды, т.е. по схеме скорого фильтрования. Для медленного фильтрования используются в основном, старые водоочистные станции. При новом строительстве медленное фильтрование применяется на станциях с очень небольшой производительностью, когда простота эксплуатации имеет преобладающее значение, а строительная стоимость очистных сооружений ввиду их малого масштаба сравнительно невелика. Примером могут служить водоочистные установки для отдельных сельскохозяйственных предприятий [35, 36, 67].

#### ***Схемы, различающиеся по количеству технологических процессов и количеству ступеней каждого из них***

Применяются технологические схемы, состоящие только из какого-либо одного основного процесса, которые осуществляются последовательно. При этом каждый основной процесс может быть осуществлен однократно, в одну или несколько ступеней, например, двойное отстаивание или двойное фильтрование.

Количество технологических процессов в схеме и количество ступеней каждого процесса зависят от требований, предъявляемых к качеству воды, и от степени загрязненности обрабатываемой воды.

Для грубого осветления воды применяют простые схемы, включающие процесс только осаждения или только фильтрования. В последнем случае фильтрование осуществляется при скоростях 5...10 м/ч, а в некоторых конструкциях фильтров – даже 50 и до 100 м/ч.

Для глубокого осветления при малом содержании взвеси в обрабатываемой воде можно ограничиться одним фильтрованием. При значительном содержании взвеси применяют осаждение и фильтрование.

При весьма значительном содержании взвеси используют осаждение в одну ступень с последующим фильтрованием в две ступени или осаждение в две ступени с последующим фильтрованием в одну ступень.

Первая схема обычно встречается при обработке воды без коагулирования. После отстойников вода поступает сначала на так называемые предварительные фильтры, а затем на медленные фильтры.

Вторая схема приемлема при химической обработке воды, причем первая ступень осаждения проводится до химической обработки воды, а вторая – после.

### ***Схемы, различающиеся по характеру движения воды***

На современных водоочистных станциях обрабатываемая вода проходит все последовательно расположенные сооружения непрерывным потоком. Она непрерывно поступает на каждое сооружение и непрерывно отводится [64, 65].

Движение воды по сооружениям может быть самотечным (безнапорным) и прямоточным (напорным). В первом случае все сооружения имеют свободное зеркало воды, отметка которого в каждом последующем сооружении ниже отметки, чем в предыдущем. Разность отметок обуславливает напор, необходимый для преодоления гидравлических сопротивлений внутри сооружения и в коммуникациях (трубопроводах или каналах), передающих воду из одного сооружения в другое.

Поэтому высота расположения каждого сооружения при самотечном движении воды имеет первостепенное значение. Взаимную увязку всех сооружений по высоте их расположения на местности называют высотной схемой очистной станции.

При самотечном движении воды по сооружениям необходимы насосные станции первого и второго подъема; насосная станция первого подъема подает необработанную воду на очистные сооружения, насосная станция второго подъема подает обработанную воду в сеть.

При напорном движении воды нет необходимости во втором подъеме. Насосная станция располагается только перед очистными сооружениями и создает напор, необходимый для прохождения воды через очистные сооружения и подачи ее в водопроводную сеть.

Отсутствие второго подъема воды в напорных схемах является их преимуществом перед самотечными схемами.

При напорном движении все сооружения, через которые проходит обрабатываемая вода, должны быть закрытыми и рассчитанными на внутреннее давление, развиваемое насосами. Поэтому их выполняют в металле и они имеют цилиндрическую форму сравнительно небольшого диаметра.

При самотечном движении все сооружения имеют открытое зеркало воды, и давление на стенки равно гидростатическому давлению, определяемому высотой столба воды, находящейся в данном сооружении. Они значительно меньше, чем при напорном движении воды. Поэтому железобетонные сооружения могут быть не только цилиндрической, но и прямоугольной формы как малого, так и весьма большого размера. В этом большое преимущество самотечных схем. Их применяют на станциях с любой производительностью и любой технологией осветления и обесцвечивания воды.

Напорные схемы используют только на станциях с небольшой производительностью, обычно при осветлении воды методом фильтрации в одну ступень с применением так называемых напорных фильтров.

Анализ проектных и эксплуатационных материалов очистных сооружений водопровода позволил установить, что наибольшее распространение получили следующие технологические схемы осветления и обесцвечивания воды [124, 129]:

- схема, предусматривающая двухступенчатую обработку воды с коагуляцией примесей, в свободном объеме (камеры реакции, отстойники, фильтры);
- схема, предусматривающая двухступенчатую обработку воды с коагуляцией примесей, в стесненном объеме взвешенного осадка (осветлители с взвешенным осадком, фильтры);
- схема с одноступенчатой обработкой воды и использованием контактной коагуляции.

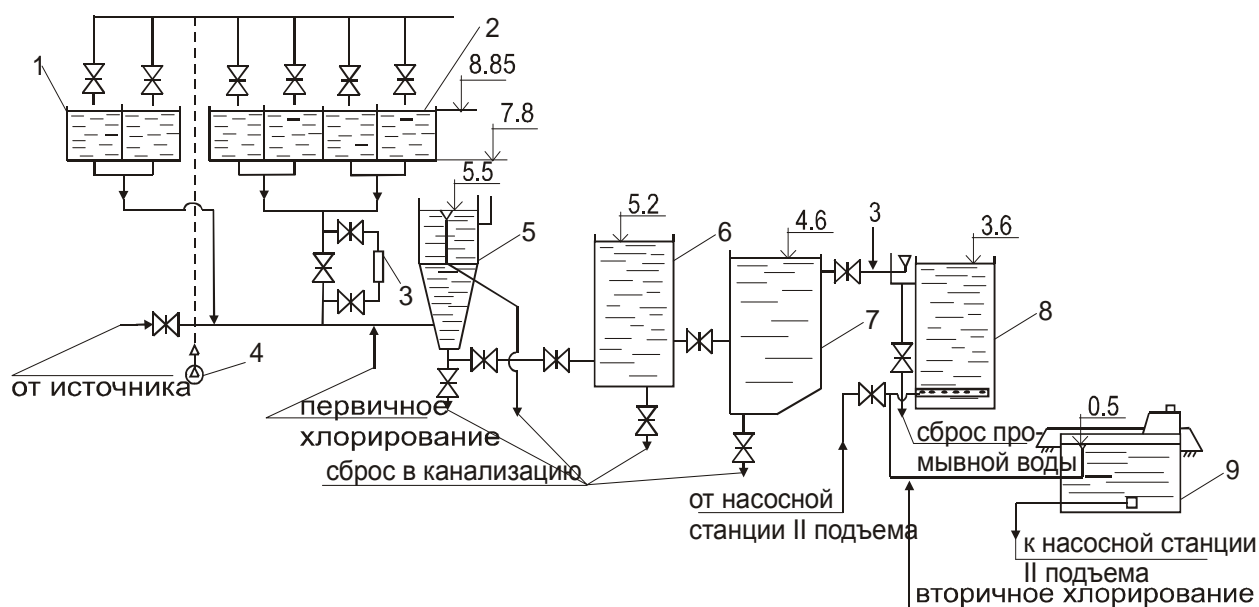
На рис. 1.2 показана широко распространенная схема для глубокого осветления воды с применением коагулирования, осаждения, фильтрования и самотечного движения воды.

Технологическая схема (рис. 1.2) представлена в виде высотной схемы. Условные отметки уровня воды в каждом сооружении дают представление о фактических потерях напора в сооружениях и соединительных коммуникациях. Как видно из схемы, особо значительны потери напора на фильтрах. Это вызвано большим гидравлическим сопротивлением, которое оказывает пористая среда фильтров при накоплении в ней задерживаемой взвеси.

На рис. 1.3 изображена схема для глубокого осветления воды с применением коагулирования, осветления в слое взвешенного осадка и фильтрования. Вместо камеры хлопьеобразования и отстойников (см. рис. 1.2) в данной схеме вода проходит через осветлители со взвешенным осадком. В этих сооружениях также происходят коагуляция, образование хлопьев и их осаждение. Однако благодаря хорошему контакту поступающей в осветлители воды с ранее образовавшимися хлопьями процесс коагуляции протекает в этих сооружениях быстрее и полнее.

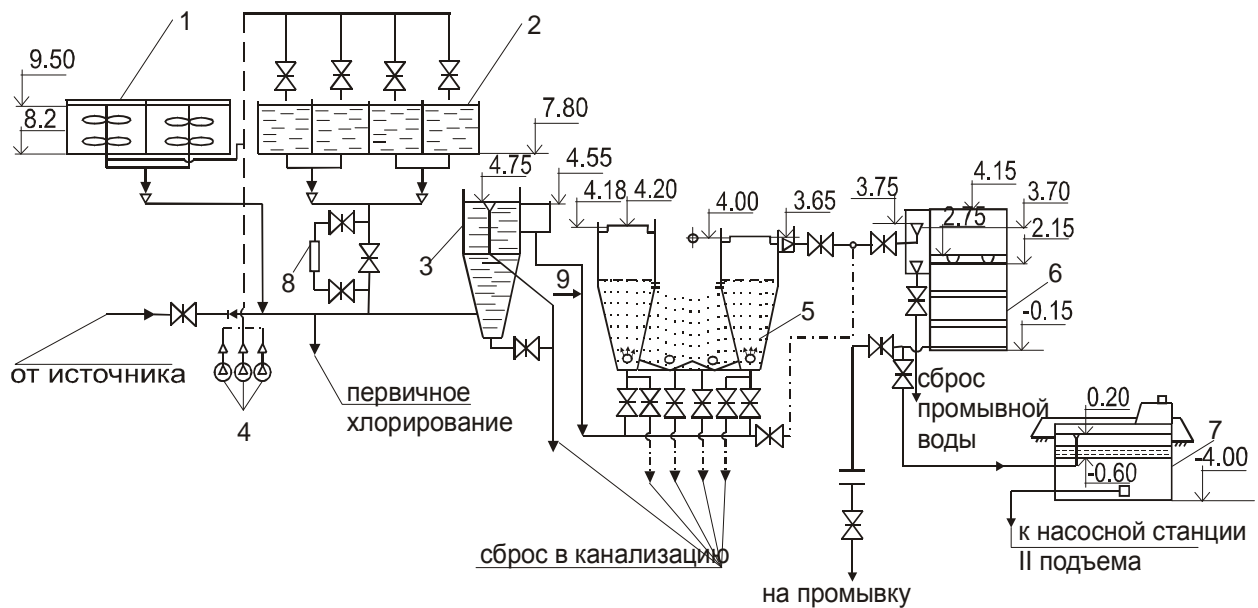
Образующиеся хлопья оказываются более тяжелыми и осаждаются скорее, чем в отстойниках.

Объем осветлителей со взвешенным осадком меньше, чем объем камеры хлопьеобразования и отстойников вместе взятых. Однако их конструкция, оборудование и эксплуатация сложнее. Вследствие этого при большой производительности очистных сооружений применение осветлителей становится невыгодным. По-видимому, дальнейшее усовершенствование конструкции осветлителей со взвешенным осадком может расширить область их эффективного применения.



**Рис. 1.2** – Технологическая схема очистки воды с указанием места ввода активированных реагентов в комплексе очистных сооружений, включающих отстойник и фильтры:

- 1 – баки известкового молока; 2 – баки раствора коагулянта;
- 3 – активатор реагентов; 4 – воздуходувка; 5 – смеситель;
- 6 – камера реакций; 7 – отстойник; 8 – фильтр;
- 9 – резервуар чистой воды.



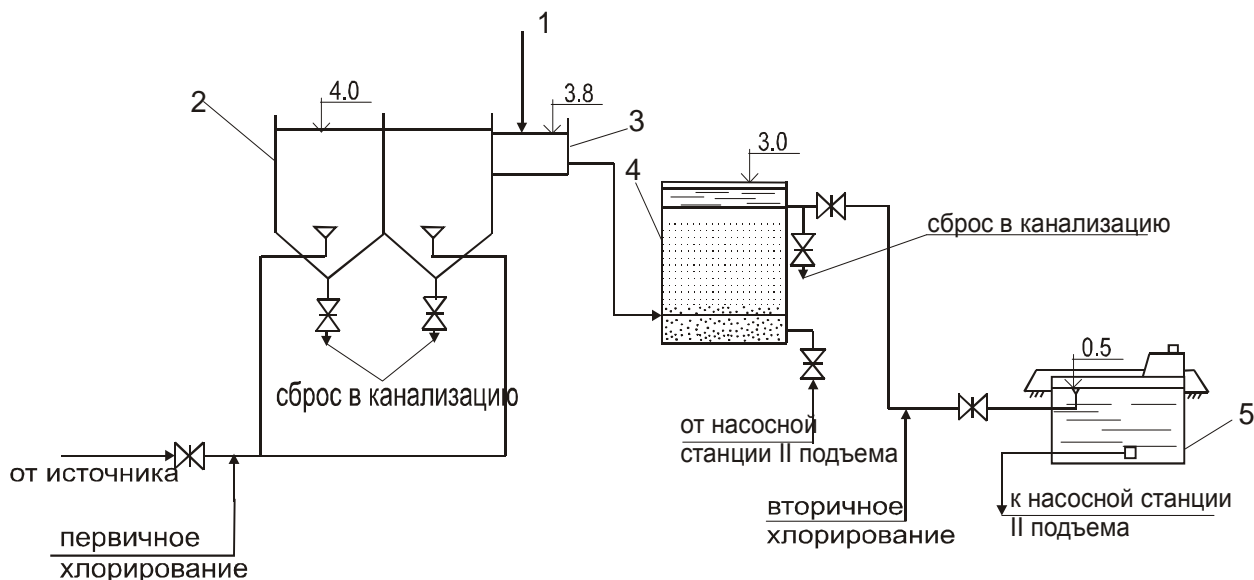
**Рис. 1.3** – Технологическая схема очистки воды с указанием места ввода активированных реагентов в комплексе очистных сооружений, включающих осветители со взвешенным осадком:

1 – баки известкового молока; 2 – баки раствора коагулянта; 3 – смеситель; 4 – воздуходувка; 5 – осветители; 6 – фильтр; 7 – резервуар чистой воды; 8 – активатор реагентов; 9 – ввод активированного раствора коагулянта.

На рис. 1.4 показана схема для глубокого осветления воды с применением контактных осветлителей.

По этой схеме вода после смешения с химическими реагентами поступает на контактные осветлители, в которых полностью освобождается от взвешенных и коллоидных примесей.

В контактных осветлителях процесс коагулирования сочетается с процессом фильтрования. Однако и здесь не простое совмещение разнородных процессов в одном сооружении. В контактных осветлителях вода движется через слой зернистого материала, обычно – через слой песка и гравия. В этих условиях процессы образования хлопьев и их выделения из потока обрабатываемой воды протекают без разрыва во времени, как это имеет место в рассмотренных выше технологических схемах. Хлопья образуются на поверхности зерен фильтрующего материала в результате выделения из воды взвешенных частиц и их закрепления на зернах фильтрующего материала под действием сил прилипания.



**Рис. 1.4** – Технологическая схема очистки воды с указанием места ввода активированных реагентов в комплексе очистных сооружений, включающих контактные осветлители:

- 1 – баки раствора коагулянта; 3 – активатор реагентов;  
 4 – воздуходувка; 5 – входная камера; 6 – дырчатый смеситель;  
 7 – контактный осветитель; 8 – РЧВ

Объем очистных сооружений и занимаемая ими площадь значительно меньше, чем в двух рассмотренных ранее схемах. Однако контактные осветлители могут успешно работать при сравнительно небольшом содержании взвеси в обрабатываемой воде, что ограничивает область их применения.

Высотная схема очистных сооружений при использовании контактных осветлителей, как видно из рис. 1.3, имеет одну существенную особенность. Необходимый для работы контактных осветлителей напор для преодоления сопротивлений трубопроводов на участке от контактных осветлителей до резервуаров создается за счет разности уровней воды между контактными осветлителями и резервуарами с чистой воды.

Некоторые изменения вносят в технологическую схему осветления и обеззараживания воды в случае использования повышенных доз хлора для устранения стойких неприятных привкусов и запахов, уничтожения планктона и пр. Такая видоизмененная схема обработки воды предусматривает двукратное хлорирование ее. В этом случае первичное хлорирование производится в водоприемном колодце или на насосной станции первого подъема. После осветления в конце отстойника или за фильтрами осуществляется вторичное хлорирование.

Компоновка очистных сооружений должна обеспечивать возможность дальнейшего их расширения, что особенно важно для крупных городских и промышленных водопроводов.

Одно из основных требований, предъявляемых к водоочистным станциям: надежность и бесперебойность их работы, что в значительной степени может быть достигнуто использованием в процессах очистки воды активированных растворов реагентов, и в частности, для подготовки питьевой воды активированного раствора коагулянта – сульфата алюминия.

При подготовке питьевой и технической воды в Иордании коагулирование осуществляется обычно с помощью коагулянтов и флокулянтов. В качестве коагулянта чаще всего применяют гранулируемый сульфат алюминия. Смешение воды с реагентами и хлопьеобразование, как правило, осуществляется с применением механических мешалок для удаления цветности. Предварительно хлорирование начинают заменять озонированием с тем, чтобы избежать образования токсичных хлорорганических соединений отнесенных к канцерогенным веществам [18, 49, 50].

Для осаждения взвеси получили распространение горизонтальные отстойники и осветлители типа "Пульсатор". Для фильтрования воды на ряде очистных станций используют не только скорые, но и медленные фильтры. Последнее объясняется тем, что, во-первых, климатические условия позволяют сооружать эти фильтры без покрытий, что значительно их удешевляет, во-вторых, медленные фильтры обеспечивают эффективное удаление органических веществ. На ряде построенных очистных сооружений для удаления органики вместо медленных фильтров используют сорбционные фильтры, загруженные гранулированным активированным углем [27, 50, 55, 143].

Технологические схемы очистки природных вод для питьевого и промышленного водоснабжения не всегда обеспечивают необходимое качество очистки воды и требуют значительного расхода реагентов. Поэтому разработка и обоснование технологических схем для подготовки питьевой и технической воды является одной из важных задач при интенсификации работы сооружений подготовки питьевой воды.

#### **1.4. Улучшение работы сооружений одноступенчатой и двухступенчатой очистки**

В практике подготовки питьевой воды распространение получили как одноступенчатые, так и двухступенчатые схемы очистки воды, схемы, цепи аппаратов которых приведены в разделе 1.3. Ниже приведены основные особенности интенсификации работы очистных сооружений, а именно [45, 56, 84]:

- отстойников;
- осветлителей со взвешенным осадком;
- фильтров;
- контактных осветлителей.

## **Отстойники**

При отстаивании воды в горизонтальных отстойниках осаждение взвешенных веществ происходит до тех пор, пока из воды под действием силы тяжести не выпадут частицы. Удельный вес частиц превышает удельный вес воды, поэтому в статических условиях они сравнительно быстро осаждаются, приобретая постоянную скорость. В процессе осаждения взвешенные вещества обтекаются потоком жидкости.

Осаждение взвеси может быть свободным (падение отдельной частицы) и стесненным. Свободное осаждение взвеси наблюдается при падении отдельной частицы в бесконечно большом объеме жидкости.

Отдельная частица, опускаясь на дно отстойника, проходит за отрезок времени  $dt$  некоторый путь  $dy$  со скоростью, равной гидравлической крупности частицы  $u$ :

$$dt = \frac{dy}{u} \quad (1.2)$$

Гидравлическая крупность  $u$  – это скорость осаждения частицы, принятая для определенной температуры воды. Одновременно частица имеет и поступательное движение по направлению основного потока в отстойнике. Вдоль отстойника частица проходит некоторый путь  $dx$  со скоростью, равной средней скорости потока  $v$  (равенство принимается с известным приближением). В этом случае

$$dt = \frac{dx}{v}. \quad (1.3)$$

Из формул (1.1) и (1.2) получим

$$\frac{dy}{u} = \frac{dx}{v}. \quad (1.4)$$

Если учесть, что координаты  $x$  и  $y$  направлены соответственно по длине отстойника  $L$  по глубине  $h$ , то после преобразований получим уравнение траектории движения частицы

$$ux - (h - y) \cdot v = 0. \quad (1.5)$$

В общем случае горизонтальная составляющая скорость перемещения частицы является функцией координат  $x$  и  $y$ :

$$v = f(x \cdot y). \quad (1.6)$$

В первом приближении считаем, что величины скоростей  $v$  и  $u$  не являются функциями координат.

Тогда уравнение (1.5) будет выражать прямую, отсекающую на осях

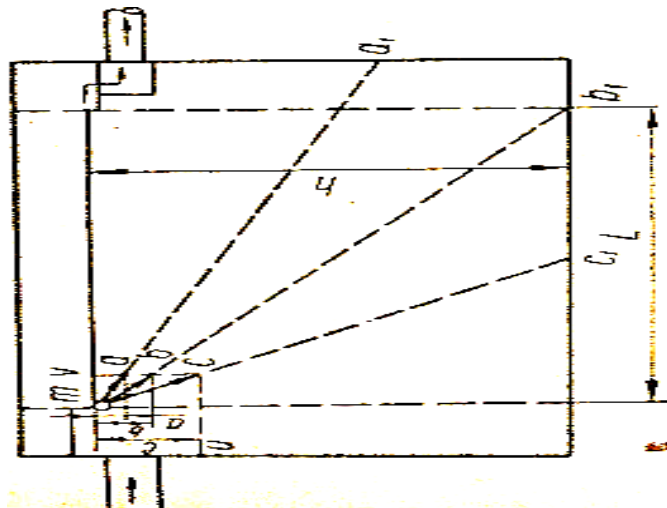


координат отрезки:  $h$  при  $L = \frac{hv}{u}$  при  $y = 0$ . Расстояние  $L$  – это путь, пройденный частицей при равномерном движении потока:

$$L = \frac{hv}{u}. \quad (1.7)$$

Рассмотрим осаждение частицы, находящейся в поверхностном слое воды на входе в отстойник. Частица  $m$  будет двигаться со скоростью равной равнодействующей скорости горизонтального движения и скорости выпадения частицы  $u$ .

На рис. 1.5 представлена элементарная схема осаждения взвеси в горизонтальном отстойнике. Частицы с малой гидравлической крупностью  $u_a$ , двигаясь по  $m-a$ , не выпадут в осадок, а частицы с гидравлической крупностью  $u_0$ , двигаясь по  $m-c$ , выпадут на дно отстойника в точке  $c_1$ . В объеме отстойника будут задержаны частицы с предельной гидравлической крупностью  $u_b$ , равнодействующая которой с горизонтальной скоростью потока  $v$  будет направлена по  $m-b-b_1$ . Величина  $u$  имеет размерность скорости и называется охватываемой скоростью отстойника, которая характеризует гидравлическую крупность наиболее мелкой частицы, задерживаемой отстойником.



**Рис. 1.5** – Схема осаждения взвешенных веществ в горизонтальном отстойнике

Наименьшая гидравлическая крупность для данных условий определяется из соотношения (рис. 1.6).

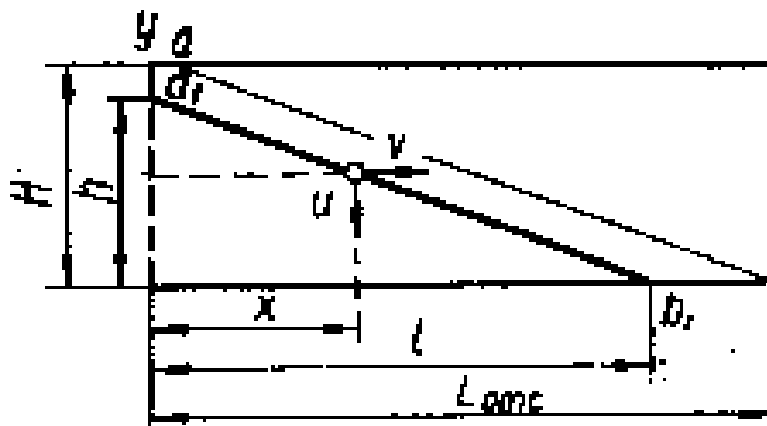


Рис. 1.6 – Основные параметры осаждения взвеси в горизонтальном отстойнике

$$\frac{u}{v} = \frac{h}{l}, \quad (1.8)$$

откуда наименьшая гидравлическая крупность

$$u = \frac{v \cdot h}{l}, \quad (1.9)$$

где  $l$  — длина отстойной части, на которой осядет мельчайшая частица, м;

$h$  — глубина воды в отстойнике, м.

Взвешенные вещества поверхностных источников водоснабжения состоят из частиц различного размера и веса. Поэтому значения  $l$  будут различны: от  $l_{min}$  до  $l_{max}$ . Соотношение  $\frac{l_{max} \cdot l_{min}}{l}$  будет характеризовать процесс рассредоточения частиц при осаждении, вызываемого их неоднородностью.

При осаждении частиц в отстойнике их движение рассматривается как равномерное.

Осаждение взвеси в стесненном состоянии отличается от свободного падения частиц, поскольку в этом случае средняя относительная скорость обтекания частиц жидкостью отличается от скорости их падения относительно неподвижных стенок. В стесненных условиях при падении частиц в неподвижной среде между ними жидкость течет в направлении, противоположном движению падающих зерен. Это происходит вследствие того, что частицы при массовом осаждении вытесняют нижележащие слои жидкости вверх. Восходящие течения жидкости являются одной из причин снижения скорости падения группы частиц по отношению к скорости падения отдельной частицы. Кроме того, при стесненном падении сила вытеснения, действующая по закону Архимеда на отдельную частицу, возрастает, а вес самой частицы в жидкости уменьшается. Установлено, что коэффициент

сопротивления отдельной частицы в условиях стесненного падения увеличивается. Гидравлическая крупность зерен при их свободном падении всегда больше средней скорости стесненного осаждения. Разность этих скоростей зависит от концентрации частиц в слое осаждения [90, 94, 96].

В горизонтальных отстойниках при турбулентном режиме движения потока осаждение частиц взвеси тормозится вертикальными составляющими скорости осаждения. Вследствие пульсирующего движения воды изменяется и становится пульсирующим движение взвешенных в ней частиц. Поэтому действительная скорость их осаждения  $u'_d$  в турбулентном потоке будет меньше, чем скорость свободного падения частицы  $u$ :

$$u'_d = u - u'_v, \quad (1.10)$$

где  $u'_d$  — действительная скорость осаждения частиц, мм/сек;

$u$  — скорость свободного осаждения частиц, мм/сек;

$u'_v$  — вертикальная составляющая скорости пульсации, мм/сек.

Длительность процесса отстаивания зависит от крупности частиц, а также от физических, физико-механических и химических процессов, происходящих при этом. В условиях питьевого водоснабжения отстаивание продолжается несколько часов, после чего вода проходит процесс фильтрования. В настоящее время отстаивание и фильтрование воды на питьевых водопроводах производится с применением коагулирования взвешенных веществ, содержащихся в ней.

Обычно механическими примесями природных вод являются мелкодисперсные частицы глины, песка, гидраты окиси алюминия и железа, а также органические вещества, обуславливающие цветность. Эти частицы нельзя удалить даже длительным отстаиванием и фильтрованием, поскольку они являются коллоидальными загрязнениями, практически не поддающимися осаждению. Размеры их составляют от 4 мкм до 1 мк. Удаляют такие частицы из воды только коагуляцией, когда перед отстаиванием в воду вводят гидроокись железа, алюминия или другие реагенты и добавки.

Хлопья и взвеси, содержащиеся в воде, начинают взаимодействовать в смесителе в течение 30—60 сек. после чего в камерах реакций происходит процесс хлопьеобразования, который длится от 10 до 100 мин. Время хлопьеобразования должно быть таким, чтобы в воде произошел искусственный процесс образования добавочного коллоидного раствора, имеющего заряд частиц, противоположный заряду уже имеющихся в ней природных коллоидов. В результате взаимно нейтрализуются заряды коллоидных частиц, что приводит к соединению их и укрупнению до таких

размеров, при которых они под действием сил тяжести выпадают в осадок. Важнейшую роль при этом играет вертикальная скорость осаждения, которая возрастает при увеличении размеров частиц.

Процесс осаждения полидисперсных частиц различной крупности в естественных водных потоках и коагулированной взвеси в отстойниках происходит под воздействием комплекса физических сил, в значительной мере отличающихся от сил, действующих на монодисперсные частицы. Процесс агрегации дисперсных частиц в более крупные, происходящий в жидкости, способствует их осаждению, представляя одно из важнейших физико-химических явлений. Изучение процессов осаждения коагулированной взвеси в отстойниках и связанные с ними расчеты проводят на основании технологического моделирования процесса осаждения взвеси в статических условиях. В основу методики такого моделирования положено подобие кривых выпадения взвеси для различных высот столба жидкости.

Процесс осаждения взвеси в условиях движущегося потока резко отличается от статических условий. Полидисперсная коагулированная взвесь при движении потока или укрупняется, или разрушается, т. е. ее фракционный состав в этом случае не является постоянным, установившимся. Рассматривая вопрос о стесненном осаждении взвеси в процессе сгущения частиц при коагуляции в потоке движущейся жидкости, некоторые авторы отмечают влияние гидродинамической пульсации на осаждение коагулированной взвеси.

На процесс осаждения коагулированной взвеси определяющее влияние оказывает формирование хлопьев коагулянта. В связи с этим большое значение приобретают камеры хлопьеобразования, непосредственно примыкающие к отстойникам [25, 58].

В последнее время для улучшения процесса коагуляции применяют добавки специальных высокомолекулярных химических реагентов. Эффективным высокомолекулярным флокулянтom оказался полиакриламид (ПАА). В горизонтальных отстойниках ПАА ускоряет коагуляцию частиц, а также формирование и осаждение хлопьев. Исследования показали, что его применение дает возможность значительно сократить время отстаивания и увеличить производительность сооружений.

Для осаждения мельчайших частиц применяют химические реагенты — коагулянты, роль которых заключается в том, что они образуют хлопья, сорбирующие частицы взвеси и способствующие их осаждению. В результате этого происходит процесс агломерации хлопьев, т. е. их объединение и укрупнение [37, 42].

Скорость коагуляции хлопьев и их траектория определяются природой потока. Хлопьевидный материал в турбулентной среде осаждается быстрее,

чем в спокойной воде, вследствие возрастания коагуляции во времени за счет турбулентного воздействия потока. Вследствие сложности процесса коагуляции и непрерывности изменения свойств взвешенных веществ хлопьевидной структуры делать анализ их осаждения чрезвычайно трудно.

В качестве коагулянтов применяются сернокислый алюминий  $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$  и хлорное железо  $FeCl_3 \cdot 6H_2O$ , которые при растворении в воде подвергаются гидролизу с образованием гидроокисей металлов. Гидроокиси переходят в коллоидное состояние, причем коллоидные частицы слипаются. Взвешенные и коллоидные частицы, содержащиеся в воде, превращаются в рыхлые структуры — хлопья.

Механизм слипания частиц при отсутствии отталкивающих сил может быть представлен в следующем виде. При коагуляции глинистой взвеси частицы гидроокиси, соединяясь между собой и оседая на поверхности глинистых частиц, образуют как бы прослойки, связывающие частицы глины между собой в хлопья. Агрегаты из хлопьев, увеличиваясь, становятся более тяжелыми, способными под действием собственной тяжести выпасть в осадок. При завершении образования хлопьев и осветления воды необходимо установить рациональный режим перемешивания или направленного движения частиц с различными скоростями. В технологических схемах очистки воды с применением горизонтальных отстойников перемешивание потока с коагулянтom осуществляется в смесителях и камерах хлопьеобразования.

Процессы хлопьеобразования при коагулировании взвешенных веществ, содержащихся в воде, и осаждения их в отстойниках сложны и зависят от гидрологических и гидрогеологических факторов естественного водотока, а также от конструктивных элементов сооружений, их технологического и гидравлического режимов эксплуатации, гидрохимических и физических свойств и т. д. Все эти факторы очень сложны и их изучение затруднено. Все же их необходимо учитывать при проектировании и строительстве новых сооружений [43, 45, 88].

### ***Осветлители со взвешенным осадком***

Задача улучшения технологического процесса осветления воды в осветлителях со взвешенным осадком сводится, в основном, к созданию оптимальных условий для получения крупных хлопьев с сильно развитой поверхностью и к сокращению времени их формирования.

В осветлителях достигается высокий эффект осветления воды; вместе с тем они не лишены и недостатков, к числу которых относится чувствительность к изменению скоростей протекания воды через зону взвешенного осадка, к температуре воды и другим параметрам. Во избежание

разрушения взвешенного слоя конвекционными потоками и выноса осадка из осветлителя, температура воды не должна изменяться более чем на  $1^{\circ}\text{C}$  в час, а постепенное изменение расхода воды не должно превышать  $\pm 15\%$  в час.

Эффект работы осветлителя в основном зависит от состояния взвешенного слоя в рабочей камере. Основными факторами, определяющими интенсивность формирования взвешенного слоя и содержание в нем взвеси, является качество исходной воды (наличие взвешенных веществ, ее химический состав, температура), гидравлические условия (скорость восходящего потока воды, распределение ее между зоной осветления и зоной отделения осадка), а также химический состав и структура осадка в самом взвешенном слое (величина хлопьев, их прочность и объемный вес) [83, 87].

Повысить эффективность работы осветлителей со взвешенным осадком целесообразно оптимизацией свойств контактной среды, чего можно достичь внедрением разработок в следующих направлениях [80, 86, 97, 98]:

- увеличение концентрации взвешенного осадка;
- улучшение физико-химических свойств контактной среды (гидравлическая крупность, удельный вес, объемная концентрация, силы сцепления частиц);
- повышение коагулирующей способности взвешенного осадка (изменение  $\xi$ -потенциала и адсорбционной емкости);
- оптимизация условий уплотнения избыточного осадка в осадкоуплотнителе;
- поиск возможности уменьшения доз вводимых коагулянтов.

В осветлителях со слоем взвешенного осадка гидродинамические условия оказывают значительное влияние на характер протекания процесса хлопьеобразования. Интенсивность турбулизации потока воды в данных сооружениях должна способствовать формированию хлопьев коагулированной взвеси с наибольшим отношением массы к размерам [91, 105].

В указаниях по расчету осветлителей различных конструкций рекомендуется принимать высоту слоя взвешенного осадка не менее 2 м, а для осветлителей ЦНИИ МПС эта величина принимается еще большей – до 5–6 м. Между тем при исследованиях существующих осветлителей отмечалась нормальная работа их и при значительно меньшей высоте слоя взвешенного осадка [16, 20, 107].

Наибольшие трудности в эксплуатации осветлителей со взвешенным осадком возникают при обработке маломутных цветных вод, когда формирование взвешенного осадка и укрупнение хлопьев с плотной структурой происходит весьма вяло; концентрация взвешенного слоя недостаточна и сорбционная способность его тоже мала для достижения необходимой степени осветления воды при высоких скоростях восходящего потока в осветлителях.

Положение еще более усложняется зимой, т.е. при низкой температуре исходной воды, когда процессы коагулирования и осветления воды значительно замедляются.

Одним из путей интенсификации работы осветлителей при очистке маломутных вод является искусственное повышение концентрации твердой фазы в исходной воде – введение контактной загрузки [114, 115]. Для этого можно применить добавку к воде механических примесей или рециркуляцию осадка осветлителя. Первый из указанных методов, несмотря на его кажущуюся простоту, трудно осуществим, т.к. требует заготовки и дозирования взвеси с определенными размерами частиц – такими же, как у естественных примесей воды. Второй метод более легкорезализуем, однако требует капитальных и эксплуатационных затрат для внедрения.

Результаты исследований, проведенных Шаховым А. И. и Душкиным С. С. [36, 57] показывают, что введение контактной загрузки в виде кварцевого песка в зону реакции осветлителей со взвешенным осадком позволяет улучшить ряд технологических работ осветлителей, а именно: увеличиваются весовая концентрация взвешенного осадка, гидравлическая крупность и объемный вес хлопьев взвешенного осадка. Улучшение технологических параметров осветления воды в осветлителях с контактной загрузкой позволяет увеличить в них скорость восходящего потока воды и, следовательно, увеличить их производительность. Авторами экспериментально установлено, что в случае применения контактной загрузки при работе на воде мутностью менее  $125 \text{ мг/дм}^3$  производительность осветлителя увеличивается примерно на 15–20% без ухудшения качественных показателей осветленной воды.

Пацюков А.И. отмечает [61, 66, 72], что для обоснования возможности повторного использования ранее образованного осадка при очистке природных вод необходимым и достаточным условием является наличие остаточной адсорбционно-адгезионной способности гидроокиси коагулянта в образовавшемся осадке по истечении времени контакта ее с обрабатываемой водой в первичном сооружении (осветлителе или отстойнике).

Обработка воды с возвратом части отработанного осадка в зону новых порций коагулянта в ряде случаев приводит к значительной (до 30 %) экономии коагулянта и ускорению осаждения коагулированной взвеси в осветлителях [79, 81]. Наблюдаемые эффекты являются следствием более полного использования свойств коагулянта, ускоренного формирования хлопьев в контакте с ранее выделенным осадком.

Существует два способа рециркуляции: по внутреннему и наружному контуру. Рециркуляция по внутреннему контуру предусматривает возврат образовавшихся хлопьев в зону добавления реагента без вывода их из

рециркуляционной емкости. По этому принципу работают осветлители со взвешенным осадком в США, Германии, Франции [24, 82, 85]. Рециркуляция по наружному контуру включает отвод шламовой жидкости из камер хлопьеобразования отстойников, осветлителей или фильтров, частичное отстаивание ее, обеззараживание и возврат осадка в смеситель [81, 93, 99, 102].

При мутности воды менее 20–30 мг/дм<sup>3</sup> необходимы специальные мероприятия для предотвращения флотации коагулянта [11, 12, 104]. Наиболее целесообразным является удаление углекислоты с места ее максимальной концентрации, то есть с поверхности хлопьев или даже зародышей коагулянта в момент их наибольшей адсорбционной активности, следующими методами [32, 33, 93, 103, 104, 105]: понижение pH для последующего удаления CO<sub>2</sub>, переходящей в зоне повышенной ее концентрации у поверхности частиц коагулянта в газообразное состояние; механическое перемешивание воды для отделения от коагулянта грубодисперсных частиц CO<sub>2</sub>; с помощью воздушного барботажа, но со значительно меньшими расходами воздуха, так как задача удаления углекислоты ограничивается зоной высокого ее насыщения у поверхности твердых частиц и облегчается состоянием углекислоты в этой зоне – грубодисперсным или близким к нему.

Коагулированием воды не всегда достигается необходимая степень обесцвечивания, снижения окисляемости и обезжелезивания воды. В этом случае целесообразно применять дополнительно к коагулированию обработку воды флокулянтами (АК, ПАА) и окислителями: хлор, озон, перманганат калия. Большое значение в практике водоочистки имеет применение в качестве сорбента активированного угля.

На подавляющем большинстве очистных станций применяется хлорирование. С целью предотвращения образования при первичном хлорировании канцерогенных соединений возможна замена его озонированием при технико-экономическом обосновании [30, 46, 51, 106].

Эффективность работы осветлителей может быть повышена за счет оптимизации гидравлических условий работы сооружений: загрузка распределительных труб мелким гравием для достижения более равномерного распределения воды по площади осветлителя; уменьшение площади шламоотводящих окон позволяет увеличить скорость прохода воды со шламом; увеличить высоту слоя взвешенного осадка возможно при повышении уровня шламоотводящих окон; дублирование трубы для сброса осветленной воды в осадкоуплотнителе дает возможность увеличения отхода. Приемышев Ю. Р. [68, 82] предлагает реконструкцию осветлителя со взвешенным осадком с



рециркулятором на осветлительно – сорбционный фильтр с пенополистирольной плавающей загрузкой. Однако практическое внедрение конструктивных изменений не всегда представляется возможным по технологическим и экономическим причинам.

По нашему мнению, перспективным способом повышения эффективности работы осветлителей со взвешенным осадком является применение активированного раствора коагулянта сульфата алюминия, что позволяет повысить как производительность очистных сооружений в целом, так и качество очищенной воды [47, 125, 127].

### ***Фильтры***

Вода, поступающая на водопроводные фильтры, содержит в себе вещества различной степени дисперсности. Общая концентрация этих веществ обычно невелика. Тем не менее, вода должна рассматриваться как сложная физико-химическая система. Эта система может быть одновременно отнесена к категории истинных растворов, так как в воде содержатся вещества, диспергированные до размеров ионов и молекул, к категории коллоидных растворов, так как вода содержит коллоидные вещества, и к суспензиям, ибо в воде находятся и сравнительно крупные взвешенные частицы.

При фильтрации через толщу зернистой загрузки водопроводных фильтров состав системы изменяется. Опыт показывает, что практически заметные изменения относятся к содержанию сравнительно крупных суспендированных частиц. Это обстоятельство дает право рассматривать фильтрацию воды на водопроводных фильтрах, как фильтрацию суспензий. Согласно современной интерпретации скорое фильтрование представляет физико-химический процесс, основанный на адгезии взвешенных и коллоидных примесей воды к зернам фильтрующего материала.

Движение воды через фильтрующую загрузку водопроводных фильтров является частным случаем движения жидкостей через зернистые слои и закономерности этого движения должны вытекать из общих законов гидродинамики зернистых слоев. Эти вопросы достаточно полно освещены в трудах Д. М. Минца, Л. С. Лейбензона, Н. Н. Павловского, С. А. Шуберта и другими исследователями [31, 55, 87].

Установлено, что при фильтровании воды на скорых фильтрах справедлив линейный закон, т.е. имеет место ламинарный режим движения воды, критические значения чисел Рейнольдса, определяющие границу применимости закона фильтрации  $Re = 2$  [56, 101, 106].

Повышение эффективности работы фильтров очистных сооружений водопровода в настоящее время осуществляется, в основном, следующими способами:

- путем применения новых фильтрующих материалов с хорошо развитой удельной поверхностью зерен и большой пористостью загрузки;
- искусственным повышением активности поверхности зерен загрузки путем нанесения на нее активных молекулярных групп, увеличивающих положительный заряд потенциала поверхности;
- созданием фильтров с многослойной или неоднородной однослойной загрузкой, обеспечивающей фильтрованием высокомутных вод по убывающей крупности зерен при умеренном росте потерь напора;
- усовершенствованием сборно-распределительных систем фильтров, добиваясь одновременного повышения равномерности распределения промывной воды по площади фильтра, удешевления конструкции, повышения ее надежности и упрощения технологии монтажа [78, 100, 108, 109];
- совершенствованием технологии промывки фильтров;
- предварительной обработкой воды, поступающей на зернистые фильтры, флокулянтами (полиакриламид, активированная кремнекислота и др.).

В качестве фильтрующих материалов используются химически инертные вещества: кварцевый песок (речной или карьерный), дробленый антрацит, доменный шлак, применяются только для задержания взвешенных частичек, или активные загрузки (диатомит, трепел, активированный уголь, дробленый мрамор, полуобожженный доломит), одновременно с осветлением обеспечивающие улучшение некоторых качественных показателей воды [99, 100, 118]. Подбор соответствующей зернистой загрузки фильтров очень важен для их нормальной работы. Выбранный фильтрующий материал должен соответствовать техническим требованиям по фракционному составу и степени однородности размера зерен, а также по механической прочности и химической стойкости в обрабатываемой воде.

В зависимости от качества очищенной воды, требуемой степени ее осветления и производительности установок распространение получили следующие типы фильтров [43, 121, 126]:

1. Фильтры с зернистой загрузкой, в которых в качестве фильтрующей среды используют слой из зерен различных материалов; зерна величиной от 0,3 до 2 мм, высота слоя из зерен различных материалов 0,5 до 2 м. В качестве фильтрующей загрузки применяются самые разнообразные природные и искусственные материалы: кварцевый песок, дробленый антрацит, дробленый керамзит и т.п.

2. Сетчатые фильтры, в которых в качестве фильтрующего слоя используют сетки с мелкими отверстиями для задержания находящихся в воде взвешенных частиц. Применяются разнообразные по конструктивному оформлению сетчатые фильтры, в которых используются металлические сетки, ткань, стеклоткань, сетки из синтетических материалов и т.п.

3. Намывные фильтры, в которых фильтрующая среда образуется из специальных порошков, вводимых в очищаемую воду и накапливающихся на каркасе фильтра.

4. Фильтры, в которых в качестве фильтрующей среды используются эластичные или жесткие объемные пористые материалы (например, открытоячеистый пенополиуретан, пористая керамика и металлокерамика, открытоячеистый полиэтилен и пр.).

В системах городского водоснабжения наиболее распространены фильтровальные сооружения и устройства с зернистыми загрузками. Ввиду относительной простоты регенерации фильтрующего слоя из зернистых материалов, а также из-за меньшего, по сравнению с другими типами фильтров, необходимого давления для пропуска воды через фильтрующую среду при одновременном достижении необходимой степени очистки воды, а также возможности очистки больших количеств воды.

К последним можно отнести, прежде всего, скорые фильтры, непременным условием успешной работы которых является обязательная коагуляция воды перед ее фильтрованием. Коагуляция воды позволяет образовывать агрегативно устойчивые частицы взвеси, что дает возможность эффективно осуществлять очистку воды [52–54]. Для скорых фильтров нормальным процессом считается процесс, когда взвешенные частицы откладываются в толще фильтрующей среды. Глубина проникания задерживаемых частиц зависит от их характера, скорости фильтрования и крупности зерен фильтрующей среды. Скорые фильтры могут выполняться как открытыми, так и в напорном варианте. Максимальная потеря напора в фильтрующей загрузке открытых скорых фильтров принимается равной 3 – 3,5 м, а в напорных фильтрах 6 – 8 м. В открытых фильтрах для обеспечения требуемой удельной производительности сооружений расчетная высота слоя воды над поверхностью загрузки должна быть не менее 2 м.

Значительная скорость фильтрования приводит к достаточно быстрой коагуляции фильтрующего слоя скорых фильтров, что вызывает необходимость их частой регенерации–промывки (до 2–3 раз в 1 сутки). Естественно, что столь частая регенерация загрузки фильтров не может

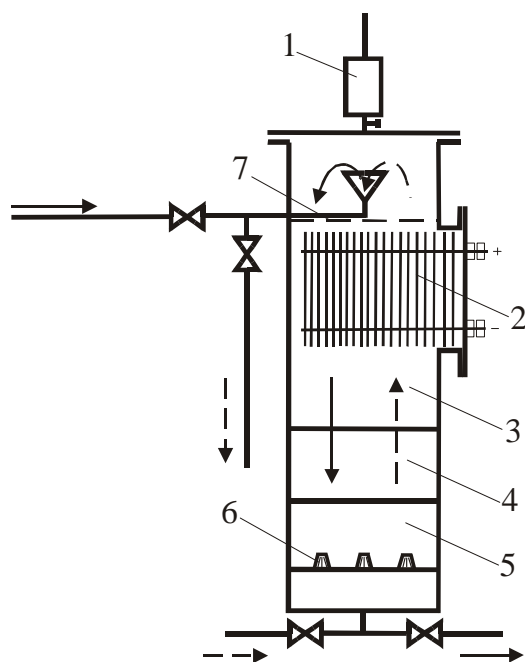
осуществляться снятием верхнего слоя загрузки, как это осуществляется в медленных фильтрах. Регенерацию загрузки скорых фильтров проводят обратной промывкой, при которой происходят взвешивание фильтрующего материала и отрыв загрязнений от зерен загрузки. Промывка фильтрующего слоя может осуществляться водой или водой с добавлением воздуха.

При водяной промывке загрузки скорых фильтров происходит гидравлическая классификация зерен таким образом, что в верхних слоях накапливается в основном мелкие зерна загрузки. Это приводит к увеличению темпа прироста потери напора на протяжении фильтроцикла и, соответственно, к сокращению его продолжительности. Поэтому для скорых фильтров желательно применять по возможности однородные по крупности зерен фильтрующие материалы.

К скорым фильтрам относятся и двухпоточные фильтры, разработанные в Академии коммунального хозяйства им. К.Д. Памфилова и получившие название фильтров АКХ [31]. Сущность работы фильтров АКХ заключается в разделении потока осветляемой воды на две части, одна из которых направляется в верхнюю часть фильтра и фильтруется сверху вниз, а другая – подается в нижнюю часть фильтрующего слоя и фильтруется через него снизу вверх. Таким образом, в фильтре АКХ происходит одновременное фильтрование сверху вниз, как в скорых фильтрах, и снизу вверх, что позволяет существенно повысить грязеемкость фильтрующей загрузки и повысить скорость фильтрования. Отвод очищенной воды на фильтрах АКХ осуществляется с помощью так называемого среднего дренажа, располагаемого в толще фильтрующего слоя. Промывка этих фильтров осуществляется единым потоком воды снизу вверх с подачей дополнительного расхода через средний дренаж для предотвращения забивания щелей в дренаже зернами фильтрующей загрузки.

К сожалению, фильтры АКХ не нашли широкого применения ввиду сложности изготовления дренажной системы, располагаемой в толще фильтрующей загрузки, а также усложнения эксплуатации фильтра из-за необходимости иметь дополнительную операционную задвижку для подачи через средний дренаж дополнительного промывного расхода воды. По-видимому, при переводе режима эксплуатации фильтров АКХ на полностью автоматический и при разработке надежной конструкции промежуточного дренажа подобные фильтры найдут достаточно широкое применение, поскольку они дают возможность в значительной степени интенсифицировать работу фильтровальных станций.

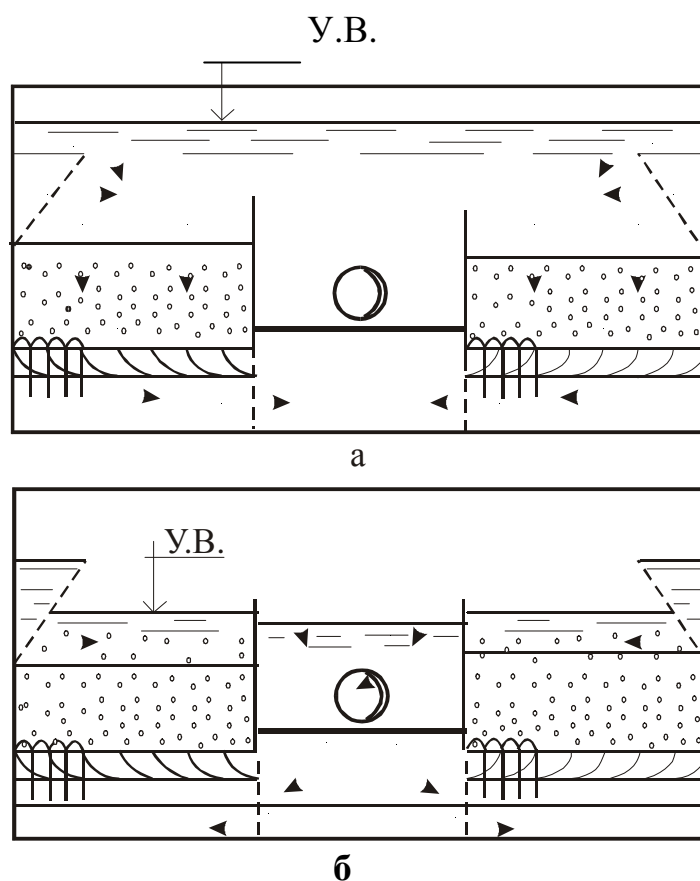
Совмещение нескольких процессов обработки воды в одном фильтре может быть выполнено комбинированными конструкциями фильтрами. Например: фильтром-электролизером (рис. 1.7), в верхней части которого осуществляется предварительная электрокоагуляция примесей воды при помощи электролизера с алюминиевыми или железными электродами. При промывке фильтра происходит очистка электродов от пассивирующих пленок и отложений. Эти фильтры нашли применение на судовых водоочистных установках [10, 44].



**Рис. 1.7** – Фильтр-электролизер

1–газоотделитель; 2–кассета электролизера; 3–загрузка из керамзита 2–3 мм; 4–загрузка из антрацита 1,2–2 мм; 5–загрузка из кварцевого песка 0,5–0,8 мм; 6–дренажные колпачки; 7–уровень расширившейся загрузки при промывке  
 движение воды при фильтрации  $\longrightarrow$  ; движение воды при промывке  $\cdots\cdots\longrightarrow$

Фирмой "Дегремон" (Франция) широко применяются фильтры "Аквазур-V" с низким отводом промывной воды и подачей во время промывки отстоянной воды для улучшения удаления отмытых водовоздушной промывкой загрязнений (рис. 1.8). При интенсивности промывки  $4,2 \text{ л/с}\cdot\text{м}^2$  и продувки –  $14\text{--}17 \text{ л/с}\cdot\text{м}^2$  и достигается хорошая отмывка песка от загрязнений при расходе воды 1–2% от объема фильтрата.



**Рис. 1.8** – Фильтр «Аквазур» (фирма «Дегремон»);

*а* – в режиме фильтрования; *б* – в режиме водовоздушной промывки

М. Б. Журба с сотрудниками для очистки воды рекомендует применять фильтры с плавающей загрузкой из полистирола [46–49]. Особенностью работы фильтров с пористой средой из гранул пенополистирола, шунгизита и других плавающих загрузок с размером зерен 0,3–15 мм, является то, что эта загрузка не требует сложных нижних дренажных систем и специальных промывных насосов. Для удержания загрузки в фильтре достаточно устроить решетки или перекрытия из железобетона с фильтрующими кассетами или гидрозатворами.

Повысить адсорбционные и адгезионные свойства зернистой загрузки можно путем ее модификации, т.е. создании на ее поверхности дополнительных активных центров и зарядов, противоположных по знаку заряда частиц загрязнений [84, 85]. Технологически это можно осуществить путем замачивания фильтрующей загрузки в течение 5–30 мин. раствором полиакриламида, раствором сульфата алюминия и др.

К дренажным системам фильтров предъявляются следующие требования:

- равномерность распределения промывной и сбора фильтровальной воды на площади фильтра;
- достаточная механическая прочность поддержания массы загрузки и воды;
- незасоряемость отверстий и щелей при фильтровании и промывке.

Наиболее широко до настоящего времени применяются дренажи трубчатые большого сопротивления с поддерживающими слоями из щебня и гравия, имеют некоторые распространение дренажи из щелевых труб, колпачков ВТИ–5, ВТИ–К и "Дегремон". На некоторых водопроводах эффективно используются дренажи из пористого бетона и пористого полимербетона [50, 127].

За рубежом широко применяются дренажи из пористых керамических плит и блоков, пластмассовых блоков со щелями, дренажи Уиллера с фарфоровыми шарами, плиты и трубы с колпачками различной конструкции и др.

Наиболее трудоемким в изготовлении, но не требующим поставки готовых изделий, является традиционный трубчатый дренаж большого сопротивления с поддерживающими слоями. На работу этого дренажа качество укладки поддерживающего слоев гравия оказывает определяющее значение.

Отказываться от поддерживающих слоев гравия можно при замене дырчатых труб на трубы с узкими щелями (на 0,1 мм меньше наименьшей фракции загрузки) или при использовании щелевых колпачков или пористых плит [107, 126]. Щелевые трубы и колпачки рекомендуется засыпать гравием крупностью 4–8 мм на 50 мм выше труб.

Разработаны пористо–бетонные дренажи следующих конструкций: с уложенной на продольные стенки поддерживающей плитой с крупными порами, а на нее – дренажной плитой из пористого бетона с заполнителем из гравия или щебня крупностью 3...10 мм; с уложенной на продольные стенки плитой из пористого бетона; дренаж, представляющий собой многоканальный пустотелый блок, нижняя часть которого выполнена из плотного, а верхняя – из пористого бетона [101, 106].

Такие дренажи успешно работают на ряде фильтровальных станций, обеспечивая высокую степень отмывки загрузки. Однако при реагентной обработке воды пористый бетон через 1...3 года начинает разрушаться. Поэтому в качестве связующего материала используется портландцемент и пуццолановый цемент. Для получения стойкого в агрессивной среде пористого бетона предлагается применять глиноземистый цемент.

Успешно используется пористый полимербетон [98], в котором в качестве заполнителя применяется щебень из гравия с крупностью зерен 3...10 мм; связующим является эпоксидная смола ЭД–20 или ЭД–16 с отвердителем ПЭПА по ТУ 6–02–594–80 при соотношении расхода смолы и отвердителя по массе 10:1; оптимальное соотношение массы заполнителя и связующего принимается 15...25 с уточнением при помощи пробных замесов; при этом с увеличением

крупности заполнителя удельная поверхность уменьшается, и расход смолы следует сокращать, так как при чрезмерном расходе она затекает на нижнюю поверхность элемента и увеличивает сопротивление полимербетона; потери напора в полимербетоне с толщиной образца 0,05 м должны быть 0,05...0,15 м.

Лотковый дренаж представляет собой продольные по длине фильтра каналы, перпендикулярные сборному карману, образованные опорными стенками и перекрытые сверху неармированными полимербетонными плитами.

Полимербетонные плиты изготавливают обычно непосредственно на станции. Рекомендуемый размер их равен 0,30 x 0,60 x 0,05 м. Торцы плит, перпендикулярные лоткам, имеют фаски под углом 45...60°. Образовавшиеся после монтажа плит пазы заделывают полимербетоном того же состава. Плиты к опорным стенкам крепят цементным раствором или эпоксидной мастикой (мелкий кварцевый песок и эпоксидная смола с отвердителем или цемент с ней же).

К основным недостаткам в работе дренажно–распределительной системы (ДРС) фильтров можно отнести следующие:

- сложность конструкции ДРС с горизонтальной компенсацией и с поддерживающими гравийными слоями;
- неравномерность промывки фильтрующего материала;
- трудоёмкость ремонтных и восстановительных работ;
- недостаточное качество очищенной (профильтрованной) воды.

Перспективным направлением является изготовление дренажно–распределительной системы из полимерных материалов (внешний слой) на базовой дырчатой полиэтиленовой трубе. Эти дренажи просты в изготовлении, монтаже, надёжны в эксплуатации, сравнительно недороги, отличаются малым гидравлическим сопротивлением и др. Дренажно–распределительная система скорых фильтров из трубчатых полиэтиленовых элементов впервые внедрена в практику водоочистки научно–производственными фирмами “Экополимер” и “Экотон” (Украина) [45, 46]. Эти дренажные системы фильтров имеют существенные отличия от других дренажных систем: не требуются поддерживающие слои, обеспечивают равномерный сбор фильтрата и распределение промывной воды, характеризуются стойкостью к коррозионным и абразивным воздействиям, имеют сравнительно низкое гидравлическое сопротивление, имеют стойкость к гидравлическим и аэродинамическим ударам, обладают простотой монтажа и демонтажа элементов распределительной системы, позволяют проводить профилактические и ремонтные работы без полной выгрузки фильтрующих материалов, обеспечивают длительный срок эксплуатации без замены.



Водяная промывка – наиболее простой и в конструктивном оформлении самый распространенный способ восстановления фильтрующей способности зернистых загрузок. Однако он имеет ряд недостатков, так как при его применении:

- не всегда обеспечивается необходимая эффективность отмывки фильтрующего слоя;
- происходит гидравлическая сортировка загрузки, что ведет к сокращению продолжительности фильтроциклов и снижению производительности сооружений;
- расходуется большое количество воды (до 7–8 м<sup>3</sup> на 1 м<sup>2</sup> поверхности фильтрующего слоя), что в свою очередь требует использования мощных насосов и больших емкостей для накопления запаса воды на промывку;
- требуются большие сооружения для обработки промывных вод при повторном использовании.

Эффективность водяной промывки может быть повышена за счет увеличения интенсивности промывки. Однако, во–первых, возможности такого увеличения мощности промывного насосного оборудования, габариты сооружений повторного использования воды и обработки осадка, а также подводящих и отводящих коммуникаций. Технологическая эффективность промывки скорых фильтров может быть повышена следующими технологическими приемами: дополнительной поверхностной промывкой, водовоздушной, пульсирующей, с чередующейся по площади фильтра интенсивностью.

Дополнительная поверхностная промывка с интенсивностью 3...4 л/(с·м<sup>2</sup>) при напоре от 30 до 40 м уменьшает возможность смещения гравийных слоев и повышает эффективность отмывки за счет разрушения грязевых комков и интенсивной отмывки загрузки в верхних, наиболее загрязненных слоях.

Применение воздуха дает возможность резко сократить количество воды, необходимое для промывки фильтровальных сооружений, и, соответственно, уменьшить размеры подводящих и отводящих коммуникаций и задвижек, мощность насосного оборудования и объемы сооружений повторного использования промывной воды.

Истинная скорость движения воды в поровом пространстве при водяной промывке не превышает 2,5–30 см/с. Скорость подъема воздушных пузырьков в водной среде, по крайней мере, на порядок выше и составляет 25–30 см/с. при движении в фильтрующем слое пузырьки воздуха увлекают за собой некоторую часть воды, поэтому местные скорости потока резко возрастают.

Вследствие этого усиливается отрыв от поверхности зерен фильтрующего слоя.

Известно два основных режима водовоздушной промывки: раздельная и совместная [82, 90].

При осуществлении раздельной водовоздушной промывки в воду сначала подают только воздух в течение 2–3 мин с интенсивностью 15–20 л/(с·м<sup>2</sup>). На втором этапе происходит отрыв накопившихся за фильтроцикл загрязнений от поверхности зерен загрузки, а вынос загрязнений из загрузки практически не происходит. На втором этапе подается вода с обычной интенсивностью, как и при чисто водяной промывке, в результате чего происходит удаление оторванных загрязнений из порового пространства загрузки и их транспортирование к отводящим желобам. Однако этот режим водовоздушной промывки может быть применен только в фильтровальных сооружениях с нисходящим потоком воды, когда основная масса загрязнений накапливается в верхних слоях загрузки.

Более эффективной является совместная водовоздушная промывка, которая обычно проводится в три этапа. На первом этапе длительностью 1–2 мин подается только воздух интенсивностью 15–20 л/(с·м<sup>2</sup>). При такой предварительной промывке загрузки воздухом происходит выравнивание гидравлического сопротивления по площади фильтра, что способствует равномерному распределению промывной воды на последующих этапах промывки и исключает возможность перераспределения водяных потоков и, соответственно, смещение слоев загрузки.

Пульсирующая промывка заключается в чередовании по времени периодов промывки (до 1 мин) и периодов практически полного ее прекращения на время порядка 0,5 мин. В результате сокращается объем промывной воды, увеличивается вынос загрязнений, уменьшаются остаточные загрязнения, увеличивается грязеемкость загрузки, удлиняется фильтроцикл и повышается качество фильтрата. Для создания пульсаций необходимо на трубопроводе подачи промывной воды устанавливать специальный пульсатор, который представляет собой корпус, внутри которого электродвигателем вращается с постоянной скоростью затвор, периодически поток промывной воды.

По предложению Одесского инженерно–строительного института для фильтров с однослойной загрузкой без поддерживающих слоев используют чередующуюся по площади фильтра интенсивность промывки. Такая промывка сокращает расход промывной воды, с одновременным увеличением грязеемкости загрузки и удлинением фильтроцикла за счет уменьшения гидравлической сортировки загрузки [96].

Эффективность работы сооружений по фильтрованию воды определяется не только их конструктивными особенностями и гидравлическими условиями, но физико–химическими и структурно–механическими свойствами взвеси, задерживаемой в порах загрузки. Улучшение этих свойств – одна из основных задач повышения эффективности процесса фильтрования воды. В последние годы для улучшения структурно–механических свойств взвеси широко применяют флокулирование воды непосредственно перед фильтрами.

Исследования, выполненные авторами, позволяют утверждать, что эффективность фильтрования воды на очистных сооружениях водопровода можно повысить путем использования активированных растворов реагентов, что находит выражение как в улучшении технологических параметров работы фильтров, так и в повышении качества осветленной воды [47, 123, 124].

### *Контактные осветлители*

Метод очистки воды, основанный на использовании явления контактной коагуляции, называется методом контактного осветления. Данный метод в состоянии обеспечить высокий и устойчивый эффект при различных изменяющихся по сезонам года физико–химических условиях коагуляции, с меньшими дозами коагулянта, чем в обычной схеме очистки воды с отстаиванием и фильтрацией [3, 5, 125].

Все преимущества контактного метода осветления воды реализуются в специальном сооружении – контактном осветлителе [114, 119, 121].

Работа сооружений, предназначенных для выделения коагулированной взвеси в осадок, основана, главным образом, на двух принципах – осаждении под действием сил тяжести и прилипании к зернам фильтрующих загрузок. Осаждение осуществляется или из горизонтального потока воды (отстойники), или из вертикального потока, псевдоожигающего твердую фазу продуктов гидролиза (осветлители). Отделение взвеси фильтрацией производят при движении воды сверху вниз (фильтры) или снизу вверх (контактные осветлители). Центробежные силы при выделении коагулированной взвеси используются редко [96].

Фильтрование суспензий через пористую среду может протекать двояко: с образованием осадка над фильтрующим материалом и без образования осадка.

Для разделения концентрированных суспензий в технологии очистки воды распространение получили фильтры, в которых фильтрация идет с образованием осадка на поверхности фильтрующей основы. Слой осадка из задержанных частиц сам является фильтрующим материалом и играет

основную роль в очистке растворов [19, 99]. По характеру фильтрующего слоя выделяют: фильтры с зернистой загрузкой, с сетчатой загрузкой, тканевые, намывные. Сетчатые фильтры применяют, главным образом, для грубой очистки, микросетчатые – для удаления планктона, тканевые фильтры – в полевом водоснабжении, намывные – при очистке маломутных вод при небольшом расходе воды. Наиболее широкое применение в технологии очистки воды получили зернистые фильтры. Если фильтрация идет без образования осадка на поверхности загрузки фильтров, коагуляция проходит в две стадии. В первой стадии осуществляется коагуляция в свободном объеме воды с агрегацией частиц и осаждением в камерах хлопьеобразования в отстойниках. Во второй стадии коагуляция завершается как контактная коагуляция в загрузке фильтров [27, 28, 36, 103]. На фильтры вместе с водой поступают частицы или мельчайшие агрегаты частиц, не успевшие воссоединиться в крупные хлопья в течение длительного (несколько часов) пребывания воды в камере хлопьеобразования и в отстойнике. Однако за сравнительно короткое время, в течение которого вода проходит через слой песка, она осветляется вследствие коагуляции на зернах фильтрующей загрузки. Следовательно, процесс коагуляции в зернистой загрузке идет значительно быстрее, чем в обычных условиях.

Установлено было, что контактная коагуляция взвешенных и коллоидных примесей воды на зернах песка при движении воды через зернистую загрузку фильтров происходит значительно быстрее, полнее, стабильнее при изменении физико–химических условий коагуляции по сезонам года. И, наконец, при меньших дозах коагулянта, чем обычная коагуляция этих примесей в свободном объеме воды в камерах хлопьеобразования и отстойниках [24, 56, 57].

Действие обычных скорых фильтров, работающих без образования осадка на поверхности фильтрующей загрузки, основано на явлении контактной коагуляции. Однако ни устройство скорых фильтров, ни их место в технологической схеме очистки воды не позволяют использовать те большие преимущества, которые присущи явлению контактной коагуляции, как одному из методов разделения суспензий. Устройство загрузки скорых фильтров не отвечает закономерностям контактной коагуляции, а целиком приспособлено для механической фильтрации через фильтрующую пленку, хотя такая фильтрация в действительности при нормальной работе фильтров не имеет места. Основная масса загрязнений скапливается здесь в верхних слоях мелкозернистого песка, что является причиной малой грязеемкости скорых фильтров [64, 65].

В технике очистки воды применяется и еще одно сооружение, в котором по существу происходит контактная коагуляция. Это осветлители со взвешенным осадком. Контактная коагуляция здесь происходит на поверхности хлопьев, взвешенных в восходящем потоке воды, однако, само образование взвешенного шлама возможно лишь в условиях, благоприятных для коагуляции в объеме, которая и регламентирует режим работы осветлителей со взвешенным осадком [75, 115]. При движении воды через взвешенный в потоке осадок, одновременно с укрупнением хлопьев происходит и их разрушение под действием потока. Это неизбежно сопровождается выносом в той или иной концентрации мельчайших хлопьев за предел осветлителя. Таким образом, осветлитель со взвешенным осадком может применяться лишь для предварительной обработки воды с обязательным последующим фильтрованием. В то же время контактная коагуляция на зернах зернистого слоя обеспечивает полную очистку воды и лишена существенного недостатка осветлителей со взвешенным осадком – гидродинамической неустойчивости взвешенного в восходящем потоке воды осадка, так как в зернистом слое хлопья закреплены на зернах песка силами прилипания.

Контактные осветлители представляют собой сооружения для осветления и обесцвечивания воды, совмещающие функции камеры хлопьеобразования, отстойника и скорого фильтра; являются разновидностью скорого фильтра. Работают контактные осветлители по принципу фильтрования в направлении убывающей крупности зерен через слой загрузки большой толщины; действие их основано на принципе контактной коагуляции, которая происходит при фильтровании воды через зернистую загрузку (если введен коагулянт) [104, 105].

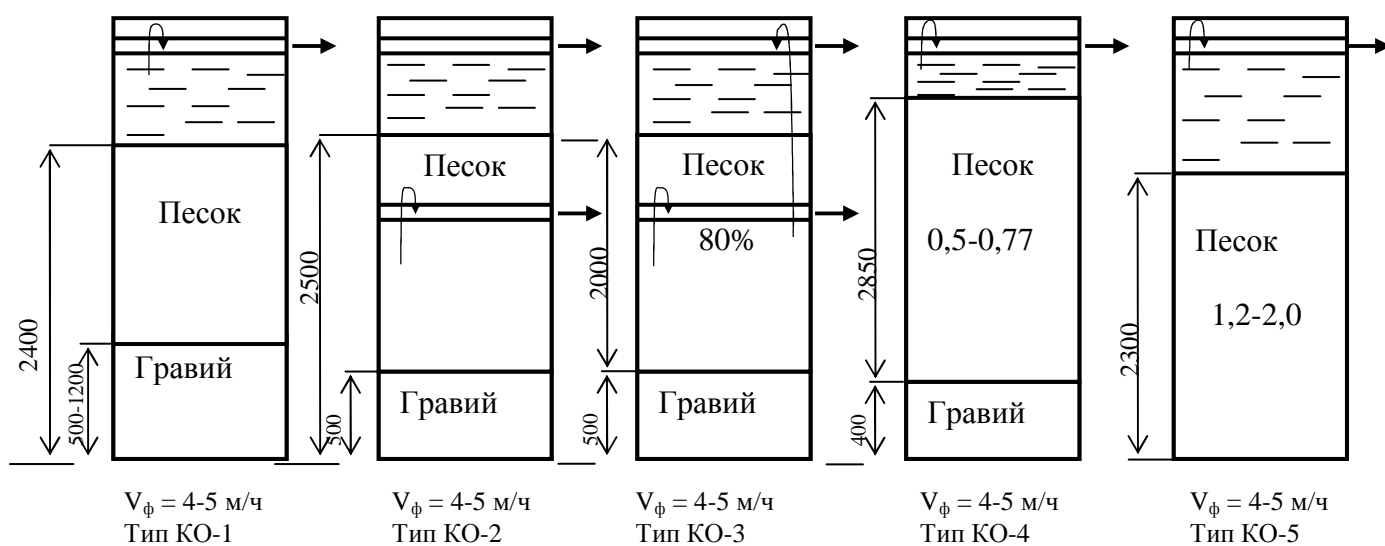
Контактные осветлители целесообразно применять в одноступенчатых схемах очистки маломутных цветных вод, когда общее содержание взвешенных веществ в поступающей на контактные осветлители воде, включая взвесь, образующуюся в результате введения в воду реагентов, не превышает 150 мг/л. При большем содержании взвеси в воде резко возрастает расход воды на промывку контактных осветлителей [52, 59].

Преимущества метода контактного осветления воды, заключающиеся в принципиальной возможности осветления воды в одном сооружении, уменьшении доз коагулянта, возможности получения высокого эффекта осветления воды без применения каких-либо дополнительных реагентов и, наконец, в возможности осветления больших масс воды при минимальных потерях напора, требуют применения специального сооружения, отвечающего закономерностям контактной коагуляции. Радикальной мерой увеличения

грязеемкости загрузки является фильтрование воды в направлении убывающей крупности зерен, этот принцип имеет место в контактном осветлителе.

Нами установлено, что процесс контактной коагуляции может быть интенсифицирован за счет повышения гидравлической крупности коагулируемых примесей при обработке воды активированным раствором коагулянта [122]. При этом сетчатая структура геля, образующегося на поверхности загрузки, является более структурированной, что позволяет, в свою очередь, улучшить технологические параметры работы контактных осветлителей и в конечном итоге – повысить эффективность работы контактных осветлителей [113, 119, 120]. Контактные осветлители весьма эффективны при очистке маломутных цветных вод вне зависимости от температуры исходной воды.

Контактные осветлители, предложенные Академией коммунального хозяйства им. Панфилова, прочно вошли в практику водоочистки [30]. Параллельно с внедрением и использованием контактных осветлителей была начата практика поиска методов повышения эффективности их работы. Существует несколько типов контактных осветлителей [12, 113, 121, 126], наиболее распространенные из них приведены на рис. 1.9.



**Рис. 1.9** – Наиболее распространенные схемы контактных осветлителей

Контактные осветлители, в которых устойчивость фильтрующей загрузки в восходящем потоке воды обеспечивается собственным весом самой загрузки, получили наименование КО-1: обрабатываемая вода, предварительно смешанная с коагулянтом, с помощью распределительной системы в нижней части осветлителя равномерно распределяется по площади сооружения и фильтруется в направлении снизу вверх через весь слой загрузки. В толще загрузки происходит контактная коагуляция примесей, загрязняющих воду.

Осветленная вода собирается желобами, расположенными над слоем загрузки [115, 116]. Существенный недостаток конструкции КО–1 – малая скорость фильтрации воды (4,5–5,5 м/час); постоянная угроза загрязнения распределительной системы (влечет нарушение нормального режима работы сооружения); потребность в предварительной грубой очистке воды (удорожает строительную стоимость очистных сооружений и увеличивает затраты на их эксплуатацию); невозможность форсирования производительности станции и обработки воды в период максимального водопотребления [113].

Контактные осветлители, работающие в отбором осветленной воды из толщи загрузки, получили наименование осветлителей типа КО–2: подача воды на осветлитель и ее распределение по площади сооружения осуществляется аналогично КО–1, а отбор осветленной воды производится с помощью специального дренажа, выполненного из щелевых труб в толще загрузки. Верхние слои загрузки менее подвержены взвешиванию, поэтому скорость восходящего потока воды не ограничивается условиями устойчивости загрузки, но регламентируется практической продолжительностью работы между промывками. Для практического применения КО–2 не были рекомендованы из-за сложности конструкции [117].

В контактном осветлителе типа КО–3 в отличие от КО–2 только 80% осветленной воды отбирается дренажем, заложенным в толще загрузки, а 20% – верхними сборными желобами. КО–3 позволяет доводить скорость фильтрации до 10 м/ч. Особенностью контактных осветлителей типа КО–1 и КО–3 является ограничение скорости входящего потока и величины предельной потери напора условием равенства сил гидравлического давления и тяжести фильтрующей загрузки. Некоторые авторы отмечают, что контактному осветлителю КО–3 присущи в полной мере все недостатки КО–2 плюс значительное усложнение конструкции и эксплуатации. Еще одной особенностью КО–3 являются применение воздуха при промывке, низкий отвод промывной воды, повышенная высота и крупность фильтрующей загрузки. В результате применения водовоздушной промывки сокращены расход промывной воды и интенсивность промывки, что создает предпосылки для интенсификации работы контактных осветлителей и расширяет пределы возможной площади ячеек. Низкий отвод позволяет увеличить высоту фильтрующего слоя и скорость фильтрации или уменьшить строительную высоту сооружений и создать такой режим промывки, при котором фильтрующая загрузка не расширяется. Поэтому в КО–3 не имеет места явление гидродинамической неустойчивости загрузки в процессе промывки;

тем самым устраняется одна из причин смещения слоев загрузки и повышается надежность и эффективность работы сооружений. Одним из основных элементов КО–3 является система горизонтального (низкого) отвода промывной воды. Принцип ее действия заключается в том, что поток выходящей из загрузки промывной воды меняет свое направление и движется горизонтально в небольшом слое; это позволяет получить скорости, достаточные для транспортирования вымываемых загрязнений. Преимущества низкого отвода воды наиболее полно могут быть реализованы при нерасширяющейся загрузке, поскольку в этих условиях можно создать горизонтальный поток небольшой глубины (15–25 см), не опасаясь выноса песка. В КО–3 можно применять безгравийные и гравийные распределительные системы. В технологии очистки природных вод рекомендованы контактные осветлители КО–1 и КО–3. В модифицированном контактном осветлителе типа КО–3р (с решеткой) установлена решетчатая конструкция в толще фильтрующей загрузки, позволяет достигать потери напора, при которой силы гидродинамического давления будут больше силы тяжести при условии, что с самого начала рабочего цикла скорость фильтрации остается меньше критической скорости. Механизм действия решеток связан с уплотнением загрузки в зоне расположения решетки под влиянием гидродинамических сил. Экономия расхода промывной воды примерно в 2 раза по сравнению с КО–1, вода распределяется по площади сооружения более равномерно, предотвращая возможность перемешивания и смещения слоев загрузки [108].

Конструкция контактного осветлителя типа КО–4 отличается большим (по сравнению с предыдущими) слоем мелкозернистых фракций в загрузке и может обеспечить высокий и устойчивый эффект очистки обрабатываемой воды, но увеличить скорость фильтрации невозможно ввиду наличия мелких фракций верхних слоев загрузки. К тому же высота загрузки в нем больше обычной (примерно на 1000 мм), что значительно повышает строительную стоимость сооружений этого типа [96, 97].

Конструкция контактных осветлителей типа КО–5 отличается крупнозернистой загрузкой и отсутствием гравийных поддерживающих слоев. Положительная черта – конструкция распределительных систем, не требующих устройства гравийных слоев, что дает большие возможности для усовершенствования метода контактного осветления воды. Кроме того, за счет ликвидации гравийных слоев может быть увеличена высота рабочего слоя загрузки, что создает условия для повышения скорости фильтрации при соответствующем увеличении крупности зерен слоя. Ликвидация гравийных



слоев позволяет применять сжатый воздух для промывки контактного осветлителя, что может снизить расход промывной воды, а, следовательно, и расходы на эксплуатацию сооружения. Особое внимание было уделено работе колпачкового дренажа, имеющего большое сопротивление и выполненного из винилпластовых колпачков новой конструкции.

Существуют и другие типы контактных осветлителей, отличающихся типом и крупностью загрузочных материалов, а также рядом конструктивных особенностей [97, 98].

Рассмотрение опубликованных работ [21, 85, 88, 89] позволяет выделить следующие методы интенсификации процесса осветления:

- фильтрование в направлении убывающей крупности зерен загрузки, а также ее укрупнение с одновременным увеличением высоты слоя с целью снижения интенсивности прироста потерь напора за счет рассредоточения загрязнений в возможно большем объеме (наиболее удачно это реализуется в контактных осветлителях);

- применение различных способов предварительной обработки воды с целью увеличения плотности и прочности задерживаемых фильтром загрязнений, более равномерного их распределения в толще фильтрующего слоя;

- применение для загрузки зернистых материалов с высокой межзерновой пористостью и развитой удельной поверхностью.

Каждый из методов в зависимости от конкретных условий обеспечивает повышение производительности сооружений в 1,5–3,0 раза, они получили инженерное воплощение и используются в практике водоочистки. Комплексное использование преимуществ названных методов открывает возможность создания еще более высокопроизводительных конструкций осветлительных сооружений, значительного снижения капитальных и эксплуатационных затрат.

Одной из главных задач системы водоснабжения является повышение эффективности работы сооружений и увеличение подачи воды очистными сооружениями. Эта задача в большинстве случаев может быть разрешена переоборудованием части или всех действующих сооружений в контактные осветлители. Такое переоборудование обычно позволяет интенсифицировать работу очистной станции без затрат на новое строительство, либо с уменьшением этих затрат. Одно из решений задачи интенсификации работы действующих сооружений заключается в переоборудовании части фильтров в контактных осветлители, а остальных фильтров – в фильтры АКХ [82].

Переоборудование скорых фильтров в контактные осветлители не встречает особых затруднений и требует сравнительно небольших изменений отдельных узлов. Переоборудование вертикального отстойника требует устройства такой же распределительной системы, водоотводящих желобов, сборного кармана и обслуживающих коммуникаций; ограничивающим условием является лишь возможность обеспечения необходимой интенсивности промывки контактных осветлителей [79, 82]. Переоборудование горизонтальных отстойников решается путем разделения их на отдельные ячейки контактных осветлителей и не встречает принципиальных трудностей; однако, требует проведения значительных строительных работ. Переоборудование всех действующих сооружений в контактные осветлители, включая и отстойники, позволяет интенсифицировать работу водоочистных сооружений еще в большей степени [50, 57].

Существуют и отрицательные точки зрения на применение контактных осветлителей, в сравнении с фильтрами АКХ при переоборудовании водоочистных станций [60, 67]. Для наглядности автор предлагает условно разделить контактный осветлитель на «префильтр» и «фильтр», объединение которых в одном сооружении сделано с целью удешевления. Однако, уменьшение скорости фильтрования на тонкозернистом верхнем слое «фильтре» не позволит использовать преимущества фильтрования через крупнозернистый песок. В результате получится не удешевление, а удорожание сооружения по сравнению с отдельными префильтрами и фильтрами. Если принять во внимание, что обычные фильтры могут быть использованы без всякой переделки, а для улучшения их работы нужно пристроить только префильтры или переделать отстойники на префильтры, тогда станет очевидным, что от применения контактных осветлителей получается гораздо меньшая экономия.

Условиями эффективной работы контактных осветлителей являются соблюдение установленной скорости фильтрования, а также своевременная и качественная промывка и сохранение загрузки в надлежащем санитарном и техническом состоянии. Это достигается увеличением продолжительности фильтроцикла при работе на относительно невысоких скоростях фильтрации, а оптимальным технологическим режимом будет режим с максимально допустимой скоростью фильтрации, при которой обеспечивается заданное качество фильтрации.

Опыт эксплуатации станций контактного осветления воды позволил выявить также, что одним из направлений повышения эффективности работы

контактных осветлителей является снижение эксплуатационных расходов. Одним из фактов, препятствующих смещению слоев загрузки контактных осветлителей, являются достаточная интенсивность промывки, в частности, снижение расходов промывной воды. Одновременно сокращается интенсивность подачи и общий расход промывной воды и уменьшается продолжительность сброса первого фильтрата. Анализ результатов исследований показывает, что при одинаковом фильтроцикле на КО с водовоздушной промывкой производительность сооружений выше [52]. Предложено также было до включения контактных осветлителей на промывку полностью удалить воздух из трубопроводов, подающих промывную воду, и следить, чтобы не было подсоса воздуха насосом или промывного бака; а также не допускать работы сооружения до создания вакуума во избежание потерь напора в загрузке из-за накапливающегося в зернах загрузки воздуха. После каждого опорожнения контактные осветлители тщательно дезинфицируют и медленно заполняют водой, сбрасывая первый фильтрат. Эффективность работы контактных осветлителей и пенополистирольных фильтров зависит от гранулометрического состава и толщины загрузки, направления фильтрования. Для усиления гарантии качественной очистки воды контактными осветлителями необходимо по возможности сократить время от момента пуска сооружения до момента установления стабильного режима осветления [56].

Существуют различные мнения о роли гравия в водоочистных сооружениях. Некоторые исследователи утверждают, что гравий применяется только для того, чтобы вышележащий песок не мог попасть в распределительную систему сооружения. Другие склонны считать гравий хорошим распределителем промывной воды по площади сооружения, полагая, что во время промывки гравий исключает размывающее действие отдельных струй воды на песчаную загрузку [90, 99]. Другим направлением по усовершенствованию метода контактного осветления воды явилась разработка мер, предотвращающих возможность смещения гравийных слоев загрузки контактных осветлителей. Отмечаемые на некоторых водоочистных станциях смещения гравийных слоев резко ухудшают показатели работы контактных осветлителей. Поэтому борьба со смещениями слоев представляла собой важнейшую задачу [118]. Одной из причин смещения гравийных слоев является засорение труб распределительной системы грубыми примесями воды. На всех станциях контактных осветлителей во избежание этого используются входные устройства с микрофильтрами, а наиболее целесообразно применение на входных камерах барабанных сеток, что обеспечивает надежную защиту

распределительных систем от засорения и заиливания, исключает возможность прохода загрязнений мимо фильтрующих элементов и полностью избавляет от необходимости их прочисток и промывок [108, 117, 118]. Смещение слоев загрузки состоит в том, что ее крупнозернистые фракции скапливаются в одних местах площади осветлителя, а мелкозернистые – в других. В процессе очистки это приводит к увеличению скорости восходящего потока воды в местах скопления крупных зерен, что является причиной ухудшения качества воды и преждевременного выключения осветлителя из работы. Во время промывки основная масса промывной воды устремляется в места скопления крупных зерен. Продолжительность промывки и расход промывной воды резко возрастают. Смещение слоев быстро прогрессирует от цикла к циклу, и контактный осветлитель выходит из строя. В местах повышенных скоростей наблюдается преждевременный вынос загрязнений, и контактный осветлитель должен выключаться на промывку, несмотря на то, что задерживающая способность остальной (большей) части загрузки использована далеко не полностью. Причиной первоначального сдвига исследователи считали неравномерное распределение промывной воды по площади сооружения, в результате которого возникают горизонтальные потоки, перемещающие мелкий гравий. Турчинович В.Т. считает, что горизонтальные потоки могут возникнуть в начале промывки из-за прорывов воды в отдельных местах загрузки [119, 120]. Бейлис Д. и Серебряков Н. Б. полагают, что сдвиг гравия происходит в момент начала расширения песка и устранить это явление нельзя. Бейлис Д. [114] отмечал, что гравий перемещается вихрями воды и песка и эти вихри образуются в разных точках по площади сооружения из-за того, что поток воды не может спокойно проникать из гравия в песок. Минц Д.М. [121] предположил, что при неравномерном распределении промывной воды по площади контактного осветлителя, когда скорость восходящего потока воды неодинакова в различных местах сооружения, плотность взвешенного слоя в этих местах также будет различна; а смещение слоев связано с их подвижностью, но подвижность исключается, пока идет фильтрация через плотный зернистый слой. Во время промывки, когда зернистый слой взвешивается и приобретает текучесть, появляется возможность смещения гравийных невзвешиваемых слоев.

Плотность невзвешиваемого зернистого слоя зависит от скорости восходящего потока в той большей степени, чем меньше размер зерен. Следовательно, при неравномерном распределении промывной воды по площади, когда скорость восходящего потока в различных точках неодинакова,

плотность пульпы также неодинакова. Таким образом, при неравномерной промывке неизбежна циркуляция зерен. В глубинных слоях происходит засасывание частиц в зону повышенных скоростей, а на поверхности взвешенного слоя – выбрасывание их в зону пониженных скоростей. Если загрузка неоднородна по величине, то при такой циркуляции неизбежна их сортировка, в результате которой в зоне повышенных скоростей скапливаются крупные частицы. Этому благоприятствует и само устройство загрузки с послышной укладкой фракций, когда крупность зерен возрастает с глубиной.

Для того чтобы предотвратить явление неравномерности промывки, а, следовательно, и предотвратить смещение слоев загрузки, необходимо обеспечить принудительное распределение струй в толще загрузки, исключив возможность свободного перемещения потока в места пониженного сопротивления [81, 82]. По классификации В. Т. Турчиновича распределительные системы (дренажи) малого сопротивления и большого сопротивления с горизонтальной компенсацией относятся к динамически пассивным, а распределительные системы большого сопротивления без поддона – к динамически активным. Распределительные системы первого типа вследствие наличия междудонного пространства не обеспечивают равномерного распределения воды, так как вода может свободно устремляться в места пониженного сопротивления загрузки, что способствует усилению неравномерности, приводящего к смещению слоев. Распределительные системы второго типа при правильном их устройстве обеспечивают значительно более равномерное принудительное распределение промывной воды, которая в этом случае поступает во все участки площади осветлителя, независимо от различий в сопротивлении загрузки.

При правильном подборе условий контактной коагуляции образующийся на зернах осадок имеет более плотную и прочную структуру, вследствие чего грязеемкость фильтрующей загрузки может достигать значительных величин.

При движении воды через толщу загрузки контактного осветлителя содержащиеся в воде частицы взвеси задерживаются загрузкой. В результате вода осветляется, а в толще загрузки накапливается осадок. По мере накопления осадка уменьшается свободный объем пор, и гидравлическое сопротивление загрузки увеличивается. Обычно контактные осветлители работают при постоянной или изменяющейся скорости фильтрации. В этом случае увеличение гидравлического сопротивления загрузки приводит к росту потери напора в ней. Таким образом, основной процесс осветления воды при ее фильтрации через загрузку контактных осветлителей протекает одновременно с

сопутствующим процессом изменения гидравлического сопротивления загрузки.

Наиболее важными факторами, влияющими на задерживание взвеси, являются: высота и пористость загрузки контактного осветлителя; крупность зерен загрузки; продолжительность фильтроцикла; скорость фильтрации; концентрация взвеси в воде; крупность частиц взвеси.

При проектировании и эксплуатации контактных осветлителей, особенно, когда возникает необходимость интенсификации их работы, важно рассчитать не только необходимую площадь фильтрации, но и допустимую скорость фильтрации, определить необходимую высоту слоя и размер зерен загрузки, определить время, в течение которого контактные осветлители способны выдавать воду требуемого качества, и быстроту прироста потерь напора в фильтрующей загрузке.

Эффективность применения контактных осветлителей для очистки питьевой воды определяется, с одной стороны, показателями качества воды в источнике водоснабжения (мутностью, концентрацией взвешенных веществ, цветностью и др.), а с другой – устройством загрузки. Экспериментальные исследования и теоретические расчеты показывают, что устройство загрузки оказывает влияние на эффект осветления воды, также на продолжительность рабочего цикла. Уменьшением размера зерен или увеличением высоты слоя загрузки достигается повышение эффекта осветления и увеличение продолжительности работы контактных осветлителей между промывками. Толщина (высота) слоя загрузки определяется также заданной продолжительностью работы контактного осветлителя. Согласно теории фильтрования суспензий в зернистых слоях [96, 97], время защитного действия зернистого слоя приблизительно пропорционально его толщине.

В Академии коммунального хозяйства был проведен ряд работ, посвященных методам определения времени защитного действия загрузки и времени использования предельно допустимой потери напора контактными осветлителями по данным фильтрационного анализа исходной воды и методике проведения технико-экономического сравнения технологических схем водоочистки [97, 98]. Исследования показывают наличие экспотенциальной зависимости задерживающей способности фильтра от толщины загрузки, продолжительности фильтрования и ряда других параметров.

Важным условием эффективности работы контактных осветлителей является равномерное распределение загрязнений по площади и глубине фильтрующей загрузки, которое в основном зависит от равномерности

распределения воды, качества загрузки и технологических параметров загрузочных материалов. Чем равномернее распределяются загрязнения в толще загрузки, тем меньше возможности возникновения вакуума. Также необходимо периодически производить промывку и чистку входных камер и распределительных систем [84, 90]. В контактных осветлителях основная масса загрязнений накапливается в нижних крупнозернистых слоях песка и мелкого гравия, поэтому при определении остаточных загрязнений, причиной появления которых является наличие застойных зон в загрузке при обтекании зерен потоком промывной воды и наличие капиллярно удерживаемой влаги; отбор проб загрузки в контактных осветлителях необходимо произвести не только с поверхности фильтрующей загрузки, но и по всей глубине, особенно в нижних ее слоях.

Оптимальной загрузкой следует считать такую, при которой потери напора в нижележащих слоях будут достигать предельного значения позднее, чем в вышележащих слоях. Выполнение этого условия, хотя и не приведет к созданию первичной структуры осадка по всей высоте загрузки вследствие флокуляции частиц в насыщенных осадком первых слоях, но обеспечит более высокую насыщенность загрузки, так как прекратится частичный срыв осадка в нижележащих слоях. Задачей же расчета и проектирования контактных осветлителей является подбор оптимального фракционного состава и толщины слоев загрузки, обеспечивающих создание максимально возможной скорости фильтрования при минимально допустимой продолжительности фильтроцикла; кроме того, необходимо определить величину предельных потерь напора.

Одним из методов повышения эффективности работы контактных осветлителей является применение новых и модифицированных фильтрующих зернистых загрузочных материалов. Результаты экспериментальных исследований показали, что применение двухслойной песчано-керамзитной загрузки при фильтрации сверху вниз или керамзитовой загрузки при восходящей фильтрации позволит повысить производительность станций водоочистки в два раза при ее реконструкции на имеющихся площадях фильтрации [96, 102].

При эксплуатации контактных осветлителей контролируют высоту слоев, крупность зерен и скорость фильтрования, которая должна поддерживаться постоянной (4–6 м/ч) в течение всего рабочего цикла. Применение в качестве фильтрующих загрузок новых материалов (керамзит, вулканические и горелые породы) вместо привычных (песок и антрацит) является более эффективным по технологическим показателям процесса фильтрования. В Куйбышевском

инженерно–строительном институте проводились исследования по применению в контактных осветлителях дробленого керамзита. Были получены гораздо лучшие результаты в сравнении с эксплуатационными данными станции контактных осветлителей г. Куйбышева, загруженных кварцевым песком [35, 36, 50].

В США нашла применение так называемая система «микрофлок процесс» с использованием многослойных фильтрующих загрузок из различных материалов, отличающихся по крупности зерен и удельному весу [53, 55].

О возможности и высокой эффективности модификации поверхности зерен загрузки путем формирования на ней пленки имеются сообщения различных авторов В. А. Клячко, Г. А. Рукавишников, В. М. Митягин, Н. З. Оводова, Sagoschen, Zevy, Burns, Baumann, Oulmann [18, 19, 64]. Известны три основных направления улучшения необходимых свойств зернистой загрузки: применение новых материалов (В. Н. Мартинсен, В. О. Орлов, А. М. Фоминых, М. Г. Журба, М. А. Андоньев и др.) [66, 75, 84]; специальная обработка кварцевых песков («посеребренные» пески Моисеева, «черные» пески, «железные» и т.д.); изменение молекулярной структуры поверхности фильтрующих зерен обработкой их различными реагентами без выгрузки их из фильтра. Периодическая модификация молекулярной структуры поверхности кварцевых зерен фильтрующей загрузки повышает грязеемкость последней, и увеличивает производительность осветляющих сооружений. Для модификации фильтрующих загрузок могут использоваться  $Al_2O_3$  и другие коагулянты [37, 61, 62]. Другие исследователи по модификации фильтрующих загрузок позволили с минимальными затратами увеличить производительность станции водоочистки, улучшить качество фильтрата и снизить себестоимость очистки за счет сокращения расхода реагентов и увеличения скорости фильтрации. Сущность метода заключается в увеличении адгезионной способности фильтрующей загрузки обработкой ее раствором реагента. Процесс прилипания частиц взвесей с обычно отрицательным зарядом происходит интенсивнее к модифицированной загрузке, чем к немодифицированной.

Работа контактных осветлителей дает удовлетворительные результаты в период паводка за счет применения полиакриламида: увеличивается темп прироста потерь напора, но одновременно увеличивается и время защитного действия загрузки, в результате чего продолжительность цикла возрастает. На основании опыта применения полиакриламида установлено, что этот реагент позволяет не только интенсифицировать работу контактных осветлителей, но и расширить границы их применения. Результаты опытов с полиакриламидом



указывают на принципиальную возможность увеличения скорости фильтрования при его использовании. Исследования показали, что снижение расхода коагулянта на контактных осветлителях в ряде случаев может быть достигнуто за счет повышенного эффекта очистки воды: при малой загрязненности исходной воды, возможно, обрабатывать воду только на части осветлителей, с таким расчетом, чтобы при смешении потоков воды получить заданное качество, отвечающее требованиям к питьевой воде. Такая схема коагулирования с последовательным переключением части контактных осветлителей на работу без коагулянта позволила повысить эффективность работы очистных сооружений Ленинградского водопровода [67, 79, 86].

Кроме того, для снижения коррозионных свойств воды с низким щелочным резервом целесообразно производить стабилизационную обработку воды известью или кальцинированной содой, чтобы повысить эффективность работы контактных осветлителей. Такую обработку целесообразнее производить на очищенной воде, т.к. подача ее до фильтровальных сооружений, особенно на первом этапе стабилизации, когда требуются повышенные дозы извести, приводит к выпадению осадка карбоната кальция на зернах фильтрующей загрузки. Повышенная доза коагулянта резко сокращает продолжительность фильтроцикла и увеличивает расход промывной воды, а доза меньше оптимальной не может обеспечить устойчивую работу контактного осветлителя.

Опыт применения активированного коагулянта на многих водоочистных сооружениях рассматривался в работах Крамаренко Л.В., Сорокиной Е.Б., Душкина С.С., Терновцева В.Е. [75, 79].

Анализ существующих методов повышения эффективности работы контактных осветлителей показывает, что весьма актуальным является разработка новых, более эффективных как по капитальным, так и по эксплуатационным затратам, методов, интенсифицирующих процессы контактной коагуляции, к числу которых относится рассматриваемый в данной работе метод обработки воды активированным раствором коагулянта, который позволяет улучшить качество воды, снизить расходы реагентов, уменьшить габариты отдельных сооружений реагентного хозяйства, снизить себестоимость осветленной воды. Технологическая и экономическая эффективность метода подтверждена как лабораторными исследованиями, так и исследованиями, выполненными на очистных сооружениях городского водопровода [41, 124, 126].

## Выводы

1. Анализ литературных данных показывает, что снижение безопасности систем питьевого водоснабжения обуславливается следующими причинами:

- уменьшением запаса воды;
- ухудшением качества природных вод.

2. К основным мероприятиям, улучшающим экологическое состояние поверхностных источников водоснабжения, можно отнести следующие:

– очистка воды, которая образуется поверхностным стоком с селитебных территорий;

– улучшение состояния зон санитарной охраны;

– защита питьевых водозаборов от вредного влияния животноводческих, птицеводческих предприятий и других сельскохозяйственных объектов, которые являются потенциальным источником загрязнения воды;

– расчистка русел и укрепление берегов рек и дна водохранилищ;

– государственный мониторинг состояния водных объектов, которые используются в качестве источника водоснабжения.

3. Экологические, гигиенические требования к качеству питьевой воды, а также показатели физиологической полноценности определяют пригодность ее для питьевых целей.

4. Классификация примесей воды по их фазово-дисперсным состояниям, предложенная Л. А. Кульским, основана на общности физико-химических характеристик примесей, находящихся в водных средах, т.е. на их способности образовывать гомогенные и гетерогенные водные системы. При такой классификации загрязнений выбор методов их удаления определяется физическим состоянием примесей, в случае гетерогенных систем – их дисперсностью.

Прогрессивное значение такой классификации заключается еще и в том, что она дает возможность рассматривать все процессы водообработки с единых позиций, и, таким образом становится плодотворной основой как для создания науки о регулировании качества воды, так и для решения ряда инженерных задач по этой проблеме.

5. Технологические схемы очистки воды предусматривают комплекс очистных сооружений, в которых осуществляется удаление веществ, относящихся обычно к нескольким группам данной классификации. Поэтому при составлении схем водообработки следует выбирать методы и режимы, дающие наиболее эффективный результат по каждой из таких групп.

Конструктивное оформление принятой схемы определяется производительностью и составом проектируемых сооружений, рельефом и гидрогеологией площадки, климатическими данными и возможностью создания зон санитарной охраны, а также технико-экономическими расчетами.

6. Анализ проектных и эксплуатационных материалов очистных сооружений водопровода позволил установить, что наибольшее распространение получили следующие технологические схемы осветления и обесцвечивания воды:

- схема, предусматривающая двухступенчатую обработку воды с коагуляцией примесей в свободном объеме (камеры реакции, отстойники, фильтры);

- схема, предусматривающая двухступенчатую обработку воды с коагуляцией примесей в стесненном объеме взвешенного осадка (осветлители с взвешенным осадком, фильтры);

- схема с одноступенчатой обработкой воды и использованием контактной коагуляции.

7. Процессы хлопьеобразования при коагулировании взвешенных веществ, содержащихся в воде, и осаждения их в отстойниках сложны и зависят от гидрологических и гидрогеологических факторов естественного водотока, а также от конструктивных элементов сооружений, их технологического и гидравлического режимов эксплуатации, гидрохимических и физических свойств примесей. Все эти факторы очень сложны и их изучение затруднено. Эти факторы необходимо учитывать при проектировании и строительстве очистных сооружений.

8. Задача улучшения технологического процесса осветления воды в осветлителях со взвешенным осадком сводится, в основном, к созданию оптимальных условий для получения крупных хлопьев с сильно развитой поверхностью и к сокращению времени их формирования.

Повысить эффективность работы осветлителей со взвешенным осадком целесообразно оптимизацией свойств контактной среды, чего можно достичь внедрением разработок в следующих направлениях:

- увеличение концентрации взвешенного осадка;

- улучшение физико-химических свойств контактной среды (гидравлическая крупность, удельный вес, объемная концентрация, силы сцепления частиц);

- повышение коагулирующей способности взвешенного осадка (изменение  $\xi$ -потенциала и адсорбционной емкости);

- оптимизация условий уплотнения избыточного осадка в осадкоуплотнителе;

- поиск возможности уменьшения доз вводимых коагулянтов.

9. Повышение эффективности работы фильтров очистных сооружений водопровода в настоящее время осуществляется, в основном, следующими способами:

- путем применения новых фильтрующих материалов с хорошо развитой удельной поверхностью зерен и большой пористостью загрузки;

– искусственным повышением активности поверхности зерен загрузки путем нанесения на нее активных молекулярных групп, увеличивающих положительный заряд потенциала поверхности;

– созданием фильтров с многослойной или неоднородной однослойной загрузкой, обеспечивающей фильтрованием высокомутных вод по убывающей крупности зерен при умеренном росте потерь напора;

– усовершенствованием сборно-распределительных систем фильтров, добиваясь одновременного повышения равномерности распределения промывной воды по площади фильтра, удешевления конструкции, повышения ее надежности и упрощения технологии монтажа;

– совершенствованием технологии промывки фильтров;

– предварительной обработкой воды, поступающей на зернистые фильтры, флокулянтами (полиакриламид, активированная кремнекислота и др.).

10. Рассмотрение опубликованных работ позволяет выделить следующие методы интенсификации процесса осветления:

– фильтрование в направлении убывающей крупности зерен загрузки, а также ее укрупнение с одновременным увеличением высоты слоя с целью снижения интенсивности прироста потерь напора за счет рассредоточения загрязнений в возможно большем объеме (наиболее удачно это реализуется в контактных осветлителях);

– применение различных способов предварительной обработки воды с целью увеличения плотности и прочности задерживаемых фильтром загрязнений, более равномерного их распределения в толще фильтрующего слоя;

– применение для загрузки зернистых материалов с высокой межзерновой пористостью и развитой удельной поверхностью.

11. Анализ существующих методов повышения эффективности работы очистных сооружений водопровода показывает, что весьма актуальным является разработка новых, более эффективных как по капитальным, так и по эксплуатационным затратам, методов, интенсифицирующих процессы контактной коагуляции, к числу которых относится рассматриваемый в данной работе метод обработки воды активированным раствором коагулянта, который позволяет улучшить качество очистки воды, снизить расходы реагентов, уменьшить габариты отдельных сооружений реагентного хозяйства, снизить себестоимость осветленной воды и повысить производительность очистных сооружений.

## 2. МЕТОДОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ ПРОВЕДЕНИЯ ИССЛЕДОВАНИЙ ПРИ ИСПОЛЬЗОВАНИИ АКТИВИРОВАННЫХ РАСТВОРОВ КОАГУЛЯНТА В ПРОЦЕССЕ ОЧИСТКИ ВОДЫ

### 2.1. Выбор реагентов, использованных при проведении исследований

Используемые для очистки воды реагенты можно разделить на следующие основные группы [61, 111, 120]:

- коагулянты;
- реагенты, применяемые при подщелачивании воды и ее умягчении;
- вспомогательные средства при коагулировании.

В практике очистки воды в качестве коагулянтов обычно используют соли алюминия, соли железа или их смеси в разных пропорциях (табл. 2.1).

**Таблица 2.1** – Алюминийсодержащие коагулянты

Коагулянт	Формула	Содержание, % по массе	
		Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	Нерастворимых примесей
Сульфат алюминия неочищенный	Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub> ·18H <sub>2</sub> O	>9	<30
Сульфат алюминия очищенный	Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub> ·18H <sub>2</sub> O	>13,5	<1
	Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub> ·14H <sub>2</sub> O	17–19	–
	Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub> ·12H <sub>2</sub> O	28,5	3,1
Оксихлорид алюминия	Al <sub>2</sub> (OH) <sub>5</sub> Cl·6H <sub>2</sub> O	40–44	–
Алюминат натрия	NaAlO <sub>2</sub>	45–50	6–8

Наибольшее распространение получил сульфат алюминия Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>·18H<sub>2</sub>O, который выпускают в виде очищенного и неочищенного технического продукта [90, 109]. Неочищенный коагулянт улучшает процесс хлопьеобразования при обработке маломутных вод из-за содержания в нем нерастворимых примесей. Образующийся при гидролизе сульфата алюминия в природных водах гидроксид обладает большей адсорбционной ёмкостью, чем гидроксид железа. Сульфат алюминия чувствителен к температуре очищаемой воды, что объясняется большой гидратацией гидроксида алюминия при низких температурах. Возрастаению гидратации в этих условиях (1–2°С) способствует стабилизация золь гидроксидов, плохо коагулируемого в данном случае ионами HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> и SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> даже в концентрациях, в несколько раз превышающих их обычное содержание в воде. Изoeлектрическая область для гидроксида алюминия, в которой он имеет наименьшую растворимость, соответствует pH 6,5–7,8. Алюмосодержащие коагулянты изготавливают и поставляют на водоочистные сооружения в виде кусков и плит, порошка, а также в виде желе и растворов, содержащих от 7 до 32% Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>.

Технология очистки воды, основанная на применении коагулянтов, обладает рядом недостатков. Важнейший из них – невозможность регулирования процесса очистки при изменении природы и количества загрязнений, находящихся в воде, поступающей на сооружения. Правильным подбором дозы коагулянта удастся добиться требуемого качества очистки воды, однако при этом очистные сооружения работают не в оптимальном режиме, снижается их производительность и сокращается фильтроцикл.

Другой, не менее важный недостаток – малая прочность хлопьев, образующихся при коагуляции, не позволяющая работать при высоких скоростях потока воды и приводящая к выносу загрязнений из фильтрующей загрузки и их разрушению.

Третий недостаток – снижение рН и появление у коагулированной воды коррозионных свойств и необходимость во многих случаях дополнительной её стабилизационной обработки.

При обработке воды с повышенным содержанием органических веществ в настоящее время получает распространение оксихлорид алюминия (ОХА), применение которого имеет ряд преимуществ в сравнении с сульфатом алюминия, к числу которых можно отнести:

- более широкий диапазон рН осветляемой воды по сравнению с сульфатом алюминия;

- представляя собой частично гидролизованную соль, оксихлорид алюминия обладает большей способностью к полимеризации, что ускоряет хлопьеобразование и осаждения коагулированной взвеси;

- поставка в готовом рабочем растворе, что позволяет отказаться от процесса растворения коагулянта, приводя к экономии электроэнергии на размешивании на средней станции до 100 тыс. кВт/час ежегодно;

- снижение щелочности воды при коагулировании оксихлоридом алюминия меньше, что в ряде случаев позволяет существенно снизить подщелачивание воды;

- поставка реагента в виде готового рабочего раствора, что позволяет отказаться от процесса растворения коагулянта.

К числу гидроксихлоридов алюминия можно отнести также коагулянты Pro-AQUA™ и ПОЛВАК™, марки которых приведены в табл. 2.2.

**Таблица 2.2** – Технологические параметры коагулянтов на основе гидроксихлоридов алюминия

Показатели	Марки гидроксихлоридов алюминия					
	Pro-AQUA 18	ПОЛВАК-68	Pro-AQUA SB	ПОЛВАК-40	ПОЛВАК-40С	ПОЛВАК-68С
Внешний вид	Зеленовато-желтая жидкость; допускается наличие других оттенков					
Массовая часть основного вещества по $Al_2O_3$ , %	17±0,5	13±0,5	13±0,5	16±0,5	16±0,5	9±0,5
Относительная основность, %	42±2	65–72	80±4	36±2	35–45	65–72
Плотность при 20°C, г/см <sup>3</sup>	1,36±0,05	1,30±0,05	1,27±0,05	1,36±0,05	1,36±0,05	1,30±0,05
Массовая часть хлоридов, %	18±5	13±5	10±5	18±5	18±5	13±5
pH	0,5–1,5	2–2,25	2,5–3	0,5–1,5	0,7–1,9	2,5–3

К числу преимуществ, по сравнению с коагулянтом сульфата алюминия можно отнести следующее:

- лучший эффект коагулирования;
- ускоренный процесс хлопьеобразования и осаждения– коагулированной суспензии при уменьшенном расходе коагулянта;
- ускоряется процесс хлопьеобразования и осаждения коагулированной суспензии;
- эффективность действия коагулянта остается высокой в холодное время года и при низком луженом резерве воды, которая очищается,

Однако использование оксихлорида алюминия в ряде случаев невозможно по техническим и экономическим причинам.

Для повышения качества очистки воды в дополнение к коагулянту используют известь, шлам из отстойников и бентонитовые глины, а также проводят предварительную обработку воды повышенными дозами хлора. Однако наилучшие результаты, позволяющие значительно усовершенствовать технологию очистки воды, были достигнуты при применении некоторых водорастворимых высокомолекулярных веществ. Небольшие добавки их в воду в дополнение к обычному коагулянту или вместо него способствуют хлопьеобразованию, увеличивают прочность хлопьев, стабилизируют процессы очистки воды в неблагоприятных условиях и повышают качество обработанной воды [17, 102].

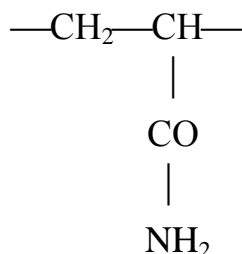
Для ускорения процесса коагуляции при очистке воды от коллоидных и других загрязнений получили распространение высокомолекулярные флокулянты: синтетический флокулянт – полиакриламид (ПАА) и неорганический флокулянт – активная кремниевая кислота (АК), в ряде случаев, успешно используются в процессах очистки воды, такие флокулянты, как ВА–1, ВА–2 и др. [107, 111].

Флокулянты природного происхождения используют во многих странах для очистки питьевых вод: Франция (като, флокгель и др.), США (супергель, гамако и др.). Однако на Украине и странах СНГ эти флокулянты для очистки питьевой воды в настоящее время не используются [116, 121].

К числу перспективных катионных флокулянтов, обеспечивающих эффективную очистку природных вод от тонкодисперсных примесей можно отнести флокулянты ряда ФПК, ПЭИ и др., которые проходят в настоящее время опытно–промышленную проверку [31, 113, 114].

Синтетические флокулянты получили гораздо более широкое применение, чем природные, во–первых, потому что они обладают лучшими флокуляционными свойствами; во–вторых, их производство (из продуктов переработки угля и нефти), как правило, связано с меньшими затратами.

Структура полиакриламида (ПАА) имеет вид:



Полиакриламид (ПАА) – белое аморфное, хорошо растворимое в полярных растворителях вещество, содержащее ионогенные группы. Механизм действия этого флокулянта основан на адсорбции его молекул на частицах гидроксида алюминия, образующихся при гидролизе солей коагулянта. Молекулы ПАА способны образовывать ассоциаты фибриллярного типа. Из–за вытянутой формы молекулы адсорбция происходит в разных местах и с несколькими частицами гидроксида, вследствие чего последние связываются полимерными частичками в тяжелые, крупные и прочные агрегаты [107, 120, 121].

В последнее время для подготовки питьевой воды на Украине используются флокулянты фирмы Аллайд Коллоидс Magnafloc LT–25, LT–27 и др., которые успешно прошли производственную проверку на очистных сооружениях водопровода ТПО “Харьковкоммунпромвод” [41, 126].



По химической структуре флокулянты ряда Magnafloc, могут быть отнесены к полиакриламидам. Они используются для очистки питьевой и технической воды. Позволяют интенсифицировать процессы осаждения и фильтрования коагулируемых примесей. При применении концентрация флокулянтов, как правило, находится между 0,3% и 0,5% активного вещества. Целесообразным может быть приготовление концентрированного раствора до 0,6% активного вещества, который перед использованием разбавляется водой. Влияние окружающей среды и компонентов воды ограничивает срок хранения растворов до 1–2 суток (для концентрации до 0,2%) и до 4–6 суток (при концентрации до 0,6%).

Методика измерения массовых концентраций флокулянтов Magnafloc LT–27, LT–25 в питьевой воде разработана ГКО "Киевводоканал" и рекомендована к применению для выполнения анализов на очистных сооружениях водопровода Украины [9, 44, 126, 129].

Наиболее распространенный неорганический флокулянт – это активная кремнекислота (АК), представляющая собой коллоидный водный раствор оксида кремния, который получают частичной или полной нейтрализацией щелочности  $\text{SiNa}$ . Образующиеся молекулы кремниевой кислоты, конденсируясь, выделяются из раствора в виде отрицательно заряженных коллоидных частиц. Механизм взаимодействия АК с гидроксидом алюминия объясняется либо взаимной коагуляцией разноименно заряженных частиц, либо взаимодействием ее на свойства сверхмицелярной структуры, возникающим при обработке воды коагулянтами.

Токсичность флокулянтов зависит от их химического состава и структуры, молекулярной массы, скорости диффузии и всасывания в ткани, характера взаимодействия с компонентами живой клетки и свойств образующихся при этом веществ. Существенное значение имеет присутствие не прореагировавших мономеров и реагентов, используемых при синтезе, токсичность которых значительно превышает токсичность полимеров. Предельно допустимые концентрации флокулянтов в воде устанавливаются на основании санитарно–гигиенических исследований. Использование флокулянтов допускается, если остаточное их содержание в воде, прошедшей очистные сооружения и используемой в питьевом водоснабжении (природная вода) или сбрасываемой в водоемы (городские и производственные сточные воды), меньше ПДК. Полиакриламид практически нетоксичное вещество, безвреден и не действует на кожу, глаза и слизистые оболочки [14, 50]. При правильно выбранных дозе и условиях смешения флокулянты практически

полностью взаимодействуют с коллоидными частицами, поэтому в воде, из которой удалены хлопья, могут находиться только следы полимера.

В соответствии с заключением главного санитарно–эпидемиологического управления Министерства здравоохранения Украины, флокулянты типа Magnafloc могут быть использованы для подготовки питьевой воды на водопроводных станциях Украины [46].

При выполнении исследований использовали реагенты, получившие наибольшее распространение при очистке воды в системах коммунального водоснабжения и выпускаемые отечественной промышленностью в крупнотоннажном объеме – это сульфат алюминия, а также полиакриламид (ПАА) и активная кремниевая кислота (АК). При выполнении ряда исследований использован флокулянт типа Magnafloc, прошедший опытно–промышленное испытание на очистных сооружениях ТПО “Харьковкоммунпромвод” и ПУВКХ г. Краматорска [55, 75].

Опыт эксплуатации очистных сооружений водопровода показывает, что использование реагентов в процессе очистки воды сопряжено с определенными трудностями: приготовление реагентов требует специального оборудования, нужные производственные площади, для получения растворов реагентов необходимо наличие сырья и т.д. Поэтому в настоящее время получают распространение методы, интенсифицирующие реагентные способы очистки воды. К их числу относится рассматриваемый в данной работе метод использования активированных растворов флокулянтов для интенсификации процесса фильтрования воды на скорых фильтрах очистных сооружений водопровода.

## **2.2. Технологический критерий эффективности использования активированного раствора коагулянта в процессах очистки воды**

Основным технологическим критерием эффективности использования активированного раствора коагулянта сульфата алюминия принято остаточное содержание взвешенных веществ в осветленной воде, т.к. именно он является одним из основных, характеризующих работу очистных сооружений водопровода как в целом, так и их отдельных сооружений, например, отстойников, фильтров и др. [70, 72]. Получаемый эффект активации раствора коагулянта магнитным полем определяется по отношению:

$$\mathcal{E} = \frac{D_0}{D_m} \cdot 100\% , \quad (2.1)$$

где  $\mathcal{E}$  – эффект активации, %;

$D_0$  – остаточное содержание взвешенных веществ в осветленной воде (оптическая плотность взвеси в пробе);

$D_m$  – то же при обработке воды активированным коагулянтом.

В ряде случаев технологическая оценка эффективности влияния активированного раствора коагулянта производилась путем расчета процента взвеси, оседающей со скоростью 1,2 мм/с и более; 0,2 мм/с и менее, определяемой согласно правил технологического анализа воды при различных параметрах работы экспериментальной установки.

Эффективность воздействия активированного раствора коагулянта на гидравлическую крупность коагулируемой взвеси, оседающей со скоростью 1,2 мм/с и более и 0,2 мм/с и более, определяли по отношению:

$$E = \frac{E_M}{E_0} \cdot 100\%, \quad (2.2)$$

где  $E$  – эффективность воздействия активированного раствора коагулянта, %;

$E_M$  – процент взвеси, выпавшей в воде, обработанной активированным раствором;

$E_0$  – то же в воде при обычной коагуляции.

Известно, что коагулируемая взвесь, оседающая со скоростью 0,2 мм/с и менее, вместе с осветляемой водой попадает на фильтры, где отлагается частью в пленке на поверхности фильтров, частью в порах фильтрующего слоя и т. д. Вследствие этого сопротивление при проходе через фильтр постепенно увеличивается и по достижении некоторой предельной величины последние должны отмываться от задержанных ими загрязнений. Длительность фильтроцикла (т.е. продолжительность работы фильтра от промывки до промывки) существенным образом влияет на работу очистных сооружений. Кроме того, расходы, связанные с промывкой фильтров, составляют большую часть (примерно 70%) всех текущих расходов по эксплуатации скорых фильтров. Поэтому чем меньше будет содержание взвеси в воде, подаваемой на фильтры, тем больше будет продолжительность фильтроцикла, т.е. очистные сооружения будут работать более эффективно, и, наоборот, при увеличении взвеси в фильтруемой воде длительность фильтроцикла уменьшается и т.д.

Исходя из вышеприведенных соображений, эффективность воздействия активированного раствора коагулянта на гидравлическую крупность коагулируемой взвеси, оседающей со скоростью 0,2 мм/с и менее, определяли по следующей формуле:

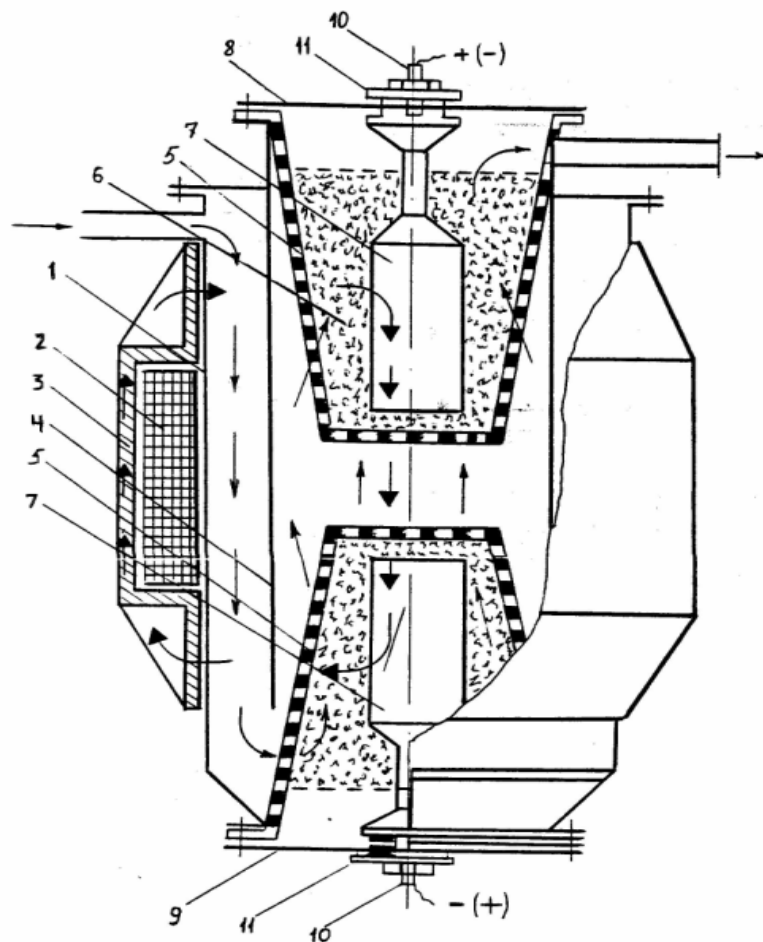
$$E = \frac{E_0}{E_M} \cdot 100\%. \quad (2.3)$$

Буквенные обозначения в формуле (2.3) те же, что и в формуле (2.2).

### 2.3. Активаторы реагентов, конструктивные особенности

Для активирования растворов реагентов разработаны специальные установки, предусматривающие последовательную и одновременную активацию исходного раствора коагулянта магнитным полем и насыщение его анодно-растворенным железом [73, 75].

Конструктивная схема активатора реагентов, предусматривающая одновременное воздействие на исходный раствор магнитного поля и электрокоагуляцию, приведена на рис. 2.1.



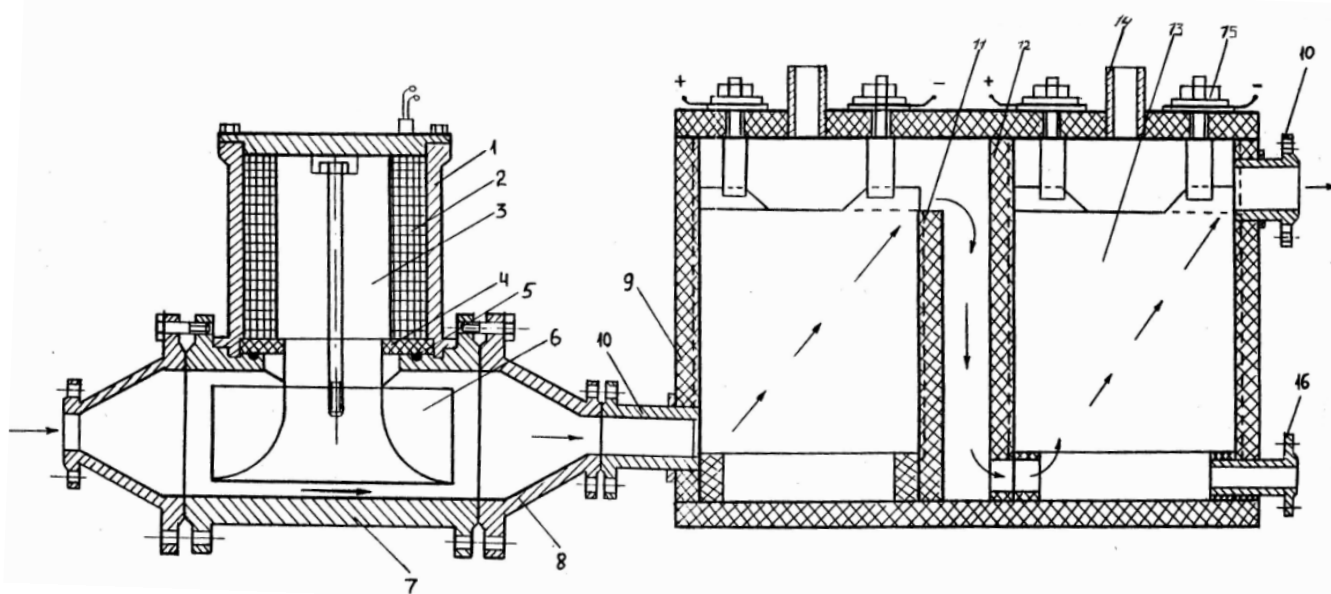
**Рис. 2.1** – Конструктивная схема активатора растворов реагентов

*1 – корпус; 2 – электромагнитная катушка; 3 – кожух магнитопровода;  
4 – разделительный диамагнитный цилиндр; 5 – перфорированные стаканы;  
6 – стальная стружка; 7 – сердечник-электрод; 8, 9 – верхний и нижний  
фланец; 10 – клемма; 11 – изолирующая втулка*

Устройство состоит из корпуса 1, на котором расположена электромагнитная катушка 2, помещенная в стальной кожух магнитопровода 3. Внутренняя часть корпуса разделена диамагнитным цилиндром 4, в котором размещены 2 перфорированных стакана 5, заполненных стальной стружкой 6. По центру перфорированных стаканов установлены два сердечника 7,

являющихся электродами и одновременно магнитопроводом. Электроды установлены на верхнем 8 и нижнем 9 фланцах корпуса устройства. Источник постоянного тока присоединен к выходным стрежням сердечника 10, изоляция их осуществляется втулками 11. Таким образом, поступающий в устройство раствор проходит между корпусом 1 и разделительным диамагнитным цилиндром 4, подвергается воздействию магнитного поля, создаваемого электромагнитной катушкой 2. Далее он попадает в перфорированный стакан 5, заполненный стальной стружкой 6, где происходит насыщение раствора анодно-растворенным железом вследствие электролитического процесса растворения заполнителя 6 постоянным током, поступающим на сердечник 7. По мере расхода заполнителя под действием магнитных сил происходит самоуплотнение, что обеспечивает постоянный режим степени насыщения обрабатываемого раствора анодно-растворенным железом.

Устройство для активации растворов реагентов, предусматривающее последовательную обработку исходного раствора коагулянта магнитным полем и электрокоагуляцию, приведено на рис. 2.2.



**Рис. 2.2** – Устройство для магнитно-электрической активации растворов реагентов

1 – корпус электромагнитной системы; 2 – катушка; 3 – сердечник;  
 4 – диамагнитная плита; 5 – гидроизолирующие прокладки; 6 – полюсной наконечник; 7 – корпус магнитопровода; 8 – соединительная муфта; 9 – корпус электрокоагулятора; 10 – впускной и выпускной патрубков; 11, 12 – перегородка переливная и проходная; 13 – пластины; 14 – штуцер для отвода водорода;  
 15 – соединительная клемма; 16 – сливной патрубок

Устройство состоит из двух последовательно соединенных аппаратов: магнитного активатора и электрокоагулятора. Раствор реагента, проходя в рабочем зазоре между корпусом магнитопровода 7 и полюсным наконечником 6, подвергается воздействию магнитного поля, создаваемого электромагнитной катушкой 2. Далее раствор поступает в электрокоагулятор, где насыщается анодно-растворенным железом. Корпус 1 изготовлен из оргстекла, внутри корпуса расположены переливная 11 и переходная 12 перемычки. В крышке корпуса имеются штуцеры для отвода водорода 14 и соединительные клеммы 15 подвода для подачи тока на пластины 13.

На рис. 2.3 показано изменение напряженности магнитного поля в рабочем зазоре активатора в зависимости от силы тока подаваемого на катушку. При этом напряженность магнитного поля определялась по формуле

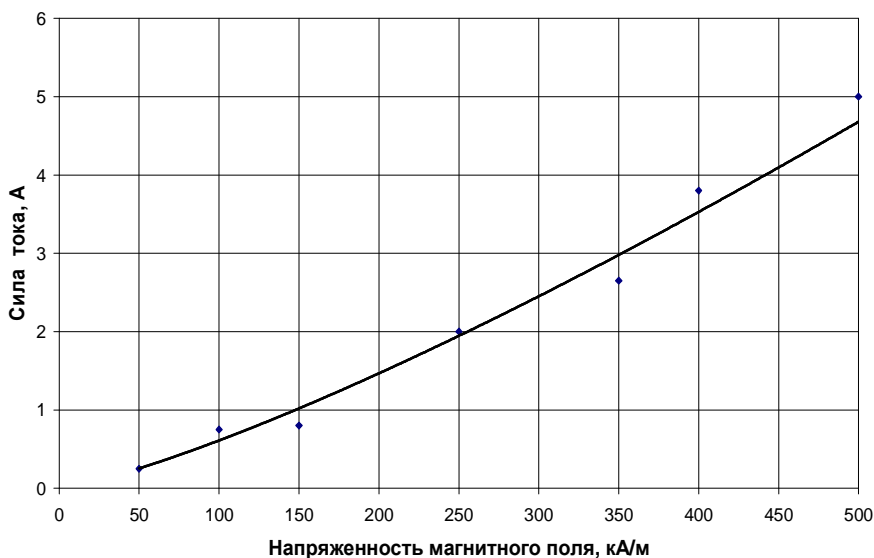
$$H = \frac{8C_{\phi} \alpha_0}{S_m}, \quad (2.4)$$

где  $H$  – напряженность магнитного поля, КА/м;

$a$  – отклонения стрелки милливольтметра (по шкале);

$C_{\phi}$  – постоянная прибора;

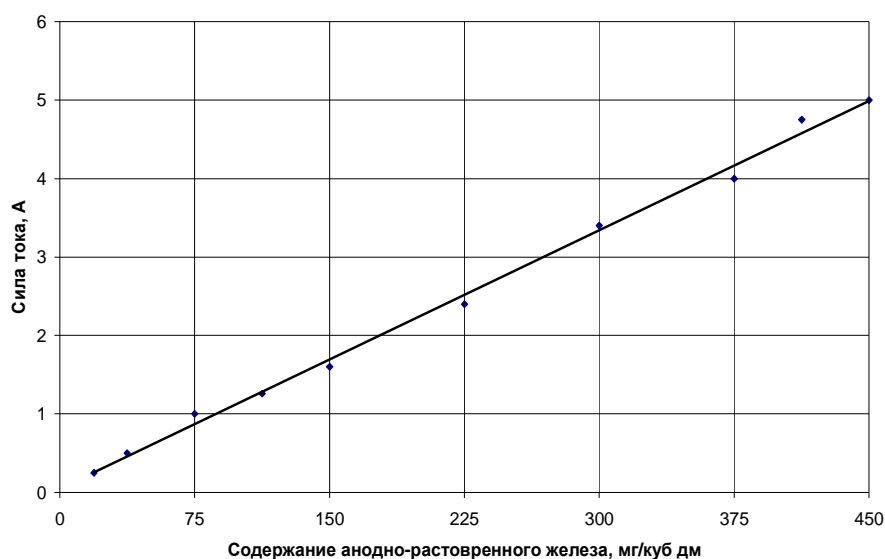
$S_m$  – постоянная катушки.



**Рис. 2.3** – Изменение напряженности магнитного поля в зависимости от силы тока

Номограмма для выбора силы тока в зависимости от содержания анодно-растворенного железа в 5-ти% растворе коагулянта сульфата алюминия приведена на рис. 2.4.

График и номограмму можно использовать при выборе оптимальных режимов активирования растворов коагулянтов, используемых в процессе очистки воды [72, 73].



**Рис. 2.4** – Номограмма для выбора силы тока в зависимости от содержания анодно-растворенного железа в растворе коагулянта

#### 2.4. Технологические схемы лабораторных установок

При проведении исследований использованы лабораторные установки, краткая характеристика которых приведена ниже [70,73].

Лабораторная установка, позволяющая выполнять исследования по интенсификации процесса фильтрования воды на скорых фильтрах с применением активированного раствора коагулянта приведена на рис. 2.5.

Установка состоит из двух стеклянных колонн диаметром 100 мм и высотой 1000 мм, заполненных кварцевым песком  $d=0,5-1,2$  мм,  $d_{\text{экв}}=0,7-0,8$  мм, высотой 800 мм. Фильтрование осуществляется сверху вниз, скорость фильтрования не превышает 6–8 м/ч.

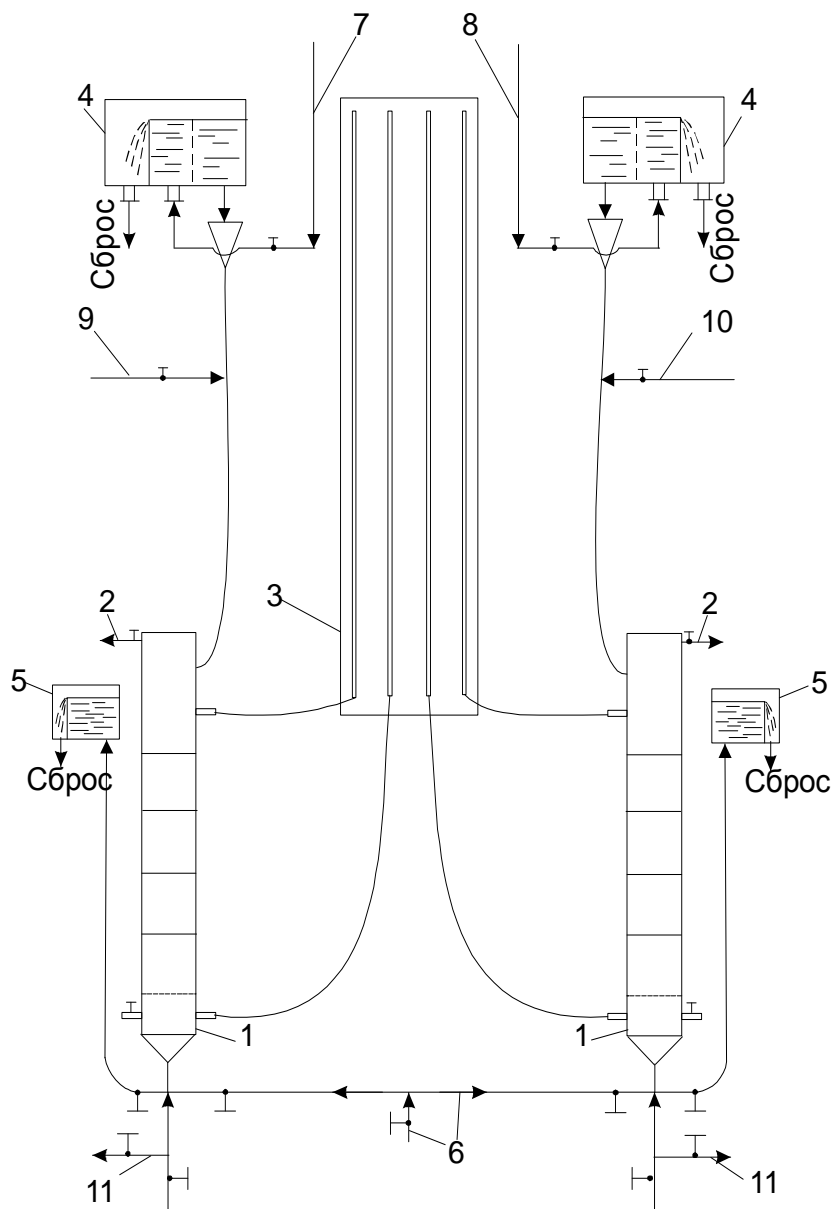
При выполнении исследований, вода, обработанная реагентами–обычным (позиция 7) и активированным (позиция 8), отстаивая и осветленная подается в стабилизационные бачки 4, затем на фильтрационные колонки 1. Промывка загрузки осуществлялась водопроводной водой в течение 7 минут с интенсивностью 10 л/с/м<sup>2</sup>.

Пьезометры 3 позволяли измерять падение потери напора во время работы установки.

Установка состоит (рис. 2.6) из двух моделей контактных осветлителей 1, выполненных из плексигласовых труб в виде цилиндров диаметром 100 мм и

высотой 2,5 м. Прозрачные стенки моделей позволяли наблюдать за поведением слоев загрузки. В моделях контактных осветлителей вода подавалась снизу вверх [126].

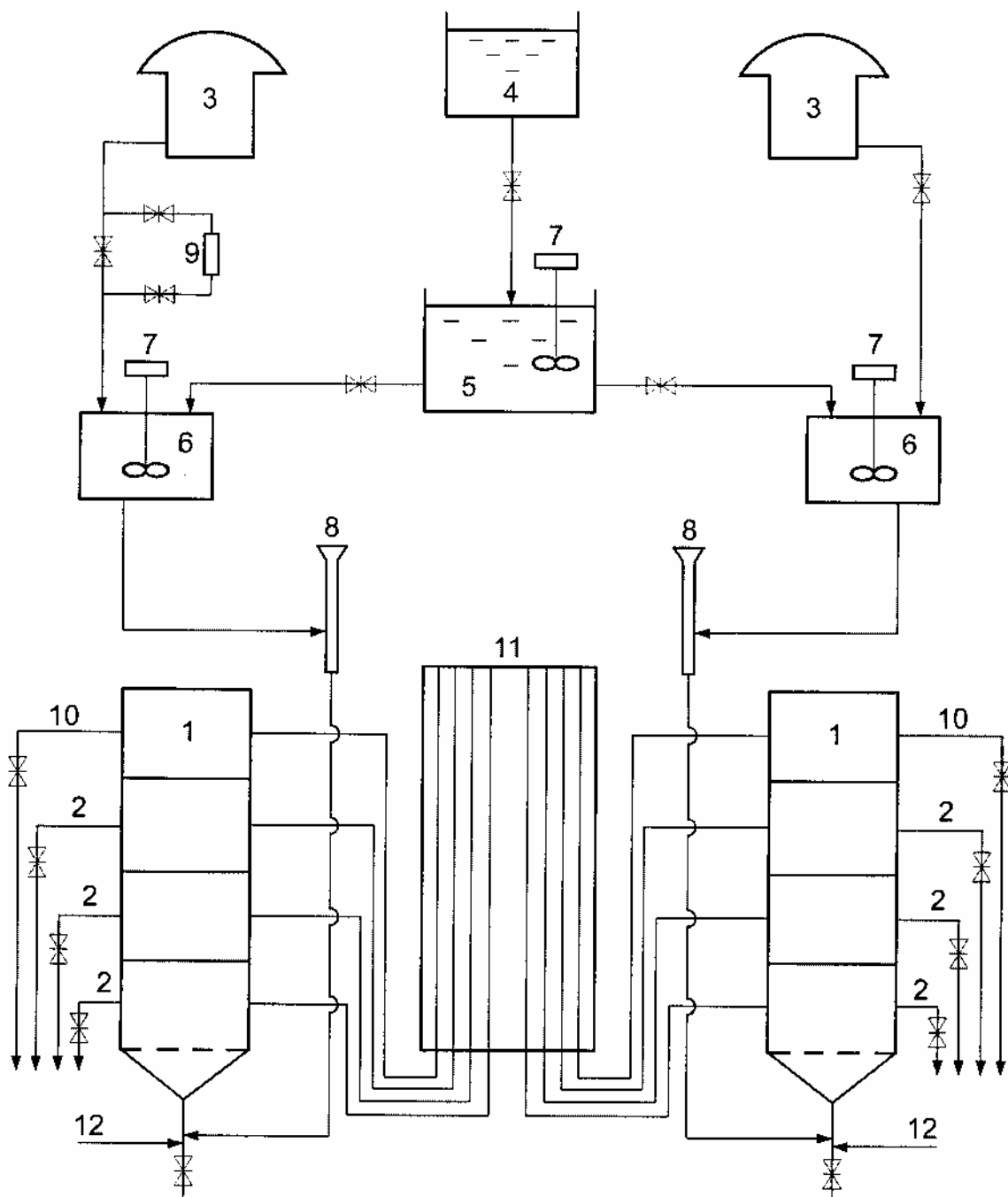
Высота загрузки контактных осветлителей была принята в соответствии с рекомендацией СНиП [125] и составляла 2,3 м. Для загрузки использовался песок с эквивалентным диаметром 0,9–1,1 мм; высота слоя – 0,75; коэффициент неоднородности загрузки 2,5. Толщина поддерживающих гравийных слоев составляла 1,55 м.



**Рис. 2.5** – Схема лабораторной установки

*1–фильтровальная колонка; 2–отвод промывной воды; 3–пьезометрический щит; 5–стабилизирующие бачки; 6–подача промывной воды; 7–подача активированного раствора реагента; 8–подача обычного раствора реагента; 9–подача обычного раствора коагулянта; 10–подача активированного раствора коагулянта; 11–сброс воды в запасную емкость*





**Рис. 2.6** – Схема лабораторной установки с моделями контактных осветлителей:

1 – контактные осветлители; 2 – пробоотборные дренажи;  
 3 – дозаторы коагулянта; 4 – бак с замутнителем; 5 – бак с исходной водой; 6 – баки-смесители; 7 – мешалки; 8 – воздухоотделители;  
 9 – активатор реагентов; 10 – отбор проб осветленной воды;  
 11 – пьезометрический щит; 12 – подача промывной воды

Контактные осветлители по высоте через 200 мм были оборудованы пробоотборными дренажными трубками 2 для отбора проб воды из различных слоев, и после прохождения всей толщи загрузки. Из бака с замутнителем 4 раствор каолина мелкодисперсный подавался в бак с исходной водой, где перемешивался мешалкой 7. Полученная модельная вода в баках-смесителях 6

смешивалась с помощью мешалок 7 с раствором коагулянта из дозаторов 3. При этом в один из баков подавался обычный раствор коагулянта, а в другой – активированный с помощью активатора реагентов, который был установлен на реагентопроводе, подающем раствор сульфата алюминия в один из баков–смесителей 6. Поток воды, обработанный коагулянтом, подавался в нижнюю часть контактных осветлителей 1, предварительно пройдя воздухоотделители 8. Для контроля за напором воды перед, после и в толще загрузки контактных осветлителей использовался пьезометрический щит 11. Выпуск осветленной воды осуществлялся из верхней части контактных осветлителей 10.

Во время проведения опытов фиксировалось качество фильтрата и потеря напора в загрузке. Качество фильтрата оценивалось путем измерения коэффициента ослабления света с помощью фотоэлектрокалориметра. Потери напора определялись по данным пьезометров пьезометрического щита.

На рис. 2.7 показана установка для определения гидравлической крупности коагулированной взвеси контактной среды осветлителей со взвешенным осадком и отстойников очистных сооружений водопровода.

Лабораторная установка представляет собой стеклянный цилиндр с коническими концами и работает по напорному принципу, позволяя регулировать скорость своего наполнения в широких пределах. При исследованиях на осветлителях со взвешенным осадком и анализе эффективности работы отстойников в соответствии с рекомендациями Л. А. Костальского принимали следующие периоды отстаивания: 3 минуты – для оседания взвеси с гидравлической крупностью 0,9 мм/с, 9 минут – для оседания взвеси с гидравлической крупностью 0,4 мм/с, 24 минуты – для оседания взвеси с гидравлической крупностью 0,2 мм/с и 36 минут – для оседания взвеси с гидравлической крупностью 0,15 мм/с. По истечении заданного периода отстаивания отбирали пробы из верхней части прибора (выше отметки В) и нижней части прибора (ниже отметки В). В каждой пробе определяли весовое содержание взвешенных веществ.

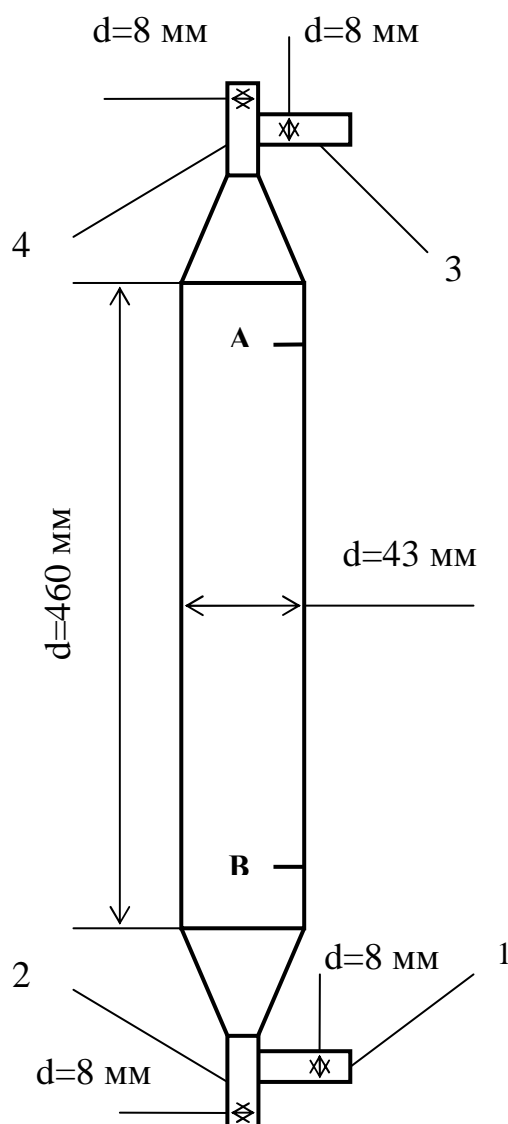
Далее вычисляли исходную весовую концентрацию взвеси в пробах, взятых из контактной среды по формуле:

$$C_{исх} = \frac{g_1 + g_2}{V_0}, \quad (2.5)$$

где  $g_1$  – вес осадка в пробе, взятой из верхней части прибора, мг;

$g_2$  – вес осадка в пробе, взятой из нижней части прибора, мг;

$V_0$  – объем части прибора, расположенный от конца отрезка 2 до отметки А, л.



**Рис. 2.7** – Установка для определения гидравлической крупности взвеси:

*1, 3 – патрубки для присоединения резиновых трубок с зажимами для регулирования режима движения жидкости; 2 – патрубков для ввода в прибор пробы контактной среды из лабораторной установки; 4 – патрубков для выпуска воздуха*

После этого определяли процент взвеси, выпавшей в каждом приборе по формуле:

$$K = \frac{C_{\text{исх}} V_1 - g_1}{C_{\text{исх}} V_1}, \quad (2.6)$$

где  $V_1$  – объем части прибора, расположенный между отметками А и В, л.

Для каждой из найденных таким образом величин  $K$  определяли соответствующую ей скорость осаждения  $v$  взвеси путем деления расстояния между отметками А и В (в мм) на время отстаивания пробы (в сек.). Эти величины, то есть скорости осаждения взвеси с данной гидравлической

крупностью при различных условиях ее формирования, представляют в виде графиков.

Количество осадка, который выпал в конусной части первого цилиндра за 6 минут, характеризует процент суспензии, который выпадает из исследуемой воды со скоростью 1,2 мм/с и больше; количество осадка, который выпал в конусной части второго цилиндра за 36 минут, характеризует процент суспензии, который выпадает из исследуемой воды со скоростью 0,2 мм/с и больше.

Результаты определения показателя осаждаемости суспензии  $S$  (%) выражают:

$$S = \frac{A}{B}, \quad (2.7)$$

где  $A$  – количество суспензии (в процентах от начального), которая выпала в осадок со скоростью выпадения 1,2 мм/с и больше;

$B$  – количество суспензии (в процентах от начального), которая выпала в осадок со скоростью 0,2 мм/с и больше.

Агрегативная устойчивость коллоидных систем определяется не только наличием электростатических сил отталкивания, но и другими факторами, основным из которых является гидратация частиц, т.е. образование на их поверхности оболочек из молекул дисперсионной среды. В гидрофобных золях после достижения пороговых концентраций электролитов, наблюдаются явные признаки коагуляции, поскольку происходит сжатие двойного слоя и соответствующее уменьшение гидратных оболочек, что позволяет коллоидным частицам сближаться на расстояние, при котором энергия их взаимного притяжения превышает энергию теплового (броуновского) движения. Изменение толщины диффузного слоя характеризуется величиной электрокинетического потенциала (дзета-потенциала). Чем сильнее размыт диффузный слой, тем выше дзета-потенциал и, наоборот, при предельном сжатии диффузного слоя дзета-потенциал приближается к нулю. При значении дзета-потенциала  $\xi=0$  коллоидная частица не несет на себе заряд по отношению к среде и поэтому гидратная оболочка минимальна. Такому изоэлектрическому состоянию частиц соответствует минимальная устойчивость системы и наиболее выраженная коагуляция. На основании описанного величину дзета-потенциала можно считать основным критерием полноты протекания процесса коагуляции [114, 116, 121].

По данным Когановского А.М. и других авторов [14, 96, 116] в процессе очистки используется лишь около 50–60% адсорбционной поверхности гидроксида алюминия.

При измерении  $\xi$ -потенциала пользовались методом подвижной границы в электрофоретической трубке, конструкция которой приближалась к описанной Е. Ф. Буртоном [72]. Хорошая видимость границы при исследованиях с золей гидроксида алюминия достигалась путем бокового освещения трубки для электрофореза, заключенной в темной камере, лампой накаливания 500 Вт, свет которой фокусировался через узкую щель в камере. При измерениях поддерживалась температура  $+20 \pm 0,1$  °С, в качестве источника тока использовался ламповый выпрямитель – градиент потенциала не превышал 10 В/см. Электрокинетический потенциал определяли по формуле Гельгольца–Смолуховского [71]:

$$\xi = \frac{4 \cdot \pi \cdot \eta^u}{E \cdot \varepsilon} \cdot 300^2, \quad (2.8)$$

где  $\xi$  – электрокинетический потенциал, В;

$\eta$  – вязкость, пуаз;

$u$  – линейная скорость движения, см/с.

$$u = \frac{h}{\tau}, \quad (2.9)$$

где  $h$  – смещение частиц, см;

$\tau$  – время, с;

$\varepsilon$  – диэлектрическая проницаемость;

$E$  – напряжение электрического поля, В/см.

$$E = \frac{u}{l}, \quad (2.10)$$

где  $u$  – разность потенциалов на электродах, В;

$l$  – расстояние между электролитами, см.

В оба колена u-образной трубки прибора для измерения электрофоретической скорости помещались угольные электроды длиной 3,5 см диаметром 0,6 см, соединявшиеся с выпрямителем постоянного тока, градиент потенциала которого не превышал 10 В/см. Для изменения напряжения в цепи подключался вольтметр типа Э–59к.

Эффективность влияния раствора сульфата алюминия на снижение величины  $\xi$ -потенциала золя гидроксида алюминия определялась уравнением:

$$\mathcal{E}_\xi = \frac{\xi_0 - \xi_1}{\xi_0} \cdot 100\%, \quad (2.11)$$

где  $\mathcal{E}_\xi$  – эффективность магнитно-электрической обработки  $Al_3(SO_4)_3$  на снижение дзета-потенциала золя  $Al(OH)_3$ , %;

$\xi_0$  – электрокинетический потенциал золя  $Al(OH)_3$  в условиях обычной коагуляции, мВ;

$\xi_1$  – то же в условиях коагуляции с раствором  $Al_2(SO_4)_3$ , подвергнутым магнитно-электрической обработке, мВ.

Влияние активированного раствора коагулянта сульфата алюминия на адсорбционную емкость его гидроксида изучено на модельной воде, в которую добавлялся раствор гуминовых веществ, полученных в результате водной вытяжки торфа. Состав гуминовых веществ, определенный по методике АКХ им. Панфилова [67, 72] следующий: гуминовые коллоидные кислоты – 39,5%, фульвокислоты коллоидные – 56%, фульвокислоты истинно растворенные – 4,5%.

Концентрация гуминовых веществ в воде после ввода водной вытяжки торфа определялась весовым способом и составляла 350 мг/л. При необходимости получения раствора с более низким содержанием гуминовых веществ, вготавливаемый раствор добавлялось определенное количество водопроводной воды.

Раствор коагулянта, прошедшего активацию, вводили в цилиндры с исследуемой водой. Содержимое во всех цилиндрах перемешивали десятикратным опрокидыванием и оставляли их для отстаивания, наблюдая за процессами образования хлопьев и их осаждения. Через 30 мин из каждого цилиндра сифоном отбирали 300 мл воды из верхнего слоя. Параллельно проводились исследования с обычным коагулянтом. В пробах определяли количество не адсорбированных гуминовых веществ по величине коэффициента бихроматной окисляемости, т.е. по количеству в миллиграммах кислорода, необходимого для окисления 1 мг гуминовых веществ. Был применен бихроматный метод определения окисляемости воды, т.к. именно он обеспечивает полное окисление (90–95%) гуминовых веществ.

Коэффициент бихроматной окисляемости зависит от состава гуминовых веществ и по данным П.П.Воронкова и О.Н.Соколовой находится в пределах от 0,98 до 1,25 [66, 72], в наших экспериментах он составил 1,05.

Удельную адсорбцию гуминов на гидроксида алюминия определяли по следующему уравнению:

$$G = \frac{G' - G''}{M}, \text{ мг/г}, \quad (2.12)$$

где  $G$  – удельная адсорбция гуминов мг/л;

$G'$  – содержание гуминовых веществ в исходной воде, мг;

$G''$  – то же, после обесцвечивания, мг;

$M$  – количество гидроксида алюминия, образовавшегося после гидролиза, г.

Существенным недостатком коагулянта сульфата алюминия является высокая чувствительность его к температуре осветляемой воды, что объясняется большой гидратацией образующего при гидролизе гидроксида алюминия при низких температурах (~1–2°C).

Этим объясняется то, что при использовании сульфата алюминия в условиях низких температур наблюдается замедление процесса хлопьеобразования, попадание остаточного алюминия в очищенную воду и осаждение гидроксида алюминия в трубах.

Водонасыщенность продуктов гидролиза коагулянтов зависит от их состава и структуры. Благодаря большому заряду и относительно малому радиусу, катион  $Al^{3+}$  сильно гидратирован. Присоединенные к катионам  $Al^{3+}$  гидроксильные группы также связывают большие количества воды. Особенно большое количество воды гидроксид алюминия включает в начальный момент структурообразования, когда в дополнение к химической гидратации происходит механический захват воды. В этот момент количество воды в ячейках в сотни раз превышает содержание твердой фазы. По данным Е. Ф. Кургаева отношение объема включенной в ячейки воды к объему твердого вещества в неуплотненных осадках  $Al(OH)_3$  составляет 1210. Уменьшение гидратации гидроксида алюминия позволяет увеличить содержание твердой фазы образующих хлопьев и ускорить их осаждение.

В отстойниках уменьшение гидратации осадков позволяет ускорить процесс хлопьеобразования, повысить удельный вес образующих хлопьев, величина которого оказывает значительное влияние на концентрацию осадка, его осаждаемость и уплотняемость. С увеличением удельного веса хлопьев, при прочих равных условиях, осадок становится более концентрированным, осаждаемость и уплотняемость его увеличиваются. При одной и той же скорости восходящего потока воды концентрация слоя осадка в значительной мере будет зависеть от удельного веса хлопьев, из которых он состоит, или, что будет точнее, от разности удельных весов этих хлопьев и среды, в которой они взвешены. Чем больше эта разность, тем концентрированнее слой осадка [44, 74].

Непосредственное измерение гидратации осадка представляет значительные трудности, так как при этом происходит нейтрализация и перераспределение заряда по окружающим молекулам воды. Поэтому при выполнении исследований, связанных с изучением влияния магнитно-электрической обработки растворов сульфата алюминия на степень дегидратации контактной среды отстойников (то есть гидроксидов алюминия), в качестве основного критерия принимается степень структурно-механической гидратации, которая учитывает наряду с химической гидратацией и механический захват воды.

Определялась степень структурно-механической гидратации осадка, осевшего с гидравлической крупностью 0,2 мм/с и более по отношению:

$$\Gamma_0 = \frac{\gamma_T - \gamma_0}{\gamma_0} \approx \frac{\gamma_T}{\gamma_0}, \quad (2.13)$$

где  $\gamma_T$  – удельный вес твердого вещества, образующего каркас хлопьев осадка, г/мл;

$\gamma_0$  – весовое содержание твердой фазы в единице объема осадка, г/мл:

$$\gamma_0 = \frac{G}{hf}, \quad (2.14)$$

где  $G$  – весовое количество твердой фазы в осадке, г;

$h$  – высота слоя осадка, см;

$f$  – площадь сечения цилиндра, см<sup>2</sup> (8,2 см<sup>2</sup>).

При осветлении воды на фильтрах на сорбционные процессы накладываются гидродинамические факторы, при этом гряземкость фильтров определяет эксплуатационный фактор, а также прилипаемость фильтруемых примесей к поверхности зерен.

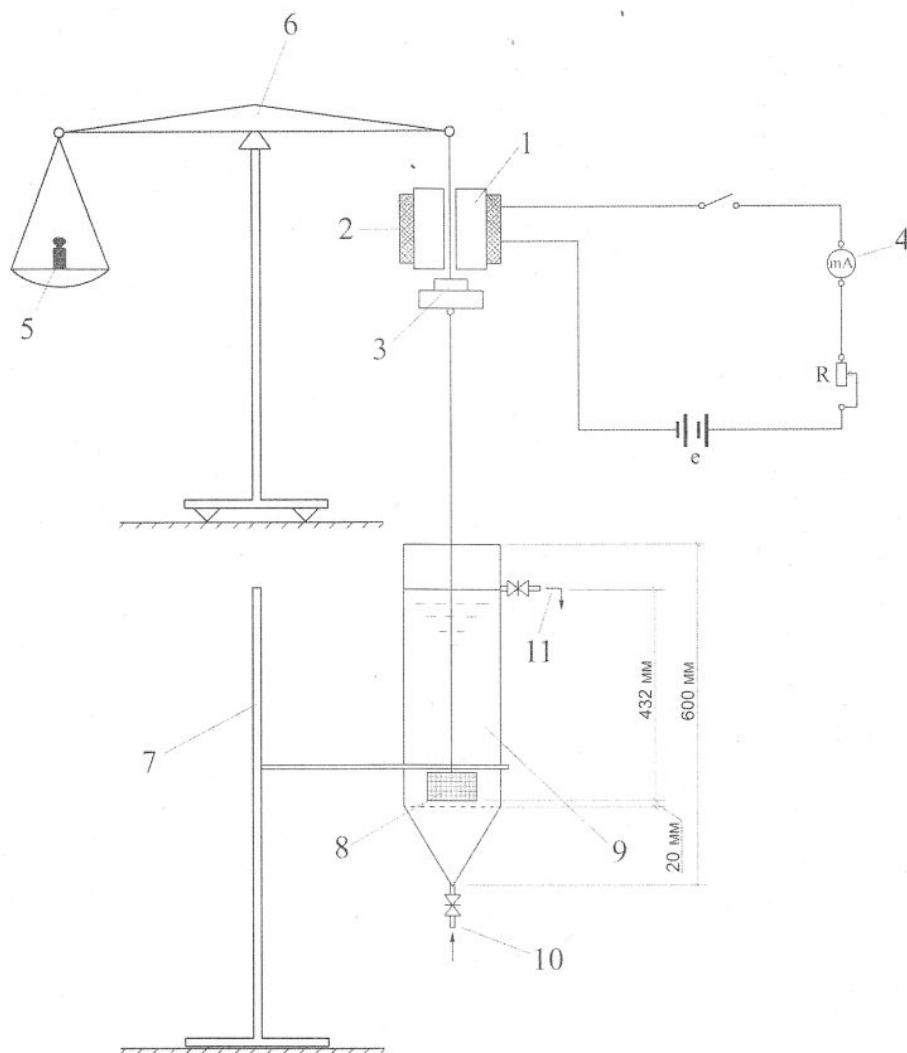
Увеличение плотности хлопьев может вызвать увеличение их прочности, что косвенно может быть охарактеризовано силами сцепления, которые в определенной степени зависят от прочности хлопьев коагулируемых примесей, характеризуемой в определенной степени сопротивлением действия сил сдвига, вызываемых наличием гидравлического градиента в потоке воды.

Известно, что прочность коагуляционной структуры зависит от величины молекулярных сил притяжения и числа контактов между ними и выше прочность всей структуры в целом.

Предельное напряжение сдвига измеряли по методу Вейлера–Ребиндера при тангенциальном смещении пластинки, помещенной в осадок, полученный путем отстаивания промывной воды из модели фильтра [72, 75]. Схема прибора приведена на рис. 2.8.

Пластинку прибора опускали в цилиндр с осадком промывной воды контактного осветлителя на глубину 432 мм (т.е. на 20 мм выше конической части цилиндра) и оставляли там, на 72 минуты, т.е. до момента осаждения фракций с гидравлической крупностью  $u_0=0,1$  мм/с и более.





**Рис. 2.8** – Схема прибора для определения предельного напряжения сдвига в осадке промывной воды фильтра:

- 1–сердечник электромагнита; 2–обмотка электромагнита; 3–якорь с ферритовым стержнем; 4–миллиамперметр; 5–груз, уравнивающий якорь и пластинку; 6–равноплечные весы; 7–штатив; 8–рифленая пластинка; 9–стеклянный цилиндр с коническим дном; 10–подача промывной воды с осадком из модели контактного осветлителя; 11–отвод избытка исследуемой воды; 12–зажимы

В основу действия прибора положены изменения магнитного силового поля в зависимости от силы тока, протекающего по обмотке электромагнита (рис. 2.2).

Предельное напряжение сдвига определяли как:

$$\tau = \frac{P}{2S}, \quad (2.15)$$

где  $S$  – площадь пластинки,  $\text{см}^2$ ;  $S=0,28 \times 0,28 \text{ см}^2$ .

Работа с электромагнитным прибором обеспечивает простоту, надежность и достаточную точность измерений. Отсчет показаний производили по неподвижной стрелке миллиамперметра, так как по окончании замера цепь оставалась замкнутой. Это помогало избегать значительной части случайных ошибок при измерениях.

Пластинку прибора опускали в цилиндр с осадком и оставляли там на весь период наблюдений за данной пробой осадка промывной воды контактного осветлителя. Таким образом, осуществлялся одновременный контроль над степенью уплотнения осадка и соответствующим изменением предельного напряжения сдвига [72].

Физико–химический и технологический анализы выполнялись по общепринятым методикам, в производственных условиях с учетом инструкций, действующих на очистных сооружениях водопровода.

## **2.5. Обработка экспериментальных данных**

Обработка экспериментальных данных выполнялась с помощью ПЭВМ. Внимание было уделено оценке надежности результатов, их воспроизводимости и определению доверительного интервала выполненных исследований. Основные положения методики обработки экспериментальных данных приведены ниже [63, 91, 108].

### **2.5.1. Оценка надежности результатов экспериментов и их воспроизводимости**

Результаты экспериментов обрабатывали согласно рекомендациям Международного Союза чистой и прикладной химии (ИНПАК) по методам определения и форме обозначения ошибок и отклонений, получаемых при массовых аналитических исследованиях. При этом использовали следующие формулы:

Среднее арифметическое

$$\bar{x} = \frac{x_1 + x_2 + \dots + x_i + \dots + x_n}{n} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n x_i, \quad (2.16)$$

где  $n$  – общее число повторных определений;

$x$  – результаты отдельного определения;

$i$  – текущий номер повторного отделения.

Дисперсия отдельного результата

$$s^2 = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2}{n-1}, \quad (2.17)$$

где  $n-1$  – число степеней свободы каждого определения.

Стандартное отклонение отдельного результата

$$S = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2}{n-1}}. \quad (2.18)$$

Стандартное отклонение среднего результата (средняя квадратичная ошибка среднего арифметического)

$$S_x = \frac{S}{\sqrt{n}} = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2}{n \cdot (n-1)}}. \quad (2.19)$$

Точность определения среднего результата

$$E_\alpha = t_\gamma \cdot S_{\bar{x}}, \quad (2.20)$$

где  $\gamma$  – коэффициент надежности;  $t_\gamma$  – коэффициент Стьюдента.

Коэффициент Стьюдента определяли по [37, 63].

Относительная погрешность среднего результата

$$\frac{E_\gamma}{\bar{x}} \cdot 100. \quad (2.21)$$

Воспроизводимость опытов проверяли по критерию Кохрена [123, 125].

$$G = \frac{S_{\max}^2}{\sum_{i=1}^N (S_i^2)} \leq G(0,05; f_N; fx), \quad (2.22)$$

где  $N$  – число повторных опытов;

$S_{\max}^2$  – наибольшая дисперсия опыта;

$G(0,05; f_N; fx)$  – табличное значение критерия Кохрена при 5%-ном уровне

значимости:  $f_N = N$  – число независимых оценок;  $fx = n-1$  – число степеней свободы каждой оценки.

Процесс считается воспроизводимым, если выполняется неравенство (2.22) и любое значение Кохрена, полученное расчетным путем по данным экспериментов, меньше его табличного значения [50, 63].

При этом дисперсия воспроизводимости (ошибка опыта) определяется по формуле

$$S_Y^2 = \frac{\sum_{i=1}^N S_X^2}{N}. \quad (2.23)$$

Воспроизводимость опытных данных в пределах достоверного интервала

$$\bar{x} - t_\gamma \cdot \frac{S_x}{\sqrt{n}} < a < \bar{x} + t_\gamma + t_\gamma \cdot \frac{S}{\sqrt{n}}, \quad (2.24)$$

где  $a$  – достоверный интервал;

$\bar{x}$  – среднее арифметическое опытных данных (формула 2.16);

$t_\gamma$  – коэффициент Стьюдента;

$S_x$  – средняя квадратичная ошибка среднего арифметического опытных данных (формула 2.19).

Проверка воспроизводимости опытов показала, что процесс воспроизводим, так как любое значение критерия Кохрена, полученное расчетным путем, меньше его табличного значения, равного 0,8709.

### **2.5.2. Доверительный интервал при оценке результатов исследований, обоснование его**

При обработке опытных данных среднеарифметическое отклонение должно находиться в пределах доверительного интервала [63, 72].

При этом, если для оценки неизвестного параметра  $\theta$  определяются два значения  $A$  и  $B$  таким образом, что имеется вероятность  $1-\alpha$  осуществления неравенства  $A < \theta < B$ , то  $A$  и  $B$  являются  $100 \cdot (1-\alpha)\%$  –ными доверительными интервалами (границами), а интервал между ними является  $100 \cdot (1-\alpha)\%$  –ным доверительным интервалом [72]. Так как вероятность того, что этот интервал не включает в себя  $\theta$ , равен  $\alpha$ , то при обратном утверждении ошибка составляет  $100 \cdot \alpha\%$ .

Пусть производится  $n$  независимых равноточных измерений некоторой величины, истинное значение которой  $a$  неизвестно. Результаты отдельных измерений – случайные величины, которые имеют одно и то же математическое ожидание  $a$ , одинаковые дисперсии и распределены нормально. Требуется оценить неизвестное математическое ожидание  $a$  при помощи доверительного интервалов.

Расчет производится при помощи распределения Стьюдента.

$$\text{Величина} \quad t = \frac{\bar{x} - a}{S\bar{x}} \sqrt{n} \quad (2.25)$$

есть нормированное отклонение нормально распределенной случайной величины  $\bar{x}$  от центра группирования. Если мы имеем

$$P(|t| > t_\alpha) = \alpha, \quad (2.26)$$

то

$$P(-t_\alpha < t < t_\alpha) = P(-t_\alpha < \frac{\bar{x} - a}{S\bar{x}} \sqrt{n} < t_\alpha) = 1 - \alpha = \gamma, \quad (2.27)$$

при любом значении  $\bar{x}$ ,

где  $t_\alpha$  – коэффициент Стьюдента;

$S\bar{x}$  – стандартное отклонение среднего результата (2.19);

$\gamma$  – надежность вычисления (доверительная вероятность).

Далее, неравенство

$$\frac{\bar{x} - a}{S\bar{x}} \sqrt{n} < t_\alpha, \quad (2.28)$$

равносильно неравенству

$$\bar{x} - \frac{t_\alpha S\bar{x}}{\sqrt{n}} < a, \quad (2.29)$$

так как неравенство (2.28) равносильно неравенству

$$\bar{x} - a < \frac{t_\alpha S\bar{x}}{\sqrt{n}}, \quad (2.30)$$

и так как  $S\bar{x} \geq 0$ .

Аналогично найдем равносильными

$$-t_\alpha < \frac{\bar{x} - a}{S\bar{x}} \sqrt{n}, \quad (2.31)$$

$$a < \bar{x} + \frac{t_\alpha S\bar{x}}{\sqrt{n}}. \quad (2.32)$$

Следовательно, утверждение, что  $\frac{\bar{x} - a}{S\bar{x}} \sqrt{n}$  попадает между  $-t_\alpha$  и  $t_\alpha$  равносильно утверждению, что

$$\bar{x} - \frac{t_\alpha S\bar{x}}{\sqrt{n}} < a \quad \text{и} \quad \bar{x} + \frac{t_\alpha S\bar{x}}{\sqrt{n}} > a.$$

Тогда

$$P\left(\bar{x} - t_\alpha \frac{S\bar{x}}{\sqrt{n}} < a < \bar{x} + t_\alpha \frac{S\bar{x}}{\sqrt{n}}\right) = 1 - \alpha = \gamma, \quad (2.33)$$

т. е. интервал между  $\bar{x} - \frac{t_\alpha S\bar{x}}{\sqrt{n}} < a$  и  $\bar{x} + \frac{t_\alpha S\bar{x}}{\sqrt{n}} > a$  есть  $100 \cdot (1 - \alpha)\%$ -ный (или  $100\gamma\%$ -ный) доверительный интервал для неизвестного среднего  $\bar{x}$ .

Доверительные интервалы могут быть применены к любой нормально распределенной переменной с известной переменной с известным стандартным отклонением.

Надежность вычисления (доверительная вероятность)  $\gamma$  задается самим экспериментатором. Принимаем  $\gamma = 0,95$ .

Полученная таким образом (2.33) величина доверительного интервала может оказаться достаточно большой. Имеется возможность (по меньшей мере, теоретическая) уменьшения длины доверительного интервала. Для этого понадобится еще одна выборка большего размера из опытных данных.

## Выводы

1. Используемые для очистки воды реагенты можно разделить на следующие основные группы:

- коагулянты;
- реагенты, применяемые при подщелачивании воды и ее умягчении;
- вспомогательные средства при коагулировании.

2. При обработке воды с повышенным содержанием органических веществ в настоящее время получает распространение оксихлорид алюминия, применение которого позволяет уменьшить использование щелочных и хлорсодержащих реагентов.

3. Среди флокулянтов, применяемых в процессах очистки воды, следует отметить флокулянт Magnafloc LT-25, LT-27 и др., (фирма Аллайд Коллоидс), которые могут быть использованы при очистке воды в зимний период и период весеннего паводка, когда процессы очистки воды затрудняются.

4. Основным технологическим критерием эффективности использования активированного раствора коагулянта сульфата алюминия принято остаточное содержание взвешенных веществ в осветленной воде, т.к. именно он является одним из основных, характеризующих работу очистных сооружений водопровода, как в целом, так и их отдельных сооружений, например, отстойников, фильтров.

5. Для активирования растворов реагентов разработаны специальные установки, предусматривающие последовательную и одновременную активацию исходного раствора коагулянта магнитным полем и насыщение его анодно-растворенным железом.

6. Разработаны лабораторные установки, которые позволяют выполнять исследования по интенсификации процесса фильтрования воды на скорых фильтрах с применением активированного раствора коагулянта.

7. Основным критерием полноты протекания процесса коагуляции можно считать величину  $\xi$ -потенциала.

8. Анализ литературных данных позволяет сделать вывод, что в процессе очистки используется лишь около 50–60% адсорбционной поверхности гидроксида алюминия.

9. Существенным недостатком коагулянта сульфата алюминия является высокая чувствительность его к температуре осветляемой воды, что объясняется большой гидратацией образующего при гидролизе гидроксида алюминия при низких температурах ( $\sim 1-2^\circ\text{C}$ ).

10. Уменьшение гидратации гидроксида алюминия позволяет увеличить содержание твердой фазы образующих хлопьев и ускорить их осаждение, и этим самым интенсифицировать процесс очистки воды.

11. Обработка экспериментальных данных выполнялась с помощью ПЭВМ. Внимание было уделено оценке надежности результатов, их воспроизводимости и определению доверительного интервала выполненных исследований.

### **3. ТЕОРЕТИЧЕСКИЕ ПРЕДПОСЫЛКИ ПОВЫШЕНИЯ ЭФФЕКТИВНОСТИ РАБОТЫ СООРУЖЕНИЙ ПРИ ПРИМЕНЕНИИ АКТИВИРОВАННОГО РАСТВОРА КОАГУЛЯНТА**

Теоретические предпосылки повышения эффективности работы сооружений для подготовки питьевой воды были выполнены по следующим основным направлениям:

1. Выполнение специальных исследований по изучению влияния активированного раствора коагулянта на  $\zeta$ -потенциал и адсорбционную емкость гидроксида алюминия в процессах очистки воды

2. Изучение степени структурно-механической гидратации взвеси, образующейся при очистке воды с использованием активированного раствора коагулянта.

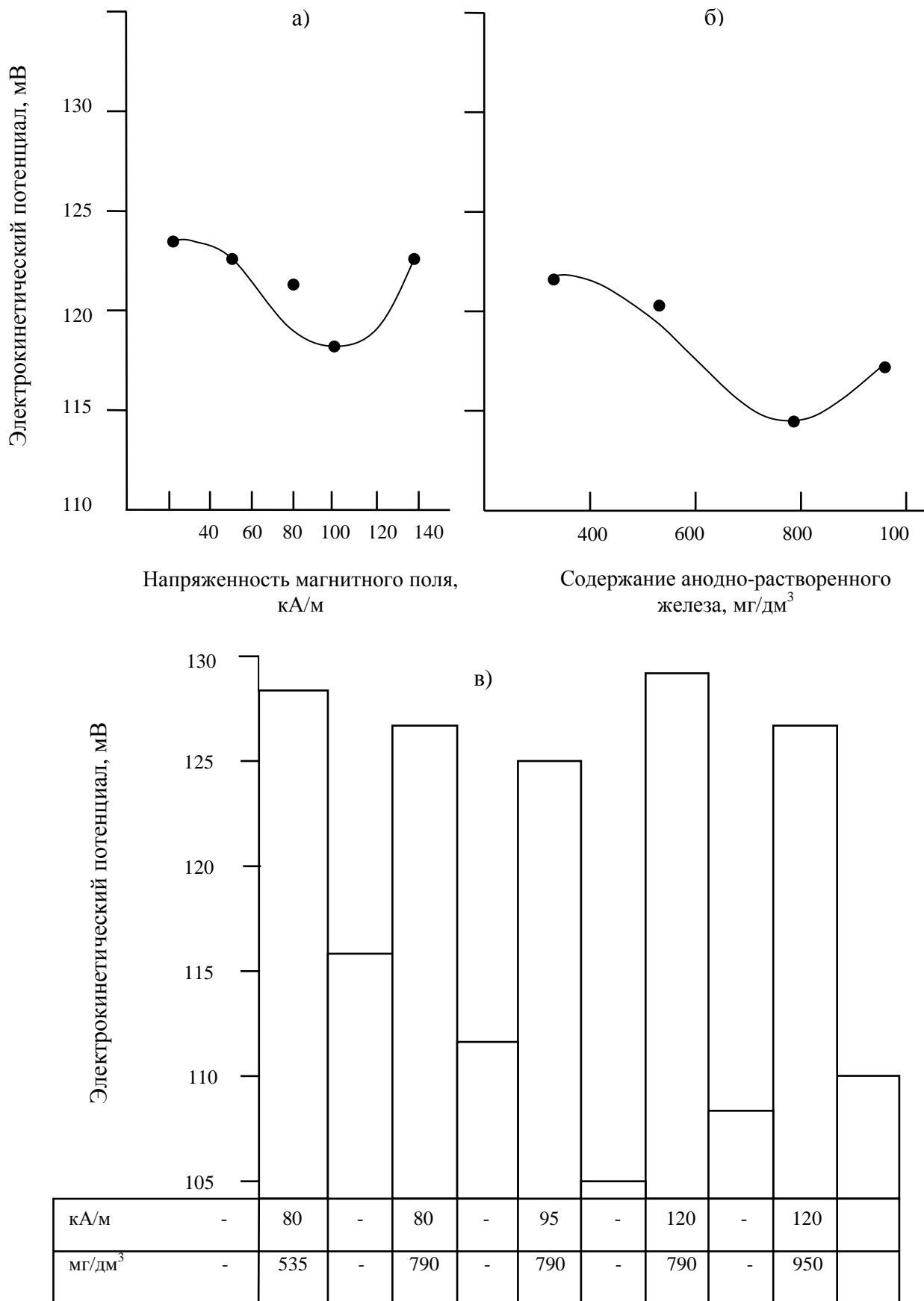
3. Влияние активированного раствора коагулянта на прочность сорбционного закрепления коагулированных примесей на поверхности кварцевой загрузки скорых фильтров.

Результаты выполненных исследований, анализ их приведены ниже.

#### **3.1. Влияние активированного раствора коагулянта на $\zeta$ -потенциал и адсорбционную емкость гидроксида алюминия в процессах очистки воды**

При выполнении исследований использовали устройство (рис. 3.1.), позволяющее воздействовать на раствор коагулянта сульфата алюминия магнитным полем, обрабатывать его анодно-растворенным железом и подвергать одновременному воздействию магнитного поля и электрокоагуляции [70, 71, 72]. Активированию подвергали 5% раствор сульфата алюминия, напряженность магнитного поля в рабочем зазоре активатора составляла 20–125 кА/м, количество вводимого в раствор анодно-растворенного железа изменялось в пределах 300–1800 мг/дм<sup>3</sup>, скорость движения золя в рабочем зазоре составляла 0,05 м/с.

Влияние активации раствора сульфата алюминия на величину электрокинетического потенциала золя гидроксида алюминия показано на рис. 3.1 и в табл. 3.1.



**Рис. 3.1**– Влияние активированного раствора сульфата алюминия на величину  $\zeta$ -потенциала золь гидроксида алюминия:  
*а) магнитная обработка; б) электрокоагуляционная обработка;*  
*в) активация раствора сульфата алюминия*



**Таблица 3.1** – Эффективность активированного раствора сульфата алюминия на  $\zeta$ -потенциал золя

Параметры магнитно-электрической обработки		Снижение величины электрокинетического потенциала, %
напряженность магнитного поля, кА/м	содержание анодно-растворенного железа, мг/дм <sup>3</sup>	
56	–	2,1
95	–	5,9
135	–	3,1
–	320	3,1
–	950	7,6
80	535	9,3
95	790	15,8
120	950	20,1

На снижение  $\zeta$ -потенциала золя гидроксида алюминия незначительно (2,1–5,9%) влияет магнитная обработка раствора коагулянта (рис. 3.1, а), несколько больше – при пропуске раствора через электролизер (7,6–9,3%), где раствор насыщается анодно-растворенным железом (рис. 3.1, б).

Максимальное снижение  $\zeta$ -потенциала золя  $Al(OH)_3$  достигается при активировании раствором коагулянта. Наибольшее уменьшение  $\zeta$ -потенциала (на 20,6%) наблюдается при напряженности магнитного поля 95 кА/м и содержании анодно-растворенного железа 790 мг/л.

Влияние активированного раствора коагулянта сульфата алюминия на адсорбционную емкость гидроксида алюминия показано в табл. 3.2 и на рис. 3.2.

Влияние активированного раствора коагулянта сульфата алюминия на адсорбционную емкость его гидроксида изучали на модельной воде Харьковского водопровода, искусственно зацвеченной раствором гуминовых веществ, полученных в результате водной вытяжки торфа [73, 74].

Адсорбционная емкость гидроксида алюминия незначительно (10,9%) увеличивается при воздействии на раствор коагулянта магнитным полем (рис. 3.2.а). При пропуске раствора коагулянта через электролизер повышение адсорбционной емкости гидроксида алюминия было несколько выше – 14,5–15,1% (рис. 3.2.б). Анализ опытных данных позволяет сделать вывод, что адсорбционная емкость гидроксида алюминия в процессе магнитно-электрической обработки раствора сульфата алюминия зависит от напряженности магнитного поля и содержания анодно-растворенного железа (рис. 3.2.в). При этом напряженность магнитного поля составляет 85–95 кА/м, а

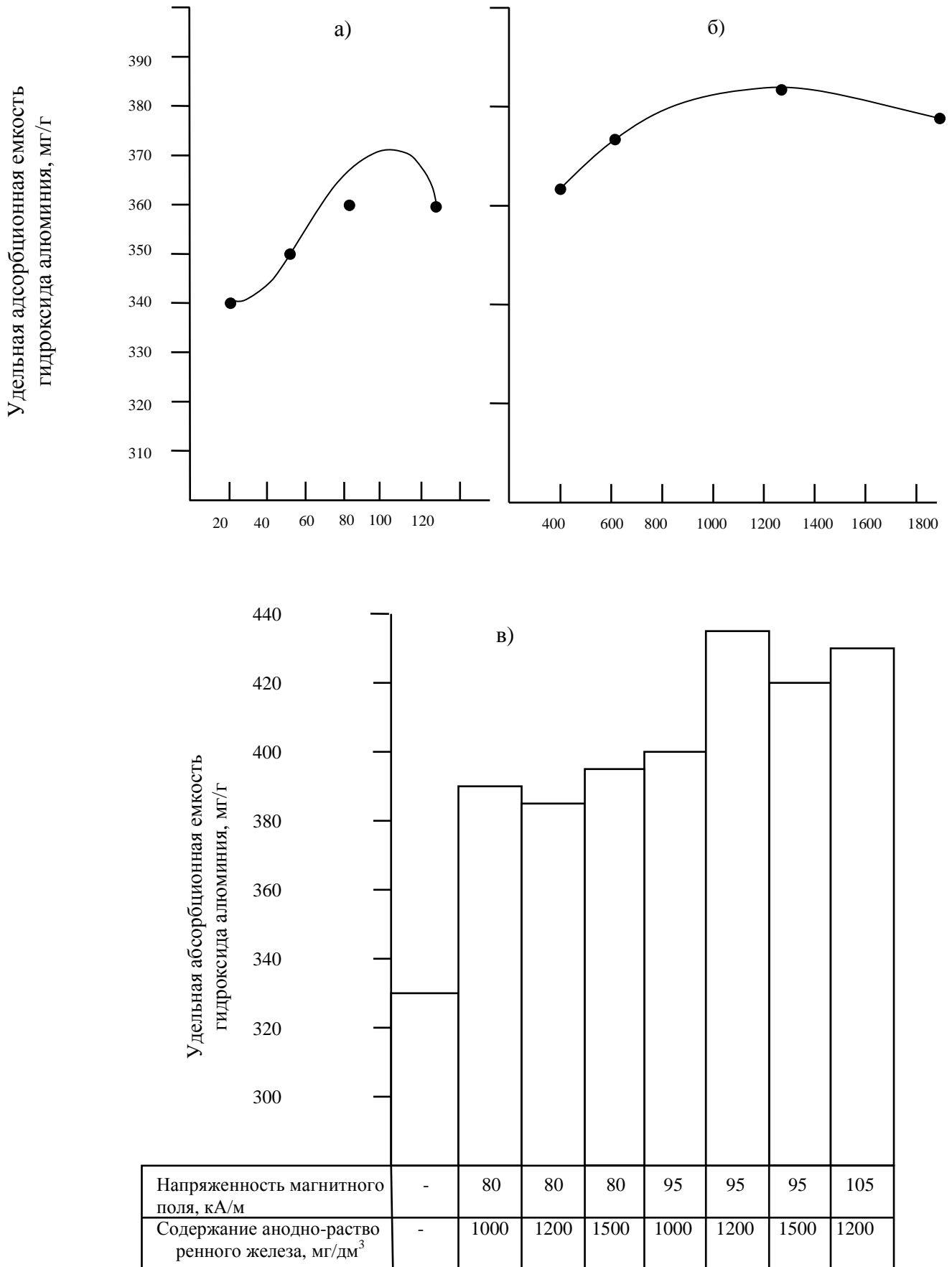
количество вводимого анодно-растворенного – железа 1200–1350 мг/дм<sup>3</sup>; адсорбционная емкость гидроксида алюминия при этих значениях возрастает на 29,3–31,2%.

**Таблица 3.2** – Влияние магнитного поля на адсорбционную емкость гидроксида алюминия

Параметры магнитно-электрической обработки		Удельная адсорбция гуминов на гидроксида, мг/г	Увеличение адсорбционной ёмкости гидроксида алюминия, %
Напряженность магнитного поля, кА/м	содержание анодно-растворенного железа, мг/дм		
–	–	335,3	–
20	–	339,8	1,4
65	–	355,1	5,9
95	–	371,8	10,9
120	–	366,8	9,4
–	–	335,6	–
–	300	356,4	6,2
–	700	369,5	10,1
–	1200	384,3	14,5
–	1800	386,3	15,1
–	–	335,1	–
80	1000	390,7	16,6
80	1500	396,4	18,3
95	1200	439,6	31,2
95	1500	419,9	25,3
105	1200	433,3	29,3

Оценка надежности результатов выполненных экспериментов (табл. 3.4) показывает хорошую воспроизводимость опытных данных в пределах доверительного интервала, рассчитанного на основании четырех параллельно выполненных опытов.

Таким образом, уменьшая агрегативную устойчивость коллоидных систем и увеличивая адсорбционную емкость гидроксида алюминия, магнитно-электрическая активация раствора коагулянта сульфата алюминия позволяет создать предпосылки для интенсификации процесса коагуляции при очистке воды.



**Рис. 3.2** – Влияние активированного раствора сульфата алюминия на адсорбционную емкость гидроксида алюминия:  
 а) магнитная обработка; б) электрокоагуляционная обработка;  
 в) активация раствора сульфата алюминия

### **3.2. Изменение степени структурно-механической гидратации взвеси, образующейся при очистке воды**

При исследовании влияния структурных особенностей гидроксида алюминия на процессы очистки воды при обработке ее активированным раствором коагулянта, необходимо отметить, что структурно-механическая гидратация осадка, образующегося при коагуляции, оказывает определенное влияние на перестройку гидроксида алюминия в процессе очистки воды [42, 46].

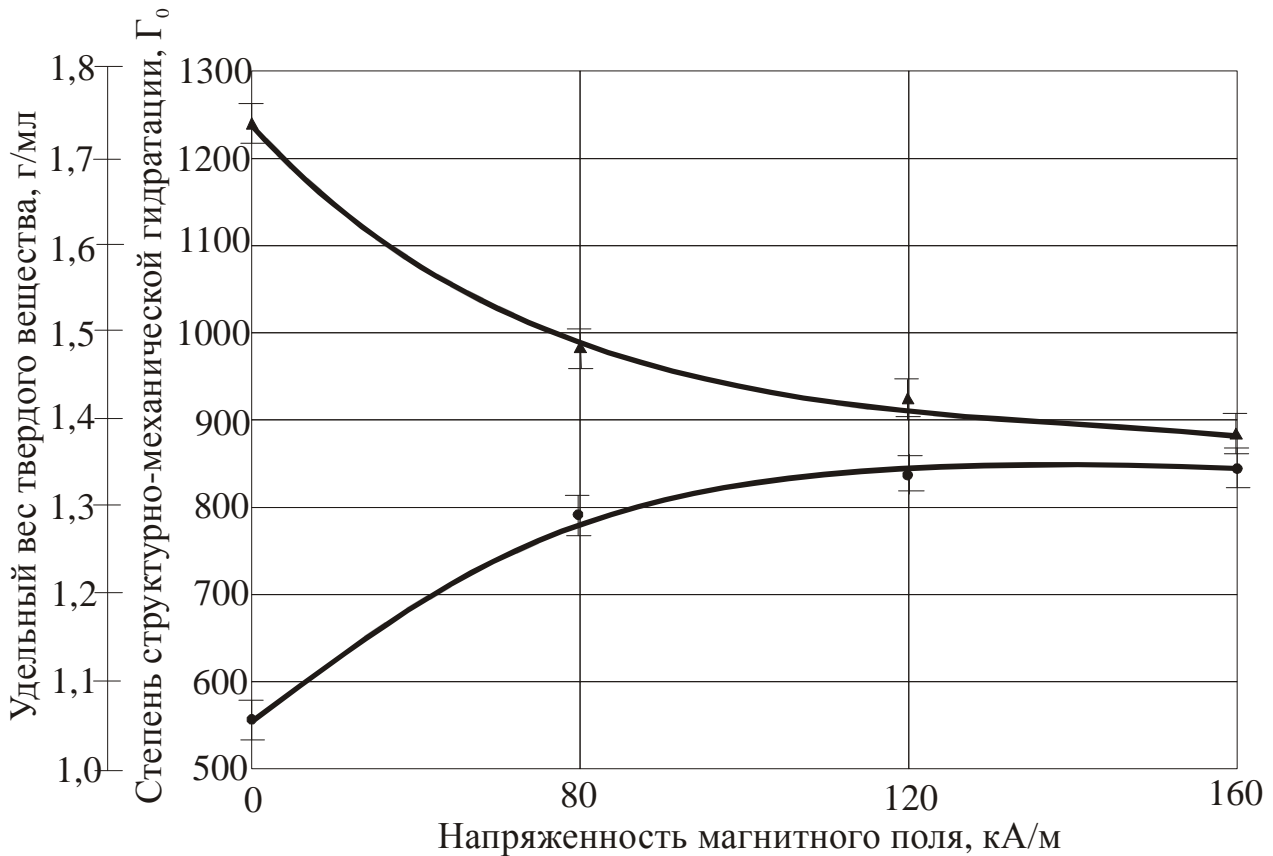
Как отмечали мы ранее, в разделе 2, непосредственное измерение степени гидратации взвеси, образующейся при очистке воды, представляет значительные трудности, так как при этом происходит нейтрализация и перераспределение заряда по окружающим молекулам воды. Поэтому при выполнении исследований, связанных с изучением влияния активированных растворов сульфата алюминия на степень дегидратации гидроксида алюминия, в качестве основного критерия принимается степень структурно-механической гидратации, которая учитывает наряду с химической гидратацией и механический захват воды.

Исследования выполнены на модельной воде со следующими показателями: температура 8,6°С, содержание взвешенных веществ 42 мг/дм<sup>3</sup>, цветность 75 град., рН – 7,5, щелочность – 2,6 мг-экв/л.

Активации подвергался 10% раствор коагулянта сульфата алюминия, которым обрабатывалась вода в цилиндрах с коническим днищем, рекомендуемых правилами технологического анализа воды. Определение степени структурно-механической гидратации осадка, выполнялась по методике, изложенной выше в разделе 2.

Влияние активации раствора сульфата алюминия на степень структурно-механической гидратации осадков, образующихся в процессе очистки воды, приведено в табл. 3.3 и на рис. 3.3.

Опытные данные показывают, что структурно–механическая гидратация осадков зависит как от напряженности магнитного поля, так и от содержания в растворе коагулянта анодно-растворенного железа. При примерно одинаковых напряженностях магнитного поля степень структурно-механической гидратации гидроксида алюминия уменьшается с повышением в растворе коагулянта анодно-растворенного железа. При содержании анодно-растворенного железа более 850 мг/дм<sup>3</sup> степень структурно-механической гидратации практически не изменяется. При магнитной обработке раствора коагулянта наблюдается незначительное изменение структурно-механической гидратации осадка.



**Рис. 3.3** – Изменение удельного веса твердого вещества и степени структурно-механической гидратации при активации раствора сульфата алюминия  
 ● – удельный вес твердого вещества, г/мл;  
 ▲ – степень структурно-механической гидратации.

При активации раствора коагулянта увеличивается удельный вес твердого вещества, образующего каркас хлопьев осадка, что видно из данных таблицы 3.3.

С увеличением удельного веса хлопьев при активации раствора коагулянта появляется возможность повышения концентрации коагулированного осадка, увеличения его осаждаемости и уплотняемости. Удельный вес взвеси, образующейся при обработке воды активированным коагулянтом, влияет на скорость движения воды в отстойнике и, следовательно, его пропускную способность, а также на остаточное содержание механических примесей в осветленной воде.

**Таблица 3.3** – Изменение степени структурно-механической гидратации и удельного веса твердого вещества при активации раствора коагулянта

Параметры активации		Степень структурно-механической гидратации, $\Gamma_0$		Изменение степени структурно-механической гидратации, %	Величина доверительного интервала, $a(\gamma=0,95, n=4)$	Удельный вес твердого вещества, г/мл		Изменение удельного веса твердого вещества, %	Величина доверительного интервала, $a(\gamma=0,95, n=4)$
Напряженность магнитного поля, кА/м	Содержание анодно-растворенного железа, мг/дм <sup>3</sup>	Среднее значение	Результаты отдельных определений			Среднее значение	Результаты отдельных определений		
0	0	1265	1261 1264 1266 1269	–	1263,02<a<1266,98	1,042	1,038 1,041 1,043 1,046	–	1,040<a<1,044
60	850	1084	1079 1083 1086 1088	14,3	1081,70<a<1086,30	1,244	1,241 1,242 1,245 1,248	19,3	1,242<a<1,246
120	630	992	988 991 993 996	21,3	990,02<a<993,98	1,359	1,354 1,358 1,361 1,363	30,4	1,356<a<1,361
180	460	944	940 942 945 949	25,4	941,70<a<946,30	1,376	1,369 1,373 1,378 1,384	32,1	1,372<a<1,380

Примечание. Скорость движения воды – 0,1 мм/с.

### **3.3 Влияние активированного раствора коагулянта на прочность сорбционного закрепления коагулированных примесей на поверхности кварцевой загрузки скорых фильтров**

При осветлении воды на фильтрах на сорбционные процессы накладываются гидродинамические факторы, при этом грязеемкость фильтров определяет эксплуатационный фактор, а также прилипаемость фильтруемых примесей к поверхности зерен [85, 97–99].

Увеличение плотности хлопьев может вызвать увеличение их прочности, что косвенно может быть охарактеризовано силами сцепления, которые в определенной степени зависят от прочности хлопьев коагулируемых примесей, характеризуемой в определенной степени сопротивлением действия сил сдвига, вызываемых наличием гидравлического градиента в потоке воды.

Известно, что прочность коагуляционной структуры зависит от величины молекулярных сил притяжения и числа контактов между частицами: чем меньше размеры отдельных частиц, тем выше силы сцепления между ними и выше прочность всей структуры в целом.

Качественные показатели исследуемой модельной воды следующие: взвешенные вещества – 45-55 мг/дм<sup>3</sup>, цветность – 75-100 град., рН – 7,4-7,6, щелочность – 2,4-2,7 мг–экв./л, исследования проводились при температуре 2,5-3,5°С и 10,5-11,5°С. Вода обрабатывалась 10%–м раствором коагулянта сульфата алюминия в количестве 20-25 мг/дм<sup>3</sup>, (считая на безводный продукт).

Параметры активации коагулянта сульфата алюминия были приняты следующие: напряженность магнитного поля находилась в пределах 60–185 кА/м, содержание анодно-растворенного железа не превышало 850 мг/дм<sup>3</sup>.

Предельное напряжение сдвига измеряли по методу Вейлера – Ребиндера при тангенциальном смещении пластинки, помещенной в осадок, полученный путем отстаивания промывной воды из модели фильтра. Методика проведения эксперимента приведена в разделе 2. Результаты выполненных исследований приведены в табл. 3.4.

Опытные данные показывают, что при использовании активированного раствора коагулянта при фильтровании воды наблюдается увеличение предельного напряжения сдвига в осадке промывной воды, а следовательно, и сопротивление действию сил сдвига, что косвенно характеризует увеличение сил сцепления песчаной загрузки фильтра с коагулированными примесями осветленной воды [105].

**Таблица 3.4** – Изменение сил сцепления частиц контактной среды при активации раствора сульфата алюминия

Параметры активации		Величина сил сцепления, $P_{\text{сцепл}}$ , мг/см <sup>2</sup>		Величина доверительного интервала, $a(\gamma=0.95, n=4)$	Увеличение сил сцепления, %	Примечание
Напряженность, кА/м	Содержание анодно-растворенного железа, мг/дм <sup>3</sup>	Среднее значение	Результаты отдельных определений			
0	0	0,0048	0,0044 0,0046 0,0049 0,0053	0,00457<a<0,00503	–	средние данные из 3–4 исследований
60	850	0,0053	0,0049 0,0051 0,0055 0,0057	0,00509<a<0,00551	11,2	– . . –
120	630	0,0056	0,0051 0,0054 0,0057 0,0062	0,00532<a<0,00588	17,0	– . . –
180	460	0,0054	0,0048 0,0051 0,0058 0,0059	0,00509<a<0,00545	14,3	– . . –



Активированный раствор коагулянта образует более прочное соединение коагулированных примесей с зёрнами кварцевой загрузки. При этом загрузка способна захватывать больше примесей из фильтруемой воды и, как следствие, следует ожидать значительное повышение грязеемкости фильтра и повышение эффективности его работы.

### **Выводы**

1. Снижение агрегативной устойчивости коллоидных систем и увеличение адсорбционной емкости гидроксида алюминия при активации раствора сульфата алюминия создает предпосылки для интенсификации процесса коагуляции при очистке вод.

2. Степень структурно-механической гидратации гидроксида алюминия, образующегося при коагуляции примесей зависит от напряженности магнитного поля (H), и содержания в растворе коагулянта анодно-растворенного железа ( $Fe^{3+}$ ). Имеются оптимальные параметры активации раствора сульфата алюминия, при которых степень структурно-механической гидратации осадков имеет максимальное значение. Изменение удельного веса твердого вещества взвеси при оптимальных параметрах активации является максимальной.

3. Опытные данные показывают, что при использовании активированного раствора коагулянта при фильтровании воды наблюдается увеличение предельного напряжения сдвига осадка воды, а, следовательно, и сопротивление действию сил сдвига, что косвенно характеризует увеличение сил сцепления песчаной загрузки фильтра с коагулированными примесями осветленной воды.

4. Выполненные исследования позволяют теоретически обосновать использование активированного раствора коагулянта для повышения эффективности работы сооружений для подготовки питьевой воды.

#### **4. ВЛИЯНИЕ АКТИВИРОВАННЫХ РАСТВОРОВ РЕАГЕНТОВ НА ТЕХНОЛОГИЧЕСКИЕ ПРОЦЕССЫ ПРИ ОЧИСТКЕ ВОДЫ**

Экспериментальное обоснование технологических приемов интенсификации процессов очистки вод с применением активированных растворов коагулянтов было выполнено по следующим основным направлениям:

1. Влияние активированного раствора коагулянта на гидравлическую крупность коагулированной взвеси.

2. Влияние цветности и содержания взвешенных веществ в исходной воде на эффективность осветления при обработке ее активированным раствором коагулянта.

3. Влияние напряженности магнитного поля и содержания в растворе коагулянта анодно-растворенного железа на эффективность осветления воды.

4. Влияние активированного раствора коагулянта на содержание остаточного алюминия в осветленной воде и улучшение бактериологических и гидробиологических показателей при очистке воды.

5. Влияние обработки вода активированным раствором коагулянта на параметры фильтрования.

6. Эффективность очистки маломутных вод высокой цветности при осветлении воды активированным раствором коагулянта.

7. Влияние активированного раствора коагулянта на процесс очистки мутно-цветных вод.

8. Исследование основных факторов, влияющих на осветление воды при обработке ее активированным раствором коагулянта.

Результаты исследований, анализ их приведены ниже.

##### **4.1. Влияние активированного раствора коагулянта на гидравлическую крупность коагулированной взвеси**

Величина гидравлической крупности коагулируемой взвеси является одним из главных показателей работы отстойников, осветлителей со взвешенным осадком и других сооружений для очистки воды. Быстрое и полное разделение гетерогенной системы, которой являются природные воды, в определенной степени зависит от гидравлической крупности взвеси, образующейся при обработке воды реагентами.

Одним из прогрессивных приемов в области водоподготовки является использование активированных растворов реагентов, применение которых

позволяет увеличить гидравлическую крупность коагулированной взвеси и этим самым интенсифицировать процессы осветления воды.

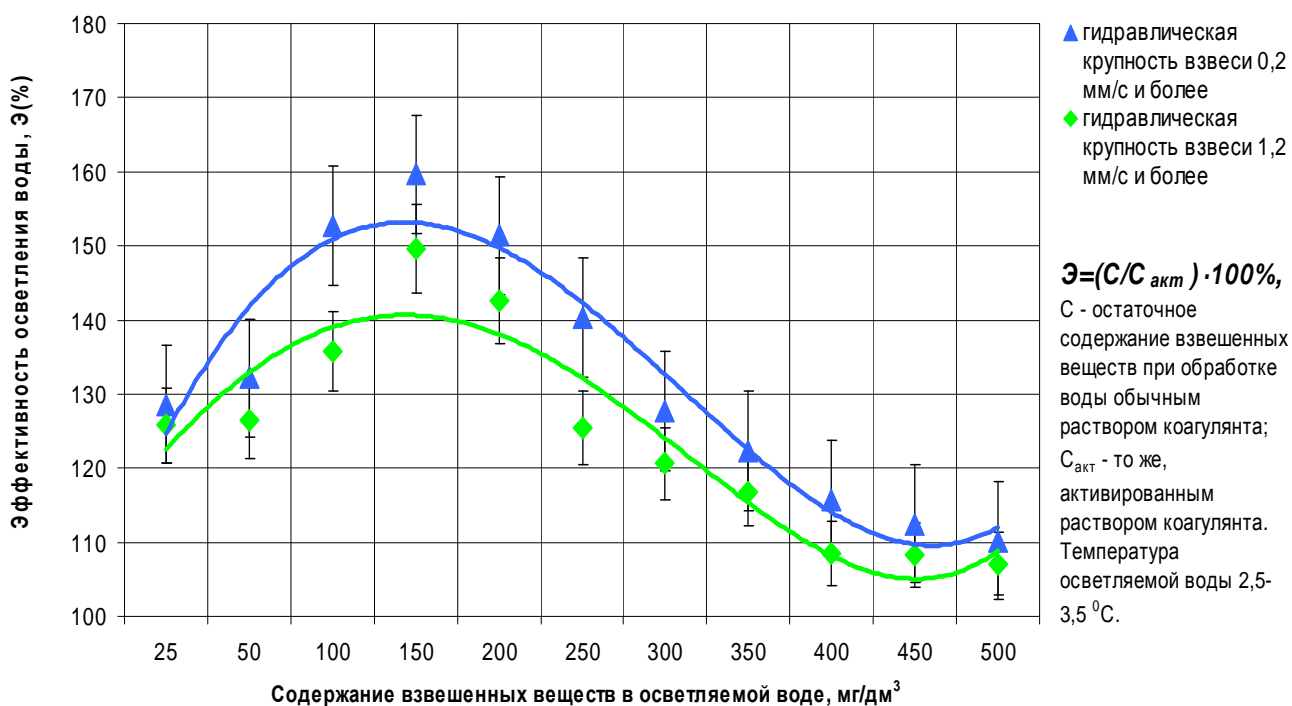
Основным технологическим критерием эффективности обработки воды активированным раствором коагулянта, принято остаточное содержание веществ в осветленной воде, так как это один из основных показателей работы очистных сооружений водопровода.

Эффективность обработки определяется по формуле

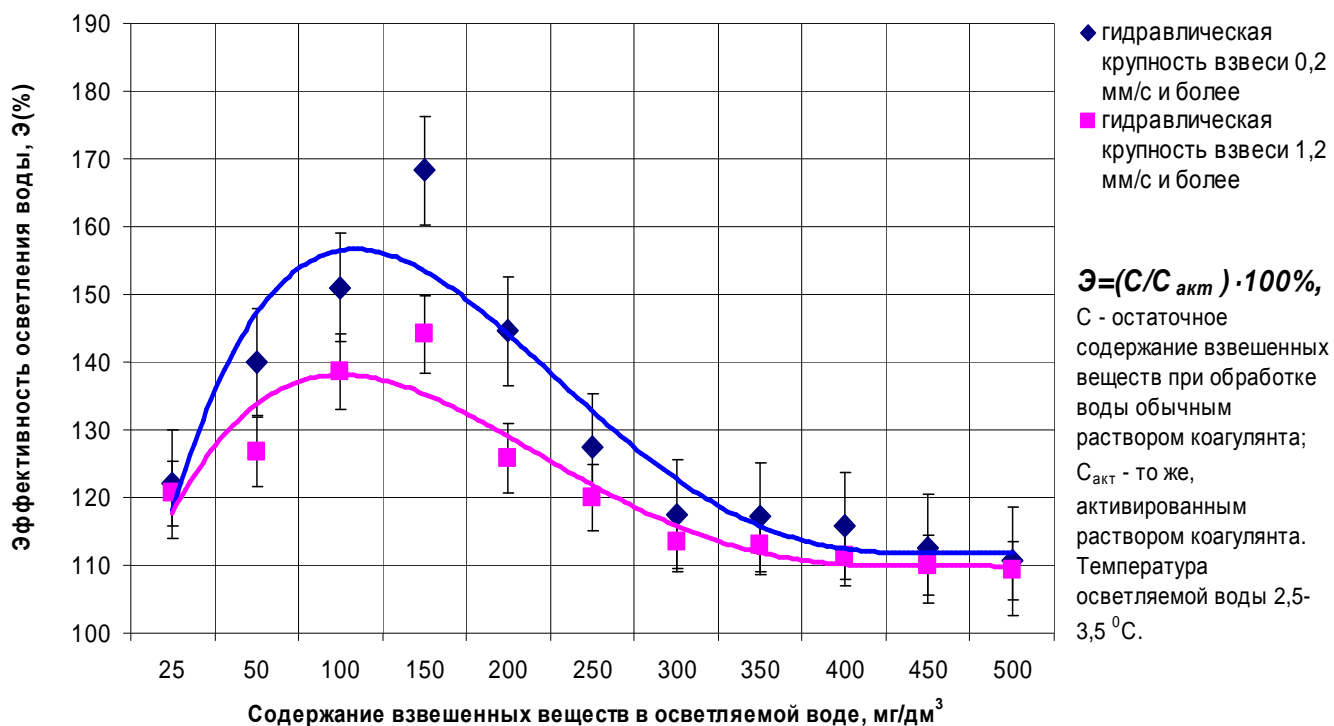
$$\mathcal{E} = \frac{C}{C_{акт}} \cdot 100\%, \quad (4.1)$$

где  $\mathcal{E}$  – эффективность активации, %;  $C$  – остаточное содержание взвешенных веществ в осветленной воде, мг/дм<sup>3</sup>;  $C_{акт}$  – то же, но при обработке воды активированным раствором коагулянта, мг/дм<sup>3</sup>.

Эффективность влияния активированных растворов сульфата и оксихлорида алюминия зависит от содержания взвешенных веществ в осветляемой воде и параметров активации, что подтверждают опытные данные, приведенные на рис. 4.1, 4.2 и табл. 4.1, 4.2.



**Рис. 4.1** – Влияние активированного раствора коагулянта сульфата алюминия на гидравлическую крупность коагулированной взвеси



**Рис. 4.2** – Влияние активированного раствора коагулянта оксихлорида алюминия на гидравлическую крупность коагулированной взвеси

Наиболее высокий эффект наблюдается при содержании взвешенных веществ в исходной воде 100-200 мг/дм<sup>3</sup>. При увеличении мутности до 250 мг/дм<sup>3</sup> эффективность обработки уменьшается, а при дальнейшем повышении содержания взвешенных веществ использование активированных растворов коагулянтов сульфата и оксихлорида алюминия для обработки воды не целесообразно. С уменьшением содержания взвешенных веществ до 25-50 мг/дм<sup>3</sup> эффективность воздействия активированных растворов коагулянтов также уменьшается. Так, при мутности 25 мг/дм<sup>3</sup>, эффективность обработки, соответственно для сульфата гидроксида алюминия, составляет в среднем 128,9-121,9 (сульфат алюминия, t<sup>0</sup> воды – 2,5-3,5<sup>0</sup>С) и 138,8-126,6% (t<sup>0</sup> воды – 10,5-11,5<sup>0</sup>С, коагулянт – оксихлорид алюминия). Эффективность воздействия активированного раствора на гидравлическую крупность коагулированной взвеси повышается с уменьшением последней. Так, при мутности воды 150 мг/дм<sup>3</sup>, эффективность обработки для гидравлической крупности 0,2 мм/с составляет, соответственно 160,0% (сульфат алюминия) и 164,7% (гидроксид алюминия), для гидравлической крупности 1,2 мм/с – 143,6% и 144,8% (соответственно, сульфат алюминия и оксихлорид алюминия). Данные приведены при обработке воды 2,5<sup>0</sup>С (зимний период), т.е. когда процесс коагуляции протекает неудовлетворительно.

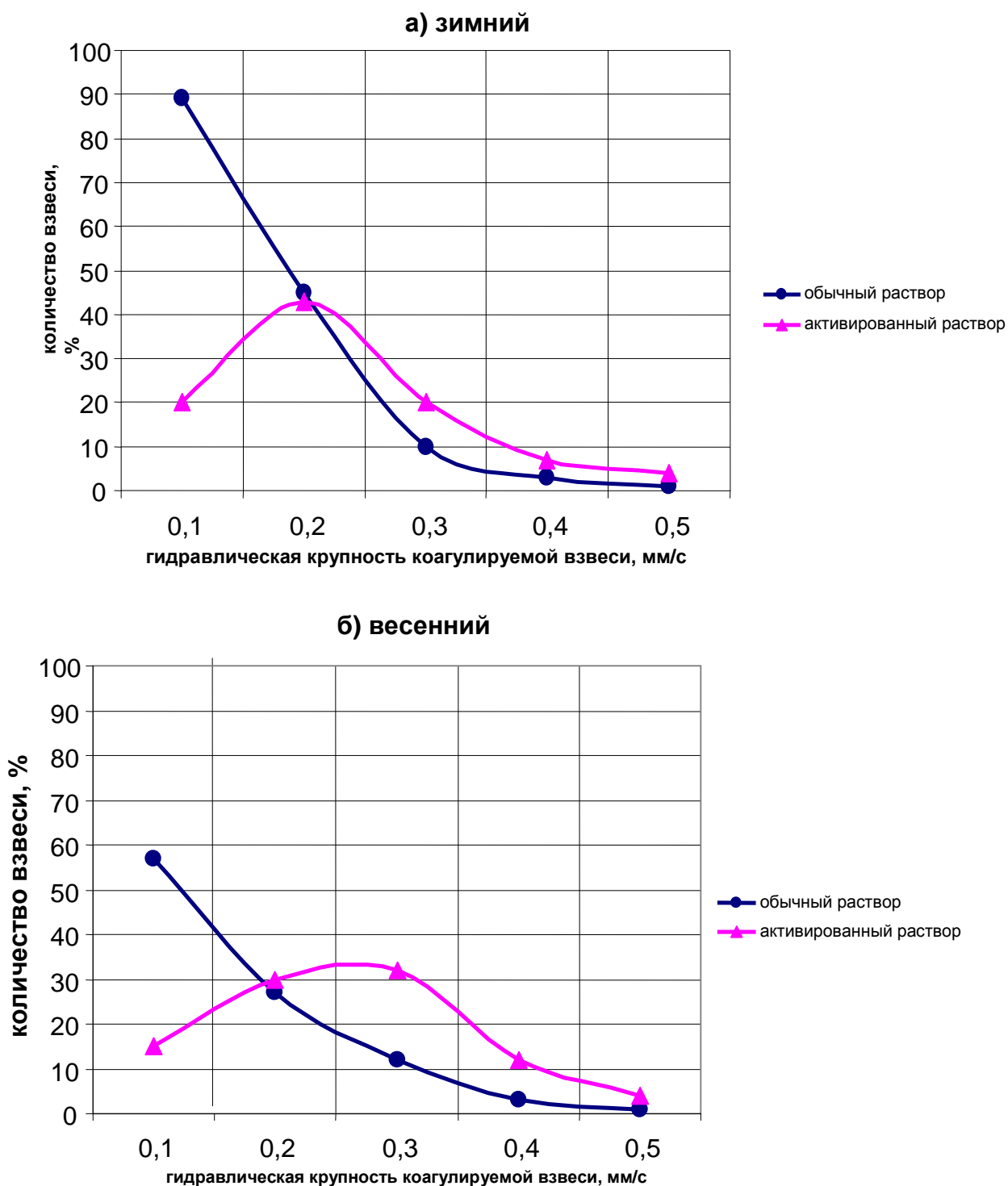
**Таблица 4.1** – Оптимальные режимы активации растворов сульфата и оксихлорида алюминия

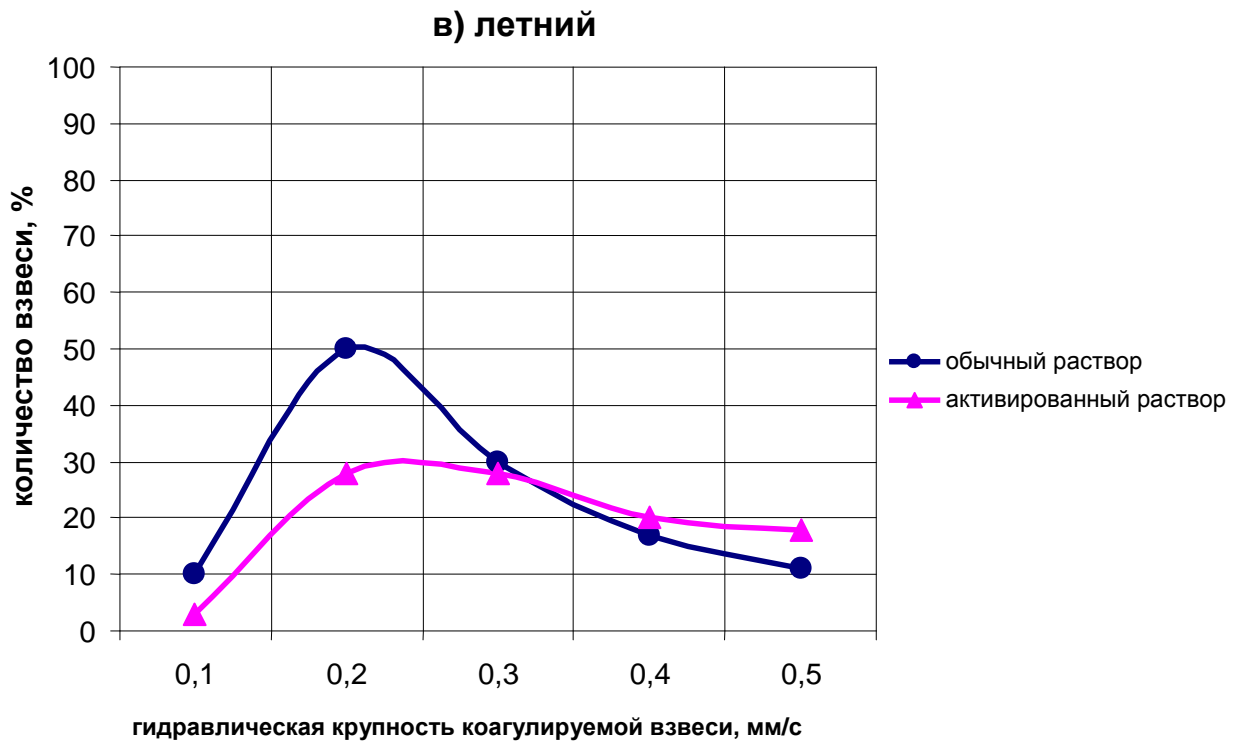
Содержание взвешенных веществ в осветляемой воде, мг/дм <sup>3</sup>	Параметры активации (оптимальные)		Остаточное содержание взвешенных веществ, мг/дм <sup>3</sup>				Примечание
	Напряженность магнитного поля, кА/м	Содержание в растворе анодно-растворенного железа, мг/дм <sup>3</sup>	Вид коагулянта				
			Сульфат алюминия		Оксихлорид алюминия		
			Гидравлическая крупность коагулированной взвеси 0,2 мм/с и более				
			Обычный раствор коагулянта	Активированный раствор коагулянта	Обычный раствор коагулянта	Активированный раствор коагулянта	
1	2	3	4	5	6	7	8
зимний период (t=2,5–3,5°C)							
25	325	200	3,3	2,6	2,8	2,3	Опытные данные из 3 параллельно проведенных экспериментов
50	175	200	3,8	2,9	3,1	2,2	
100	425	350	3,8	2,3	3,0	2,0	
150	550	625	3,2	2,0	2,8	1,7	
200	600	700	3,8	2,5	3,3	2,3	
250	750	850	4,5	3,2	4,2	3,3	
300	825	750	5,2	4,1	4,4	3,8	
350	925	850	5,3	4,3	4,6	3,9	
400	975	925	5,8	5,0	5,2	4,5	
450	475	950	6,1	5,4	5,2	4,6	
500	1150	950	6,2	5,6	5,4	4,9	

**Таблица 4.2** – Оптимальные режимы активации растворов сульфата и оксихлорида алюминия

Содержание взвешенных веществ в осветляемой воде, мг/дм <sup>3</sup>	Параметры активации (оптимальные)		Остаточное содержание взвешенных веществ, мг/дм <sup>3</sup>				Примечание
	Напряженность магнитного поля, кА/м	Содержание в растворе анодно-растворенного железа, мг/дм <sup>3</sup>	Вид коагулянта				
			Сульфат алюминия		Оксихлорид алюминия		
			Гидравлическая крупность коагулированной взвеси 1,2 мм/с и более				
			Обычный раствор коагулянта	Активированный раствор коагулянта	Обычный раствор коагулянта	Активированный раствор коагулянта	
1	2	3	4	5	6	7	8
период весеннего паводка (t=10,5–11,5°C)							
25	200	150	5,8	4,6	5,1	3,9	Опытные данные из 3 параллельно проведенных экспериментов
50	250	175	7,1	5,4	6,5	4,9	
100	300	250	7,7	5,3	6,5	4,4	
150	400	525	7,5	5,1	6,7	4,5	
200	525	675	8,3	5,8	7,2	5,0	
250	675	800	7,9	5,8	7,0	5,5	
300	950	875	8,1	6,3	7,1	5,5	
350	1150	975	8,9	8,0	7,7	6,7	
400	1200	1050	9,4	8,5	8,3	7,4	
450	1250	1100	9,1	8,2	8,3	7,4	
500	1250	1150	8,5	7,8	8,5	7,7	

На рис. 4.3 показано влияние активированного раствора сульфата алюминия на гидравлическую крупность коагулированной взвеси при очистке воды на очистных сооружениях водопровода г. Краматорска.





**Рис. 4.3** – Влияние активированного раствора  $Al_2(SO_4)_3$  на гидравлическую крупность коагулированной взвеси на очистных сооружениях воды г. Краматорска  
а) зимний; б) весеннего паводка; в) летний

Параметры проведения экспериментов в производственных условиях приведены в табл. 4.3.

**Таблица 4.3** – Параметры проведения экспериментов в производственных условиях

Источник водоснабжения	Период времени года	Показатели исходной воды				$D_k$ , мг/дм <sup>3</sup>	Параметры активации	
		t, °C	Мутность, мг/дм <sup>3</sup>	Прозрачность, см	Цветность, град		напряженность магнитного поля, кА/м	содержание анодно-растворенного железа, мг/дм <sup>3</sup>
Канал Сев.Донец–Донбасс	зимний	2,7–3,9	9,2–39,9	21–33	53–55	80–90	75–85	900–1000
	весеннего паводка	9,5–9,7	41,9–48,1	18–20	56–62	100–110	85–90	1050–1100
	летний	22,5–25,8	31,8–51,9	17–21	58–74	80–90	100–110	1000–1100

Очистные сооружения водопровода г. Краматорска осуществляют очистку воды для хозяйственно–питьевых целей, забираемой из канала Сев. Донец–Донбасс, производительность сооружений 50 тыс.м<sup>3</sup>/сут.



Использование для очистки воды активированного раствора коагулянта, позволяет увеличить гидравлическую крупность коагулированной взвеси и этим интенсифицировать процессы осветления воды.

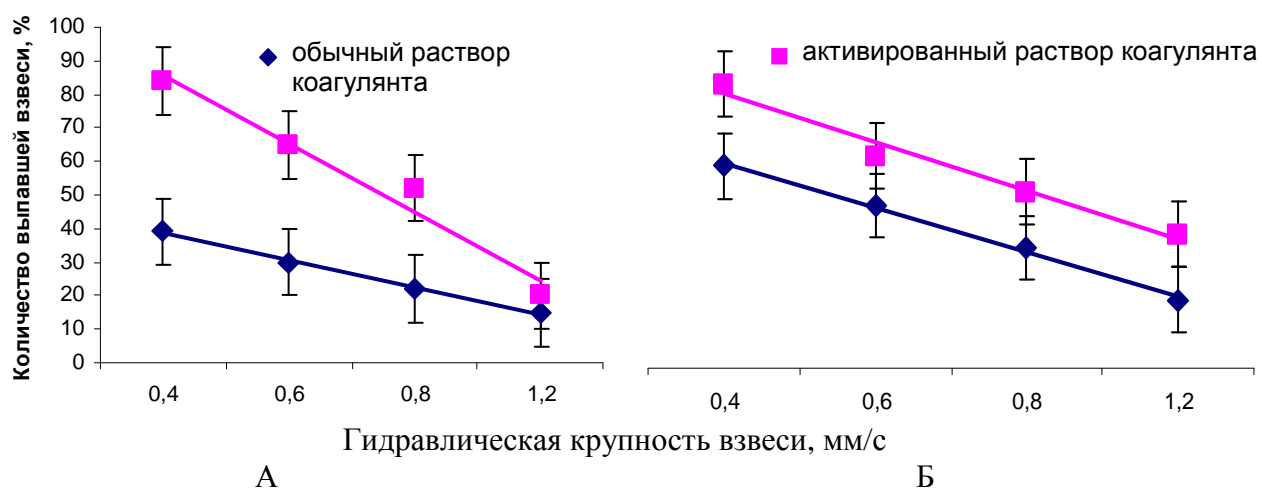
При обработке воды активированным раствором коагулянта увеличивается гидравлическая крупность коагулируемой взвеси, что приводит к более быстрому осветлению воды в отстойнике. При обработке воды обычным раствором коагулянта (рис. 4.3, а) в зимний период в отстойнике содержится преимущественно мелкая, трудноудаляемая взвесь (около 90%; 0,1 мм/с и менее), которая выносится вместе с осветленной водой.

20% составляет взвесь с гидравлической крупностью 0,2 мм/с и более. Обработывая воду активированным раствором сульфата алюминия уменьшается содержание самой мелкой взвеси (до 22%), при этом увеличивается содержание взвешенных веществ, задерживаемых отстойником и повышается качество осветленной воды.

В период весеннего паводка процесс коагуляции улучшается вследствие повышения температуры воды в источнике (рис. 4.3, б). Содержание мелкой взвеси уменьшается до (55%), увеличивается количество крупностью 0,2 мм/с (27%); 0,3 мм/с и выше – 15%.

Проведенные исследования в летний период (рис. 4.3, в) показали, что количество мелкой взвеси (0,1 мм/с и менее) несравненно меньше по сравнению с зимним периодом и паводком, при этом преобладает взвесь с гидравлической крупностью 0,2 мм/с. Содержание взвеси с крупностью 0,3–0,5 мм/с составляет 41% (обычный реагент и 62% (активированный)). Наблюдается увеличение гидравлической крупности коагулируемых примесей с применением активированного раствора коагулянта.

Процентные скорости осаждения коагулированной взвеси в модельной воде из Харьковского водопровода, искусственно замутненной мелкодисперсными частицами каолина приведены на рис. 4.4.



**Рис. 4.4** – Процентные скорости осаждения коагулируемой взвеси в модельной воде Харьковского водопровода  
*А – зимний период; Б – период весеннего паводка*

Опытные данные показывают, что количество выпавшей взвеси при обработке воды активированным раствором коагулянта значительно больше, чем при обычной коагуляции: взвесь гидравлической крупностью 0,2 мм/с – зимний период 84,6% (активированной коагулянт) 46,1% (обычный коагулянт), период весеннего паводка – соответственно 91,1 и 67,8% и т.д. При этом количество осевшей взвеси с той или иной гидравлической крупностью выше, чем в зимний период. Последнее относится как к осаждению взвеси в воде, подвергнутой обработке активированным раствором коагулянта. С увеличением гидравлической крупности коагулируемой взвеси наблюдается уменьшение эффективности обработки воды активированным раствором коагулянта: наибольшее количество выпавшей взвеси имеет место для взвеси гидравлической крупностью 0,2 мм/с и более, наименьшее – 1,2 мм/с и более. Такая же картина наблюдается при обычной коагуляции, но количество выпавшей взвеси в первом случае выше, правда, при гидравлической крупности 1,2 мм/с и ниже, чем при 0,2 мм/с и более: 18,5% (обычная коагуляция), 25,6% (активированный коагулянт) – зимний период, соответственно 24,8 и 36% – период весеннего паводка.

Исследования показали, что обработка воды активированным раствором коагулянта позволяет повысить гидравлическую крупность коагулируемых взвешенных веществ, при этом увеличивается количество взвеси, оседающей с той или иной гидравлической крупностью, что дает возможность интенсифицировать процесс осветления воды [38, 39, 122].

#### **4.2. Влияние цветности и содержания взвешенных веществ в исходной воде на эффективность осветления при обработке ее активированным раствором коагулянта**

В соответствии с рекомендациями АКХ им. К.Д. Памфилова [44, 50, 54] вода поверхностных источников, используемая для целей водоснабжения, может быть разделена на следующие группы:

1. Высокомутные воды (горные реки и реки в периоды паводков и дождей). Количество взвешенных веществ 500–1000 мг/дм<sup>3</sup>.

2. Мутно–цветные воды:

количество взвешенных веществ 100–500 мг/дм<sup>3</sup>, цветность 20–60 град.;

количество взвешенных веществ до 100 мг/дм<sup>3</sup>, цветность 30–100 град.;

3. Маломутные цветные воды:

количество взвешенных веществ до 10 мг/л, цветность более 50 град.

Поверхностные источники Украины, в основном, относятся ко второй и третьей группам, т.е. это маломутные цветные воды (например, вода р. Днепр) и мутно-цветные (например: вода канала Сев. Донец – Донбасс в отдельные периоды времени года, ряд источников водоснабжения западных регионов Украины и др.) Поэтому с целью определения целесообразности использования активированных растворов коагулянта сульфата алюминия в процессах очистки воды были выполнены исследования:

1. Эффективность осветления маломутных цветных вод активированным раствором коагулянта сульфата алюминия, в зависимости от цветности и температуры исходной воды.

2. Изменение цветности и остаточного содержания взвешенных веществ в осветленной воде в зависимости от содержания взвешенных веществ в исходной воде.

Исследования выполняли на модельной воде р. Днепр (очистные сооружения водопровода г. Светловодск) со следующими показателями по взвешенным веществам и цветности:

1. Маломутные цветные воды:

- количество взвешенных веществ – 5 -10 мг/дм<sup>3</sup>;
- цветность – 20 - 100 град.

2. Мутно-цветные воды:

- количество взвешенных веществ – не более 500 мг/дм<sup>3</sup>;
- цветность – 20 - 100 град.

Параметры активации при выполнении опытов следующие:

1) маломутные цветные воды – напряженность магнитного поля  $H = 80 - 105$  кА/м, содержание анодно-растворенного железа находилось в пределах 250 - 450 мг/дм<sup>3</sup>;

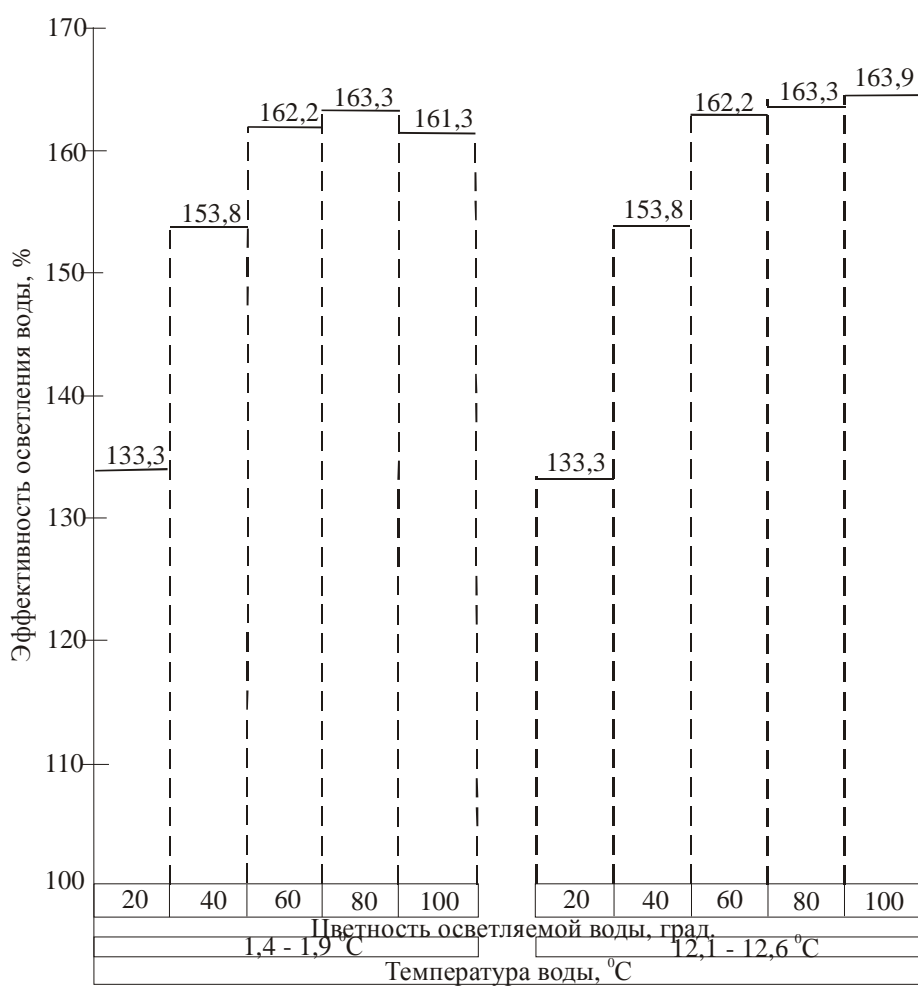
2) мутно-цветные воды – напряженность магнитного поля  $H = 110$  кА/м, содержание анодно-растворенного железа – не превышало 575 мг/дм<sup>3</sup>.

Результаты исследований, выполненных на маломутных цветных водах при температуре исходной воды 1,4 – 1,9 °С и 12,1 – 12,6 °С, приведены в табл. 4.4 и на рис. 4.5 - 4.6 (средние значения из 3-4 опытных данных).

Опытные данные свидетельствуют о достаточно высокой эффективности осветления маломутных цветных вод активированным раствором коагулянта сульфата алюминия. При этом влияние активированного раствора коагулянта более значительно при цветности воды свыше 40 град., что имеет определенное значение при очистке высокоцветных вод (например, р. Днепр). Экспериментальные данные показывают, что цветность осветленной воды практически не зависит от температуры исходной воды.

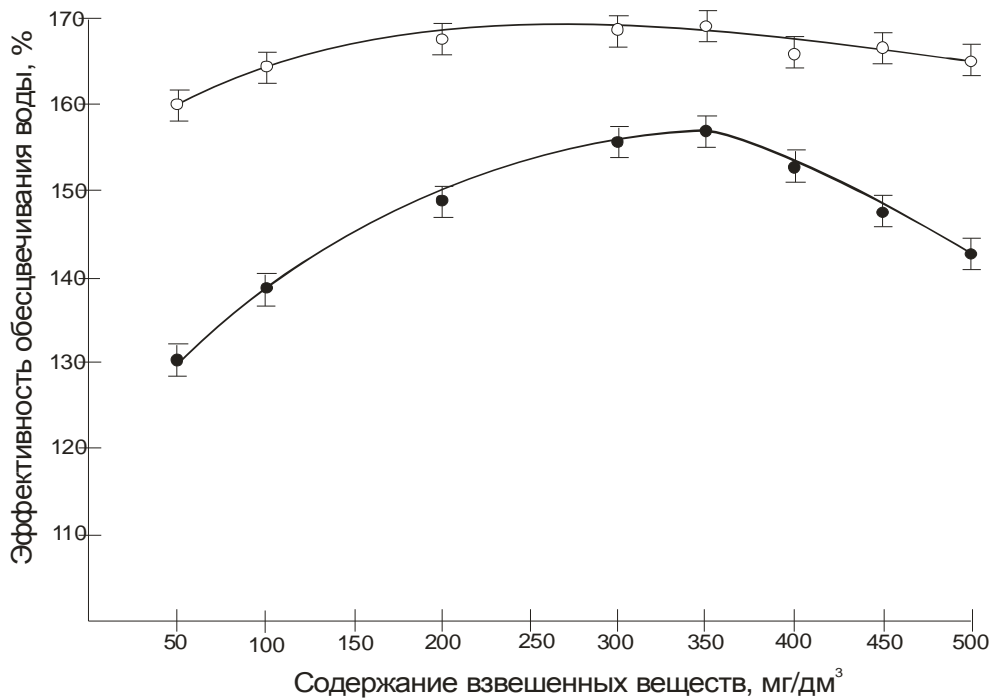
**Таблица 4.4** – Влияние активированного раствора коагулянта сульфата алюминия на обесцвечивание маломутных цветных вод

№ серии эксперимента	Цветность осветляемой воды, град.	Температура воды, °С	Цветность осветленной воды, град.		Изменение цветности осветленной воды, %		Примечание
			активированный раствор коагулянта	обычный раствор коагулянта	активированный раствор коагулянта	обычный раствор коагулянта	
1	20	1,4 – 1,9	15	17	33,3	17,6	Параметры активации: H=80 кА/м, Fe <sup>3+</sup> =250 мг/дм <sup>3</sup>
	40	– // –	26	32	53,8	25,0	
	60	– // –	37	43	62,2	39,5	
	80	– // –	49	59	63,3	35,6	
	100	– // –	62	76	61,3	31,6	
2	20	12,1 – 12,6	15	16	33,3	25,0	Параметры активации: H=100 кА/м, Fe <sup>3+</sup> = 250 мг/дм <sup>3</sup>
	40	– // –	26	33	53,8	21,2	
	60	– // –	37	44	62,2	36,4	
	80	– // –	49	55	63,3	45,5	
	100	– // –	61	72	63,9	38,9	

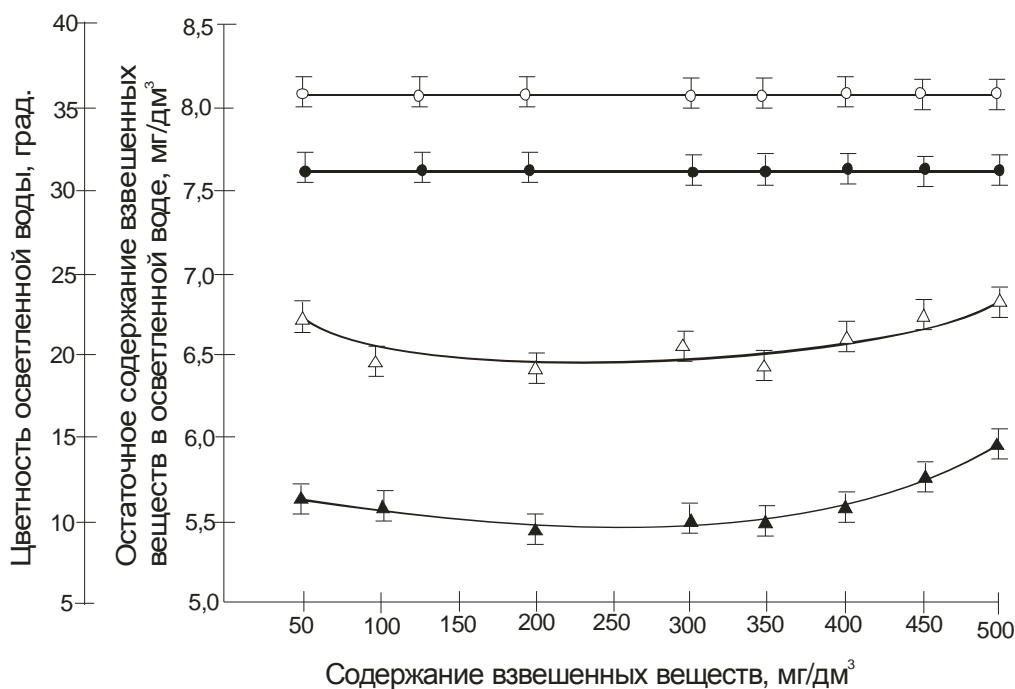


**Рис. 4.5** – Эффективность осветления маломутных цветных вод активированным раствором коагулянта сульфата алюминия в зависимости от цветности и температуры исходной воды

Эффективность обесцвечивания мутно–цветных вод при обработке воды активированными растворами коагулянтов сульфата и оксихлорида алюминия, в зависимости от содержания взвешенных веществ в осветляемой воде при цветности 100 град. показана на рис. 4.7. Анализ опытных данных показывает, что эффективность применения активированных растворов коагулянтов сульфата алюминия с увеличением содержания взвешенных веществ в исходной воде повышается и достигает максимальных значений  $200 - 350 \text{ мг/дм}^3$ , далее наблюдается тенденция к уменьшению эффективности, хотя значения цветности осветленной воды достаточно низкие, что подтверждается данными, приведенными на рис. 4.8. Цветность осветленной воды при обработке ее активированным раствором коагулянта сульфата алюминия находится, примерно, на одном уровне и не зависит от содержания взвешенных веществ в исходной воде, что согласуется с опытными данными исследователей.

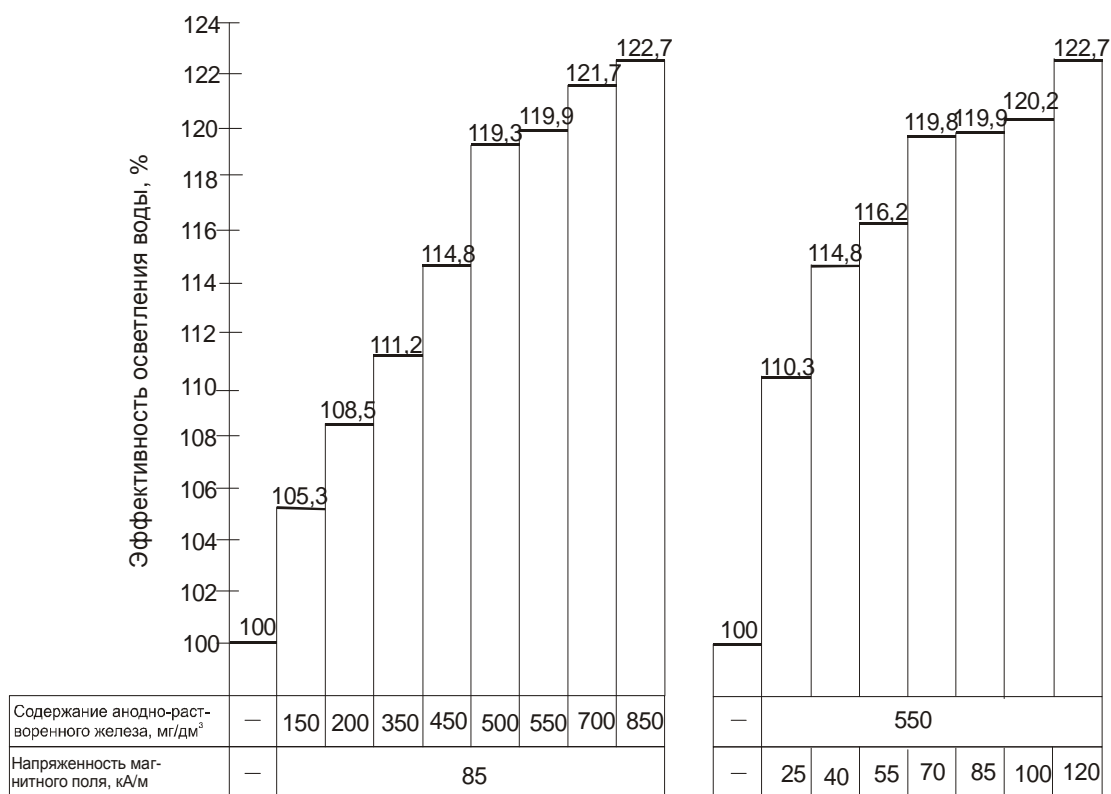


**Рис. 4.6** – Эффективность обесцвечивания мутно–цветных вод при обработке их активированными растворами коагулянтов сульфата и оксихлорида алюминия ( $t = 21,5\text{--}22,1^\circ\text{C}$ ,  $\text{Ц} = 100$  град.,  $\text{H} = 95$  кА/м,  $\text{Fe}^{3+} = 450$  мг/дм<sup>3</sup>)  
 ●–коагулянт сульфата алюминия  
 ○–коагулянт оксихлорида алюминия



**Рис. 4.7** – Изменение цветности и остаточного содержания взвешенных веществ в осветленной воде при обработке ее растворами коагулянтов в зависимости от содержания взвешенных веществ ( $t = 17,6\text{--}17,9^\circ\text{C}$ ,  $\text{Ц} = 60$  град.,  $\text{H} = 110$  кА/м,  $\text{Fe}^{3+} = 575$  мг/дм<sup>3</sup>):  
 взвешенные вещества:  $\Delta$ –обычный раствор коагулянта;  
 ▲–то же, активированный; цветность:  $\circ$ – обычный раствор коагулянта;  
 ●–то же, активированный

Установлено, что при одинаковых условиях эксперимента (температура исходной воды, цветность, содержание взвешенных веществ) обработка воды активированным раствором коагулянта оксихлорида алюминия более эффективна, чем обработка ее коагулянтом сульфата алюминия. Следует отметить, что эффективность обработки воды обычным раствором коагулянта оксихлорида алюминия более высокая, чем коагулянтом сульфата алюминия, что видно из данных рис. 4.8.



**Рис. 4.8** – Влияние параметров активации раствора коагулянта сульфата алюминия на эффективность осветления воды р. Днепр (г. Светловодск) в зимний период 2011 г.

Анализ выполненных исследований позволяет сделать вывод о высокой эффективности использования активированного раствора коагулянта при очистке маломутных цветных и мутно-цветных вод. При этом температура воды не оказывает существенного влияния на эффективность очистки воды [70, 77, 125].

#### **4.3. Влияние напряженности магнитного поля и содержания в растворе коагулянта анодно-растворенного железа на эффективность осветления воды**

Эффективность осветления воды при использовании активированного раствора коагулянта зависит в значительной степени от напряженности

магнитного поля и содержания в растворе коагулянта анодно-растворенного железа [126]. Определение оптимальных значений этих факторов выполнено на воде р. Днепр и канала Сев. Донец – Донбасс в зимний период и в период весеннего паводка 2011 г., и на модельной воде харьковского водопровода. Качественные характеристики исследуемой воды приведены в табл. 4.5.

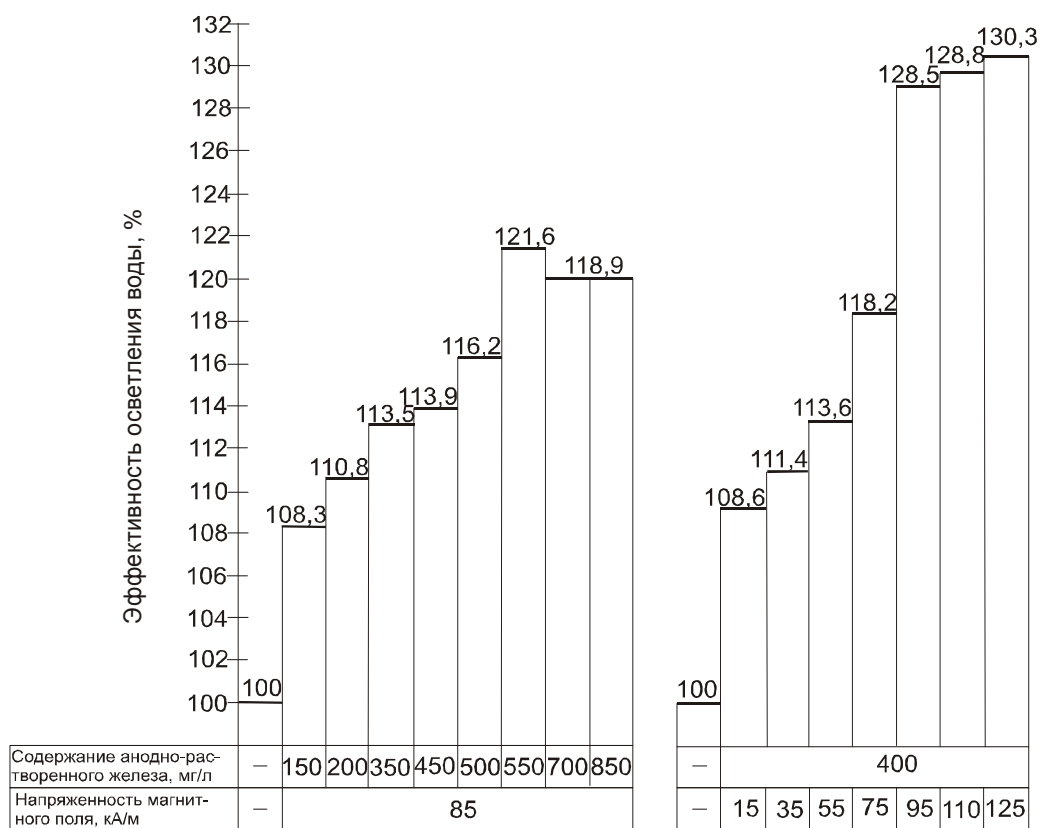
**Таблица 4.5** – Качественные характеристики исследуемой воды

Показатели	Зимний период	Период весеннего паводка
<b>Р. Днепр (г. Светловодск)</b>		
Температура, град.	0,5 – 0,9	8,1 – 8,3
Содержание взвешенных веществ, мг/дм <sup>3</sup>	9,8 – 12,2	12,1 – 12,5
Цветность, град.	30 – 35	35 – 40
рН	7,6 – 7,8	7,8 – 8,0
Щелочность, мг-экв/дм <sup>3</sup>	3,1 – 3,3	2,6 – 2,7
<b>Канал Сев. Донец – Донбасс (г. Краматорск)</b>		
Температура, град.	0,3 – 0,5	5,5 – 6,1
Содержание взвешенных веществ, мг/дм <sup>3</sup>	5,5 – 6,1	11,4 – 12,2
Цветность, град.	20 – 25	25 – 30
рН	8,0 – 8,1	8,1 – 8,2
Щелочность, мг-экв/дм <sup>3</sup>	4,5 – 4,7	3,6 – 3,8
<b>Модельная вода</b>		
Температура, град.	1,5 – 1,8	8,5 – 8,9
Содержание взвешенных веществ, мг/дм <sup>3</sup>	16,2 – 16,4	25,1 – 25,6
Цветность, град.	20 – 25	30 – 35
рН	7,1 – 7,2	6,8 – 7,1
Щелочность, мг-экв/дм <sup>3</sup>	2,5 – 2,6	1,8 – 1,9

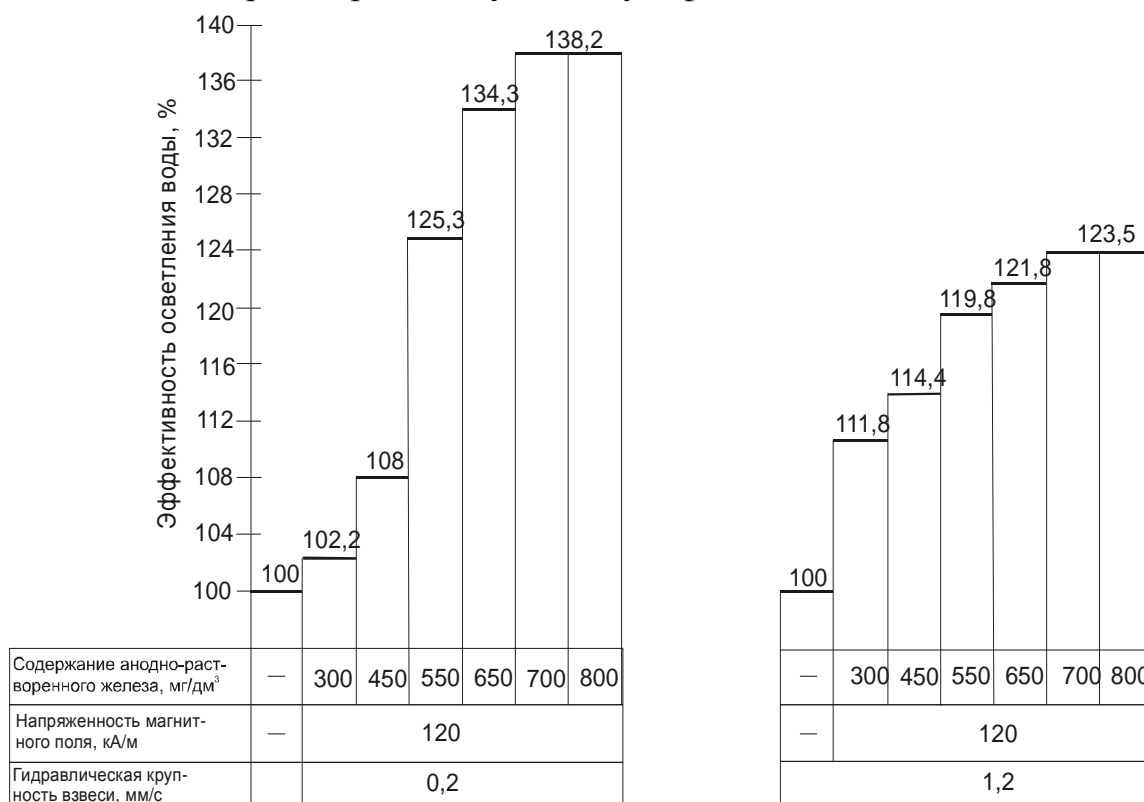
Параметры активации раствора коагулянта: напряженность магнитного поля 60–145 кА/м, содержание анодно-растворенного железа 150–850 мг/дм<sup>3</sup>. Дозы реагентов: сульфат алюминия 35–40 мг/дм<sup>3</sup> (считая на Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>). Оптимальные дозы реагентов были определены в соответствии с правилами технологического анализа воды [72, 114, 121, 129].

Характерные результаты выполненных исследований приведены на рис. 4.8–4.10.





**Рис. 4.9** – Эффективность осветления воды канала Сев. Донец – Донбасс (г. Краматорск) в весенний период 2011 г. при обработке воды активированным раствором коагулянта сульфата алюминия



**Рис. 4.10** – Влияние параметров активации раствора коагулянта сульфата алюминия на степень осветления модельной воды Харьковского водопровода (зимний период 2011 г.)

Наиболее стабильные результаты при осветлении воды р. Днепр в зимний период получены при напряженности магнитного поля 70–100 кА/м и содержании анодно-растворенного железа в растворе коагулянта – 300–550 мг/дм<sup>3</sup>. Увеличение параметров активации практически не приводит к повышению эффекта осветления воды. При обработке воды р. Днепр активированным раствором коагулянта в зимний период могут быть приняты следующие оптимальные параметры активации: напряженность магнитного поля 85–120 кА/м, содержание анодно-растворенного железа – 150–400 мг/дм<sup>3</sup> в растворе коагулянта.

При выполнении экспериментов на воде канала Сев. Донец – Донбасс в период весеннего паводка 2011г. наибольшее снижение остаточного содержания взвешенных веществ в воде, обработанной активированным раствором коагулянта, наблюдалось при напряженности магнитного поля 60–95 кА/м и содержании анодно-растворенного железа 400 мг/дм<sup>3</sup> в растворе коагулянта сульфата алюминия (рис. 4.9).

На рис. 4.10 показано влияние активированного раствора коагулянта на степень осветления модельной воды харьковского водопровода (зимний период). Можно отметить, что активированный раствор коагулянта оказывает большое влияние на коагуляцию взвеси с гидравлической крупностью 0,2 мм/с, что является весьма важным с точки зрения обработки воды. Оптимальными режимами активации раствора коагулянта являются: напряженность магнитного поля 120 кА/м, содержание анодно-растворенного железа 650–700 мг/дм<sup>3</sup> в растворе коагулянта. При обработке воды активированным раствором коагулянта в период весеннего паводка наибольший эффект осветления наблюдается при коагулировании взвеси с гидравлической крупностью 0,2 мм/с. Эффект осветления воды при коагуляции взвеси с гидравлической крупностью 1,2 мм/с ниже, что подтверждается данными рис. 4.10.

Таким образом, эффективность осветления воды зависит как от параметров активации (напряженность магнитного поля и количество анодно-растворенного железа в растворе коагулянта), так и от качественных показателей осветляемой воды. Именно этим вызвано, по-видимому, различие в оптимальных режимах активирования раствора коагулянта, использованных для осветления воды р. Днепр, канала Сев. Донец – Донбасс и модельной воды харьковского водопровода [39, 42, 47].

#### **4.4. Влияние активированного раствора коагулянта на содержание остаточного алюминия в осветленной воде и улучшение бактериологических и гидробиологических показателей при очистке воды**

Изучение влияния активированного раствора коагулянта сульфата алюминия на снижение содержания остаточного алюминия в осветленной воде, изменение бактериологических и гидробиологических показателей при очистке воды было выполнено на исходной воде р. Днепр (очистные сооружения ПУВКХ г. Светловодска) в разные периоды времени 2011 года, а именно:

- снижение остаточного содержания алюминия: зимний период – январь, февраль; весенний период – март, апрель; летний период – июль, август; осенний период – октябрь, ноябрь;
- бак–показателей: ноябрь 2011 г.;
- гидробиологических показателей: ноябрь 2011 г.

Результаты выполненных исследований и их анализ приведены ниже.

##### **Снижение остаточного алюминия**

В соответствии с ГСанПиН Украины предъявляются достаточно высокие требования по органолептическим и токсикологическим показателям воды, в частности к остаточному содержанию алюминия в осветленной воде, который относится к важнейшим технологическим показателям качества очистки воды: остаточное содержание алюминия в осветленной воде не должно превышать 0,2 мг/дм<sup>3</sup>. Хотя, исходя из особенностей условий водоподготовки и разрешения санитарных органов, значение этого показателя может достигать 0,5 мг/дм<sup>3</sup> [69].

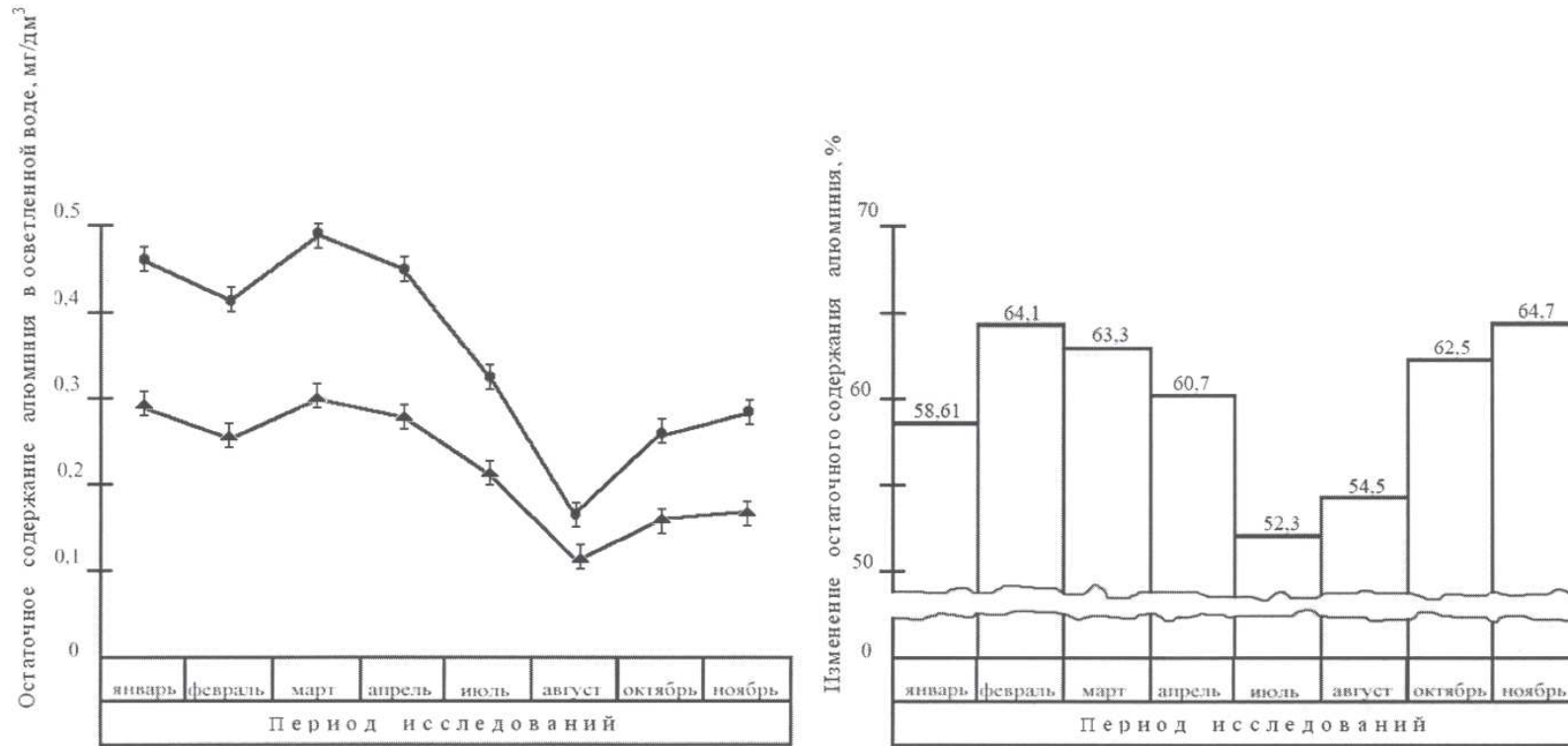
Результаты исследований [126, 133, 134] о влиянии раствора сульфата алюминия на снижение остаточного алюминия в осветленной воде при очистке воды активированным раствором коагулянта приведены в табл. 4.6 и на рис. 4.11.

Качественные показатели осветляемой воды (температура, содержание взвешенных веществ, веществ, цветность):

<b>период исследований</b>	<b>температура, С°</b>	<b>содержание взвешенных веществ, мг/дм<sup>3</sup></b>	<b>цветность, град</b>
зимний (январь)	3,2	5,4	41
весенний (март)	6,5	13,5	48
летний (июль)	24,6	24,8	87
осенний (ноябрь)	8,6	23,4	56

**Таблица 4.6** – Влияние активированного раствора коагулянта сульфата алюминия на остаточное содержание алюминия в осветленной воде р. Днепр

№ п/п	Параметры осветленной воды			Параметры активации		Остаточное содержание алюминия при очистке воды, мг/дм <sup>3</sup>		Изменение содержания остаточного алюминия в осветленной воде, %
	температура, °С	содержание взвешенных веществ, мг/дм <sup>3</sup>	цветность, град	напряженность магнитного поля, Н, кА/м	содержание анодного раствора железа, Fe <sup>3+</sup> , мг/дм <sup>3</sup>	раствор коагулянта сульфата алюминия (обычный)	раствор коагулянта сульфата алюминия (активированный)	
1 январь 2011	3,2	5,4	41	385	295	0,48 0,44 0,46 Среднее 0,46	0,28 0,31 0,28 Среднее 0,29	1 58,6
2 февраль 2011	2,8	10,5	46	385	295	0,43 0,41 0,39 Среднее 0,41	0,27 0,23 0,25 Среднее 0,25	64,1
3 март 2011	6,5	13,5	48	285	285	0,49 0,51 0,47 Среднее 0,49	0,28 0,32 0,3 Среднее 0,3	63,3
4 апрель 2011	8,7	14,1	51	375	285	0,47 0,45 0,43 Среднее 0,45	0,26 0,28 0,3 Среднее 0,28	60,7
5 июль 2011	24,6	24,8	87	295	265	0,3 0,34 0,32 Среднее 0,32	0,21 0,23 0,19 Среднее 0,21	52,3
6 август 2011	24,5	40,3	82	295	265	0,15 0,17 0,19 Среднее 0,17	0,13 0,09 0,11 Среднее 0,11	54,5
7 октябрь 2011	10,5	25,2	63	285	360	0,28 0,24 0,26 Среднее 0,26	0,14 0,16 0,18 Среднее 0,16	62,5
8 ноябрь 2011	8,6	23,4	56	285	360	0,28 0,3 0,26 Среднее 0,28	0,17 0,19 0,15 Среднее 0,17	64,7



**Рис. 4.11**– Влияние активированного раствора коагулянта сульфата алюминия на остаточное содержание алюминия в осветленной воде р. Днепр (2011 г.) при очистке воды:

● – обычный раствор коагулянта; ▲ – активированный раствор коагулянта

Параметры активации раствора коагулянта сульфата алюминия (напряженность магнитного поля,  $H$ , кА/м и содержание анодно-растворенного железа,  $Fe^{3+}$ , мг/дм<sup>3</sup>):

зимний период –  $H=385$  кА/м;  $Fe^{3+}=295$  мг/дм<sup>3</sup> (январь);

весенний период –  $H=375$  кА/м;  $Fe^{3+}=285$  мг/дм<sup>3</sup> (март);

летний период –  $H=295$  кА/м;  $Fe^{3+}=265$  мг/дм<sup>3</sup> (июль);

осенний период –  $H=285$  кА/м;  $Fe^{3+}=360$  мг/дм<sup>3</sup> (ноябрь);

Опытные данные показывают, что использование активированного раствора коагулянта при использовании очистки воды оказывает существенное влияние на остаточное содержание алюминия в осветленной воде.

Наибольшее содержание остаточного алюминия в осветленной воде имеет место в период низких температур (январь-февраль). Так, при обработке воды обычным коагулянтом сульфата алюминия остаточное содержание алюминия составляет в среднем 0,46 мг/дм<sup>3</sup> (январь), а при обработке воды активированным раствором коагулянта остаточное содержание алюминия в среднем снижается до 0,29 мг/дм<sup>3</sup> (снижение остаточного содержания алюминия на 58,61% – январь). В марте аналогичные показатели составляют 0,49 мг/дм<sup>3</sup> – для обычного раствора коагулянта и 0,3 мг/дм<sup>3</sup> – для активированного (снижение остаточного содержания алюминия на 63,3% – март).

Аналогичная тенденция имеет место в период весеннего паводка и в период цветения воды (июль, август): в июле остаточное содержание алюминия составит 0,32 мг/дм<sup>3</sup> (для обычного раствора коагулянта) и 0,21 мг/дм<sup>3</sup> (для активированного раствора коагулянта – снижение остаточного содержания алюминия на 52,3% – июль). В ноябре снижение остаточного содержания алюминия в осветленной воде составляет 0,28 мг/дм<sup>3</sup> (для обычного раствора коагулянта) и 0,17 мг/дм<sup>3</sup> (для активированного раствора коагулянта), – на 64,7%, т.е. нормативные значения остаточного алюминия снижается при обработке воды активированным раствором коагулянта. Выполненные исследования показывают, что использование активированного раствора коагулянта сульфата алюминия при очистке воды позволяет снизить остаточное содержание алюминия в осветленной воде в среднем на 50–60%.

### **Изменение бактериологических показателей**

Изучая влияния активированного раствора коагулянта на улучшение бактериологических показателей воды при очистке ее на контактных осветлителях выполнено на очистных сооружениях водопровода г. Светловодска с использованием воды р. Днепр в ноябре месяце 2011 г.

Качественная характеристика воды в период исследований приведена ниже, в табл. 4.7:

температура – 8,5–8,9°С

содержание взвешенных веществ – 22,6–25,1 мг/дм<sup>3</sup>

цветность – 41–43 град

общее микробное число – 460–520 КОЕ в 1 см<sup>3</sup>

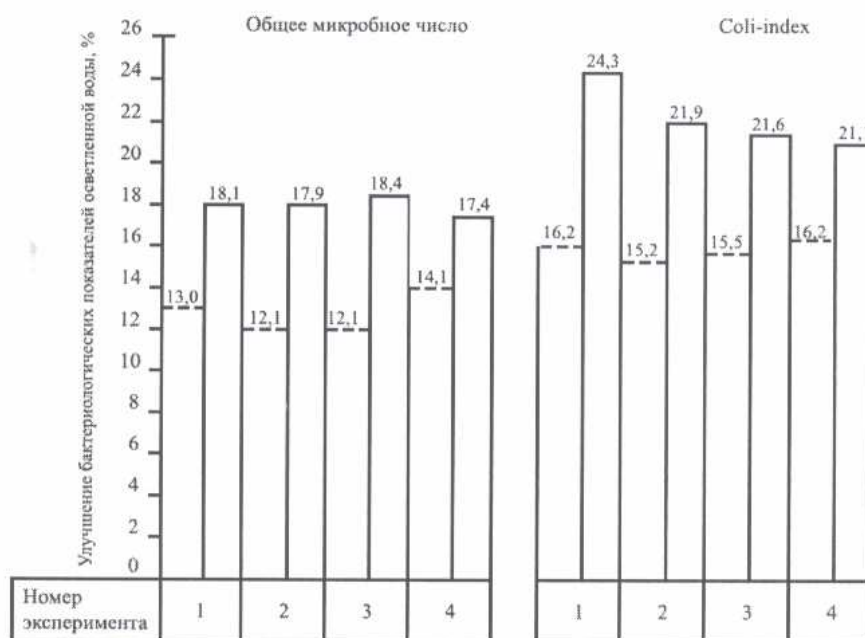
coli-index – 230–250 в 1 дм<sup>3</sup>

параметры активации: напряженность магнитного поля – 285 кА/м;

содержание анодно-растворенного железа – 360 мг/дм<sup>3</sup>.

Отбор и подготовка проб для санитарно-бактериологического анализа производился методом мембранной фильтрации, определение общего микробного числа – согласно [69].

Результаты выполненных исследований приведены на рис. 4.12 и в табл. 4.7.



**Рис. 4.12** – Улучшение бактериологических показателей осветленной воды при использовании активированного раствора коагулянта сульфата алюминия при очистке воды

----- – обычный раствор коагулянта; ———— – активированный раствор коагулянта

Анализ опытных данных показывает, что качество очистки воды по бактериологическим показателям при использовании активированного раствора коагулянта значительно выше, чем при обработке воды обычным раствором коагулянта, т.к. снижение микробного числа при использовании обычного раствора коагулянта составляет в среднем 12,1 – 14,1%; а при использовании активированного раствора коагулянта 17,4 – 18,4%.

**Таблица 4.7** – Влияние активированного раствора коагулянта сульфата алюминия на улучшение бактериологических показателей осветленной воды при очистке воды

№ эксперимента	Дата проведения эксперимента	Качественные показатели осветляемой воды					Параметры активации		Бактериологические показатели осветленной воды				Улучшение бактериологических показателей осветленной воды			
		температура, °С	содержание взвешенных веществ	цветность, град	общее микробное число, КОЕ в 1 см <sup>3</sup>	coli-index, в 1 дм <sup>3</sup>	напряженность магнитного поля, Н, кА/м	содержание анодно-растворенного железа, Fe <sup>3+</sup> , мг/дм <sup>3</sup>	общее микробное число, КОЕ в 1 см <sup>3</sup>		coli-index, в 1 дм <sup>3</sup>		общее микробное число, %		coli-index, %	
									обычный раствор коагулянта	активированный раствор коагулянта	обычный раствор коагулянта	активированный раствор коагулянта	обычный раствор коагулянта	активированный раствор коагулянта	обычный раствор коагулянта	активированный раствор коагулянта
1	10.11.2011	8,5	22,6	43	520	230	285	360	460	438	200	187	13,2	18,1	16,4	24,3
									462	440	198	183	12,8	18,3	16,2	24,5
									458	442	196	185	13,0	17,9	16,0	24,1
									Среднее	Среднее	Среднее	Среднее	Среднее	Среднее	Среднее	Среднее
									460	440	198	185	13,0	18,1	16,2	24,3
2	12.11.2011	8,7	23,5	43	460	250	285	360	412	392	217	203	12,3	17,9	15,4	21,9
									410	388	215	205	12,1	18,1	15,2	21,7
									408	390	219	207	11,09	17,7	15,0	22,1
									Среднее	Среднее	Среднее	Среднее	Среднее	Среднее	Среднее	Среднее
									410	390	217	205	12,1	17,9	15,2	21,9
3	14.11.2011	8,9	24,4	41	460	230	285	360	410	380	197	191	12,3	18,6	15,5	21,8
									412	382	199	189	12,1	18,34	15,7	21,6
									408	378	201	187	11,9	18,2	15,3	21,4
									Среднее	Среднее	Среднее	Среднее	Среднее	Среднее	Среднее	Среднее
									410	380	199	185	12,1	18,4	15,5	21,6
4	16.11.2011	8,6	25,1	43	480	230	285	360	432	430	200	190	14,3	17,4	16,0	21,3
									428	402	198	188	14,1	17,6	16,2	21,1
									430	398	196	192	13,9	17,2	16,4	20,09
									Среднее	Среднее	Среднее	Среднее	Среднее	Среднее	Среднее	Среднее
									430	400	198	190	14,1	17,4	16,2	21,1



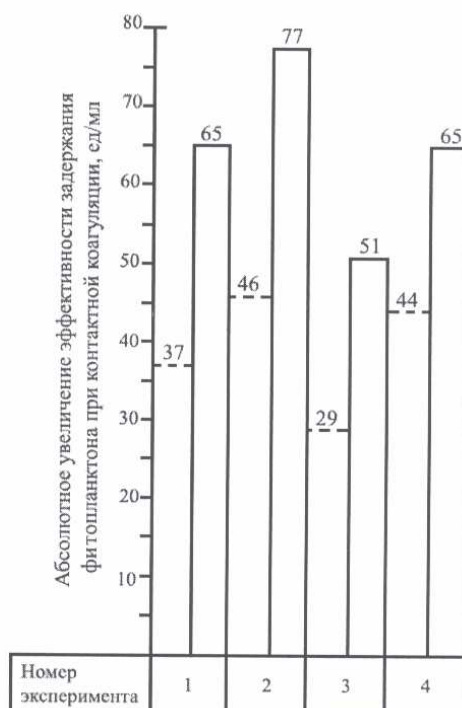
Аналогичное явление наблюдается при анализе показателей по coli-index: обычный раствор коагулянта 15,2 16,2%, активированный раствор коагулянта – 20,09 – 24,3% и т.д.

Таким образом, на основании выполненных исследований можно сделать вывод о возможности улучшения бактериологических показателей осветления воды при использовании активированного раствора коагулянта сульфата алюминия.

### Изменение гидробиологических показателей

Изменение гидробиологических показателей при очистке воды на контактных осветлителях с использованием активированного раствора коагулянта изучалось в сравнении с исследуемыми показателями в ноябре месяце 2011г., там же приведена качественная характеристика исследуемой воды.

Отбор проб и исследование их выполнялось для определения эффективности задержания гидробиологических загрязнений, производили фильтрование осветленной воды объемом 1 л через фильтр №5 и смывали полученный гидробиологический осадок 5-ю мл воды. Количественный учет фитопланктона производили с помощью специальной камеры и микроскопа инверсионного бинокулярного марки WILOVERT S HF/PH при увеличении 7x40. Результаты исследований приведены на рис. 4.13 и в табл. 4.8.



**Рис. 4.13** – Эффективность задержания фитопланктона при использовании различных видов раствора коагулянта сульфата алюминия:  
 ----- – обычный раствор коагулянта; ———— – активированный раствор коагулянт

**Таблица 4.8** – Влияние активированного раствора коагулянта алюминия на эффективность очистки воды по гидробиологическим показателям

№ эксперимента	Дата проведения эксперимента	Качественные показатели осветляемой воды				Параметры активации		Содержание фитопланктона, ед./мл		Улучшение гидробиологических показателей осветленной воды, %	
		температура, °С	содержание взвешенных веществ, мг/дм <sup>3</sup>	цветность, град	содержание фитопланктона, ед./мл	напряженность магнитного поля, Н, кА/м	содержание анодно-растворенного железа, Fe <sup>3+</sup> , мг/дм <sup>3</sup>	обычный раствор коагулянта	активированный раствор коагулянта	обычный раствор коагулянта	активированный раствор коагулянта
1.	10.11.2011	8,5	22,6	43	228	285	360	248	221	16,1	29,2
								252	222	14,3	29,1
								253	226	13,8	29,0
								Среднее	Среднее	Среднее	Среднее
								251	223	14,7	29,1
2.	12.11.2011	8,7	23,5	43	314	285	360	265	238	17,4	32,3
								269	236	16,9	32,2
								270	237	17,3	32,7
								Среднее	Среднее	Среднее	Среднее
								268	237	17,2	32,4
3.	14.11.2011	8,9	24,4	41	291	285	360	264	243	11,6	21,6
								259	241	10,4	21,2
								263	236	11,3	21,1
								Среднее	Среднее	Среднее	Среднее
								262	240	11,1	21,3
4.	16.11.2011	9,0	24,9	42	276	285	360	233	208	18,8	30,6
								234	213	18,5	30,4
								229	212	19,4	31,4
								Среднее	Среднее	Среднее	Среднее
								232	211	18,9	30,8

#### 4.5. Влияние обработки воды активированным раствором коагулянта на параметры фильтрования

В технологическом процессе очистки воды фильтрование выполняется на скорых фильтрах с зернистой загрузкой после коагулирования и предварительного отстаивания осветленной воды. Из известных теорий процесса очистки воды фильтрованием наибольшее признание получила теория Д. М. Минца [114, 116], согласно которой процесс осветления фильтруемой суспензии можно рассматривать как суммарный результат двух противоположно направленных процессов: прилипание задерживаемых частиц к макроповерхности под действием сил адгезии и отрыва, ранее прилипших частиц под влиянием гидродинамических сил потока, и переноса их в следующие слои загрузки (суффозия). Осветление воды в каждом элементарном слое загрузки происходит до тех пор, пока интенсивность прилипания частиц превышает интенсивность их отрыва. По мере накопления осадка интенсивность отрыва частиц увеличивается. При очистке воды процесс фильтрования интересен в той стадии, когда прилипание частиц превалирует над их отрывом [65, 69]. Соотношение между силами адгезии и гидродинамическими усилиями, возникающими при движении воды, может быть записано в виде неравенства [96, 106].

$$\frac{\Gamma_m \delta}{f(l)} \gg 3\pi \delta \eta V_n, \quad (4.2)$$

где  $\Gamma_m$  – константа адгезии двух веществ (константа Гамакера);

$\delta$  – размер прилипающих частиц;

$f(l)$  – величина, зависящая от формы частиц и расстояния между ними;

$\eta$  – вязкость воды;

$V_n$  – составляющая скорости потока, нормальная к поверхности частицы.

Левая часть уравнения характеризует силы адгезии,

правая – гидродинамические условия.

Отрыв частиц при воздействии водного потока происходит, когда сила отрыва  $F_{omp}$  в состоянии преодолеть силу адгезии  $F_{ad}$  и массу частиц  $P$ , т.е.

$$F_{omp} \geq \mu \cdot (F_{ad} + P), \quad (4.3)$$

где  $\mu$  – коэффициент трения.

Если  $F_{ad} \gg P$ , то  $F_{omp} \geq \mu \cdot F_{ad}$ . Сила воздействия потока на частицу зависит от плотности и вязкости среды, диаметра частиц, скорости потока и условий обтекания прилипших частиц потоком.

По Д. М. Минцу [82, 114], критерием оптимального режима фильтрования служит отношение между продолжительностью защитного действия загрузки  $t_3$  и временем работы фильтра до момента достижения предельной потери напора  $t_H$ . В технологическом и экономическом отношениях наилучшим режимом является такой, при котором  $t_3 = t_H$ . Тем не менее, с точки зрения санитарной надежности целесообразно принимать значение  $\frac{t_3}{t_H} > 1$ , так как при этом в течение всего фильтроцикла гарантируется высокое качество фильтрата, повышается степень санитарной надежности сооружений.

Исследования выполнены на фильтровальной установке, приведенной ранее в разделе 2 с использованием предварительно осветленной модельной мутно-цветной воды с содержанием взвеси  $175 \text{ мг/дм}^3$ , цветностью 75 град., температурой –  $11,8\text{--}12,2^\circ\text{C}$ , временем отстаивания 2 ч. Параметры работы установки: скорость фильтрования – 6 м/ч ( $0,167 \text{ см/с}$ ), расход подаваемой воды –  $13,3 \text{ см}^3/\text{с}$ , расход воды на один фильтроцикл – 50 литров, объем бака –  $1 \text{ м}^3$ .

Во время проведения опытов качество фильтрата оценивали по мутности осветленной воды. Содержание коагулированных примесей в осветляемой воде не превышало  $8 \text{ мг/дм}^3$ , цветность – не более 35 град. Количество взвеси, подаваемой на фильтровальную лабораторную установку, определяли по "кресту" – не менее 114–115 см ( $\sim 8 \text{ мг/дм}^3$ ). Промывку фильтровальной кварцевой загрузки выполняли осветленной водой в течение 7 минут, интенсивность промывки составляла  $10 \text{ л/с}\cdot\text{м}^2$ .

Выполнено 7 серий экспериментов на параллельно работающих фильтровальных колонках: на одну из колонок подавалась предварительно осветленная и отстаиваемая в течение 2 ч вода, обработанная обычным раствором коагулянта и вода, обработанная активированным раствором коагулянта. Условия проведения осветления и отстаивания модельной воды – одинаковы.

Влияние обработки воды активированным раствором коагулянта на продолжительность защитного действия загрузки  $t_3$  и время достижения предельно допустимой потери напора  $t_H$  показана в табл. 4.9 и на рис. 4.14.

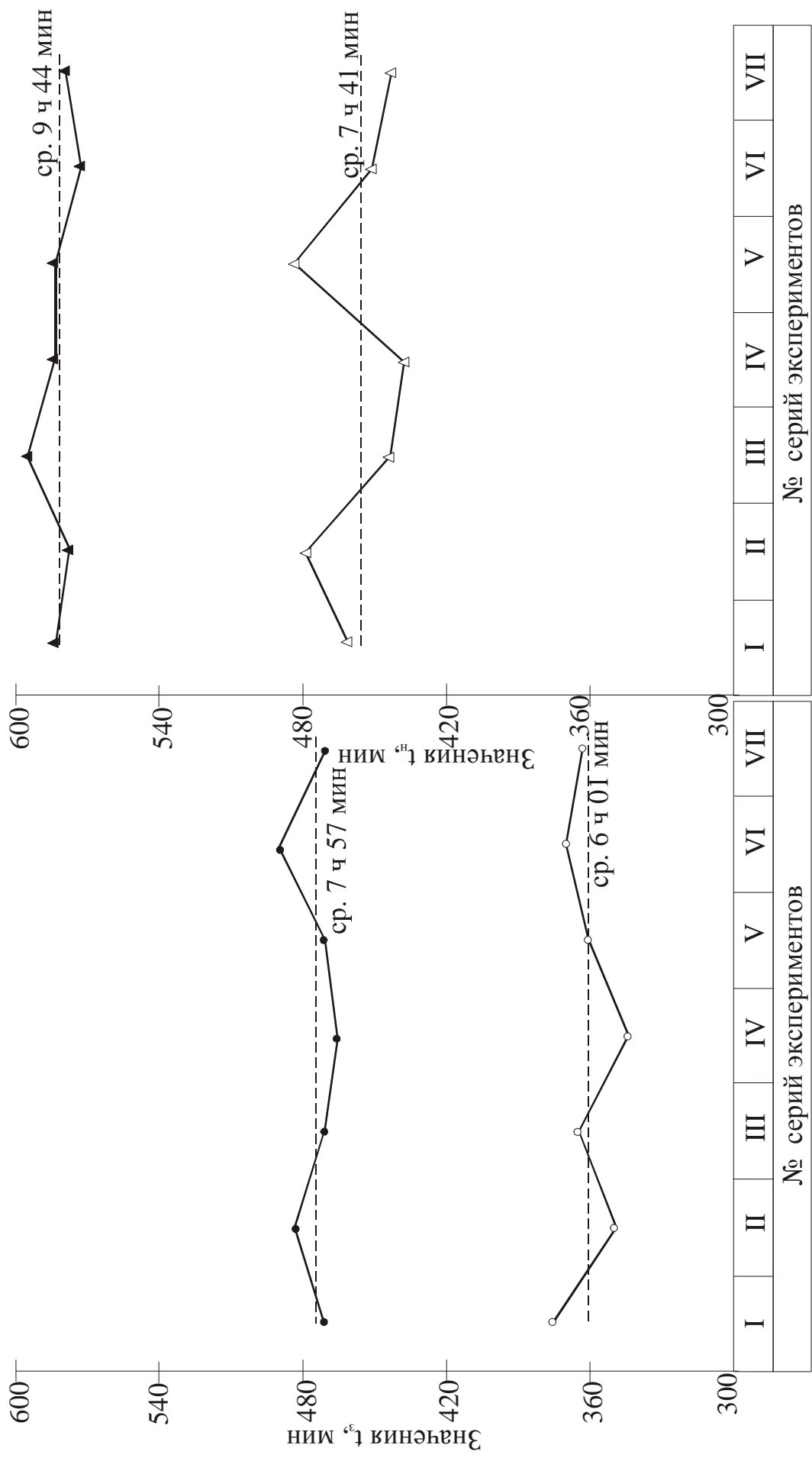
**Таблица 4.9** – Влияние обработки воды активированным раствором коагулянта сульфата алюминия на продолжительность защитного действия загрузки фильтра ( $t_3$ ) и время достижения предельно допустимой потери напора ( $t_n$ )

Номер серии экспериментов	Продолжительность защитного действия загрузки фильтра ( $t_3$ , мин) при обработке воды:		Время достижения предельно допустимой потери напора ( $t_n$ , мин) при обработке воды:		Эффективность изменения параметров фильтрования, %	
	обычным раствором коагулянта	активированным раствором коагулянта	обычным раствором коагулянта	активированным раствором коагулянта	$t_3$	$t_n$
I	375 (6 ч 15 мин)	475 (7 ч 55 мин)	465 (7 ч 45 мин)	585 (9 ч 45 мин)		
II	350 (5 ч 50 мин)	485 (8 ч 05 мин)	480 (8 ч 00 мин)	580 (9 ч 40 мин)		
III	365 (6 ч 05 мин)	475 (7 ч 55 мин)	450 (7 ч 30 мин)	595 (9 ч 55 мин)		
IV	345 (5 ч 45 мин)	470 (7 ч 50 мин)	445 (7 ч 25 мин)	585 (9 ч 45 мин)		
V	360 (6 ч 00 мин)	475 (7 ч 55 мин)	485 (8 ч 05 мин)	585 (9 ч 45 мин)		
VI	370 (6 ч 10 мин)	490 (8 ч 10 мин)	455 (7 ч 35 мин)	575 (9 ч 35 мин)		
VII	365 (6 ч 05 мин)	475 (7 ч 55 мин)	450 (7 ч 30 мин)	580 (9 ч 40 мин)		
ср. знач.	361 (6 ч 01 мин)	477 (7 ч 57 мин)	461 (7 ч 41 мин)	584 (9 ч 44 мин)	32,1	26,6

Анализ опытных данных свидетельствует, что обработка воды активированным раствором коагулянта позволяет интенсифицировать процесс фильтрования воды, что сказывается на продолжительности защитного действия загрузки  $t_3$  и времени достижения предельно допустимой потери напора  $t_H$ : в среднем  $t_3$  увеличивается на 32,1%, а  $t_H$  – в среднем 26,6%. Так, продолжительность защитного действия загрузки фильтра при обработке осветляемой воды обычным раствором коагулянта находится в пределах 350–375 мин, а активированным раствором коагулянта – 470–485 мин. Среднее значение  $t_3$  при обработке воды обычным и активированным растворами коагулянтов составляет, соответственно, 361 и 477 мин. Время достижения предельно допустимой потери напора ( $t_H$ ) при обработке воды обычным раствором коагулянта находится в пределах 450–480 мин, активированным – 575–595 мин. Эффективность изменения параметров фильтрования при использовании активированного раствора коагулянта сульфата алюминия составляет:  $t_3$  увеличивается 32,1%,  $t_H$  увеличивается 26,6%.

Среднее значение  $t_3$  при обработке осветляемой воды обычным раствором коагулянта составляет 6 ч 01 мин, активированным – 7 ч 57 мин; изменение  $t_H$  соответственно – 7 ч 41 мин и 9 ч 44 мин (рис. 4.15), что позволяет сделать вывод о возможности интенсификации работы фильтров при обработке осветляемой воды активированным раствором коагулянта.

Использование активированного раствора коагулянта при очистке воды позволяет увеличить продолжительность фильтроцикла на 25–30% без ухудшения качества фильтрата. При этом качество фильтрата на продолжении фильтроцикла на 30–35% выше, чем при использовании обычного раствора коагулянта, что подтверждается опытными данными, приведенными в табл. 4.10 и на рис. 4.15. Мутность фильтрата осветленной воды при обработке обычным раствором коагулянта осветляемой воды находится в пределах 0,72–0,77 мг/дм<sup>3</sup> при использовании активированного раствора коагулянта качество фильтрата значительно выше и составляет 0,41–0,48 мг/дм<sup>3</sup>. Продолжительность фильтроцикла при обработке воды обычным раствором коагулянта – 6 ч – 6 ч 30 мин, активированным – 7 ч 30 мин – 8 ч (рис. 4.15). Мутность фильтрата на всем протяжении фильтроцикла стабильная, среднее повышение продолжительности фильтроцикла при использовании активированного раствора коагулянта составляет 25%, уменьшение мутности фильтрата – 39,1%.



**Рис. 4.14** – Влияние обработки воды активированным раствором коагулянта сульфата алюминия на продолжительность защитного действия загрузки  $t_3$  и время достижения предельно допустимой потери напора  $t_n$ :  
 • -  $t_3$ , ▲ - активированный раствор коагулянта; ○ -  $t_{3, \Delta}$ ,  $t_n$  - обычный раствор коагулянта

Анализ опытных данных показывает, что при обработке осветленной воды активированным раствором коагулянта процессы осветления и отстаивания коагулированных примесей протекают более интенсивно, вследствие снижения структурно-механической гидратации коагулированного осадка происходит увеличение удельного веса коагулированных примесей, имеющих место при использовании активированного раствора коагулянта [40, 41, 45].

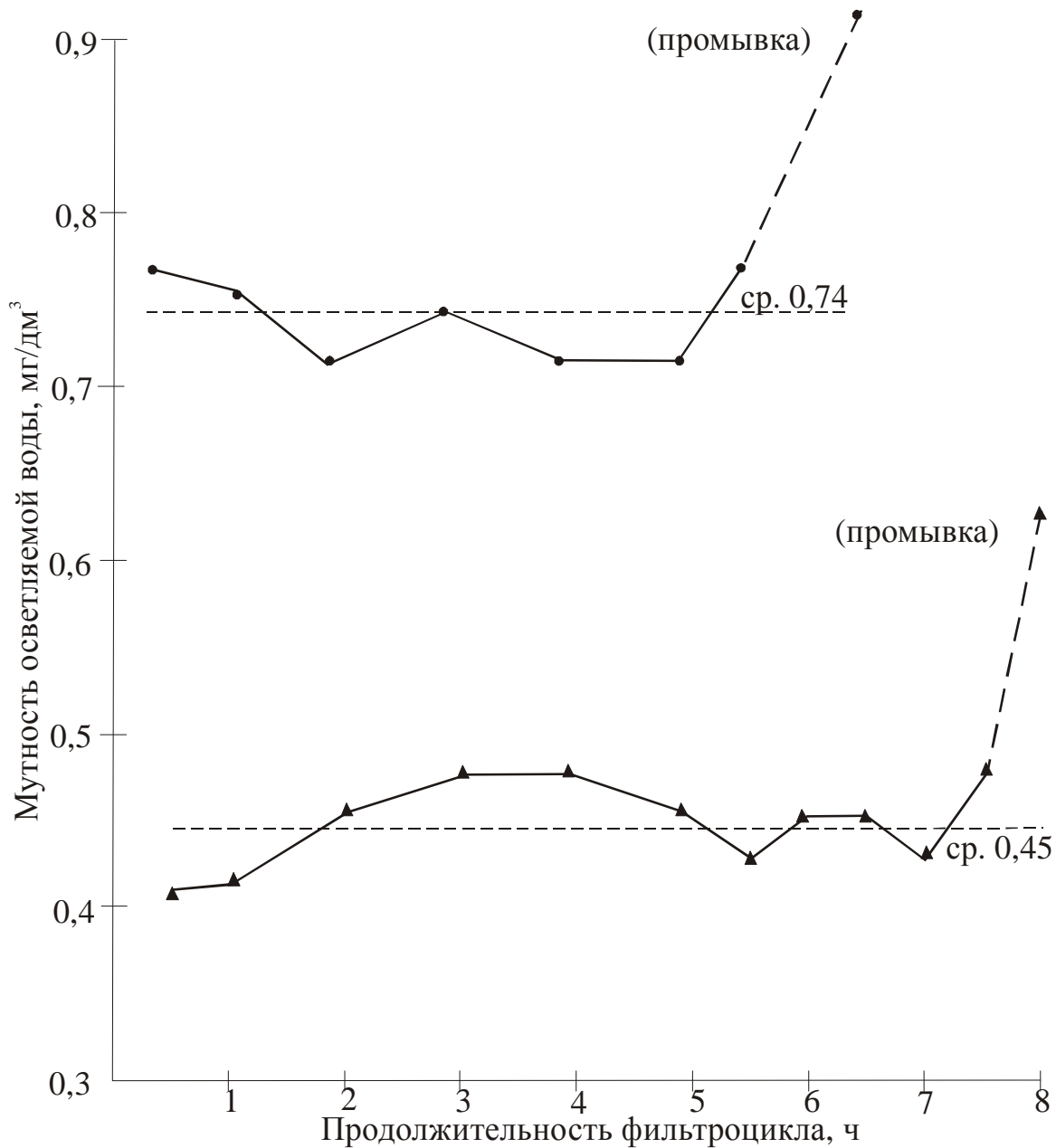
**Таблица 4.10** – Влияние активированного раствора коагулянта сульфата алюминия на продолжительность фильтроцикла (5 серия экспериментов, табл. 4.9)

№ п/п	Продолжительность фильтроцикла, ч	Мутность фильтрата осветленной воды, мг/дм <sup>3</sup>		Изменение, %	
		обычный раствор коагулянта	активированный раствор коагулянта	продолжительности фильтроцикла	мутности фильтрата
1	0,5	0,77	0,41		
2	1	0,75	0,42		
3	2	0,72	0,46		
4	3	0,74	0,48		
5	4	0,72	0,48		
6	5	0,72	0,46		
7	5 ч 30 мин	0,77	0,43		
8	6	0,75	0,45		
9	6 ч 30 мин	0,93	0,45		
	(промывка)				
10	7	–	0,43		
11	7 ч 30 мин	–	0,48	25	39,1
12	8	–	0,63		
	(промывка)				

Продолжительность защитного действия кварцевой загрузки возрастает с увеличением удельного веса коагулированных примесей за счет уменьшения структурно-механической гидратации их, что позволяет, в конечном итоге, увеличить защитное действие кварцевой загрузки по сравнению с обычной



коагуляцией примесей. Одновременно увеличится время достижения предельно допустимой потери напора. При этом обеспечиваются условия санитарной надежности очистки воды ( $t_3 > t_H$ ), что позволяет обеспечить оптимальный режим фильтрования воды через зернистую загрузку фильтра.



**Рис. 4.15** – Влияние активированного раствора коагулянта сульфата алюминия на продолжительность фильтроцикла

- (5 серия экспериментов, табл. 4.9)  
 ● – активированный раствор коагулянта;  
 ▲ – обычный раствор коагулянта

#### **4.6. Влияние активированного раствора коагулянта на процесс очистки маломутно–цветных и мутно–цветных вод**

В соответствии с рекомендациями АКХ им. К.Д. Памфилова вода поверхностных источников, используемая для целей водоснабжения, может быть разделена на следующие группы:

1. Высокомутные воды (горные реки и реки в период паводков и дождей), количество взвешенных веществ 500–1000 мг/дм<sup>3</sup>.

2. Мутно–цветные воды:

– количество взвешенных веществ 100–500 мг/дм<sup>3</sup>, цветность 20–60 град.;

– количество взвешенных веществ до 100 мг/дм<sup>3</sup>, цветность 30–100 град.;

3. Маломутные цветные воды:

– количество взвешенных веществ до 10 мг/л, цветность более 50 град.

Поверхностные источники Украины, в основном, относятся ко второй и третьей группам, т.е. это маломутные цветные воды (например, вода р. Днепр), мутно–цветные (например, вода канала Северский Донец – Донбасс в отдельные периоды времени года, ряд источников водоснабжения западных регионов Украины и др.). Поэтому с целью определения целесообразности использования активированных растворов сульфата алюминия в процессах очистки воды были выполнены исследования:

1. Определение эффективности осветления маломутных цветных вод активированным раствором коагулянта сульфата алюминия в зависимости от цветности и температуры исходной воды.

2. Изменение цветности и остаточного содержания взвешенных веществ в осветленной воде в зависимости от содержания взвешенных веществ в исходной воде.

3. Эффективность обесцвечивания мутно–цветных вод при обработке ее активированным раствором коагулянта сульфата алюминия.

Исследования выполняли на модельной воде со следующими показателями по взвешенным веществам и цветности:

1. Маломутные цветные воды:

– количество взвешенных веществ 10–15 мг/дм<sup>3</sup>;

– цветность 35–100 град.

2. Мутноцветные воды:

– количество взвешенных веществ не более 500 мг/дм<sup>3</sup>;

– цветность 35–100 град.

Щелочность исследуемой воды, рН и другие показатели аналогичны значениям табл. 4.1

Параметры активации приняты на основании пробного коагулирования. Параметры активации при выполнении опытов следующие:

1. Маломутные цветные воды – напряженность магнитного поля  $H=80-120$  кА/м, содержание анодно-растворенного железа  $350$  мг/дм<sup>3</sup>;
2. Мутноцветные воды напряженность магнитного поля  $H=220-320$  кА/м, содержание анодно-растворенного железа  $320$  мг/дм<sup>3</sup>.

Режим активации раствора коагулянта принимали на основании сравнительного анализа опытных данных.

Доза коагулянта сульфата алюминия при проведении экспериментов не превышает  $65-75$  мг/дм<sup>3</sup>, считая на безводный продукт.

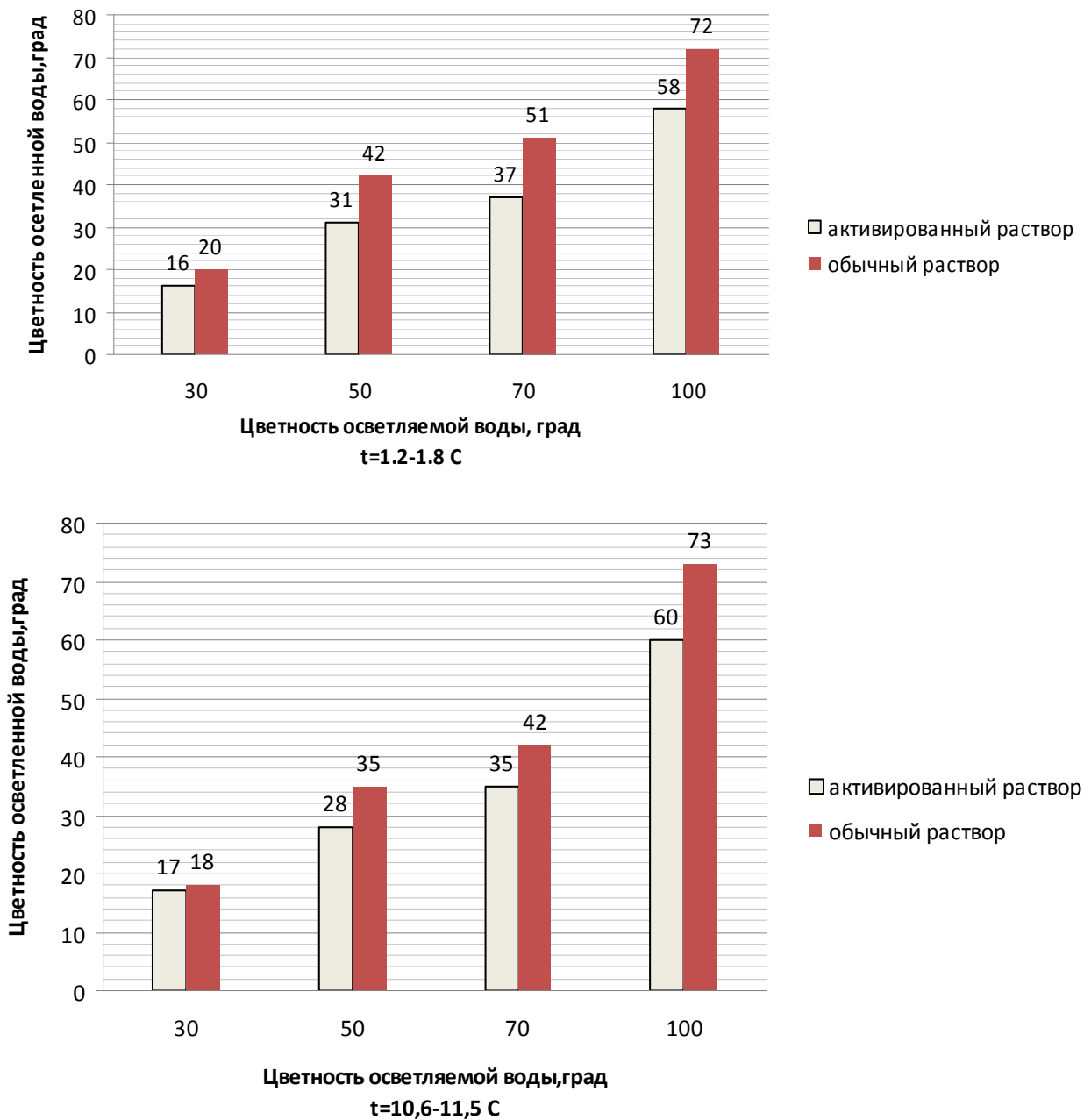
Результаты исследований, выполненных на маломутных цветных водах при температуре исходной воды  $1,2-1,8$  °С и  $10,6-11,5$  °С, приведены в табл. 4.11 и на рис. 4.16 (средние значения из 3–4 опытных данных).

Опытные данные свидетельствуют о достаточно высокой эффективности обесцвечивания маломутных вод активированным раствором коагулянта. Экспериментальные данные показывают, что цветность осветленной воды практически не зависит от температуры исходной воды.

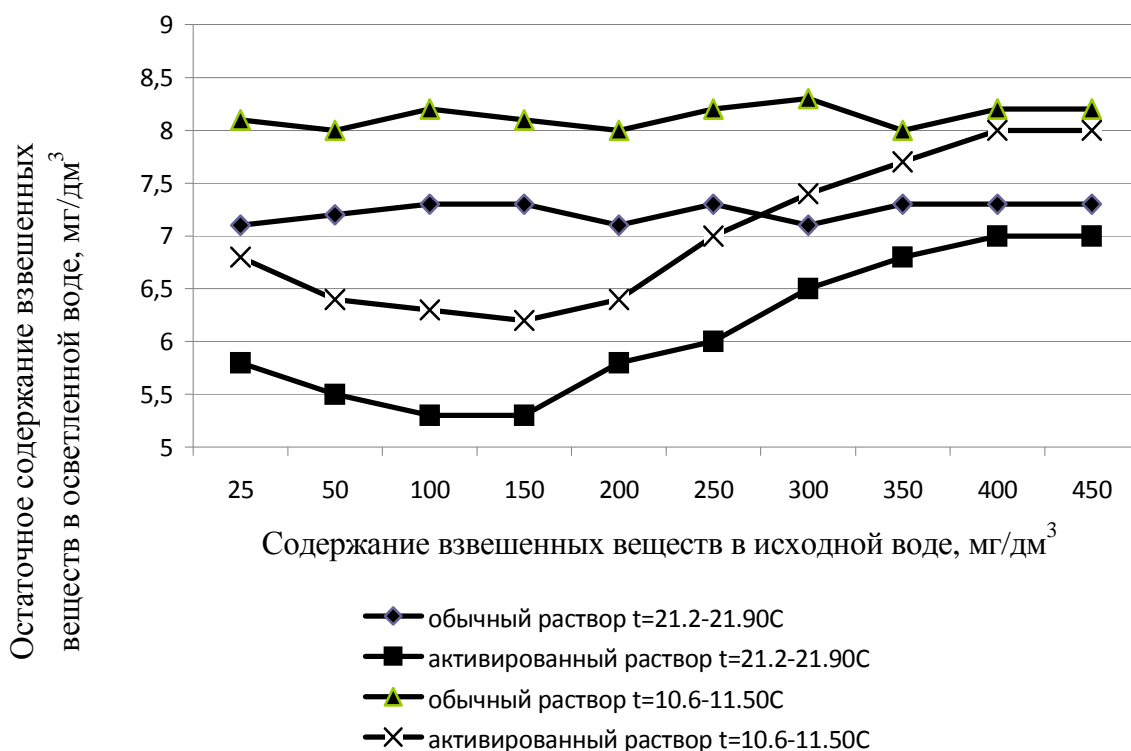
**Таблица 4.11** – Влияние активированного раствора коагулянта на обесцвечивание маломутных цветных вод

№ серии эксперимента	Цветность осветляемой воды, град	Температура воды, °С	Цветность осветленной воды, град		Изменение цветности осветленной воды, %		Примечание
			Активированный раствор коагулянта	Обычный раствор коагулянта	Активированный раствор коагулянта	Обычный раствор коагулянта	
1	30	1,2–1,8	16	20	46,6	33,3	Параметры активации: H=80 кА/м C <sub>Fe3+</sub> =350 мг/дм <sup>3</sup>
	50		31	42	38,0	16	
	70		37	51	41,1	27,1	
	100		58	72	42,0	28	
2	30	10,6–11,5	17	18	43,3	40	Параметры активации: H=120 кА/м C <sub>Fe3+</sub> =350 мг/дм <sup>3</sup>
	50		28	35	44	30	
	70		35	42	50	40	
	100		60	73	40	27	

Эффективность обесцвечивания мутноцветных вод при обработке воды активированным раствором коагулянта, в зависимости от содержания взвешенных веществ в осветляемой воде показана на рис. 4.16.



**Рис. 4.16** – Влияние активированного раствора коагулянта на обесцвечивание маломутных цветных вод



**Рис. 4.17** – Влияние активированного раствора коагулянта на осветление мутноцветных вод

Анализ опытных данных показывает, что эффективность применения активированного раствора коагулянта с увеличением содержания взвешенных веществ в исходной воде повышается и достигает максимальных значений 100–250 мг/дм<sup>3</sup>, далее наблюдается тенденция к уменьшению эффективности, хотя значения цветности осветленной воды достаточно низкие, что подтверждается данными, приведенными на рис 4.17. Цветность осветленной воды при обработке ее активированным раствором коагулянта находится, примерно, на одном уровне и не зависит от содержания взвешенных веществ в исходной воде (табл. 4.11).

Анализ выполненных исследований позволяет сделать вывод о высокой эффективности использования активированного раствора коагулянта при очистке маломутных цветных и мутно-цветных вод. При этом температура воды не оказывает существенного влияния на эффективность очистки воды.

#### **4.7. Исследование основных факторов, влияющих на осветление воды в отстойниках**

В настоящее время особое внимание уделяется разработке и внедрению ресурсно-сберегающих технологий, к числу которых относится рассматриваемый в данной работе метод интенсификации процессов очистки воды с применением активированных алюмосодержащих коагулянтов,

использование которых позволяет повысить работу отдельных сооружений систем водоснабжения, важнейшими элементами которых являются отстойники и фильтры.

Ниже приведены результаты исследований основных факторов, влияющих на осветление воды в отстойниках и фильтрах при обработке осветляемой воды активированным раствором коагулянта.

#### ***4.7.1. Горизонтальные отстойники***

Для эффективного анализа механизма явлений и управления объектом необходимо выявить взаимосвязь факторов, определяющих ход процесса, и представить их в количественной форме – в виде математической модели. Такая модель является математическим отображением наиболее существенных сторон процесса. Она представляет собой совокупность соотношений (формул, уравнений, неравенств, логических условий и т.д.), определяющих характеристики состояний объекта в зависимости от параметров объекта, условий и времени. Модель позволяет:

- получить информацию о процессах, протекающих в объекте;
- рассчитать характеристики объекта, т.е. анализировать и проектировать их;
- получить информацию, которую можно использовать для управления моделируемым объектом.

Одной из важных целей при разработке и запуске процессов с непрерывным характером производства является определение и поддержание оптимального режима процесса. Оптимизацию разработанной установки по осветлению воды в отстойниках и фильтрах можно выполнить только с помощью математических моделей технологических процессов, то есть зависимостей эффекта очистки воды от показателей качества воды.

Для решения данной задачи оптимизации был выбран математический метод обработки экспериментальных данных [63, 79, 90, 91], это дает возможность получить наиболее достоверные эмпирические зависимости при сравнительно небольшом количестве опытов. Данный метод представляет собой объединение теоретического и экспериментального исследования объекта управления. При этом вид математической модели определяется теоретическими исследованиями, а коэффициенты модели рассчитываются на основании экспериментальных данных, и соответственно, несут на себе погрешность эксперимента. Для успешного применения математической модели при решении задач оптимизации проводится проверка ее адекватности реальному процессу.

Применение данного метода оптимального планирования эксперимента дает возможность варьировать не одним, а несколькими факторами одновременно. Ценность этого метода заключается в том, что оценивается не только влияние каждого фактора, но и получают информацию о их взаимодействии.

Прогнозирование значений влияющих факторов является одним из важных вопросов в управлении процессом очистки природных вод и позволяет наладить работу системы очистных сооружений в зависимости от качественных показателей исходной воды. Прогноз составляется на базе экспериментальных данных. Для того чтобы он был наиболее точным, эксперимент необходимо проводить дифференцировано по сезонам года с максимально возможным количеством точек.

При планировании по схеме полного факторного эксперимента (ПФЭ) реализуются все возможные комбинации факторов на всех выбранных для исследования уровнях. ПФЭ позволяет получать количественные оценки основных эффектов и эффектов взаимодействия. Интересующие эффекты определяются с меньшей ошибкой, чем при традиционных методах исследования. Применение ПФЭ значительно повышает эффективность эксперимента.

В диссертационной работе эксперимент проводится на двух уровнях с варьированием трех факторов. Поэтому постановка по такому плану называется ПФЭ типа  $2^3$ . Уровни факторов представляют собой границы исследуемой области по данному параметру.

В качестве основных факторов, влияющих на осветление маломутных цветных вод, были выбраны следующие:

- цветность, Ц, град;
- доза вводимого реагента, Д, мг/дм<sup>3</sup>;
- температура воды, Т, °С.

Экспериментальные исследования проводились в разные времена года с различными показателями качества исходной воды, что было учтено при планировании эксперимента.

Функциональная зависимость эффекта очистки природных вод имеет вид:

$$\mathcal{E} = f(C, D, T) \text{ или } Y = f(X_1, X_2, X_3) \quad (4.4)$$

Соответственно математическая зависимость для ПФЭ типа  $2^3$  согласно будет иметь следующий вид:

В качестве основных факторов, влияющих на осветление мутноцветных вод, были выбраны следующие:

- содержание взвешенных веществ, М, мг/дм<sup>3</sup>;
- доза вводимого реагента, Д, мг/дм<sup>3</sup>;
- температура воды, Т, °С.

Экспериментальные исследования проводились в разные времена года с различными показателями качества исходной воды, что было учтено при планировании эксперимента.

Функциональная зависимость эффекта очистки природных вод имеет вид:

$$\mathcal{E} = f(M, D, T) \text{ или } Y = f(X_1, X_2, X_3) \quad (4.5)$$

$$Y = b_0 X_0 + b_1 X_1 + b_2 X_2 + b_3 X_3 + b_{12} X_1 X_2 + b_{13} X_1 X_3 + b_{23} X_2 X_3 + b_{123} X_1 X_2 X_3, \quad (4.6)$$

где  $b_0, b_1, b_2, b_3, b_{12}, b_{13}, b_{23}, b_{123}$  – коэффициенты регрессии.

Следует отметить, что степень точности математической модели определяется диапазоном изменения факторов: для каждого  $i$ -го фактора устанавливается  $X_{i0}$  – основной уровень фактора;  $X_{i \max}, X_{i \min}$  – верхний и нижний уровни  $i$ -го фактора, которые принимаются во время исследований;  $\Delta X_i$  – интервал варьирования равный

$$\Delta X_i = \frac{X_{i \max} - X_{i \min}}{2}, i = 1 \dots k \quad (4.7)$$

При проведении эксперимента используются кодированные значения уровней факторов. При этом основной уровень принимается равным нулю, верхний – +1, а нижний – -1. Кодирование осуществляется по формуле

$$\bar{X}_i = \frac{X_i - X_{i0}}{\Delta X_i}, i = 1 \dots k \quad (4.8)$$

Условия планирования эксперимента приведены в табл. 4.12.

**Таблица 4.12** – Условия планирования эксперимента

Факторы		Уровни варьирования			Интервал варьирования
Наименование	Кодовый вид	-1	0	+1	
Коагулянт – сульфат алюминия					
Цветность, град	$X_1$	35	65	95	30
Доза реагента, мг/дм <sup>3</sup> ;	$X_2$	25	50	75	25
Температура воды, °С	$X_3$	3	12	21	9



Воспроизводимость опытов проверялась по критерию Кохрена, расчетное значение которого равно

$$G_0 = \frac{6,88}{14,38} = 0,397.$$

Теоретическое значение критерия Кохрена  $G = 0,5157$ , которое отвечает следующим значениям параметров:  $P=0,95$ ,  $N=8$ ,  $f=2$ . Условие  $G_p \leq G$  выполнено, следовательно, опыты можно считать воспроизводимыми.

Для прогнозирования эффекта осветления воды при применении активированного раствора сульфата алюминия была проведена серия опытов, были определены значения цветности до и после лабораторной установки. Результаты эксперимента приведены в табл. 4.13.

**Таблица 4.13** – Эффективность очистки маломутных цветных вод при применении активированного раствора коагулянта сульфата алюминия

№ эксперимента	Исходное содержание цветности, град;	Количество параллельных опытов	Цветность в осветленной воде, град	Эффект очистки, %	Среднее значение эффекта очистки, %
1	95	3	17	82,30	83,10
				82,20	
				84,80	
2	95	3	19	80,20	80,00
				79,70	
				80,10	
3	92	3	18	81,1	80,43
				79,49	
				80,73	
4	89	3	20	76,53	77,52
				77,21	
				78,83	
5	92	3	19	79,42	80,35
				80,16	
				81,46	
6	94	3	20	77,68	78,77
				78,72	
				79,91	

№ эксперимента	Исходное содержание цветности, град;	Количество параллельных опытов	Цветность в осветленной воде, град	Эффект очистки, %	Среднее значение эффекта очистки, %
7	83	3	17	81,48	80,68
				79,68	
				80,88	
8	89	3	18	78,37	79,77
				78,15	
				82,80	

Таблица 4.14 – Матрица планирования ПФЭ и результаты экспериментов

Номер опыта	Матрица планирования				Параллельные опыты			Среднее значение параметра, $\bar{E}_{зн}, \%$	Оценка дисперсии, $S_j^2$
	X <sub>0</sub>	X <sub>1</sub>	X <sub>2</sub>	X <sub>3</sub>	1	2	3		
1	+1	+1	-1	+1	82,3	82,2	84,8	83,10	2,17
2	+1	-1	+1	+1	80,20	79,70	80,10	80,00	0,07
3	+1	+1	-1	-1	81,10	79,49	80,73	80,44	0,7111
4	+1	-1	-1	-1	76,53	77,21	78,83	77,52333	1,396133
5	+1	+1	+1	+1	79,42	80,16	81,46	80,34667	1,066533
6	+1	-1	+1	-1	77,68	78,72	79,91	78,77	1,2451
7	+1	+1	+1	-1	81,48	79,68	80,88	80,68	0,84
8	+1	-1	-1	+1	78,37	78,15	82,80	79,77333	6,882633
Σ									14,3815

Таблица 4.15 – Расчет коэффициентов регрессии нелинейной модели парного влияния факторов

Номер опыта	Матрица планирования				Среднее значение параметр $\bar{E}_{зн}, \%$	Расчеты для коэффициентов регрессии						
	X <sub>0</sub>	X <sub>1</sub>	X <sub>2</sub>	X <sub>3</sub>		b <sub>0</sub>	b <sub>1</sub>	b <sub>2</sub>	b <sub>3</sub>	b <sub>4</sub>	b <sub>5</sub>	b <sub>6</sub>
1	1	1	-1	1	83,1	83,1	83,1	-83,1	83,1	-83,1	83,1	-83,1
2	1	-1	1	1	80,00	80,00	-80,00	80,00	80,00	-80,00	-80,00	80,00
3	1	1	-1	-1	80,73	80,73	80,73	-80,73	-80,73	-80,73	-80,73	80,73
4	1	-1	-1	-1	78,83	78,83	-78,83	-78,83	-78,83	78,83	78,83	78,83
5	1	1	1	1	81,46	81,46	81,46	81,46	81,46	81,46	81,46	81,46
6	1	-1	1	-1	79,91	79,91	-79,91	79,91	-79,91	-79,91	79,91	-79,91
7	1	1	1	-1	80,88	80,88	80,88	80,88	-80,88	80,88	-80,88	-80,88
8	1	-1	-1	1	82,8	82,8	-82,8	-82,8	82,8	82,8	-82,8	-82,8
Σ						647,71	4,63	-3,21	7,01	0,23	-1,11	-5,67

Согласно данных табл. 4.15 были получены следующие значения коэффициентов регрессии:

$$b_0 = \frac{647,71}{8} = 80,96;$$

$$b_1 = \frac{4,63}{8} = 0,579;$$

$$b_2 = \frac{-3,21}{8} = -0,401;$$

$$b_3 = \frac{7,01}{8} = 0,876;$$

$$b_4 = \frac{0,23}{8} = 0,029;$$

$$b_5 = \frac{-1,11}{8} = -0,139;$$

$$b_6 = \frac{-5,67}{8} = -0,709.$$

Уравнение нелинейной регрессии будет иметь вид:

$$Y = 80,96 + 0,579X_1 - 0,401X_2 + 0,879X_3 + 0,029X_1X_2 - 0,139X_1X_3 - 0,709X_2X_3 \quad (4.9)$$

Для оценки значимости коэффициентов регрессии необходимо определить:

– оценку дисперсии воспроизводимости

$$S_y^2 = \frac{1}{8}14,38 = 1,798; f = 8 \cdot (3 - 1) = 16;$$

– оценку дисперсии среднего результата

$$S_y^2 = \frac{1,798}{3} = 0,599; f = 8 \cdot (3 - 1) = 16.$$

Отсюда погрешность в определении коэффициентов регрессии

$$S_b = \sqrt{\frac{0,599}{8}} = 0,274.$$

Согласно [177] для доверительной вероятности  $P = 0,95$  и 16 степеней свободы значение критерия Стьюдента  $t = 2,12$ . Тогда

$$S_b \cdot t = 0,274 \cdot 2,12 = 0,58.$$

Исходя из этого, можно сделать вывод, что только коэффициенты регрессии  $b_0$ ,  $b_1$ ,  $b_3$  и  $b_6$  значимы, так как  $|b| > 0,58$ .

Следовательно, искомое уравнение регрессии будет иметь вид:

$$Y = 80,96 + 0,58X_1 + 0,879X_3 - 0,709X_2X_3. \quad (4.10)$$

Для проверки адекватности данного уравнения регрессии определим расчетные значения функции отклика:

$$\begin{aligned}
 Y_1 &= 80,96 + 0,58 + 0,879 + 0,709 = 83,128; & Y_2 &= 80,96 - 0,58 + 0,879 - 0,709 = 80,55; \\
 Y_3 &= 80,96 + 0,58 - 0,879 - 0,709 = 79,952; & Y_4 &= 80,96 - 0,58 - 0,879 - 0,709 = 78,792; \\
 Y_5 &= 80,96 + 0,58 + 0,879 - 0,709 = 81,71; & Y_6 &= 80,96 - 0,58 - 0,879 + 0,709 = 80,21; \\
 Y_7 &= 80,96 + 0,58 - 0,879 + 0,709 = 81,37; & Y_8 &= 80,96 - 0,58 + 0,879 + 0,709 = 81,968.
 \end{aligned}$$

Рассчитываем оценку дисперсии адекватности:

$$S_{ад}^2 = \frac{1}{8-4} \left[ \begin{aligned} &(83,1 - 83,128)^2 + (80,0 - 80,55)^2 + (80,43 - 79,952)^2 + \\ &(77,52 - 78,792)^2 + (80,35 - 81,71)^2 + \\ &(78,77 - 80,21)^2 + (80,86 - 81,37)^2 + (79,77 - 81,968)^2 \end{aligned} \right] = 0,499.$$

С ней связано число степеней свободы  $f = 8 - 3 = 5$ .

Расчетное значение критерия Фишера будет равно

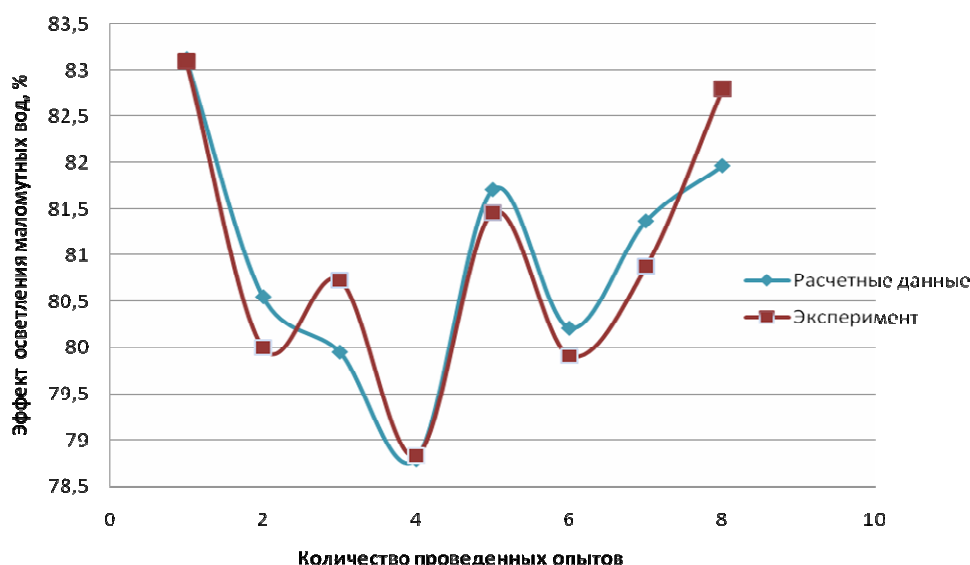
$$F_p = \frac{0,499}{0,599} = 0,833,$$

что не превышает табличного значения, равного 2,9.

Следовательно, уравнение регрессии адекватно, то есть полученная функциональная зависимость достоверно описывает исследуемый процесс очистки маломутных цветных вод при применении активированного раствора коагулянта сульфата алюминия имеет вид:

$$\mathcal{E} = 80,96 + 0,58 \cdot Ц + 0,879 \cdot T - 0,709 \cdot Д \cdot Т. \quad (4.11)$$

На рис. 4.18 приведено сопоставление данных об эффекте очистки маломутных цветных вод при применении активированного раствора коагулянта сульфата алюминия опытным путем (экспериментальным) и расчетным (математическая модель).



**Рис. 4.18** – Сопоставление экспериментальных и расчетных данных при определении эффекта осветления маломутных цветных вод при применении активированного раствора сульфата алюминия

Полученная математическая зависимость эффекта осветления маломутных цветных вод при применении активированного раствора сульфата алюминия достаточно полно описывает исследуемый процесс, что позволяет сделать вывод о возможности использования полученной зависимости в технологических расчетах работы очистных сооружений и обосновании применения активированного раствора коагулянта для интенсификации процесса осветления воды в отстойниках и фильтрах.

Условия планирования эксперимента при осветлении мутноцветных вод приведены в табл. 4.16.

**Таблица 4.16** – Условия планирования эксперимента

Факторы		Уровни варьирования			Интервал варьирования
Наименование	Кодовый вид	-1	0	+1	
<b>Коагулянт – сульфат алюминия</b>					
Взвешенные вещества, мг/дм <sup>3</sup>	X <sub>1</sub>	70	105	140	35
Доза реагента, мг/дм <sup>3</sup>	X <sub>2</sub>	25	50	75	25
Температура воды, °С	X <sub>3</sub>	3	12	21	9

Воспроизводимость опытов проверялась по критерию Кохрена, расчетное значение которого равно

$$G_p = \frac{0,92}{3,74} = 0,246.$$

Теоретическое значение критерия Кохрена  $G = 0,5157$ , которое отвечает следующим значениям параметров:  $P=0,95$ ,  $N=8$ ,  $f=2$ . Условие  $G_p \leq G$  выполнено, следовательно, опыты можно считать воспроизводимыми.

Для прогнозирования эффекта осветления воды при применении активированного раствора сульфата алюминия была проведена серия опытов, были определены содержание взвешенных веществ до и после лабораторной установки.

Результаты эксперимента приведены в табл. 4.17. Матрица планирования ПФЭ и результаты экспериментов приведена в табл. 4.18. Расчет коэффициентов регрессии нелинейной модели парного влияния факторов приведена в табл. 4.19.

Согласно данных табл. 4.19 были получены следующие значения коэффициентов регрессии:

$$b_0 = \frac{778,84}{8} = 97,36;$$

$$b_1 = \frac{-2,42}{8} = -0,303;$$

$$b_2 = \frac{3,58}{8} = 0,448;$$

$$b_3 = \frac{1,6}{8} = 0,2;$$

$$b_4 = \frac{1,96}{8} = 0,245;$$

**Таблица 4.17** – Эффективность очистки мутноцветных вод при применении активированного раствора коагулянта сульфата алюминия

№ эксперимента	Исходное содержание взвешенных веществ, мг/дм <sup>3</sup>	Количество параллельных опытов	Содержание взвешенных веществ в осветленной воде, мг/дм <sup>3</sup>	Эффект очистки, %	Среднее значение эффекта очистки, %
1	105	3	1,8	96,15	96,79
				97,15	
				97,08	
2	95	3	1,4	97,55	97,79
				98,13	
				97,69	
3	102	3	1,8	96,65	95,93
				96,12	
				95,01	
4	95	3	1,5	97,45	97,68
				98,54	
				97,04	
5	99	3	1,2	98,55	98,41
				97,85	
				98,84	
6	97	3	1,4	97,45	97,93
				98,79	
				97,55	
7	106	3	1,6	97,01	97,08
				96,58	
				97,66	
8	105	3	1,9	97,89	97,23
				97,68	
				96,13	

**Таблица 4.18** – Матрица планирования ПФЭ и результаты экспериментов

Номер опыта	Матрица планирования				Параллельные опыты			Среднее значение параметра, $\bar{E}_{зн}, \%$	Оценка дисперсии, $S_j^2$
	X <sub>0</sub>	X <sub>1</sub>	X <sub>2</sub>	X <sub>3</sub>	1	2	3		
1	+1	+1	-1	+1	96,15	97,15	97,08	96,79333	0,311633
2	+1	-1	+1	+1	97,55	98,13	97,69	97,79	0,0916
3	+1	+1	-1	-1	96,65	96,12	95,01	95,92667	0,700433
4	+1	-1	-1	-1	97,45	98,54	97,04	97,67667	0,601033
5	+1	+1	+1	+1	98,55	97,85	98,84	98,41333	0,259033
6	+1	-1	+1	-1	97,45	98,79	97,55	97,93	0,5572
7	+1	+1	+1	-1	97,01	96,58	97,66	97,08333	0,295633
8	+1	-1	-1	+1	97,89	97,68	96,13	97,23333	0,924033
Σ									3,7406

**Таблица 4.19** – Расчет коэффициентов регрессии нелинейной модели парного влияния факторов

№ опыта	Матрица планирования				Среднее значение параметр а, $\bar{E}_{эн}, \%$	Расчеты для коэффициентов регрессии						
	$X_0$	$X_1$	$X_2$	$X_3$		$b_0$	$b_1$	$b_2$	$b_3$	$b_4$	$b_5$	$b_6$
1	1	1	-1	1	96,79	96,79	96,79	-96,79	96,79	-96,79	96,79	-96,79
2	1	-1	1	1	97,79	97,79	-97,79	97,79	97,79	-97,79	-97,79	97,79
3	1	1	-1	-1	95,93	95,93	95,93	-95,93	-95,93	-95,93	-95,93	95,93
4	1	-1	-1	-1	97,68	97,68	-97,68	-97,68	-97,68	97,68	97,68	97,68
5	1	1	1	1	98,41	98,41	98,41	98,41	98,41	98,41	98,41	98,41
6	1	-1	1	-1	97,93	97,93	-97,93	97,93	-97,93	-97,93	97,93	-97,93
7	1	1	1	-1	97,08	97,08	97,08	97,08	-97,08	97,08	-97,08	-97,08
8	1	-1	-1	1	97,23	97,23	-97,23	-97,23	97,23	97,23	-97,23	-97,23
$\Sigma$						778,84	-2,42	3,58	1,6	1,96	2,78	0,78

$$b_5 = \frac{2,78}{8} = 0,348;$$

$$b_6 = \frac{0,78}{8} = 0,098.$$

Уравнение нелинейной регрессии будет иметь вид:

$$Y = 97,36 - 0,303X_1 + 0,448X_2 + 0,2X_3 + 0,245X_1X_2 + 0,348X_1X_3 - 0,098X_2X_3 \quad (4.12)$$

Для оценки значимости коэффициентов регрессии необходимо определить:

– оценку дисперсии воспроизводимости

$$S_y^2 = \frac{1}{8} 3,74 = 0,468; f = 8 \cdot (3 - 1) = 16;$$

– оценку дисперсии среднего результата

$$S_y^2 = \frac{0,468}{3} = 0,156; f = 8 \cdot (3 - 1) = 16.$$

Отсюда погрешность в определении коэффициентов регрессии

$$S_b = \sqrt{\frac{0,156}{8}} = 0,14.$$

Согласно [177] для доверительной вероятности  $P = 0,95$  и 16 степеней свободы значение критерия Стьюдента  $t = 2,12$ . Тогда

$$S_b \cdot t = 0,14 \cdot 2,12 = 0,297.$$

Исходя из этого, можно сделать вывод, что только коэффициенты регрессии  $b_0, b_1, b_2$  и  $b_5$  значимы, так как  $|b| > 0,297$ .

Следовательно, искомое уравнение регрессии будет иметь вид:

$$Y = 97,36 - 0,303X_1 + 0,448X_2 + 0,348X_1X_3. \quad (4.13)$$

Для проверки адекватности данного уравнения регрессии определим расчетные значения функции отклика:

$$\begin{aligned} Y_1 &= 97,36 - 0,303 - 0,448 + 0,348 = 96,96; & Y_2 &= 97,36 + 0,303 + 0,448 + 0,348 = 97,76; \\ Y_3 &= 97,36 - 0,303 - 0,448 - 0,348 = 96,26; & Y_4 &= 97,36 + 0,303 - 0,448 + 0,348 = 97,56; \\ Y_5 &= 97,36 - 0,303 + 0,448 + 0,348 = 97,85; & Y_6 &= 97,36 + 0,303 + 0,448 + 0,348 = 98,46; \\ Y_7 &= 97,36 - 0,303 + 0,448 - 0,348 = 97,16; & Y_8 &= 97,36 + 0,303 - 0,448 - 0,348 = 96,87. \end{aligned}$$

Рассчитываем оценку дисперсии адекватности:

$$S_{ад}^2 = \frac{1}{8-4} \left[ \begin{aligned} &(96,79 - 96,96)^2 + (97,79 - 97,76)^2 + (95,93 - 96,26)^2 + \\ &(97,68 - 97,56)^2 + (98,41 - 97,85)^2 + (97,93 - 98,46)^2 + \\ &+ (97,08 - 97,16)^2 + (97,23 - 96,87)^2 \end{aligned} \right] = 0,22 \cdot$$

С ней связано число степеней свободы  $f = 8 - 4 = 4$ .

Расчетное значение критерия Фишера будет равно

$$F_p = \frac{0,22}{0,156} = 1,41,$$

что не превышает табличного значения, равного 3,6.

Следовательно, уравнение регрессии адекватно, то есть полученная функциональная зависимость достоверно описывает исследуемый процесс очистки мутноцветных вод при применении активированного раствора коагулянта сульфата алюминия имеет вид:

$$\varepsilon = 97,36 - 0,303 \cdot M + 0,448 \cdot Д + 0,348 \cdot M \cdot T \quad (4.14)$$

На рис. 4.19 приведено сопоставление данных об эффекте очистки мутноцветных вод при применении активированного раствора коагулянта сульфата алюминия опытным путем (экспериментальным) и расчетным (математическая модель).





**Рис. 4.19** – Сопоставление экспериментальных и расчетных данных при определении эффекта осветления мутноцветных вод при применении активированного раствора сульфата алюминия

Полученная математическая зависимость эффекта осветления мутноцветных вод при применении активированного раствора сульфата алюминия достаточно полно описывает исследуемый процесс, что позволяет сделать вывод о возможности использования полученной зависимости в технологических расчетах работы очистных сооружений и обосновании применения активированного раствора коагулянта для интенсификации процесса осветления воды в отстойниках.

#### **4.7.2. Скорые фильтры**

Для расчета оптимальных режимов обработки воды с использованием данных о показателях качества исходной воды необходимо иметь математические модели технологических процессов, т. е. зависимости показателей качества воды на выходах технологических звеньев от управляющих воздействий и показателей качества воды на входах звеньев.

Наиболее распространенным и чаще применяемым является метод построения математических моделей, который представляет собой сочетание теоретического и экспериментального исследования объекта управления. С помощью теоретических исследований определяется вид математической модели, а с помощью экспериментальных данных рассчитываются коэффициенты модели, и производится проверка соответствия модели реальному процессу. Следует учитывать, что для каждого водоисточника как показатели качества исходной воды, так и её реакционная способность не являются постоянными, а изменяются из года в год (медленно). А вызвано это тем, что сток рек зарегулирован, изменяются климатические условия, идет

постоянное вмешательство человека в природные процессы, изменяется концентрация бытовых и промышленных стоков в воде. Поэтому интервал времени, за который происходит сбор данных с целью изучения процессов и построения опорных математических моделей, должен быть ограничен не слишком отдаленным прошлым. При этом "рациональная" длина временного интервала и факторы, влияющие на конкретный процесс (показатели качества воды и управляющие воздействия), выбираются непосредственно в каждом реальном случае.

Анализ исследований влияния активированных растворов коагулянтов на процесс очистки воды показывает, что основными факторами, влияющими на осветление воды, являются: параметры активации (напряженность магнитного поля, содержание в растворе коагулянта анодно-растворенного железа) и качественные показатели осветляемой воды (цветность, температура и некоторые другие, такие как: содержание взвешенных веществ, гидравлическая крупность коагулируемой взвеси).

Для исследования совместного влияния факторов, влияющих на осветление воды при обработке её активированным раствором коагулянта, применен метод математического планирования эксперимента. В данной работе проводился эксперимент  $2^4$  с варьированием 4 факторов на двух уровнях.

В качестве факторов, влияющих на осветление воды при обработке её активированным раствором коагулянта, выбраны следующие:

- 1 – цветность исходной воды,  $C_{исх.}$ , град.;
- 2 – напряженность магнитного поля,  $H$ , кА/м;
- 3 – содержание в растворе флокулянта анодно-растворенного железа,  $C_{Fe}$ , мг/дм<sup>3</sup>;
- 4 – температура осветляемой воды,  $t$ , °С.

Необходимо составить функциональную зависимость и получить количественную оценку влияния факторных признаков на цветность в осветленной воде:  $C_{осв.} = f(C_{исх.}, H, C_{Fe}, t)$  или  $Y = f(X_1, X_2, X_3, X_4)$ .

В общем виде функциональная зависимость, согласно [91, 108], имеет вид:

$$C_{осв.} = d_1 + d_2 \cdot C_{исх.} + d_3 \cdot H + d_4 \cdot C_{Fe} + d_5 \cdot t + d_6 \cdot C_{исх.} \cdot H + d_7 \cdot C_{исх.} \cdot C_{Fe} + d_8 \cdot C_{исх.} \cdot t + d_9 \cdot H \cdot C_{Fe} + d_{10} \cdot H \cdot t + d_{11} \cdot C_{Fe} \cdot t + d_{12} \cdot C_{исх.} \cdot H \cdot C_{Fe} + d_{13} \cdot C_{исх.} \cdot C_{Fe} \cdot t + d_{14} \cdot H \cdot C_{Fe} \cdot t + d_{15} \cdot C_{исх.} \cdot H \cdot t, \quad (4.15)$$

где  $d_1, d_2, d_3, d_4, d_5, d_6, d_7, d_8, d_9, d_{10}, d_{11}, d_{12}, d_{13}, d_{14}, d_{15}$  – коэффициенты.

Планирование, проведение и обработка результатов полного факторного эксперимента (ПФЭ) состоит из кодирования факторов; составления план-матрицы эксперимента; рандомизации опытов; реализации плана эксперимента; проверки воспроизводимости опытов, проверки адекватности линейной модели и оценки значимости коэффициентов регрессии.

Кодирование факторов необходимо для перевода натуральных величин /факторов/ в безразмерные величины, чтобы иметь возможность построить стандартную ортогональную план–матрицу эксперимента. В табл. 4.20 приведен перевод натуральных величин четырех факторов в кодовые X. В качестве нулевого уровня факторов обычно выбирают центр интервала, в котором предполагается вести эксперимент.

Устанавливаем пределы изменений выбранных факторов и вычисляем основной уровень  $Z_{oi}$  по формуле

$$Z_{oi} = \frac{Z_i^{\max} + Z_i^{\min}}{2}. \quad (4.16)$$

А также находим интервал варьирования  $\Delta Z_i$

$$\Delta Z_i = \frac{Z_i^{\max} - Z_i^{\min}}{2}. \quad (4.17)$$

Заменяем переменные  $Z_i$  кодированными  $X_i$

$$X_i = \frac{Z_i - Z_{oi}}{\Delta Z_i} \quad i = 1, 2, \dots, k. \quad (4.18)$$

Результаты замены приведены в табл. 4.20.

**Таблица 4.20** – Уровни варьирования факторов при математическом планировании эксперимента

Уровень факторов		$X_1$	$X_2$	$X_3$	$X_4$
		Цветность исходной воды, Ц, град.	Напряженность магнитного поля, Н, кА/м	Содержание в растворе коагулянта анодно-растворенного железа, $C_{Fe}$ , мг/дм <sup>3</sup>	Температура осветляемой воды, °С
Верхний уровень	+1	80	1200	550	25
Нижний уровень	-1	30	500	150	3
Нулевой уровень	0	55	850	350	14

Зависимость (4.15) приобретает вид:

$$Y = d_1 + d_2 \cdot X_1 + d_3 \cdot X_2 + d_4 \cdot X_3 + d_5 \cdot X_4 + d_6 \cdot X_1 \cdot X_2 + d_7 \cdot X_1 \cdot X_3 + d_8 \cdot X_1 \cdot X_4 + d_9 \cdot X_2 \cdot X_3 + d_{10} \cdot X_2 \cdot X_4 + d_{11} \cdot X_3 \cdot X_4 + d_{12} \cdot X_1 \cdot X_2 \cdot X_3 + d_{13} \cdot X_1 \cdot X_3 \cdot X_4 + d_{14} \cdot X_2 \cdot X_3 \cdot X_4 + d_{15} \cdot X_1 \cdot X_2 \cdot X_4. \quad (4.19)$$

План–матрица проводимого эксперимента составлен и приведен в табл. 4.22. Общее число опытов в матрице композиционного плана для  $k = 4$   $N = 2^k = 2^4 = 16$ .

**Таблица 4.21** – Композиционный план эксперимента

Номер эксперимента	Факторы				Y
	$X_1$	$X_2$	$X_3$	$X_4$	
1	+1	+1	+1	+1	21
2	-1	-1	+1	+1	20
3	+1	-1	-1	+1	24
4	-1	+1	-1	+1	18
5	+1	-1	+1	-1	41
6	-1	+1	+1	-1	30
7	+1	+1	-1	-1	28
8	-1	-1	-1	-1	34
9	+1	-1	+1	+1	22
10	-1	+1	+1	+1	37
11	+1	+1	-1	+1	25
12	-1	-1	-1	+1	30
13	+1	+1	+1	-1	19
14	-1	-1	+1	-1	21
15	+1	-1	-1	-1	35
16	-1	+1	-1	-1	18

Для того чтобы внести элемент случайности влияния факторов на результат эксперимента, устанавливается случайный порядок постановки опытов во времени. Эта процедура называется рандомизацией опытов [126]. В эксперименте была принята следующая последовательность проведения опытов: 6, 13, 8, 1, 14, 9, 3, 15, 2, 16, 4, 10, 7, 11, 12, 5.

Значения коэффициентов функциональной зависимости  $d_i$  рассчитаны с помощью данных табл. 4.20 и 4.21 на ПЭВМ с использованием стандартной функции Excel.

Функциональная зависимость, которая характеризует эффективность осветления воды под влиянием факторов  $X_1$ ,  $X_2$ ,  $X_3$ ,  $X_4$ , а непрямо – эффективность применения активированного раствора флокулянта

приобретает вид:

$$\begin{aligned}
 C_{ocв.} = & 55,56 - 0,2554 \cdot C_{ucx.} - 0,0251 \cdot H - 0,1229 \cdot C_{Fe} + 0,4193 \cdot t + 0,0003 \cdot C_{ucx.} \cdot H + \\
 & + 0,0021 \cdot C_{ucx.} \cdot C_{Fe} - 0,0111 \cdot C_{ucx.} \cdot t + 0,0001 \cdot H \cdot C_{Fe} - 0,00115 \cdot H \cdot t + \\
 & + 3,57 \cdot 10^{-5} \cdot C_{Fe} \cdot t - 2,2 \cdot 10^{-6} \cdot C_{ucx.} \cdot H \cdot C_{Fe} - 0,000025 \cdot C_{ucx.} \cdot C_{Fe} \cdot t + \\
 & + 2,11 \cdot 10^{-6} \cdot H \cdot C_{Fe} \cdot t + 1,69 \cdot 10^{-5} \cdot C_{ucx.} \cdot H \cdot t
 \end{aligned}
 \tag{4.20}$$

Воспроизводимость опытов проверяли по критерию Кохрена. Проверка воспроизводимости опытов показала, что процесс воспроизводим, так как любое расчетное значение критерия Кохрена меньше его табличного значения.

Так как выборка значений невелика, проверка адекватности линейной модели выполняется с помощью критерия Фишера. Для установления адекватности необходимо рассчитать экспериментальное (опытное) значение критерия Фишера  $K_{\phi\partial}$  и сравнить его с теоретическим (табличным)  $K_{\phi\Gamma}$ , принимаемым при доверительной вероятности  $\gamma = 0,95$ . Модель адекватна, если выполняется неравенство

$$K_{\phi\partial} = \frac{S_a}{S_{cp}} \leq K_{\phi\Gamma},
 \tag{4.21}$$

где  $S_a$  – дисперсия адекватности;

$S_{cp}$  – средняя дисперсия всего эксперимента.

$$S_a = \frac{\sum_1^n (Y_{iT} - \overline{Y_{i\partial}})^2}{n - d};
 \tag{4.22}$$

$$S_{cp} = \frac{\sum_1^m (Y_{iT} - Y_{i\partial})^2}{mn},
 \tag{4.23}$$

где  $Y_{iT}$ ,  $Y_{i\partial}$  – соответственно теоретическое и экспериментальное значение функции для каждого измерения;

$\overline{Y_{i\partial}}$  – среднее экспериментальное значение функции из  $m$  серий измерений;

$n$  – количество измерений в одном опыте;

$d$  – число коэффициентов уравнения теоретической зависимости.

Значение  $K_{\phi\Gamma}$  принимаем:  $K_{\phi\Gamma} = 2,9$ .

По формуле (4.23)  $K_{\phi\partial} = 1,82 / 3,27 = 0,57$ .

Поскольку  $K_{\phi\partial} = 0,57 < K_{\phi\Gamma} = 2,9$ , то модель адекватна, т. е. полученная функциональная зависимость с доверительной вероятностью 95% хорошо описывает исследуемый процесс.

Сравнение экспериментальных и расчетных значений величины цветности в осветленной воде выполнено по формуле

$$E(Ц_{осв.}) = \frac{(Ц_{осв.})_{экс} - (Ц_{осв.})_{расч}}{(Ц_{осв.})_{экс}} \cdot 100\%. \quad (4.24)$$

В табл. 4.22 приведены сравнительные данные опытных и расчетных значений цветности в осветленной воде при обработке ее активированным раствором коагулянта. Они позволяют сделать вывод о возможности использования полученной зависимости (4.20) в технологических расчетах работы очистных сооружений и обосновании использования активированных растворов коагулянтов для интенсификации процесса фильтрования на скорых фильтрах.

**Таблица 4.22** – Экспериментальные и расчетные значения цветности в осветленной воде

Номер опыта	Параметры активации		Цветность исходной воды, мг/дм <sup>3</sup>	Температура воды, °С	Результаты эксперимента (Ц <sub>осв.</sub> ) <sub>эксп</sub> , град.	Результаты расчета (Ц <sub>осв.</sub> ) <sub>расч</sub> , град.	Погрешность экспериментов, %
	Напряженность, Н, кА/м	Содержание в растворе коагулянта анодно-растворенного железа, С <sub>Fe</sub> , мг/дм <sup>3</sup>					
1	2	3	4	5	6	7	8
1	1200	550	80	25	21	22,9	9,1
2	500	550	30	25	20	21,4	7,1
3	500	150	80	25	24	23,9	0,4
4	1200	150	30	25	18	17,8	0,9
5	500	550	80	3	41	41,2	0,5
6	1200	550	30	3	30	30,03	0,1
7	1200	150	80	3	28	28,1	0,4
8	500	150	30	3	34	34,1	0,3
9	500	550	80	25	22	21,8	0,9
10	1200	550	30	25	37	36,4	1,6
11	1200	150	80	25	25	24,96	0,2
12	500	150	30	25	30	29,86	0,5
13	1200	550	80	3	19	19,49	2,6
14	500	550	30	3	21	20,99	0,05
15	500	150	80	3	35	34,9	0,3

## Выводы

1. Обработка воды активированным раствором коагулянта позволяет увеличить гидравлическую крупность коагулированной взвеси. Наиболее сильное влияние активированный раствор коагулянта оказывает на гидравлическую крупность взвеси 0,2 мм/с и меньше, т.е. на наиболее мелкую и трудноудаляемую взвесь, что создает условия для более интенсивного осаждения ее в отстойниках и повышения качества осветления воды, подаваемой на скорые фильтры.

2. Анализ выполненных исследований позволяет сделать вывод о высокой эффективности использования активированного раствора коагулянта сульфата алюминия при очистке маломутных цветных и мутно-цветных вод. При этом температура воды не оказывает существенного влияния на эффективность очистки воды.

3. Эффективность осветления воды зависит как от параметров активации (напряженность магнитного поля и количество анодно-растворенного железа в растворе коагулянта), так и от качественных показателей осветляемой воды. Именно этим вызвано, по-видимому, различие в оптимальных режимах активирования раствора коагулянта, использованных для осветления воды р. Днепр, канала Сев. Донец – Донбасс и модельной воды харьковского водопровода.

4. Установлено, что использование активированного раствора коагулянта сульфата алюминия при коагуляции примесей осветляемой воды позволяет снизить остаточное содержание алюминия в осветленной воде в среднем на 50–60%, качество очистки воды по бактериологическим и гидробиологическим показателям при использовании активированного раствора коагулянта значительно выше, чем при обработке воды обычным раствором коагулянта, аналогичное явление наблюдается при анализе показателей по coli-index.

5. Опытные данные свидетельствуют, что обработка воды активированным раствором коагулянта позволяет интенсифицировать процесс фильтрования воды, что сказывается на продолжительности защитного действия загрузки  $t_3$  и времени достижения предельно допустимой потери напора  $t_H$ : в среднем  $t_3$  увеличивается на 32,1%, а  $t_H$  – в среднем 26,6%.

6. Анализ опытных данных показывает, что эффективность применения активированного раствора коагулянта с увеличением содержания взвешенных веществ в исходной воде повышается и достигает максимальных значений 100–250 мг/дм<sup>3</sup>, далее наблюдается тенденция к уменьшению эффективности. Цветность осветленной воды при обработке ее активированным раствором коагулянта находится, примерно, на одном уровне и не зависит от содержания взвешенных веществ в исходной воде.

7. Исследование основных факторов, влияющих на осветление воды в отстойниках и фильтрах при обработке осветляемой воды активированным раствором коагулянта позволили получить математические зависимости эффекта осветления воды при использовании активированного раствора коагулянта сульфата алюминия, которые достаточно полно описывают исследуемый процесс, что позволяет сделать вывод о возможности использования полученной зависимости в технологических расчетах работы очистных сооружений и обосновании применения активированного раствора коагулянта для интенсификации процесса осветления воды в отстойниках и фильтрах.



## 5. РАСЧЕТ И ПРОЕКТИРОВАНИЕ АКТИВАТОРА РЕАГЕНТОВ

### 5.1. Конструктивные особенности

В практике магнитной водоподготовки в настоящее время используются разнообразные аппараты для магнитной обработки воды и растворов [45, 68, 72, 75].

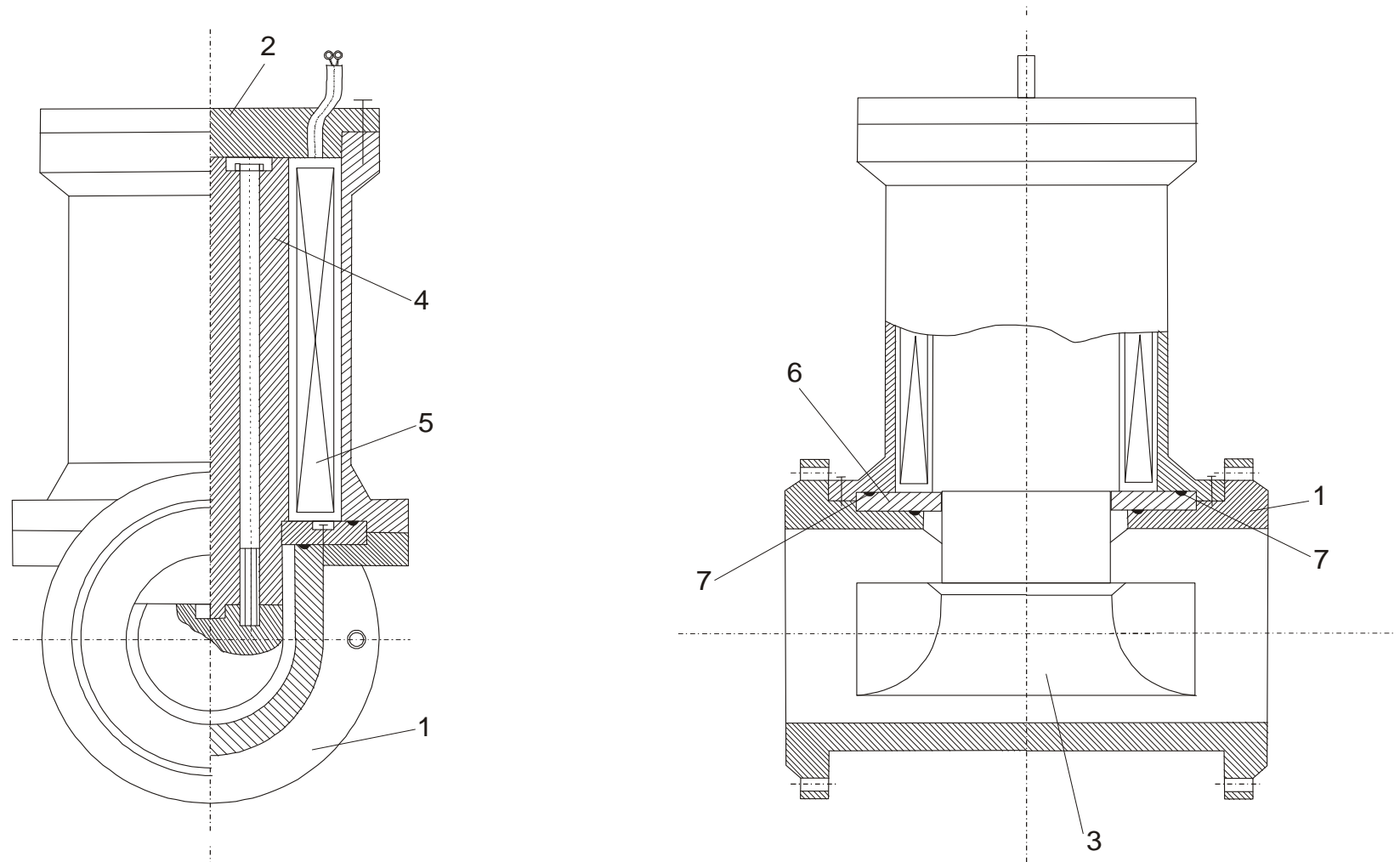
Для активации растворов реагентов, используемых в процессе очистки воды, разработано специальное устройство, предусматривающее последовательную активацию исходного раствора магнитным полем и электрокоагуляцию [73].

Схема магнитного активатора приведена на рис.5.1. Устройство состоит из цилиндрического магнитопроводящего корпуса *1* и установленной на нем магнитной системы, включающей полюсные наконечники *2*, *3*, сердечник *4*, магнитную катушку *5* и диамагнитную плиту *6* с гидроизолирующими прокладками *7*. Полюсные наконечники *2* соединены с корпусом и сердечником *4*. Другой полюсный наконечник *3* соединен с корпусом *1* через диамагнитную плиту *6*, имеющую гидроизолирующие прокладки *7*.

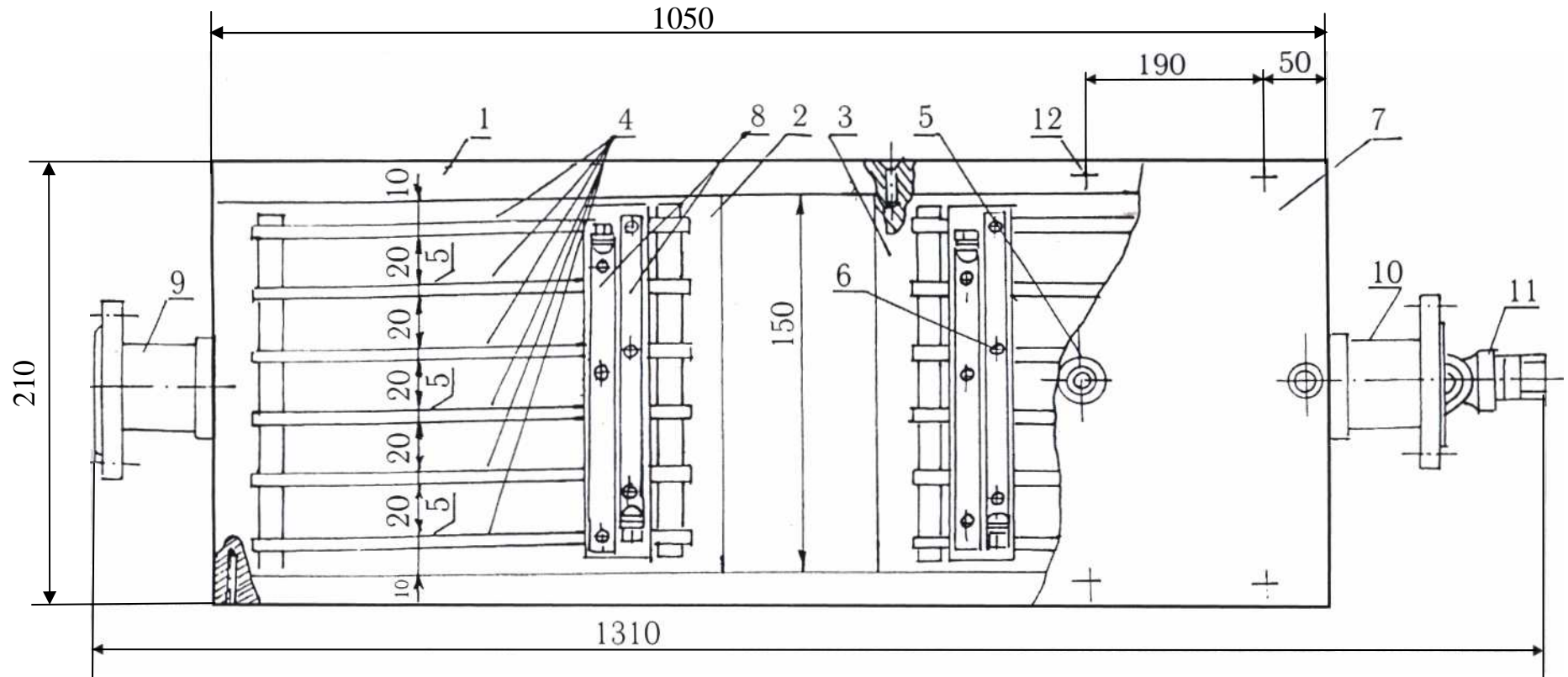
Работает устройство следующим образом: при подаче тока на намагничивающую катушку *5* по ее обмотке протекает электрический ток, вызывающий возникновение магнитного потока в сердечнике *4* и в полюсных наконечниках *2*, *3*. Магнитный поток, проходя через сердечник *4*, полюсный наконечник *2*, корпус *1* и противоположный наконечник *3*, образует замкнутую магнитную цепь, что дает возможность подвергнуть обрабатываемую жидкость воздействию магнитного поля.

После воздействия на раствор коагулянта магнитного поля последний направляется в специальный электрокоагулятор, конструктивная схема которого приведена на рис. 5.2. Электрокоагулятор раствор коагулянта состоит из 2-х секций, через которые последовательно пропускается омагниченный раствор коагулянта, который насыщается анодно-растворенным железом.

Корпус электрокоагулятора и крышка изготовлены из оргстекла толщиной 20–30 мм. Внутри корпуса расположены переливная и проходная переемычки из оргстекла. В крышке корпуса электрокоагулятора имеются штуцера и втулки для отвода водорода и подвода провода для подачи тока на анодные пластины. Траверса электрокоагулятора служит для соединения в пакет металлических анодных пластин и подачи на них электропитания.



**Рис. 5.1** – Устройство для магнитной обработки раствора



**Рис. 5.2** – Схема электрокоагулятора реагента

- 1 – корпус электрокоагулятора; 2, 3 – перемычка переливная и проходная; 4 – пластина;  
 5 – штуцер для отвода водорода; 6 – втулка; 7 – крышка; 8 – соединительная клемма;  
 9, 10 – выпускной и впускной патрубков; 11 – сливной кран; 12 – крепежные болты

Склеивание отдельных деталей выполнено дихлорэтаном, анодные пластины 6 штук изготовлены из стали 3 толщиной 5 мм.

В качестве электрокоагулятора могут быть использованы пластинчатые и другие электролизеры.

Активатор реагентов устанавливается на реагентопроводе перед подачей раствора коагулянта в смеситель.

## 5.2. Расчет магнитных и электрических параметров

Расчет магнитных параметров активаторов реагентов экспериментальной установки производим для одной намагничивающей катушки, которая создает самостоятельный магнитный контур.

Расчет выполняли на основе законов магнитной цепи [75]. Отдельные участки магнитной цепи рассчитывали, исходя из заданного значения напряженности магнитного поля в рабочей зоне и фактической индукции в отдельных участках магнитопровода (рис. 5.3).

Падение магнитного потенциала определяли по уравнению:

$$Hl = \frac{\Phi}{\mu \cdot S} \cdot l = F, \quad (5.1)$$

где  $H$  – напряженность магнитного поля, кА/м;

$l$  – длина рассматриваемого участка магнитопровода, см;

$\Phi$  – магнитный поток, Вб;

$\mu$  – магнитная проницаемость материала участка магнитопровода или воздушного зазора,  $\frac{\text{Вб}}{\text{А/см}}$ ;

$S$  – сечение расчётного участка магнитопровода, см<sup>2</sup>;

$F$  – намагничивающая сила катушки электромагнитной системы активатора, А.

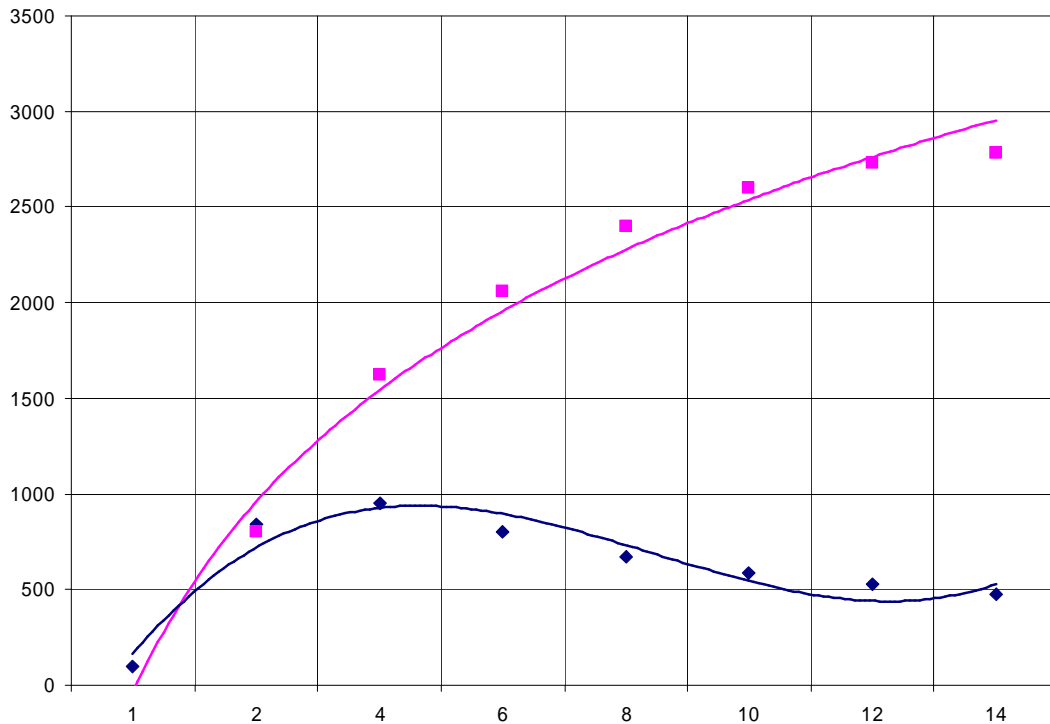
Намагничивающую силу катушки электромагнита, необходимую для создания магнитного потока в рабочем зазоре активатора, определяли по отношению:

$$F = \frac{\sum \Phi}{\sum G}, \quad (5.2)$$

где  $F$  – намагничивающая сила катушки электромагнитной системы активатора, А;

$\sum \Phi$  – суммарный расчётный магнитный поток одного магнитного контура, Вб;

$\sum G$  – суммарная проводимость магнитной цепи, Вб/А.



**Рис. 5.3** – Зависимость индукции и магнитной проницаемости для стали Ст2 и Ст3

◆ магнитная индукция,  $B(zc=10^{-8} \text{ Вб/см}^2)$ , ■ магнитная проницаемость,  $\mu(10^{-8} \text{ Вб/А см})$

Исходя из заданной напряженности магнитного поля, в рабочей зоне активатора определяли: магнитный поток ( $\Phi_3$ ), поток в краевых зазорах ( $\Phi_{кр}$ ) и магнитный поток утечки ( $\Phi_y$ ) по уравнению

$$\sum \Phi = \Phi_3 + \Phi_{кр} + \Phi_y, \quad (5.3)$$

Магнитную проводимость ферромагнитных участков магнитной цепи активатора (внешний магнитопровод, сердечник) рассчитывали по формуле:

$$G = \mu_{ст} \frac{S_m}{L_{см}}, \quad (5.4)$$

где  $G$  – магнитная проводимость ферромагнитного участка магнитопровода, Вб/А;

$\mu_{ст}$  – магнитная проводимость стали при соответствующей индукции "В", принимаемая по кривым относительно магнитной индукции согласно рис. 5.3;

$S_m$  – площадь сечения магнитопровода, см<sup>2</sup>;

$L_{см}$  – длина магнитопровода, см.

Магнитная проводимость воздушных зазоров определяется по формуле:

$$G = \mu_o \frac{q_n}{\delta}, \quad (5.5)$$

где  $G$  – проводимость воздушного зазора, Вб/а;

$q_n$  – сечение магнитного потока, см<sup>2</sup>;

$\delta$  – зазор (величина пути линии магнитного поля в воздухе), см;

$\mu$  – магнитная проницаемость воздуха,  $\frac{\text{Вб}}{\text{А/см}}$  ( $\mu = 1,26 \cdot 10^{-8} \frac{\text{Вб}}{\text{А/см}}$ ).

Расчет проводимости воздушных зазоров отдельных участков магнитной цепи (включая проводимость краевых зазоров) выполняли по формулам, приведенным в технической литературе и др.

Проводимость фигуры, имеющей форму четверти цилиндра, определяли по формуле:

$$G = \mu_o \cdot 0,52 \cdot l, \quad (5.6)$$

четверть полого цилиндра:

$$G = \mu_o \frac{2l}{\pi \left( \frac{\delta}{m} + 0,5 \right)}, \quad (5.7)$$

и т.д.

где  $l, \delta$  – конструктивные размеры магнитопровода;

$m$  – коэффициент, принимаемый в пределах 1–2.

Намагничивающую силу катушки электромагнитов определяли с коэффициентом запаса ( $K_3 = 1,2$ ) на неучтенные потоки утечки и др.

$$F = \sum \Phi \cdot \sum R \cdot K_3, \quad (5.9)$$

где  $\Phi$  – намагничивающая сила катушки, А;

$\sum \Phi$  – суммарный расчётный магнитный поток одного магнитного контура, Вб;

$\sum R$  – суммарное магнитное сопротивление одного магнитного контура, А/Вб;

$K_3$  – коэффициент запаса, учитывающий неучтенные магнитные потоки и потоки рассеивания.

Расчет намагничивающей катушки состоял в определении:

– сечения обмоточного провода:

$$S_m = \frac{F \cdot l_{cp} \cdot \rho}{U_n}, \quad (5.10)$$

где  $S_m$  – сечение провода (меди), мм<sup>2</sup>;

$F$  – намагничивающая сила катушки электромагнита, А;

$l_{cp}$  – средняя длина одного витка намоточного провода, м;

$\rho$  – удельное электрическое сопротивление материала провода (медь), Ом·мм<sup>2</sup>/м;

$U_n$  – номинальное напряжение источника питания, В;

– числа витков катушки:

$$W = \frac{F}{\gamma \cdot S_n}, \quad (5.11)$$

где  $F$  – намагничивающая сила катушки, А;

$\gamma$  – плотность тока, А/мм<sup>2</sup>;

$S_n$  – сечение обмоточного провода, мм<sup>2</sup>;

– числа витков в ряду намагничивающей катушки:

$$W_p = \frac{b}{K_{вып} \cdot d_n}, \quad (5.12)$$

где  $b$  – конструктивный размер каркаса, мм;

$d_n$  – диаметр намоточного провода с изоляцией, мм;

$K_{вып}$  – коэффициент неравномерности укладки ( $K_{вып} = 1,1 - 1,2$ );

– количества слоев провода намагничивающей катушки:

$$n = \frac{W}{K_y \cdot W_p}, \quad (5.13)$$

где  $K_y$  – коэффициент запаса укладки;

– сопротивления катушки, Ом:

$$R_k = \rho \frac{l_{cp} \cdot W}{S_n}, \quad (5.14)$$

– сила расчетного тока (А) и потребляемой мощности (Вт):

$$I = \frac{U_n}{R_k}, \quad (5.15)$$

$$P = m \cdot I \cdot U_n, \quad (5.16)$$

где  $m$  – количество намагничивающих катушек.

Электрические и другие параметры электрокоагулятора магнитного активатора определяли по методике [72]. При этом сила тока, подаваемая на

электрокоагулятор, должна быть достаточной для получения необходимого количества анодно-растворенного железа в соответствии с технологическими картами магнитно-электрической активации растворов реагентов. Для активатора реагента на основании эксплуатационных испытаний разработаны специальные номограммы для выбора силы тока, подаваемого на электрокоагулятор, в зависимости от производительности его, концентрации алюмосодержащего коагулянта и расчетного насыщения раствора анодно-растворенным железом. Номограмма приведена ниже, в п. 5.3.

### 5.3. Техническая документация

Конструкторско-технологическая документация, необходимая для выпуска устройств активирования растворов реагентов и для изготовления активатора растворов реагентов, подготовлена в соответствии с требованием ГОСТ 2.103–88, ГОСТ 2.114–80, ГОСТ 2.115–80, ГОСТ 2.116–81 Единой системы конструкторской документации (ЕСКД) и др. [165–170]. Разработаны рабочие чертежи, эксплуатационная документация, паспорт и другая нормативная документация, которая согласована и утверждена в установленном порядке.

Конструктивные особенности активатора реагентов заключаются в основном в следующем:

- корпус и сердечник активатора реагентов изготавливаются из стали (ГОСТ 16523–80), муфта, соединительные и анодные пластины из стали 3кп (ГОСТ 380–81), диск сердечника и каркас катушки из немагнитного материала – бронзы по ГОСТ 5017–84. Допускается изготовление каркаса катушки из других немагнитных материалов;

- конструктивные элементы сварных швов должны быть выполнены согласно ГОСТ 5264–89. Сварные швы должны удовлетворять следующим требованиям: не иметь пороков в виде трещин, непроваров, несплавлений по кромке, наплывов, прожогов, незаделанных кратеров, шлаковых включений, подрезов и др., иметь равномерную мелкочешуйчатую поверхность и плавный переход к основному металлу, сварные швы и прилегающие к ним поверхности основного металла должны быть очищены от шлака и наплывов, брызг металла, окалины и приняты ОТК.

- корпус активатора должен быть герметичным, фланцевые соединения – плотными. Утечка или пропуск раствора реагента из соединений не допускается;

- внешние лакокрасочные покрытия должны соответствовать классу покрытий III (ГОСТ 9.032–84) и группе условий эксплуатации (ГОСТ 9.009–83);

- внутренние поверхности активатора от действия раствора сульфата алюминия должны иметь антикоррозионное эпоксидное покрытие на основе



смола ЭД–5 и ЭД–6 в соответствии с рекомендациями “Перечня новых материалов и реагентов”, разрешенных для применения в практике хозяйственно–питьевого водоснабжения;

– вероятность безотказной работы активатора реагентов за время работы не менее 1000 ч. должна быть не менее 0,98;

– средняя наработка до первого отказа магнитного активатора реагентов 8760 ч. Нароботка на отказ 33000 ч.;

– средний срок службы активатора реагентов должен быть не менее 6 лет. Срок службы анодных пластин для получения активных затравок не менее 2250 ч.

Основные параметры активатора реагента приведены в табл. 5.1.

**Таблица - 5.1** – Основные параметры активатора реагента

№ п/п	Наименование показателя, размерность	Величина показателя
1	2	3
1.	Производительность, м <sup>3</sup> /ч	0,5–0,3±0,1
2.	Максимальная температура активируемого раствора, Т °С	25±3
3.	Скорость активируемого раствора, м/с	0,5±0,1
4.	Концентрация активируемого раствора, % коагулянт сульфат алюминия	5–10±1
5.	Рабочее избыточное давление, МПа	0,3±0,1
6.	Номинальное напряжение, В: на намагничивающую катушку на электрокоагулятор	48±5,0 12±2,0
7.	Номинальная сила тока, А: на намагничивающую катушку на электрокоагулятор	5,9±0,1 50±0,2
8.	Мощность, кВт: намагничивающих катушек электрокоагулятора суммарная мощность	0,6 0,6 1,2

Эксплуатационная документация предъявляет особые требования к технике безопасности при эксплуатации активатора реагентов, а именно:

– требования к технике безопасности должны соответствовать правилам технической эксплуатации электроустановок водопроводно–канализационных сооружений;

– активатор реагентов должен устанавливаться в местах, где обеспечивается достаточная освещенность от системы общего освещения не менее 50 сек;

– при установке электрокоагулятора реагентов необходимо предусмотреть отвод из него водорода, образующегося при электролизе водного раствора сульфата алюминия, в атмосферу. При отводе образующегося

водорода должна быть обеспечена достаточная герметичность соединений, исключающая утечку водорода в производственное помещение;

- визуальное наблюдение за работой активатора реагентов и блока питания должно обеспечиваться с места установки органов управления и контроля;

- при подключении активатора реагентов к источнику питания необходимо предусмотреть работу оборудования при аварии в системе электроснабжения, используя для этого принятую на очистных сооружениях систему аварийного электропитания с автоматическим включением источника питания;

- требования к надписям и знакам безопасности должны удовлетворять ГОСТу 12.4.026–86. При этом должны быть установлены следующие знаки: при входе на участок, где установлен активатор реагентов, и в месте установки – знаки №1.1 (запрещающие пользоваться открытым огнем) и №1.4 (запрещающие тушение водой), на ограждении активатора реагентов и на шкафу с управлением электропитанием магнитного активатора – знаки №2.5 (осторожно-электрическое напряжение) и №3.5 (работа в защитных перчатках);

- приспособления для крепления знаков должны быть окрашены в серый или серебристо-серый цвет;

- значение сопротивления между заземляющим болтом и активатором реагентов не должно превышать 0,1 Ом (ГОСТ 12.2.007.0-85). Величина переходного сопротивления между заземляющим проводником и существующим контуром заземления не должна быть более 0,01 Ом (ГОСТ 16556-81);

- требования к изоляции должны быть приняты в соответствии с требованиями ГОСТ 12.2.007.0–85;

- электрическая изоляция цепей относительно корпуса и цепей между собой должна выдерживать в течение 1 минуты испытательное напряжение синусоидального переменного тока 500 В частотой 50 Гц при температуре от +15 до 25 °С и относительной влажности не более 80%;

- сопротивление изоляции должно быть не менее 2 МОм.

Согласно разработанной техдокументации испытания активатора реагентов включают гидравлические, электрические испытания, снятие температурных характеристик нагрева обмоток намагничивающих катушек и электромагнитные испытания.

Гидравлические испытания выполняются на специальном стенде давлением воды  $1,0 \pm 0,1$  МПа в течение 10 мин. Контроль давления производится манометром класса 1,0 по ГОСТ 2405–82, время – по секундомеру второго класса по ГОСТ 5072–87.

При электрических испытаниях снимается вольт–амперная характеристика, производится замер сопротивления изоляции и проверка электрической прочности изоляции. Контроль номинальных значений напряженности и силы тока осуществляется вольтметром и амперметром постоянного тока класса 0,5 по ГОСТ 8711–88. Измерения сопротивления намагничивающих катушек производятся при помощи мегомметра класса 1,0 по ГОСТ 8038–88. Испытание электрической прочности изоляции проводится переменным током между корпусом и токопроводящими цепями и цепями между собой напряжением 500 В. Напряжение плавно поднимается до испытательного, выдерживается в течение одной минуты и плавно снижается до нуля. Качество изоляции считается удовлетворительным, если во время испытания не произошло пробоя.

Температура нагрева ( $t^{\circ}\text{C}$ ) намагничивающих катушек активатора реагентов определяется по формуле:

$$t^{\circ}\text{C} = \frac{R_t - R_1(1 + 15\alpha)}{R_1 \cdot \alpha}, \quad (5.17)$$

где  $R_t$  – сопротивление обмоток катушек при  $t^{\circ}\text{C}$ , Ом;

$R_1$  – то же, при температуре  $+25^{\circ}\text{C}$ ;

$\alpha$  – температурный коэффициент, для меди  $\alpha = 0,0039$ .

Температура нагрева не должна превышать допустимую температуру для данной марки провода (провод ПБД –  $t_{\text{макс}} + 120^{\circ}\text{C}$ ).

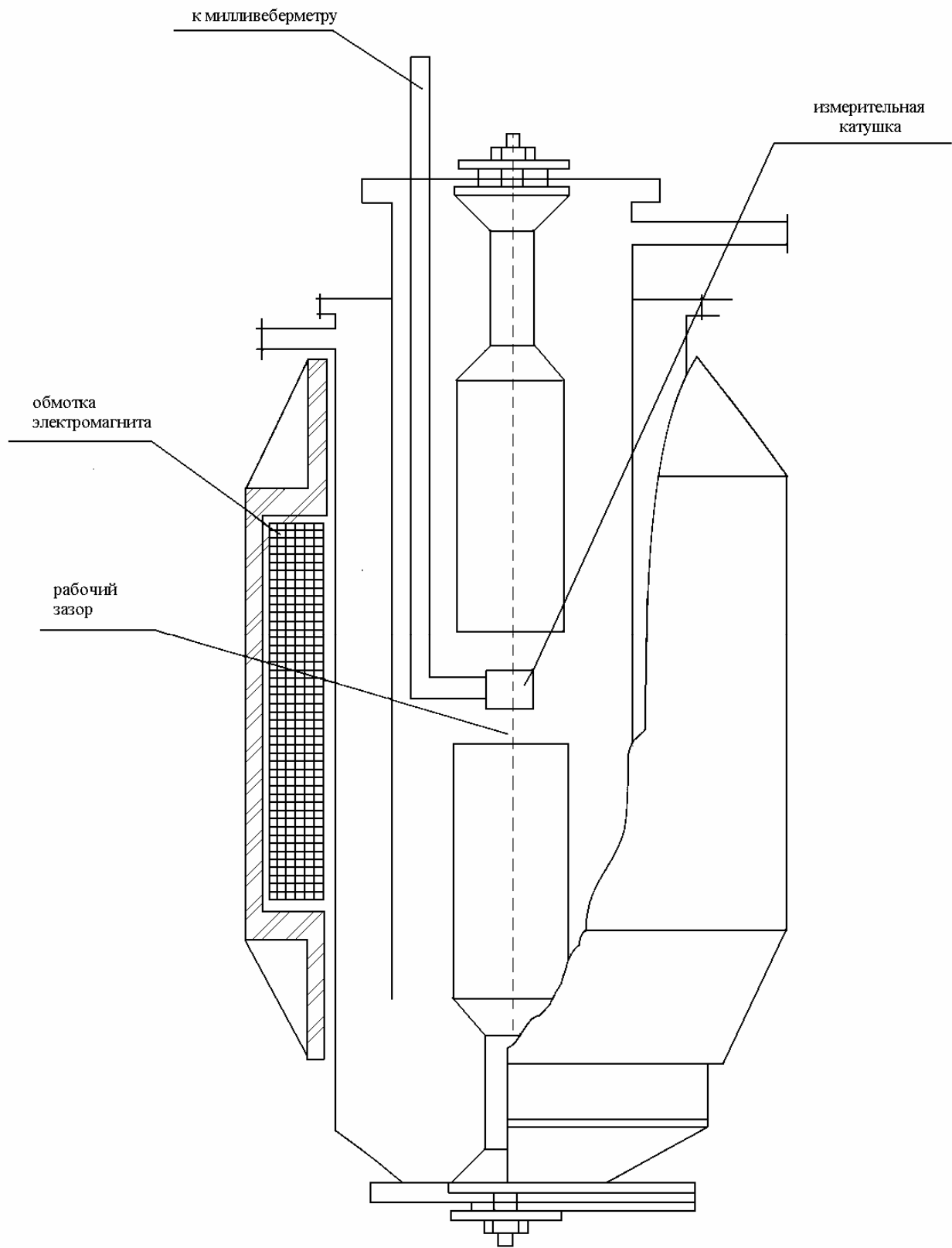
При электромагнитных испытаниях снимаются кривые напряженности магнитного поля в рабочем зазоре активатора в зависимости от силы тока, подаваемого на намагничивающую катушку.

Погрешность при измерениях милливеберметром М–119 не должна превышать  $\pm 4\%$  при сопротивлении измерительной катушки 11,5 Ом.

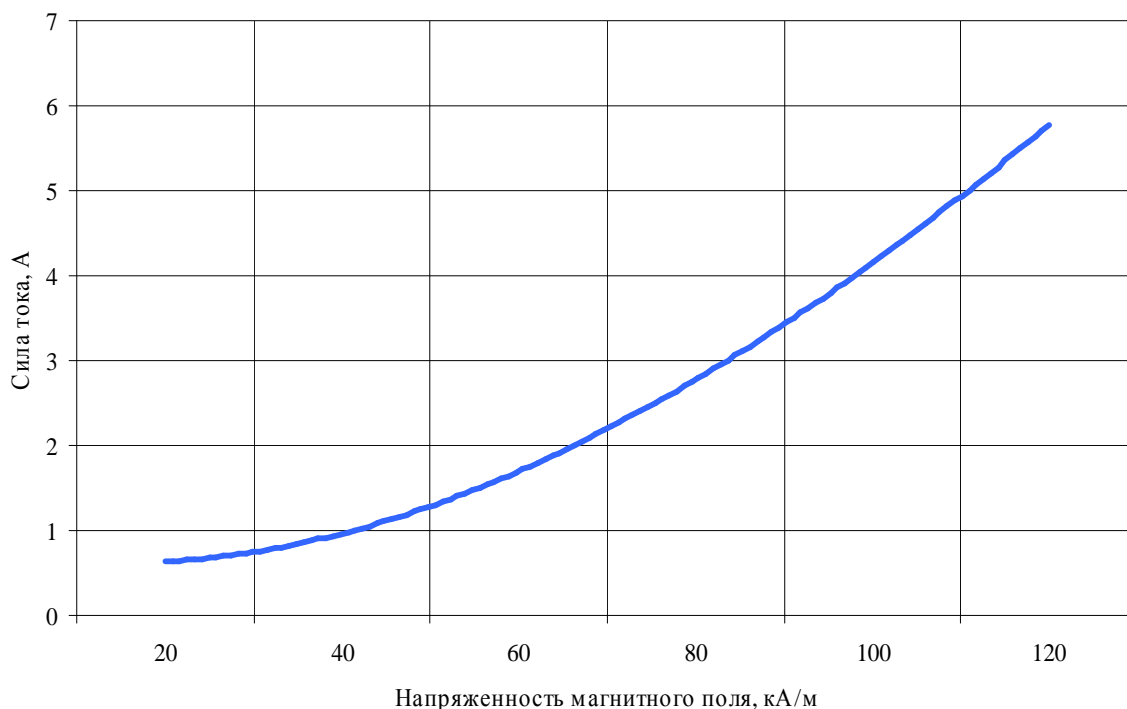
Схема расположения катушки–датчика при измерении напряженности магнитного поля в рабочем зазоре активатора реагентов приведена на рис. 5.4. По данным испытаний построен график  $H = f(y)$ , приведенный на рис. 5.5.

Значение силы тока, подаваемого на электрокоагулятор активатора реагентов, в зависимости от расчетного содержания в растворе коагулянта анодно-растворенного железа, концентрации раствора коагулянта и производительности активатора реагентов определяется по номограммам, приведенным на рис. 5.6.

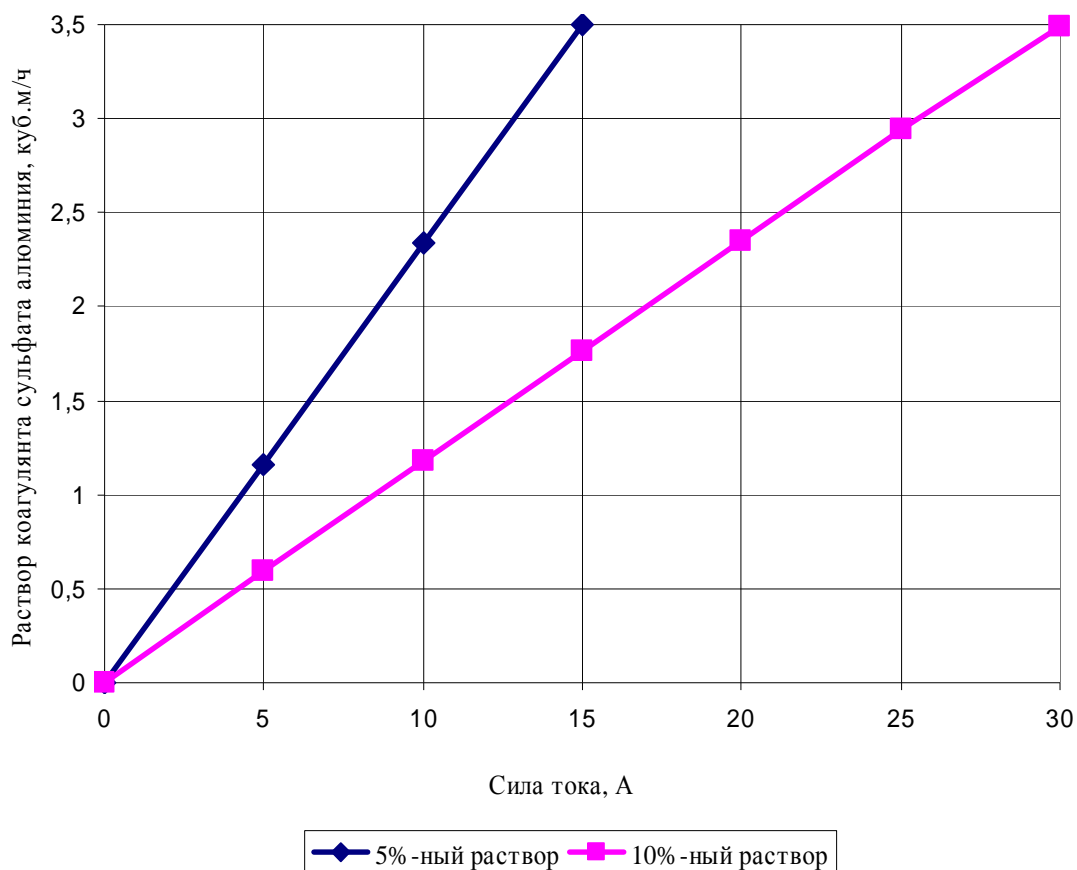
Вышеприведенные графики и номограммы приведены в паспорте и могут быть использованы при выборе оптимальных режимов магнитно-электрической активации растворов реагентов [73].



**Рис. 5.4** – Схема измерения напряженности магнитного поля в рабочем зазоре магнитного активатора реагентов



**Рис. 5.5** – Изменение напряженности магнитного поля в рабочем зазоре активатора реагентов в зависимости от силы тока, подаваемого на намагничивающую катушку



**Рис. 5.6** – Номограммы для выбора силы тока, подаваемого на электрокоагулятор активатора реагентов при разной концентрации алюмосодержащего коагулянта

## Выводы

1. Для активации растворов реагентов, используемых в процессе очистки воды, разработано специальное устройство, предусматривающее последовательную активацию исходного раствора магнитным полем и электрокоагуляцию.

Активатор реагентов устанавливается на реагентопроводе перед подачей раствора коагулянта в смеситель.

2. Расчет магнитных параметров активаторов реагентов экспериментальной установки производим для одной намагничивающей катушки, которая создает самостоятельный магнитный контур. Расчет выполняли на основе законов магнитной цепи

3. Конструкторско-технологическая документация, необходимая для активирования растворов реагентов подготовлена в соответствии с требованием ГОСТов Единой системы конструкторской документации (ЕСКД) и др. Разработана методика гидравлических, электрических и электромагнитных испытаний, которые могут быть использованы при внедрении активатора реагентов на очистных сооружениях водопровода. Рассчитаны основные параметры работы активатора реагентов. Даны предложения по технике безопасности их в процессе эксплуатации.

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В последнее десятилетие обострилась проблема обеспечения населения Украины экологически чистой питьевой водой. Последнее обусловлено в основном уменьшением запасов воды и ухудшением качества природных вод.

Исследование теоретических и экспериментальных закономерностей в процессах доочистки природных вод показывает, что одним из главных факторов ухудшающих экологические и санитарно–технические показатели питьевой воды является образование канцерогенных примесей, содержание которых в питьевой воде может быть уменьшено путем использования активированных растворов реагентов.

При обработке воды активированным раствором коагулянта наблюдается снижение агрегативной устойчивости коллоидных примесей и повышение адсорбционной емкости гидроксида алюминия, использование его при очистке воды, что обуславливает более интенсивное образование зародышей дополнительных центров коагуляции, что подтверждено экспериментальными данными.

Разработанная математическая модель прогнозирования качества очистки воды позволяет выполнить оценку экологической безопасности как отдельных элементов, так и всей системы водоснабжения в целом.

Результаты исследований использованы при разработке технологической документации для промышленного внедрения активированного раствора коагулянта на очистных сооружениях водопровода г.г. Краматорска, Светловодска и других городов Украины.

## СПИСОК ИСПОЛЬЗОВАННЫХ ИСТОЧНИКОВ

1. **American Water Works Association Water Quality Division Disinfection Systems Committee** / Committee report: disinfection at small systems // J. Am. Water Works Assoc. – 2000. – V.92. – P.24–31.
2. **Baker К.Н., Hegarty J.P., Redmond В.** et al. Effect of Oxidizing Disinfectants (Chlorine, Monochloramine and Ozone) on Helicobacter pylori // Applied and Environmental Microbiology. – 2002. – V. 68, N 2. – P. 981–984.
3. **Контактные осветлители для очистки воды** : [под ред. Д.М. Минца]. – М.: Изд-во мин. хоз. РСФСР, 1955. – 172 с.
4. **Brucella lipopolisaccharide: structure, biosynthesis and genetics** / Iriarte M., Gonzalez D., Delrue R.M. [et al.] / P. 159–191 // In I. Lopez–Goni and I. Morion (ed.), Brucella: molecular and cellular biology. Horizon Bioscience, Norfolk, England. – 2004.
5. **Душкин, С. С.** Очистка воды в осветлителях с контактной загрузкой // Водоснабжения и санитарная техника, 1971, №12. – С. 3.
6. **Chu К.Н. van Veidhuizen Н.М., van Loosdrecht М.С.М.**, Respirometric measurement of kinetic parameters: effect of activated sludge floc size // Wat. Sci. Tech. 2004. v.48 (8).P.61–68.
7. **Dushkin S.S.** Application of Activated Reagent Solution in Water Treatment. Vadni hospodarstvi, Crechoslovakia, Series B, 38,6, 1989.– 3 p.
8. **Edison D.** Learn the difference among iodinated resins // Water Technology. – 1998/ – №10. P. 76–79.
9. **Garashchenko O., Girol M.M.** Ferromagnetic impurities magnetic treatment of water entering the caldrons. // Water management – state and prospects of development. Collected articles of young scientists. Part 1. Rivne. –2010. P.181–183.
10. **Gernaey K., Vanrolleghem P.A. and Lessard P.** Modelling of a reactive primary clarifier // Wat. Sci. Tech. 2001.V. 43(7). P. 73–82.
11. **Girol A., Kovalchuk V.A.** Tertiary wastewater treatment with use of zeolite smectite tuffs. // Water management – state and prospects of development. Collected articles of young scientists. Part 1. Rivne. –2010. P.184–186.
12. **Кульский, Л.А.** Теоретические основы и технология кондиционирования воды / Л. А. Кульский. – К.: Наукова думка, 1983. – 528 с.
13. **Haas C.N.** Neural networks provide superior description of Giardia lamblia inactivation by free chlorine / C. N. Haas // Water Reserch. – 2004. – V.38, N 14–15. – P.3449–3457.
14. **Henze M., Grady C.P.L.Jr, Gujer W., Marais G. v. R., Matsuo T.** Activated Sludge Model No. 1, IWA Publishing, Scientific and Technical Report No. 9, London: IWA, 2000.
15. **Hubachcova J., Zacek I., Sladeckova A.** Drinking water quality changes during the transport in distribution systems // Water supply and water quality. – IY Int. Conf. – Kharkov, 2000. – P.1149–1152.



16. **Hulsbeek J.J.W., Kruit J., Roeleveld P.J., van Loosdrecht M.C.M.** A practical protocol for dynamic modeling of activated sludge systems // *Wat. Sci. Tech.* 2002. V.45 (6). P. 127–136.
17. **Hunt S.M., Werner E.M., Huang B.** et al. Hypothesis for the Role of Nutrient Starvation in Biofilm Detachment // *Applied and Environmental Microbiology.* 2004. – V. 70, N 12. – P.7418–7425.
18. **Оводова, Н. В.** Исследования влияния модификации фильтрующих загрузок на интенсификацию осветления мутных вод фильтрованием: автореф. дис. на соискание науч. степени канд. техн. наук: спец. 05.23.04 – «Водоснабжение, канализация» / Н. В. Оводова. – Новочеркасск, 1974. – 32 с.
19. **Журба, М. Г.** Очистка воды на зернистых фильтрах. – Львов: Вища школа, 1980. – 200 с.
20. **Kim H. – C.** Characterization of natural organic matter in conventional watter treatment processes for selection of treatment processes focused on DBPs control / H.– C. Kim, M.–J.Yu // *Water Reserch.* – 2005. – V.39, N 19. – P.4779–4789.
21. **Аюкаев, Р. И.** производство и применение фильтрующих материалов для очистки воды: справ. пособие / Р. И. Аюкаев, В. З. Мельцер. – Л.: Стройиздат, 1985. – 120 с.
22. **Lida Y., Teranishy A.** Nitrogen removal from municipal wastewater by single submerged filter // *Water Pollution Control Federation.* 1984. – v. 56, N 3. – P.251–258.
23. **London J./**Strategies for optimized nitrate reduction with primary denitrification // *Wat/ Sci/ Tech/* – 1992, vol. 26, №5–6. –p.1087–1096.
24. **Душкин С. С.** Современные методы очистки воды и пути их интенсификации / С. С. Душкин, И. Н. Гусь, О. В. Володченко, В. О. Тихонюк-Сидорчук // *Вісник ОДАБА.* – Одесса: Астропринт, 2003. – Вып. 11. – С. 136-140.
25. **Okura T., Goto K., Murai M Mem.** Fac. Engng. – Hokkaido Univ., 1960, 11, №1, p. 25–39.
26. **Perry M., Kedem O.** La purification de l'eau par electro dialyse du nitrate // *L'Eau et L'Industrie.* – 1981. – N 55. – P. 47–52.
27. **Клячко, В.А.** Очистка природных вод / В. А. Клячко, И. Э. Апельцин. – М.: Из-во лит. по стр-ву, 1971. – 580 с.
28. **Кульский, Л.А.** Технология очистки природных вод / Л. А. Кульский, П. П. Строкач. – К.: Вища школа, 1986. – 352 с.
29. **Riley G.A.** Particulate and organic matter in sea water / *Adv. Mar. Biol.* – 1970. №1. – P.8.
30. **Фрог, Б. Н.** Водоподготовка / Б. Н. Фрог. – М. : МГУ, 2001. – 680 с.
31. **Душкин, С. С.** Физические методы водоподготовки : Учеб. Пособие / С. С. Душкин. – К.: УМК ВО, 1989. – 151 с.
32. **Walker G.S., Lee T., Aieta E.M.** Chlorine Dioxide for Taste and Odor Control // *J. AWWA.* – 1986. – V. 78, N 3. P. 84–93.

33. **Wang Boazhem, Fian Jinzhi, Yin Jun, Shi Guangmei** Ammonia, nitrite and nitrate nitrogen removal from polluted source water with ozonation and BAC process // *Ozone: Sci. and Eng.* – 1989. – 11, N 2. – P. 227–244.
34. *Waterborne pathogens. Manual of water supply practices* – M48, 1–st edition. Denwer: AWWA. – 1999. – 286 p.
35. **Орлов, В. О.** Сільськогосподарське водопостачання та водовідведення / В. О. Орлов, А. М. Зошук. Рівне : УДУВГП, 2003 – 203 с.
36. **Тугай, А. М.** Водопостачання: підручник / А. М. Тугай, В. О. Орлов. – К. : Знання, 2009. – 735 с.
37. **Тихонюк, В.О.** Анализ методов интенсификации очистки воды в системах водоподготовки / В. О. Тихонюк // *Коммунальное хозяйство городов: науч. – техн. сб.* – К.: Техника, 2000. – Вып. 21. – С. 90-92.
38. **Благодарная, Г. И.** Влияние многократного введения коагулянта на процесс коагуляции при очистке воды [Текст] / Г. И. Благодарная, С. С. Душкин\* // *Гідромеліорація та гідротехнічне будівництво: міжвідомчий науково–технічний збірник.* – Рівне : НУВГП, 2009. – Вип. 34. – С. 159-165.
39. **Благодарная, Г. И.** Природные воды–многокомпонентные гетерогенные системы. / Г. И. Благодарная, С. С. Душкин // *Коммунальное хозяйство городов: науч.–техн. сб.* – К. : Техніка, 2007. – Вып. 74. – С. 207–210.
40. **Благодарная, Г. И.** Технологическое обоснование технологии очистки воды при реконструкции сетей водоснабжения г. Изюма / Г. И. Благодарна, С. С. Душкин\* // *Материалы IV Всеукраинской студенческой научно–технической конференции «Устойчивое развитие городов».* – Х. : ХНАГХ. – 2011. – С. 128–129.
41. **Благодарная, Г. И.** Экологическая безопасность систем водоподготовки / Г. И. Благодарная, А. В. Коваленко // *Коммунальное хозяйство городов: науч.–техн. сб.* – К.: Техніка. – Вып. 90. – 2009. – С. 337–341.
42. **Благодарная, Г. И.** Механизм формирования гидроксида алюминия // III міжнародна науково–технічна конференція «Актуальні проблеми водного господарства та природокористування» – Рівне : НУВГП, 2009. – 64 с.
43. **Благодарная, Г. И.** Повышение эффективности работы городских систем водоснабжения / *Науковий вісник будівництва.* – Х. : ХДТУБА, ХОТВ АБУ. – Вип.. 60. – 2010. – С. 315–319.
44. **Благодарная, Г. И.** Прогрессивные технологии в области очистки природных и сточных вод // *Коммунальное хозяйство городов: науч.–техн. сб.* – К. : Техніка – Вып. 93. – 2010. – С. 3–12.
45. **Благодарная, Г. И.** Совершенствование технологий очистки природных и сточных вод. Новое исследования в областях водоснабжения, водоотведения, гидравлики и охраны водных ресурсов // *Материалы международной конференции, проведенной в Пупсе 31 марта и 1 апреля 2011 года* – Санкт–Петербург : ОМ–Пресс, 2011. – С. 33–37.

---

\*Автор Душкин Станислав Сергеевич

46. **Благодарная, Г. И.** Теоретическое обоснование научных основ ресурсосберегающих технологий подготовки экологически чистой питьевой воды // Вісник Одеської державної академії будівництва та архітектури. – Одеса : ОДА БА. – Вип. №34. – 2009. – С. 293–297.
47. **Патент України на корисну модель №86545.** Спосіб очищення води від дисперсних домішок / Г. І. Благодарна, М. В. Солодовник, Т. О. Шевченко, С. С. Душкін\* / Державний департамент інтелектуальної власності МОН України. – опубл. 27.04.2009, Бюл. №8. – 3 с.
48. **Патент України №53298.** Спосіб очищення стічних вод від біогенних елементів / Г. І. Благодарна, Т. О. Шевченко, М. В. Солодовник, С. С. Душкін / Державний департамент інтелектуальної власності МОН України. – опубл. 1.11.2010., Бюл. №19. – 3 с.
49. **Бурсова, С. Н.** Замена первичного хлорирования озонированием / С. Н. Бурсова, В. М. Жаворонкова // Водоснабжение и санитарная техника. – 1994. – №1. – С. 5–6.
50. **Реконструкция и интенсификация сооружений водоснабжения и водоотведения** [Текст]: Учебное пособие / А. А. Василенко, П. А. Грабовский, Г. М. Ларкина, А. В. Полищук, В. И. Прогульный. – Киев – Одесса : КНУСА, ОГАСА. – 2007. – 307 с.
51. **Васина, Л. Г.** Влияние модуля основности коагулянта и стабильности воды при выборе оптимального режима коагуляции / Л. Г. Васина, В. Л. Меньшикова, Л. С. Крылова и др. // Материалы международной научно–практической конференции «ТЕХНОВОД – 2004». – Новочеркасск, 2004.
52. ВНД. 33–3.4–01–2000. Правила технічної експлуатації систем водопостачання та каналізації сільських населених пунктів України. – К., 2000. – 141 с.
53. **Орлов, В. О.** Интенсификация работы водоочистных сооружений / В. О. Орлов, Б. И. Шевчук. – К.: Будывельник, 1989. – 125 с.
54. **Водопостачання (очистка природних вод)** [Текст]: навч. посібник / С. М. Епоян, Г. І. Сухоруков, О. Г. Друшляк, В.В. Шалін. – Х.: Основа, 2001. – 191 с.
55. **Водоснабжение** [Текст]: навч. посібник / А. Я. Найманов, С.Б. Никиша, Н.Г. Насонкина, Н. П. Омельченко, В. Н. Маслак, Н. И. Зотов, А. А. Найманова. – Донецк: ООО«Норд Комп'ютер», 2006. – 654 с.
56. **Водоснабжение** [Текст]: учеб. пособие/ М. А. Сомов, Л. А. Квитка – М. : Инфра. – 2008. – 287 с.
57. **Душкін, С. С.** Повышение эффективности работы фильтров очистных сооружений водопровода / С. С. Душкін, Е. Б. Сорокина, Г. И. Благодарная // Вестник Харьковского государственного политехнического университета. Вып. 65. – Х.: ХГПУ, 1999. – С. 30-34.

58. **Вольфтруб, Л. И.** Использование тонкослойных сотоблоков из полиэтиленовой пленки для повышения эффективности работы отстойников и осветлителей со взвешенным осадком. – В сб.: Современные технологии и оборудование для обработки воды на водоочистных станциях. – М., 1997.
59. **Душкин, С. С.** Повышение надёжности работы контактных осветлителей очистных сооружений городского водопровода / С. С. Душкин, Г. И. Благодарная, В. О. Тихонюк // Коммунальное хозяйство городов: науч.-техн. сб. Вып. 19. – К.: Техніка, 1999. – С. 137 – 138.
60. **Малишевский, Н. Г.** О фильтрах АКХ и контактных осветлителях / Н. Г. Малишевский // Исследования по водоподготовке. – М.: Гос. изд. по стр-ву и арх-ре, 1956. – С. 100-106.
61. **Оценка эффективности применения различных типов коагулянтов для очистки воды** / С. В. Гетманцев, А. А. Рученин, С. В. Снигирев, Ф. И. Чуриков // Водоснабжение и санитарная техника. – 2003. – №9.
62. **Благодарная, Г. И.** Модификация загрузки фильтра активированным раствором флокулянта / Г. И. Благодарная // Коммунальное хозяйство городов: науч.-техн. сб. Вып. 43. - К.: Техніка, 2002. – С. 173-177.
63. **Грабовський, П. О.** Чисельна реалізація математичної моделі фільтрування / П. О.Грабовський, Н. О.Курінчик // Науково технічний збірник «Проблеми водопостачання, водовідведення». – К. – 2005. – Вип. 6. – С. 413.
64. **Очистка природных вод** [Текст]: учебное пособие / П. А. Грабовский, Г. М. Ларкина, В. И. Прогульный. – Одесса : ОГАСА. – 2003. – 267 с.
65. **Применение современных химических реагентов для обработки маломутных цветных вод** / С. Г. Игумен, И. Н. Даринко, Е. А. Евельсон, Л. П. Русанова // Водоснабжение и санитарная техника. – 2001. – №3.
66. **Пат. №45258 А Україна, МП<sup>7</sup> С 02F1/48, С 02 1/48.** Спосіб модифікації фільтруючого завантаження для освітлення природних і стічних вод / С. С. Душкін, Г. І. Благодарна, В. О. Тихонюк.; заявитель и правообладатель ХНАГХ. - №45258 А; заявл. 10.07.01; опубл. 15.03.02, бюл. №3.
67. **Тугай, А. М.** Водопостачання / А. М. Тугай, В. О. Орлов. – К. : Знання, 2008. – 735 с.
68. **Драгинский, В. Л.** Повышение эффективности реагентной обработки воды на водопроводных станциях / В. Л. Драгинский, Л. П. Алексеева // Водоснабжение и санитарная техника. – 2000. – №5.
69. **«Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною»:** ДСанПіН 2.2.4–171–10: затв. Міністерством охорони і здоров'я України №400 від 12.05.2010: чинний з 01.06.2010 р.
70. **Душкин, С. С.\*** Активированные растворы реагентов в процессах очистки природных вод / С. С. Душкин\* // Программа и тезисы докладов 36<sup>й</sup> научно–технической конференции. – Х. : ХНАГХ, 2012. – С. 126–127.

---

\*Автор Душкин Станислав Сергеевич

71. Душкин, С. С.\* Влияние активированного раствора коагулянта на  $\xi$ -потенциал и адсорбционную емкость гидроксида алюминия // Вісник Одеської державної академії будівництва та архітектури. – Одеса, Зовнішрекламсервіс. – 2012. – Вип. №45. – С. 85–90.
72. Душкин, С. С.\* Методологические аспекты проведения исследований при использовании активированных растворов коагулянтов в процессе очистки воды / С. С. Душкин\* // Комунальне господарство міст: науч. техн. сб. – К. : Техніка, 2012. – Вып. №105. – С. 320–334. – (Серия «Технические науки и архитектура»).
73. Душкин, С. С.\* Технологические испытания активаторов реагентов / С. С.\* Душкин // Программа и тезисы докладов 36<sup>й</sup> научно-технической конференции. – Х. : ХНАГХ, 2012. – С. 111–112.
74. Душкин, С. С. Исследование структурных изменений в водно-дисперсных системах активированного раствора коагулянта методом ядерно-магнитного резонанса / С. С. Душкін, Г. И. Благодарна // Виробничо-практичний журнал «Водопостачання та водовідведення» – К. : ТОВ «Гиозіс», 2009. – №3 – С. 38–40.
75. Тихонюк-Сидорчук, В. О. Изменение сил сцепления контактной среды кварцевой загрузки контактного осветлителя при использовании активированного раствора коагулянта / В.О. Тихонюк-Сидорчук // Сб. Доклады Международного конгресса ЭТЭВК – 2003, Ялта, 2003. – С. 155-157.
76. Патент України №58924. Спосіб очищення природних і стічних вод / Державний департамент інтелектуальної власності МОН України / С. С. Душкін, М. В. Солодовник, І. В. Корінько, Е. Ю. Шевченко, В. І. Сокольник, І. Л. Бройде, С. С. Душкін\*. - опубл. 26.04.2011, Бюл. №8. – 3 с.
77. Патент України №33841 А. Спосіб підготовки розчину алюмовмісного коагулянту для освітлення природних і стічних вод / С. С. Душкін, К. Б. Сорокіна, Г. І. Благодарна, Аль Аззам Мухоммед. – м. Київ, 2001. – 6 с.
78. Патент України №38471 А. Спосіб приготування розчину поліакриламідного флокулянту для очищення природних і стічних вод / С. С. Душкін, К. Б. Сорокіна, Г. І. Благодарна – м. Київ. – 2001. – С. 1–6.
79. Душкин, С. С. Интенсификация реагентных методов очистки воды: учебное пособие / С. С. Душкин. – К.: УМК ВО, 1991. – 168 с.
80. Новые решения в подготовке питьевых вод / М. Г. Журба, Т. Н. Любина, С. А. Мезенцева, Ж. М. Журба, Ю. Р. Приемышев, В. А. Мякишев // Водоснабжение и санитарная техника. – 1994. – №1.
81. Журба, М. Г. Водоснабжение. Проектирование систем и сооружений / М. Г. Журба, Л. И. Соколов, Ж. М. Говорова. – в 3-х т. – 2-е изд. – М. : АВС, 2004.
82. Журба, М. Г. Водоснабжение. Проектирование систем и сооружений / М. Г. Журба, Л. И. Соколов, Ж. М. Говорова. – М. : Изд-во Ассоциаций строительных вузов, 2010. – Т.2. – 552 с.

83. **Запольский, А. К.** Водопостачання, водовідведення та якість води / А. К. Запольский. – К. : Вища шк., 2005. – 678 с.
84. **Журба, М. Г.** Водоснабжение: учебное пособие / М. Г. Журба, Л. И. Соколов, Ж. М. Говорова. – 2-е изд., перераб. И доп. – М.: АВС, 2003. – 288 с.
85. **Перлина, А. М.** Опыт применения контактных осветлителей / А. М. Перлина // Исследования по водоподготовке. – М.: Гос. изд. по стр-ву и арх-ре, 1956. – С. 84-99.
86. **Коагулянты** / Новые технологии и оборудование в водоподготовке и водоотведении. Сб. – М.:ВИМИ, 2000. – Вып. 1. – С. 56.
87. **Шуберт, С. А.** Некоторые вопросы проектирования водоочистных станций хоз-питьевого водопровода / С. А. Шуберт, А. М. Перлина // Водоснабжение: сб. науч. работ. – М.: ОНТИ, 1960. - №1. – С. 3-20.
88. **Минц, Д. М.** Фильтры АКХ и расчеты промывки скорых фильтров / Д. М. Минц, С. А. Шуберт. – М.- Л.: Министерство коммунального хозяйства РСФСР, 1951. – 175 с.
89. **Минц, Д. М.** Моделирование процесса фильтрации суспензий через зернистые слои / Д. М. Минц, В. П. Криштул // Водоснабжение: сб. науч. работ. – М. ОНТИ, 1960. - №1. – С. 21-41.
90. **Шуберт, С. А.** Опыт применения метода контактного осветления воды и пути его усовершенствования / С. А. Шуберт, З. Я. Городищев, В. П. Криштул [и др.] // Водоснабжение: науч. труды. – М.: ОНТИ, 1968. - №53. – С. 11-20.
91. **Львовский, Е. Н.** Статистические методы построения эмпирических формул / Е. Н. Львовский. – М. : Высшая школа, 1988. – 240 с.
92. **Мешенгиссер, Ю. М.** Ретехнологизация сооружений очистки сточных вод / Ю. М. Мешенгиссер. – М. : ООО«Издательский дом «Вокруг цвета», 2012. – 211 с.
93. **Мякишев, В. А.** Модернизация коммунальных систем водоснабжения и водоотведения / В. А. Мякишев. – Симферополь : НАПКС, 2005. – 200 с.
94. **Мясников, И. Н.** Результаты внедрения комбинированного отстойника–коагулятора на водопроводной станции / И. Н. Мясников, В. А. Потанина, Ю. Б. Буков // Водоснабжение и санитарная техника. – 2001. – №3. – С. 21–31.
95. **Исследование процессов коагуляции и обеззараживания при очистке воды поверхностных источников** / И. Н. Мясников, В. А. Потанина, З. И. Жолдакова, Т. З. Артемова // Водоснабжение и санитарная техника. – 2003. – №9. – С. 13–15.
96. **Теоретические основы очистки воды:** учебное пособие / Н. И. Куликов, А. Я. Найманов, Н. П. Омельченко, В. Н. Чернышев. – Донецк: изд-во «Ноулидж» (Донецкое отделение), 2009. – 298 с.
97. **Кульский, Л. А.** Проектирование и расчет очистных сооружений водопровода / Л. А. Кульский, М. Н. Булава, И. Т. Гороновский, П. И. Смирнов. – К.: Будывельник, 1972. – 424 с.

98. **Минц, Д. М.** Теоретические основы технологии очистки воды / Д.М. Минц. – М.: Стройиздат, 1964. – 155 с.
99. **Абрамов, Н. Н.** Водоснабжение : учебное пособие / Н. Н. Абрамов. – М. : Стройиздат, 1982. – 440 с.
100. **Орлов, В. О.** Водоочисні споруди із зерністою засипкою / В. О. Орлов – Рівне : НУВГП, 2005. – 163 с.
101. **Орлов, В. О.** Проектування станцій прояснення та знебарвлення води / В. О. Орлов, С. Ю. Мартинов, А. М. Зошук. – Рівне : НУВГП, 2007. – 252 с.
102. **Петренко, Н. Ф.** Диоксид хлора: применение в технологиях водоподготовки / Н. Ф. Петренко, А. В. Мокиенко. – Одеса : Optimum, 2005. – 486 с.
103. **Пирогова, С. В.** Контроль качества коагулянтов на содержание металлов / С. В. Пирогова // Водоснабжение и санитарная техника. – 2003. – №2.
104. **Кожин В.Ф.** Очистка питьевой и технической воды. Примеры и расчеты / В.Ф. Кожин. – М.: Изд-во лит. по стр-ву, 1971. – 303 с.
105. **Николадзе, Г. И.** Водоснабжение : учеб. Для техникумов. – М.: Стройиздат, 1989. – 496 с.
106. **Проектування і розрахунок водопровідних очисних споруд систем господарсько-питного водопостачання з поверхневих водних джерел: навч. посібник / С. М. Епоян, І. Л. Копелевич, О. Г. Друшляк, І. В. Бабченко, Ю. В. Ярошенко, Л. М. Ярошенко, А. М. Колотило. – Х., 2006. – 204 с.**
107. **Рябчиков, Б. Е.** Современные методы подготовки воды для промышленного и бытового использования / Б. Е. Рябчиков. – М. : ДеЛи принт, 2004. – 328 с.
108. **Контактный осветлитель типа КО-3 / Д. М. Минц, С. А. Шуберт, В. П. Критул [и др.] // Водоснабжение: науч. Труды. – М.: ОНТИ, 1973. - №98. – С. 41-47.**
109. **Соловьев, В. Е.** Опыт применения новых коагулянтов на основе солей алюминия / В. Е. Соловьев и др. // Новые технологии и оборудование в водоподготовке и водоотведении. – М. : ВИМИ, 2000. – Вып. 2. – С. 155–159.
110. **Патент України на корисну модель №45190.** Спосіб очищення стічних вод полігонів твердих побутових відходів / М. В. Солодовник, С. С. Душкін\*; Державний департамент інтелектуальної власності МОН України // опубл. 26.10.2009. Бюл. №20. – 3 с.
111. **Соренссон.** Полиалюмохлорид – современный флокулянт для водоочистки // Водоснабжение и санитарная техника. – 2001. – №3.
112. **Экология города: учебник / под общ. ред. докт. техн. наук, проф. Ф. В. Стольберг. – К. : «Либра», 2000. – 464 с.**

---

\*Автор Душкин Станислав Сергеевич

113. **Колодный, Ю. И.** Опыт работы контактных осветлителей с безгравийной загрузкой / Ю. И. Колодный. – Горький: Горьковское книжное изд-во, 1963. – 96 с.
114. **Бабенков Е.Д.** Очистка воды коагулянтами / Е.Д. Бабенков. – М. Наука, 1977. – 356 с.
115. **Душкин, С. С.** Водоподготовка и процессы микробиологии [Текст]: учебное пособие / С. С. Душкин, Л. И. Дегтерёва, Л. В. Крамаренко, А. Л. Яровинская. – К. : Вища школа, 1996. – 164 с.
116. **Проектирование и расчет очистных сооружений водопровода** / Л. А. Кульский, М. Н. Булава, И. Т. Гороновский, П. И Смирнов. – К.: Будівельник, 1972. – 424 с.
117. **Трескунов, В. М.** Усовершенствованный контактный осветлитель КО-3р / В. М. Трескунов // Методы и средства улучшения качества питьевой воды и обработка осадков водопроводных станций: научн. Труды. – М.: ОНТИ, 1977. - №141. – С. 51-56.
118. **Филипов, Е. К.** Использование двухслойной загрузки в контактных фильтрах / Е. К. Филипов, О. И. Овечкина, З. К. Липина // Водоснабжение и санитарная техника. – 2003. – №6.– С. 38–39.
119. **Блувштейн, М.М.** Повышение эффективности работы очистных сооружений водопровода / М. М Блувштейн. – М.: Стройиздат, 1977. - 176 с.
120. **Душкин, С. С.** Анализ причин, влияющих на продолжительность фильтроцикла контактных осветлителей / С. С. Душкин, В. О. Тихонюк // Сб. Доклады Международного конгресса ЭТЭВК – 2001, Ялта, 2001. – С. 12-13.
121. **Сорокина, Е. Б.** Влияние активированного раствора коагулянта на гидравлическую крупность коагулируемой взвеси / Е. Б. Сорокина, Г. И Благодарная // Коммунальное хозяйство городов: науч.-техн. сб. Вып. 23. - К.: Техніка, 2000. – С. 98-99.
122. **Эпоян, С. М.** Влияние активированных растворов сульфата алюминия и оксихлорида на эффективность осветления воды / С. М. Эпоян, С. С. Душкин\* // Науковий вісник будівництва. – Х. : ХНУБА, 2012. – Вып. 69. – С. 348–352.
123. **Minz, D. M.** Aids to coagulation / D. M. Minz // International Water Supply Congress Stockholm General Report, 1964. - №5. – P. 256-286.
124. **Водоснабжение** / А. Я. Найманов, С. П. Никишина, Н. Г. Насонкина, Н. П. Омельченко, В. Н. Маслак, Н. И. Зотов, А. А. Найманова. – Донецк : Норд-Пресс, 2004. – 649 с.
125. СНиП 2.04.02-84. Водоснабжение. Наружні сети и сооружения. – М.:Стройиздат, 1985. – 136 с.
126. **Тихонюк-Сидорчук, В. О.** Повышение эффективности работы контактных осветлителей: Дис. ...канд. техн. наук: 05.23.04. – Харьков, 2010. – 210 с.



127. **Эпоян, С. М.** Повышение эффективности очистки воды в контактных осветлителях при использовании активированного раствора коагулянта С. М. Эпоян, С. С. Душкин\* // Сб. докл. Междунар. науч. практ. конф. Молодых ученых и студентов «Современные экологически–безопасные и энергосберегающие технологии в природопользовании». – К. : КНУСА, 2011. – С. 21–24
128. **Эпоян, С. М.** Анализ существующих методов повышения эффективности работы для подготовки воды / С. М. Эпоян, С. С. Душкин\*, В. А. Сташук // Вісник ХНУБА. – Х. : ХОТВ АБУ, 2012. – Вип. 67. – С. 261–265.
129. **Эпоян, С. М.** Спеціальні методи очистки природних вод: навчально-методичний посібник / С. М. Эпоян, І. Л. Копелевич, О. Г. Друшляк та ін. – Х. : ХДТУБА, 2007. – 63 с.
130. **Эпоян, С. М.** Технологические схемы очистки воды, условия их применения / С. М. Эпоян, С. С. Душкин // Виробничо-практичний журнал «Водопостачання та водовідведення». – К. : ТОВ "Гнозіс", 2012. – №4. – С. 8–10.
131. **Хорунжий, П. Д.** Ресурсозберігаючі технології водопостачання / П. Д. Хорунжий, Т. П. Хомутецька, В. П. Хоружий. – К. : Аграрна наука, 2008. – 534 с.
132. **Эпоян, С. М.** Влияние активированных растворов сульфата алюминия на гидравлическую крупность коагулированной взвеси в процессах очистки питьевой воды / С. М. Эпоян, С. С. Душкин\* // Комунальне господарство міст: науч.- техн. сб. – К. : Техніка, 2012. – Вып. 103. – С. 251–255. – (Серия «Технические науки и архитектура»).
133. **Тихонюк-Сидорчук, В. О.** Влияние активированного раствора коагулянта сульфата алюминия на снижение содержания остаточного алюминия при очистке воды на контактных осветлителях / В. О. Тихонюк-Сидорчук // Тез. докл. XXXIV науч.-техн. конференції преподавателей, аспирантов и сотрудников ХНАГХ: «Строительство, архитектура и экология». – Х.: ХНАГХ, 2008. – Ч. 1. – С. 182-183.
134. **Тихонюк-Сидорчук, В. О.** Повышение эффективности работы контактных осветлителей: автореф. дис. на соискание науч. степени канд. техн. наук: спец. 05.23.04 – «Водоснабжение, канализация» / В. О. Тихонюк-Сидорчук. – Харьков, 2010. - 24 с.

---

\*Автор Душкин Станислав Сергеевич

Нормативы качества питьевой воды

№ п/п	Название показателя	Единица измерений	ГОСТ 2874–82	ГСанПиН Украины	Всемирная Организация Охраны Здоровья	Европейское Сообщество	СанПиН России
Органолептические показатели							
1.	Запах	баллы	2	2	*	2–3 (0)	2
2.	Вкус и привкус	баллы	2	2	*	2–3 (0)	2
3.	Цветность	градусы	20	20 (35)	15	20 (1) по Pt/со шкале	20 (35)
4.	Мутность	мг/л	1,5	0,5 (1,5)	2,0	10 (1) мг/л SiO <sub>2</sub>	2,6 (3,5)
Токсикологические показатели							
1.	Алюминий	мг/л	0,5	0,2 (0,5)	0,2	0,2 (0,5)	0,5
2.	Барий	мг/л	*	0,1	0,7	(0,1)	0,1
3.	Бериллий	мг/л	0,0002	*	*	*	0,0002
4.	Бор	мг/л	*	*	0,3	0,3	0,5
5.	Молибден	мг/л	0,25	*	0,07	*	0,25
6.	Мышьяк	мг/л	0,05	0,01	0,01	0,01	0,05
7.	Никель	мг/л	*	0,1	0,02	0,02	0,1
8.	Ртуть	мг/л	*	**	0,001	0,01	0,0005
9.	Свинец	мг/л	0,03	0,01	0,01	0,01	0,03
10.	Селен	мг/л	0,001	0,01	0,01	0,01	0,01
11.	Стронций	мг/л	7,0	*	*	*	7,0

№ п/п	Название показателя	Единица измерений	ГОСТ 2874–82	ГСанПиН Украины	Всемирная Организация Охраны Здоровья	Европейское Сообщество	СанПиН России
12.	Фториды	мг/л	0,7–1,5	0,7–1,5	1,5	1,5	1,5 (1,2)
13.	Хром (6+)	мг/л	*	**	0,05	0,05	0,05
14.	Цианиды	мг/л	*	*	0,07	0,05	0,035
15.	Кадмий	мг/л	*	**	0,003	0,005	0,001
16.	Линдан	мг/л	*	Пестициды 0,0001	0,002	Пестициды 0,0001	0,002
17.	ДДТ	мг/л	*		0,002		0,002
18.	2,4–Д	мг/л	*		0,003		0,03
19.	Атразин	мг/л	*		0,002		*
20.	Симазин	мг/л	*		0,002		*
21.	Бензол	мг/л	*	*	0,01	*	0,01
22.	Бенз(а)пирен	мг/л	*	**	0,0007	*	0,000005
23.	Фенолы	мг/л	*	**	*	0,0005 Фенольный индекс	0,25 Фенольный индекс
<b>Показатели, влияющие на органолептические показатели воды</b>							
1.	Водородный показатель	рН	6,0–9,0	6,5–8,5	*	6,5–9,5	6,0–9,0
2.	Жесткость общая	ммоль/л	7,0	7,0 (10,0)	*	*	7,0 (10)
3.	Нефтепродукты	мг/л	*	**	*	*	0,1
4.	ПАВ	мг/л	*	**	*	*	0,1
5.	Общая минерализация (сухой остаток)	мг/л	1000	1000 (1500)	1000	1500	1000 (1500)

№ п/п	Название показателя	Единица измерений	ГОСТ 2874–82	ГСанПиН Украины	Всемирная Организация Охраны Здоровья	Европейское Сообщество	СанПиН России
6.	Железо	мг/л	0,3	0,3	0,3	0,2 (0,05)	0,3 (1,0)
7.	Марганец	мг/л	0,1	0,1	0,1	0,05 (0,02)	0,1 (0,5)
8.	Медь	мг/л	1,0	1,0	1,0	– (3,0)	1,0
9.	Сульфаты	мг/л	500	250 (500)	250	250 (25)	500
10.	Хлориды	мг/л	350	250 (350)	250	– (25)	350
11.	Цинк	мг/л	5,0	**	3,0	(0,1–5,0)	5,0
12.	Нитраты	мг/л	45,0	45,0	50,0	30,0 (25,0)	45,0
13.	Нитриты	мг/л	*	**	3,0	0,1	3,0
14.	Калий	мг/л	*	*	*	150	*
15.	Кальций	мг/л	*	*	*	100	*
16.	Магний	мг/л	*	10–80	*	50	*
17.	Щелочность общая	мг/л	*	0,5–6,5	*	*	*
<b>Химические вещества, образующиеся в процессе обработки воды</b>							
1.	Сумарный остаточный активный хлор	мг/л	0,3–0,5	0,3–0,5	0,6–1,0	*	0,3–0,5
2.	Тригалогенметаны:	мг/л	*	0,1 (общ)	*	*	*
	бромформ		*	*	0,1	*	0,1
	дибромхлорметан		*	0,01	0,1	*	0,03
	бромдихлорметан		*	*	0,06	0,015	0,03

№ п/п	Название показателя	Единица измерений	ГОСТ 2874–82	ГСанПиН Украины	Всемирная Организация Охраны Здоровья	Европейское Сообщество	СанПиН России
	хлороформ		*	0,06	*	*	0,2
	четырёххлористый углерод		*	0,002	0,2	0,04	0,006
3.	Хлорфенол	мг/л	*	Хлорфенолы 0,0003	*	*	0,001
	Дихлорфенол		*		*	0,002	
	Трихлорфенол		*		*	0,004	
4.	Озон остаточный	мг/л	0,1–0,3	0,1–0,3	*	*	0,3
5.	Формальдегид	мг/л	*	*	0,9	*	0,05
6.	Полиакриламид	мг/л	2,0	*	1,0	Акриламидь 0,25	2,0
7.	Активная кремниевая кислота (по Si)	мг/л	*	*	*	*	10,0
8.	Полифосфаты (по $PO_4^{3-}$ )	мг/л	3,5	*	*	*	3,5
9.	Серебро	мг/л	*	*	не норм. (прим. до 0,1)	*	*
<b>Интегральные показатели</b>							
1.	Окисляемость	мГО/л	4,0	*	*	*	5,0
2.	Общий органический углерод	мгС/л	3,0	*	*	*	*

Примечания: В данной таблице нормы для питьевой воды приведены одной цифрой или в виде диапазона концентраций. Для большинства показателей это максимально допустимое значение показателя, поэтому – чем оно ниже, тем лучше вода.

\* – сведения о концентрации данных показателей не указаны.

\*\* – вода не должна содержать другие токсические компоненты (ртуть, таллий, кадмий, нитриты, цианиды, хром (6+), 1,1-дихлорэтилен, 1, 2-дихлорэтан, бенз(а)пирен) в концентрациях, которые определяются стандартными методами измерений.

## Приложение 2

### Сравнительная характеристика качества питьевой воды в г. Харькове с нормами качества в Украине и некоторых странах

№ п/п	Параметр качества	Единицы измерений	ГСанПиН Украины	ГОСТ 2874–82	СанПиН России	Экол. нормы	Нормы ВОЗ	Нормы США	Нормы Франции	Нормы Германии	Факт в Харькове
1.	Алюминий	мг/дм <sup>3</sup>	0,2 (0,5)	0,5	0,5	–	0,2	1	0,2	–	0,1–0,57
2.	Мутность	мг/дм <sup>3</sup>	0,29	1,5(2)	1,5(2)	0,5	2,9	0,58	1,16	–	0,3–2,2
3.	Окисляемость	мг/дм <sup>3</sup>	4	не норм.	5	–	нет	–	5	–	2,5–7,8
4.	Жесткость	мг–экв/дм <sup>3</sup>	7(10)	7	7(10)	1,5–1,7	нет	–	–	–	4,3–9,0
5.	Сульфаты	мг/дм <sup>3</sup>	250	500	500	40	250	250	250	240	420–490
6.	Хлориды	мг/дм <sup>3</sup>	250	350	350	30	250	400	200	250	35–96
7.	Хлороформ	мкг/дм <sup>3</sup>	60	не норм.	200	–	200	100	–	–	60–100
8.	Пестициды (сумма)	мкг/дм <sup>3</sup>	0,1	не норм.	2	–	2	0,2	0,1	–	0
9.	Мышьяк	мг/дм <sup>3</sup>	0,01	0,05	0,05	–	0,01	0,05	0,1	0,01	0,08
10.	Свинец	мг/дм <sup>3</sup>	0,01	0,03	0,03	0,01	0,01	0,015	0,05	0,04	0,003
11.	рН	ед.	6,5–8,5	6–9	6–9	7,0–8,0	6,5–8,5	6,5–8,5	6–9	6,5–9,5	–
12.	Марганец	мг/дм <sup>3</sup>	0,1	0,1	0,1 (0,5)	0,1	0,1	0,05	0,05	0,05	0,008
13.	Железо	мг/дм <sup>3</sup>	0,3	0,3	0,3 (1,0)	0,1	0,3	0,3	0,2	0,2	0,26
14.	Анионные ПАВ	мг/дм <sup>3</sup>	отсутствие	–	0,5	–	не норм.	0,5	–	–	–
15.	Нефтепродукты	мг/дм <sup>3</sup>	0,1	0,1	0,1	–	не норм.	–	–	–	0,01
16.	Фенолы	мг/дм <sup>3</sup>	0,001 (фенол)	0,001 (фенол)	0,25 (фенольный индекс)	–	не норм.	–	0,0005 (фенол)	–	0
17.	Цинк	мг/дм <sup>3</sup>	1	5	5	0,1	3	2	5	–	0,01
18.	Ртуть	мг/дм <sup>3</sup>	0,0005	0,0005	0,0005	–	0,001	0,002	0,001	0,001	0
19.	Таллий	мг/дм <sup>3</sup>	0,0001	0,0001	–	–	нет	0,001	–	–	0
20.	Кадмий	мг/дм <sup>3</sup>	0,001	0,001	0,001	0,0005	0,003	0,005	0,005	0,005	0
21.	Нитриты	мг/дм <sup>3</sup>	3,3	3,3	3	0,01	33	3,3	–	0,1	0,002–0,003
22.	Цианиды	мг/дм <sup>3</sup>	0,035	0,035	0,035	–	0,07	0,2	0,05	0,05	0
23.	Хром (+6)	мг/дм <sup>3</sup>	0,05	0,05	0,05	0,01	0,05	0,05	0,05	0,05	0,008
24.	1,1–дихлорэтилен	мкг/дм <sup>3</sup>	не норм.	нет	30	–	30	7	–	–	не обн.
25.	1,2–дихлорэтан	мкг/дм <sup>3</sup>	не норм.	нет	30	–	30	5	–	–	не обн.
26.	Бенз–а–пирен	мкг/дм <sup>3</sup>	0,005	0,005	0,7	–	0,7	0,2	–	–	не обн.

*Наукове видання*

**ЕПОЯН СТЕПАН МИХАЙЛОВИЧ  
БЛАГОДАРНА ГАЛИНА ІВАНІВНА  
ДУШКІН СТАНІСЛАВ СЕРГІЙОВИЧ  
СТАШУК ВАСИЛІЙ АНДРІЙОВИЧ**

**ПІДВИЩЕННЯ ЕФЕКТИВНОСТІ РОБОТИ  
СПОРУД ПРИ ОЧИЩЕННІ ПИТНОЇ ВОДИ**

МОНОГРАФІЯ

(рос. мовою)

Відповідальний за випуск *Г. І. Благодарна*

Науковий редактор *С. С. Душкін*

Комп'ютерний набір *О. П. Жирякова*

Комп'ютерне верстання *І. В. Волосожарова*

Дизайн обкладинки *К. Б. Сорокіна  
Т. Є. Клочко*

Підп. до друку 29.11.2012  
Друк на ризографі.  
Тираж 500 пр.

Формат 60×84/16  
Ум. друк. арк. 11,2  
Зам. №

Виконавець і виготовлювач:  
Харківська національна академія міського господарства,  
вул. Революції, 12, Харків, 61002  
Електронна адреса: [rectorat@ksame.kharkov.ua](mailto:rectorat@ksame.kharkov.ua)  
Свідоцтво суб'єкта видавничої справи:  
ДК № 4064 від 12.05.2011 р.