Министерство образования и науки
Донецкой Народной Республики
Государственное образовательное учреждение
высшего профессионального образования
«ДОНБАССКАЯ НАЦИОНАЛЬНАЯ АКАДЕМИЯ СТРОИТЕЛЬСТВА И АРХИТЕКТУРЫ»

На правах рукописи

Степаненко Татьяна Ивановна

ПОВЫШЕНИЕ ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ БЕЗОПАСНОСТИ ПРИРОДНЫХ СИСТЕМ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ ТЕХНОЛОГИЙ ОЧИСТКИ ПРИРОДНЫХ И СТОЧНЫХ ВОД

05.23.19 – экологическая безопасность строительства и городского хозяйства

Диссертация

на соискание ученой степени кандидата технических наук

Научный руководитель:
доктор технических наук, профессор
Высоцкий Сергей Павлович

Идентичность всех экземпляров заверяю:
Ученый секретарь диссертационного
совета Д 01.023.03, к.т.н., доцент Т.С. Башевая

Макеевка – 2019

СОДЕРЖАНИЕ

ВВЕДЕНИЕ..... 5
РАЗДЕЛ 1. ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ ДОНБАССА 12
1.1 Общие сведения 12
1.2 Показатели качества воды..... 13
1.3 Загрязняющие вещества водоемов..... 24
1.4 Влияние соединений металлов на окружающую среду..... 27
1.4.1 Характеристика воздействия на растительность и животный мир водных объектов..... 27
1.4.2 Влияние на организм человека..... 28
1.5 Выводы..... 33
РАЗДЕЛ 2. СОВРЕМЕННЫЕ СПОСОБЫ ОЧИСТКИ ПИТЬЕВОЙ ВОДЫ.... 35
2.1 Общие сведения 35
2.2 Анализ существующих способов очистки воды в мировой практике 35
2.3 Технологическая схема подготовки воды для хозяйственно-бытовых и производственных целей..... 38
2.3.1 Теоретические основы процесса коагуляции..... 40
2.3.2 Способы интенсификации процесса..... 45
2.3.3 Характеристика используемых коагулянтов 51
2.4 Выводы..... 53
РАЗДЕЛ 3. АНАЛИЗ ФАКТОРОВ, ВЛИЯЮЩИХ НА ПРОЦЕСС КОАГУЛЯЦИИ ПРИМЕСЕЙ В ОЧИЩАЕМОЙ ВОДЕ..... 55
3.1 Общие сведения 55
3.2 Влияние величины pH на процесс осаждения соединений металлов 57
3.3 Определение влияния времени осаждения и температуры на процесс очистки воды от соединений металлов..... 64

3.4 Анализ влияния дозы коагулянта и температуры на остаточное содержание соединений алюминия 69
3.5 Выводы 72
РАЗДЕЛ 4. МЕТОДИКИ, ОБОРУДОВАНИЕ И ПРИБОРЫ ДЛЯ ПРОВЕДЕНИЯ ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНЫХ ИССЛЕДОВАНИЙ 74
4.1 Общие сведения 74
4.2 Обоснование параметров лабораторной установки 74
4.3 Оборудование для проведения исследований 76
4.4 Определение содержания алюминия в очищаемой воде 80
4.5 Определение щелочности 82
4.6 Методика определения хлорид-ионов в воде 84
4.7 Метрологическое обеспечение исследований. Оценка погрешностей измерений 88
4.8 Выводы 88
РАЗДЕЛ 5. ПОВЫШЕНИЕ КАЧЕСТВА ОЧИСТКИ ВОД ОТ СОЕДИНЕНИЙ МЕТАЛЛОВ 90
5.1 Общие сведения 90
5.2 Выбор рационального распределения потоков при концентрированном коагулировании 90
5.3 Влияние гидродинамического режима на эффективность работы очистных сооружений 97
5.4 Рекомендации для повышения качества очистки 101
5.5 Выводы 103
РАЗДЕЛ 6. ВЕЛИЧИНА ОЖИДАЕМОГО ПРЕДОТВРАЩЕННОГО УЩЕРБА ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЕ ОТ УМЕНЬШЕНИЯ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ 105
6.1 Общие сведения 105
6.2 Методика определения ущерба 106
6.3 Размеры возмещения ущерба, нанесенного водным объектам 107

6.4 Оценка риска угрозы здоровью людей от употребления загрязненной питьевой воды 108

6.5 Величина риска от употребления питьевой воды, содержащей соединения алюминия 112

6.6 Выводы 113

ОБЩИЕ ВЫВОДЫ 114

СПИСОК ИСПОЛЬЗОВАННЫХ ИСТОЧНИКОВ 117

ПРИЛОЖЕНИЯ. Сведения о внедрении результатов диссертационной работы 134

Приложение А. Справка о внедрении результатов исследований диссертационной работы на предприятии КП «Компания «Вода Донбасса» 135

Приложение Б. Справка о внедрении результатов исследований диссертационной работы в учебный процесс 142

Приложение В. Справка о внедрении результатов исследований диссертационной работы в научно-исследовательские работы 143

ВВЕДЕНИЕ

Актуальность темы исследования

Водные ресурсы Донбасса, в основном, формируются за счет поверхностных вод, возвратных (шахтных, сточных, карьерных), сбрасываемых предприятиями в гидрографическую сеть водотоков, а также за счет дренирования подземных вод.

В Донбассе стоит острая проблема очистки загрязненных водных ресурсов и связанный с этим дефицит воды соответствующего качества для хозяйственно-питьевого водоснабжения и технических нужд промышленности.

Проведенный анализ свидетельствует, что основными причинами ухудшения экологического состояния поверхностных водных объектов Донецкого региона являются: недостаточное количество очистных сооружений, ограниченное число оборотных систем водоснабжения, низкий уровень эффективности эксплуатации существующих очистных сооружений; аварийное состояние значительной части водопроводных, канализационных сетей и др.

По данным государственной статистической отчётности Донецкой Народной Республики за 2017-2018 гг. в пределах региона объём воды, получаемой из поверхностных водных объектов (в бассейне р. Северский Донец) составляет 95-99 %. При этом в эти поверхностные водные объекты поступает 7,6 % возвратных вод без очистки, 80,8 % – недостаточно очищенных и 11,6 % – нормативно-очищенных на очистных сооружениях.

Структура водопользования имеет выраженную функциональную специфику. Это обуславливает распределение основных загрязнителей по отраслям, а именно: основной объём сброса загрязнённых возвратных вод приходится на предприятия угольной промышленности (51 % от общего сброса) и жилищно-коммунального хозяйства (26 %).

Актуальной проблемой является сброс в водные объекты высокоминерализованных шахтных вод. Из общего объёма таких шахтных вод

44 % подвергаются механической очистке, которая не позволяет очищать возвратные воды от тяжёлых металлов до показателей нормативно-очищенных, и только 2,5 % – физико-химической очистке. Значительное влияние на природные водные объекты оказывают городские сточные воды.

С возвратными водами в поверхностные водоемы поступает большое количество загрязняющих веществ: биогенные элементы, соли тяжёлых металлов, нефтепродукты, ПАВ и др. Особую опасность для региона представляют соединения железа и алюминия, загрязнение которыми чаще носит устойчивый характер, а уровень загрязнения – высокий.

Процесс коагуляционной очистки природных и возвратных вод в ряде случаев сопровождается ухудшением качества очищенной воды.

При современном уровне развития технологий отказаться от очистки воды с применением в качестве коагулянта сульфата алюминия экономически и технически невозможно. Поэтому возникает необходимость решить вопрос уменьшения его воздействия, а также остаточных концентраций других металлов в воде после ее очистки на окружающую среду и здоровье людей.

Связь работы с научными программами, планами, темами

Основные исследования теоретического и прикладного характера выполнены в соответствии с государственными научно-исследовательскими темами: К-3-05-11 «Повышение уровня безопасности в строительстве, жилищной и производственной сфере»; К-3-05-16 «Снижение рисков возникновения опасных ситуаций на промышленных объектах» (номер государственного учета НИОКТР 0117 D 000277 от 02.05.2017 г.).

Степень разработанности темы исследования

Теоретической основой для выполнения исследований в области коагуляционной очистки природных и сточных вод от соединений металлов являются работы Бабенкова Е.Д., Высоцкого С.П., Драгинского В.Л., Алексеевой Л.П., Строкача П.П., Кульского Л.А., Гетманцева С.В., Герасимова Г.Н., Говоровой Ж.М., Клячко В.А., Апельцина И.Э., Гришина Б.М., Lester G.D, Grunwald E., Thomas A.W., Steinert W., Meissner D. и др. Данные,

представленные в литературе, посвящены вопросам изучения и применения способов усовершенствования процесса коагуляционной очистки воды с использованием добавок-утяжелителей, а также с применением безреагентных методов интенсификации процесса. Применение концентрированного коагулирования, для снижения остаточного содержания соединений металлов в очищенной воде, комплексно не изучено, отдельные имеющиеся сведения относятся к конкретным водным источникам. Опыт практического применения этого способа интенсификации процесса коагулирования, при очистке природных и возвратных вод, практически отсутствует. Вопросам повышения экологической безопасности систем питьевого водоснабжения посвящены ряд работ, однако в них не рассматривается проблема увеличения содержания металлов в воде после ее очистки коагулянтами.

Целью исследования является повышение экологической безопасности окружающей среды за счет усовершенствования технологических процессов очистки природных и сточных вод от соединений металлов.

Объект исследования – процессы очистки природных и сточных вод с применением коагулянтов.

Предмет исследования – влияние основных факторов коагуляционных процессов на остаточные концентрации соединений металлов в очищенной воде.

Для достижения поставленной цели решались следующие задачи:

1. *Проанализировать* влияние основных загрязняющих веществ, содержащихся в воде поверхностных водных объектов, которые представляют опасность для окружающей среды.

2. *Систематизировать* данные по влиянию основополагающих факторов (pH, доза коагулянта, гидродинамический режим работы осветлителей и др.) на эффективность технологического процесса подготовки воды методом коагулирования.

3. *Обосновать* целесообразность применения концентрированного коагулирования через введение коагулянтов в байпасный поток, параллельно

основному каналу подачи очищаемой воды, для снижения в ней остаточного содержания металлов (на примере соединений алюминия).

4. *Обосновать* рациональное соотношение распределения потоков очищаемой воды между основным и байпасным каналами для обеспечения снижения остаточных концентраций соединений металлов в очищенной воде с целью повышения ее экологической безопасности.

Научная новизна полученных результатов состоит в следующем:

1. Экспериментально *уточнены* зависимости влияния времени седиментации и температуры очищаемой воды на соотношение степени удаленных и подлежащих удалению концентраций соединений железа и алюминия.

2. *Установлено* влияние концентрационного напора на скорость седиментации соединений железа в сточных водах.

3. *Уточнено* влияние величины pH, типа коагулянта и гидродинамического режима работы очистного оборудования на процессы коагуляции загрязняющих веществ.

4. *Обоснована* целесообразность применения концентрированного коагулирования способом введения коагулянта в байпасный поток, параллельно основному потоку очищаемой воды, для повышения ее экологической безопасности.

5. *Определено* рациональное соотношение распределения потоков очищаемой воды между основным и байпасным каналами для снижения остаточных концентраций металлов (на примере соединений алюминия) в очищаенной воде.

Практическое значение полученных результатов:

– обеспечение населения водой требуемого качества является одной из ключевых проблем Донецкого региона. Это обусловлено потенциальной опасностью, которую несет ухудшение качества как поверхностных, так и подземных вод. Поэтому результаты диссертационного исследования являются значимыми и направлены на обеспечение экологической безопасности региона;

– обоснованные научные положения и инженерные решения диссертационной работы *приняты* в качестве дополнительных мероприятий, которые направлены на модернизацию потенциала мощностей предприятия КП «Компания «Вода Донбасса»;

– результаты настоящей работы *внедрены* в учебный процесс ГОУ ВПО «Донбасская национальная академия строительства и архитектуры» при подготовке бакалавров по направлению 20.03.01 «Техносферная безопасность» по профилю «Инженерная защита окружающей среды» и при подготовке магистров по направлению 20.04.01 «Техносферная безопасность» по программе «Инженерная защита окружающей среды» в дисциплинах: «Технология очистки сточных вод», «Защита водных ресурсов от техногенных воздействий», а также в проводимые в Академии научные исследования.

Положения, выносимые на защиту:

1. Результаты исследований влияния эксплуатационных факторов (активности водородных ионов, температуры, концентрационного напора, эффекта Паллмана) на эффективность очистки природных и сточных вод от соединений алюминия и железа, что позволит повысить экологическую безопасность водных объектов.

2. Результаты исследований влияния конструкционных особенностей параметров оборудования (эффект «проскальзывания») на эффективность очистки природных и возвратных вод от соединений алюминия и железа

3. Рекомендации по повышению экологической безопасности водных объектов вследствие изменений в существующей технологии очистки природных и сточных вод путем применения концентрированного коагулирования для снижения остаточных концентраций металлов.

Личный вклад соискателя

Цели и задачи диссертационного исследования определены совместно с научным руководителем. Автором диссертации проведен обзор публикаций по современному состоянию методов снижения воздействия на окружающую среду и здоровье людей остаточных концентраций соединений алюминия и других

металлов в очищенной воде; проведены экспериментальные исследования, обработаны, интерпретированы и обобщены полученные результаты, а также сформулированы выводы.

Апробация результатов

Основные положения диссертационной работы докладывались автором на IV Международной научно-практической конференции, посвященной 55-летию строительного факультета и 85-летию БГИТУ «Проблемы инновационного биосферно-совместимого социально-экономического развития в строительном, жилищно-коммунальном и дорожном комплексах» (Брянск, 2015 г.); VII Международном молодежном форуме «Образование, наука, производство» (Белгород, 2015 г.); Международной научно-практической конференции «Экологическая ситуация в Донбассе: проблемы безопасности и рекультивации повреждённых территорий для их экономического возрождения» (Донецк, 2016 г.); 13-ой Международной конференции по проблемам горной промышленности, строительства и энергетики «Социально-экономические и экологические проблемы горной промышленности, строительства и энергетики» (Тула, 2017 г.); II Брянском международном инновационном форуме «Строительство-2016» (Брянск, 2016 г.); Второй Международной научно-практической конференции «Научно-технические аспекты развития автотранспортного комплекса» (Горловка, 2016 г.); Международной студенческой научно-практической конференции «Строительство и архитектура – 2015: Современное состояние и перспективы развития инженерно-экологических систем» (Ростов-на-Дону, 2015 г.); XI Международной конференции аспирантов и студентов «Охрана окружающей среды и рациональное использование природных ресурсов» (Донецк, 2017 г.); VII научно-практической конференции «Донбасс-2020: перспективы развития глазами молодых ученых» (Донецк, 2014 г.); II Международной научно-практической конференции «Возрождение, экология, ресурсосбережение и энергоэффективность инженерной инфраструктуры урбанизированных территорий Донбасса: традиции и инновации» (Луганск, 2017 г.); IX Международной конференции аспирантов и студентов «Охрана

окружающей среды и рациональное использование природных ресурсов» (Донецк, 2015 г.); I Региональной научно-практической конференции «Возрождение, экология, ресурсосбережение и энергоэффективность инженерной инфраструктуры урбанизированных территорий Донбасса: традиции и инновации (Луганск, 2016 г.); XXXIX Всеукраинской студенческой научно-технической конференции «Научно-технические достижения студентов архитектурно-строительной отрасли» (Макеевка, 2013 г.); на научных семинарах кафедры «Техносферная безопасность» (Макеевка, 2014-2019 гг.).

Публикации

Основные научные результаты диссертации опубликованы автором самостоятельно и в соавторстве в 20 научных изданиях, в том числе 5 работ в специализированных научных изданиях, рекомендованных МОН Украины, 1 работа – в специализированных научных изданиях, рекомендованных МОН РФ, 14 работ в сборниках трудов Международных и региональных научно-практических конференций, а также в других изданиях.

РАЗДЕЛ 1
ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ ДОНБАССА

1.1 Общие сведения

Общее количество воды на планете составляет 1,5 млрд м^3, а пресной из них – всего 3 %. Большая часть такой воды находится в ледниках Гренландии и Антарктиды, а также в недрах земли (рисунок 1.1).

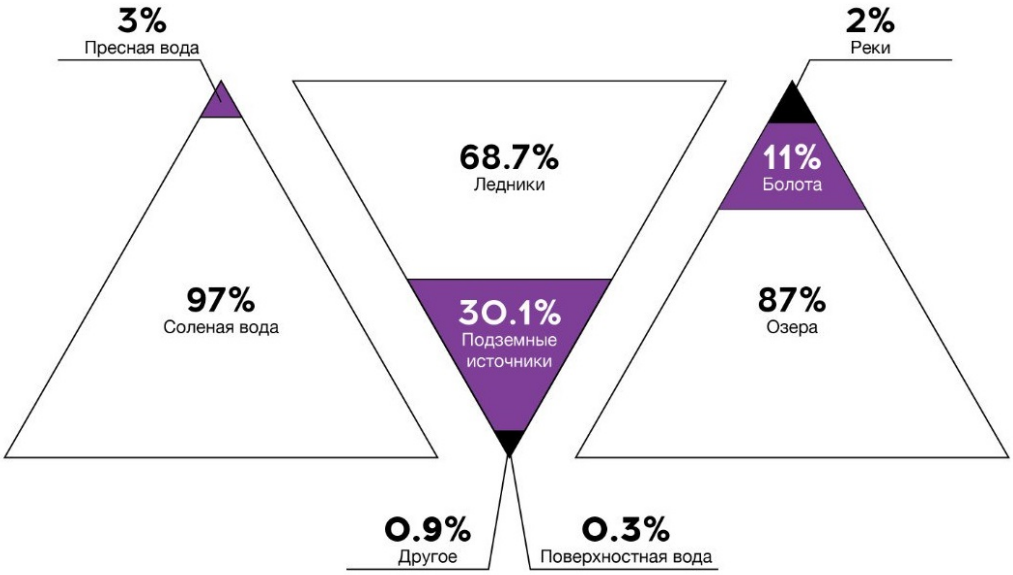

Рисунок 1.1 – Мировые запасы пресной воды и их структура

Ежегодный прирост населения на планете составляет порядка 83 млн человек. Согласно данным исследований, за период, когда численность населения увеличилась в 3 раза, использование пресной воды возросло в 17 раз. По прогнозам экспертов, через 20 лет потребность в водных ресурсах может возрасти еще втрое.

По данным исследований, 85 % инфекционных заболеваний переносятся через воду, более 2 млн человек на планете погибает из-за употребления загрязненной воды.

Под загрязнением водных объектов следует понимать любые изменения физических, химических и биологических свойств воды в связи со сбросом в них жидких, твердых и газообразных загрязняющих веществ.

Загрязненная вода в ряде случаев является опасной для использования, так как она наносит ущерб народному хозяйству и здоровью населения [1]. Загрязняющие вещества, попадая в природные водоемы, приводят к качественным изменениям, которые в основном проявляются в изменении физических свойств воды (появление неприятных запахов, привкусов и т.д.); в изменении химического состава (появление в ней вредных веществ); в наличии плавающих предметов на поверхности водного зеркала и осевших на дно водоемов [2].

Природная вода является путем транзита и местом конечной аккумуляции всех загрязнителей [3]. Поэтому оценка современного экологического состояния водных объектов является задачей первостепенной важности. В частности, возникает острая необходимость проведения анализа влияния основных загрязняющих веществ, содержащихся в воде, на окружающую среду.

В настоящее время вопросы комплексной оценки качества воды привлекают все большее внимание ученых во всем мире. Над проблемами рационального природопользования, разработки методов оценки качества воды, созданием эффективных способов ее глубокой очистки работают широко известные ученые: Т.И. Моисеенко, М.Г. Хубларян [4], А.О. Родина [5], Ж.М. Говорова [6], О.В. Гагарина [7], С.И. Дорогунцов [8], В.В. Волошин, В.М. Трегобчук [9], Б.М. Данилишин [10] и многие другие [11, 12].

1.2 Показатели качества воды

Экологическая ситуация в Донецком регионе характеризуется многими негативными тенденциями, среди которых главными являются постоянно растущие техногенные нагрузки на окружающую среду.

Водные объекты бассейна реки Северский Донец являются главным источником водоснабжения Донбасса, экономический потенциал которого является одним из важнейших факторов для устойчивого развития региона. Река Северский Донец является главной составной частью биосферы Донбасса, от состояния которой зависят благосостояние, здоровье и жизнь людей [13].

Факторы, влияющие на состояние (качество) водного объекта (рисунок 1.2), могут иметь как естественную природу, так и антропогенную, которая вызвана хозяйственной деятельностью человека. Изменяя факторы, влияющие на состояние водного объекта, можно регулировать качество его воды.

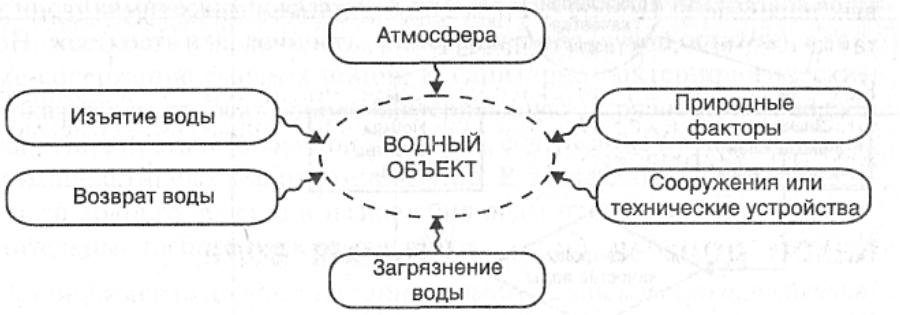

Рисунок 1.2 – Основные факторы, влияющие на экологическое состояние водного объекта

Большая часть использованной в промышленности пресной воды поступает обратно в реки и озера в виде возвратных вод, которые затем от водосборной территории по руслам рек стекают в моря и океаны [14]. Загрязненные возвратные воды, в конечном итоге, через притоки рек попадают в водные объекты, которые служат источником централизованного водоснабжения. В связи с этим возникает необходимость проводить контроль качества сбрасываемых возвратных вод в водные объекты. В результате сброса на протяжении многих лет производственных и коммунальных сточных вод, а также неочищенных ливневых и талых вод с территорий городов, предприятий, сельхозугодий, ухудшилось качество воды в большинстве рек, водохранилищ и прудов. Вследствие многолетней аккумуляции загрязняющих веществ в донных отложениях

большинство водных объектов по многим показателям, включая такие, как общая минерализация, жесткость превышает допустимые нормы.

По данным государственной статистической отчётности, в пределах Донецкого региона (в 2018 году), объём воды, получаемой из поверхностных водных объектов (в бассейне р. Северский Донец) составил 93 % из поверхностных водных объектов.

На рисунке 1.3 приведена динамика забора воды из поверхностных и подземных источников за 2017-2018 гг. в Донецкой Народной Республике [15].

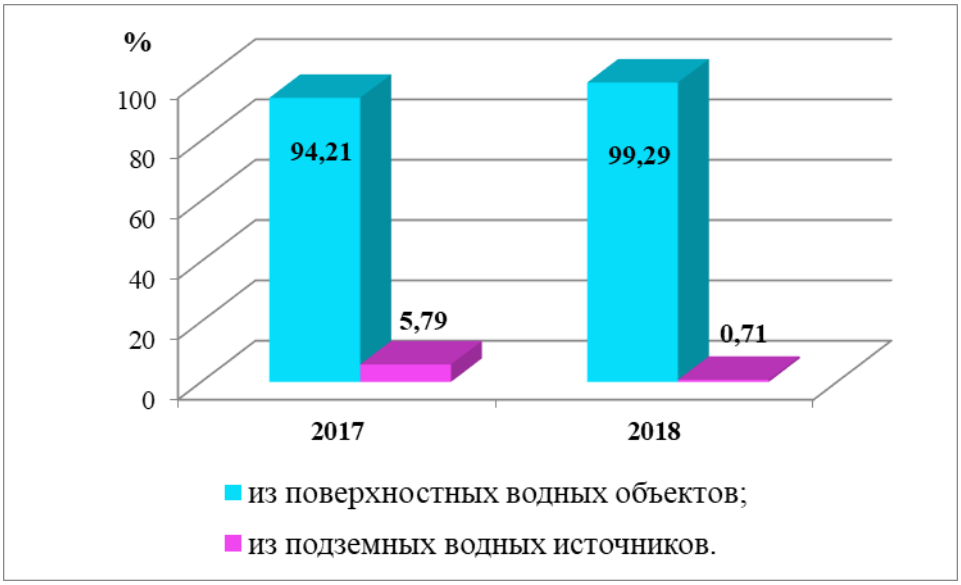

Рисунок 1.3 – Динамика забора воды за 2017-2018 гг. в Донецкой Народной Республике, %

Основными потребителями воды являются промышленность, сельское и коммунальное хозяйство. В сельском хозяйстве ее используют для полива растений, приготовления корма животным и т.д. В коммунальном хозяйстве вода используется для питьевых нужд, удовлетворения санитарно-гигиенических потребностей, в качестве теплоносителя для обогрева бытовых и хозяйственных помещений и т.п. Общее использование воды на потребности населения и отраслей экономики распределяется следующим образом: хозяйственно-питьевые – 42,0 %, производственные – 37,0 %, сельскохозяйственные – 0,3 %, орошение –

0,3 %, на другие цели (испарение и фильтрацию, пылеподавление, изготовление напитков и др.) – 20,4 %.

Наиболее существенным фактором, оказывающим влияние на качество воды в поверхностных водоемах региона, является количество и качественный состав поступающих в них возвратных вод. В поверхностные водные объекты поступает 7,6 % возвратных вод без очистки, 80,8 % недостаточно очищенных, 11,6 % нормативно очищенных на очистных сооружениях.

Структура водопользования имеет выраженную функциональную специфику. Это обуславливает распределение основных загрязнителей по отраслям, а именно: основной объём сброса недостаточно очищенных возвратных вод приходится на предприятия угольной промышленности (51 % от общего сброса) и жилищно-коммунального хозяйства (26 %) [13].

Актуальной проблемой также является сброс в водные объекты высокоминерализованных шахтных вод. Из общего объёма такого сброса 44 % подвергаются механической очистке, которая не позволяет очистить возвратные воды от тяжёлых металлов до показателей – нормативно-очищенных возвратных вод и только 2,5 % подвергаются физико-химической очистке [13]. Особую опасность для поверхностных водных объектов представляют городские сточные воды.

Оценка состояния поверхностных вод имеет два аспекта: качественный и количественный. Оба эти аспекта составляют одно из важнейших условий существования живых существ, в том числе и человека.

Оценка качества поверхностных вод относительно хорошо разработана и базируется на законодательных, нормативных и директивных документах. Основополагающим законом в данной области является Водный кодекс; санитарно-эпидемиологические требования к водным объектам определяет Закон «О санитарно-эпидемиологическом благополучии населения».

Согласно [16]: различают *дифференциальные, комплексные* и *интегральные* методы оценки качества воды:

Дифференциальный метод оценки качества основан на использовании единичных показателей качества. Единичный показатель качества характеризует одно из свойств [11, 16].

Комплексный метод оценки качества основан на использовании комплексных показателей качества. Комплексный показатель качества характеризует несколько свойств [11, 16].

Интегральный метод оценки качества основан на использовании суммы показателей качества [11, 16].

Таким образом, критерий качества воды может быть задан различными способами:

- одним признаком (показателем) – *дифференциальный метод* оценки качества воды;
- несколькими признаками (показателями) – *комплексный метод* оценки качества воды;
- формулой, связывающей содержание компонента в воде с его нормативным значением – *интегральный метод* оценки качества воды.

Одним из наиболее распространенных комплексных показателей оценки качества воды является гидрохимический индекс загрязнения воды (ИЗВ), который наиболее часто используется для оценки качества водных объектов. Этот индекс представляет собой среднюю долю превышения предельно-допустимой концентрации по строго определенному числу индивидуальных ингредиентов [17]. При расчете данного показателя из всего количества нормируемых компонентов, включая водородный показатель среды pH, содержание растворенного кислорода и биологическое потребление кислорода $БПК_5$, находят соотношение фактических концентраций к предельно-допустимым ($C_i/ПДК_i$) и проводят ранжирование полученного списка. ИЗВ рассчитывают по шести ингредиентам, которые имеют наибольшие значения приведенных концентраций, независимо от того превышают они ПДК или нет.

Индекс загрязнения воды (индекс опасности) рассчитывается по формуле (1.1) [18]:

$$I_{ЗВ} = \frac{1}{6}\sum_{i=1}^{6}\frac{C_i}{ПДК_i}, \qquad (1.1)$$

где C_i – концентрация азота аммонийного, азота нитритного, нефтепродуктов, фенолов, растворенного кислорода, а также $БПК_5$, мг/дм^3;

$ПДК_i$ – предельно-допустимые концентрации загрязняющих веществ в воде, мг/дм^3.

Для показателей растворенного в воде кислорода и $БПК_5$ нормы принимаются в соответствии с требованиями, приведенными в [19]. С учетом того, что $БПК_5$ является интегральным показателем, определяющим наличие легкоокисляемых органических веществ, а также учитывая тот факт, что с увеличением содержания легкоокисляемых органических веществ уменьшается содержание растворенного кислорода в воде.

Несмотря на то, что предельно допустимое значение по $БПК_{полн.}$ – не более 3 мг O_2/дм^3 для водоемов рыбохозяйственного, хозяйственно-питьевого водопользования и не более 6 мг O_2/дм^3 для водоемов культурно-бытового или рекреационного водопользования, для биологического потребления кислорода за 5 суток – $БПК_5$ устанавливаются специальные значения нормативов, зависящие от самого значения $БПК_5$ (таблица 1.1).

Таблица 1.1 – Норма для $БПК_5$, учитываемая при расчете ИЗВ [19]

Величина показателя $БПК_5$ (мгO_2/дм^3)	Норма
до 3 включительно	3
от 3 до 15	2
свыше 15	1

Концентрация растворенного кислорода при опреелении ИЗВ нормируется следующим образом: содержание его в пробе должно быть не ниже 4 мг/дм^3. Для каждого диапазона концентраций растворенного кислорода устанавливаются специальные значения соотношения C_i/ПДК$_i$- норма (таблица 1.2).

Таблица 1.2 – Норма для растворенного кислорода, учитываемая при расчете ИЗВ [19]

Концентрация растворенного кислорода (мгO_2/дм^3)	Норма
свыше 6	6
менее 6 до 5	12
менее 5 до 4	20
менее 4 до 3	30
менее 3 до 2	40
менее 2 до 1	50
менее 1 до 0	60

Для водородного показателя среды pH действующие нормативы для воды водных объектов различного назначения устанавливаются в интервале от 6,5 до 8,5. Поэтому каждое сверхнормативное значение pH, выходящее за границы этого диапазона, регламентируется специальными значениями соотношения C_i/ПДК$_i$ – норма (таблица 1.3).

Таблица 1.3 – Норма для pH, учитываемая при определении ИЗВ [19]

Значения pH ниже диапазона нормы (< 6,5)	Значения pH выше диапазона нормы (> 8,5)	Норма
Менее 6,5 до 6	Свыше 8,5 до 9	2
Менее 3 до 5	Свыше 9 до 9,5	5
Менее 5	Свыше 9,5	20

В зависимости от величины ИЗВ участки водных объектов подразделяют на классы качества воды (таблица 1.4). При этом устанавливается такое требование, чтобы индексы загрязнения воды сравнивались для водных объектов одной биогеохимической провинции и подобного типа, для одного и

того же водотока (по течению, во времени, и так далее), а также с учетом фактической водности текущего года.

Таблица 1.4 – Классы качества вод в зависимости от значения индекса загрязнения воды (ИЗВ) [19]

Наименование класса качества вод	Значения ИЗВ	Класс качества вод
Очень чистые	≤ 0,2	I
Чистые	> 0,2-1,0	II
Умеренно загрязненные	1,0-2,0	III
Загрязненные	2,0-4,0	IV
Грязные	4,0-6,0	V
Очень грязные	6,0-10,0	VI
Чрезвычайно грязные	> 10,0	VII

Использование ИЗВ приоритетно при установлении временной изменчивости качества воды. Несмотря на перечисленные выше достоинства ИЗВ, некоторые ученые [20, 21] отмечают, что использование данного показателя приводит к ошибочной оценке экологического состояния водных объектов, состав воды которых формируется под воздействием водно-болотных процессов. В таком случае нецелесообразно использовать этот показатель для пространственной оценки загрязненности воды в речных бассейнах с резко отличающимися природными факторами формирования воды.

О повышении индикативности ИЗВ, как показателя качества воды, указывает в своей работе и З.Г. Гольд с соавторами [21]. Авторы предлагают включить все ингредиенты химического состава исследуемой воды (а не только шесть приоритетных).

Индекс качества воды (ИКВ) – обобщённая числовая оценка ее качества по совокупности основных показателей для конкретных видов водопользования [18]. Индексы качества воды устанавливают на основе экспериментальных исследований, теоретических расчётов или специальной экспертизы [22].

Индекс качества воды определяется по формуле (1.2) [18]:

$$I_K = \frac{1}{3}\left(I_1 + I_2 + I_3\right), \tag{1.2}$$

где I_1 – индекс солевого загрязнения, определяется по формуле (1.3) [18];

I_2 – индекс эколого-санитарного состояния, рассчитывается по формуле (1.4) [18];

I_3 – индекс специфического загрязнения, определяется по формуле (1.5) [18].

$$I_1 = \frac{1}{3}\sum_{i=1}^{3}\frac{C_i}{C_{fi}}, \tag{1.3}$$

где C_i – солевой состав (мг/л): минерализация, сульфаты, хлориды, мг/дм^3;

C_{fi} – минимально наблюдаемое значение соответствующего показателя при загрязнении водного объекта за последние 50 лет, мг/дм^3.

$$I_2 = \frac{1}{11}\sum_{i=1}^{11}\frac{C_i}{C_{fi}}, \tag{1.4}$$

где C_i – содержание взвешенных веществ, азота аммонийного, азота нитритного, азота нитратного, фосфора, фосфатов, растворенного кислорода (мг/дм^3), pH (единиц), показатель насыщения кислородом (%), перманганатная окисляемость (мг O_2/дм^3), биохимическое потребление кислорода (мг O_2/дм^3);

C_{fi} – минимально наблюдаемое значение соответствующего показателя при загрязнении водного объекта за последние 50 лет, мг/дм^3.

$$I_3 = \frac{1}{8}\sum_{i=1}^{8}\frac{C_i}{C_{fi}}, \qquad (1.5)$$

где C_i – содержание таких веществ, как: медь, цинк, хром общий, железо общее, марганец, нефтепродукты, фенол, поверхностно-активные вещества (мкг/дм^3);

C_{fi} – минимально наблюдаемое значение соответствующего показателя при загрязнении водного объекта за последние 50 лет, мкг/дм^3.

При выполнении настоящей диссертационной работы на основе результатов контроля за качеством исходной воды в канале Северский Донец-Донбасс были рассчитаны два показателя, которые позволяют оценить качество воды в водном объекте – индекс загрязнения воды и индекс качества воды (рисунок 1.4, 1.5).

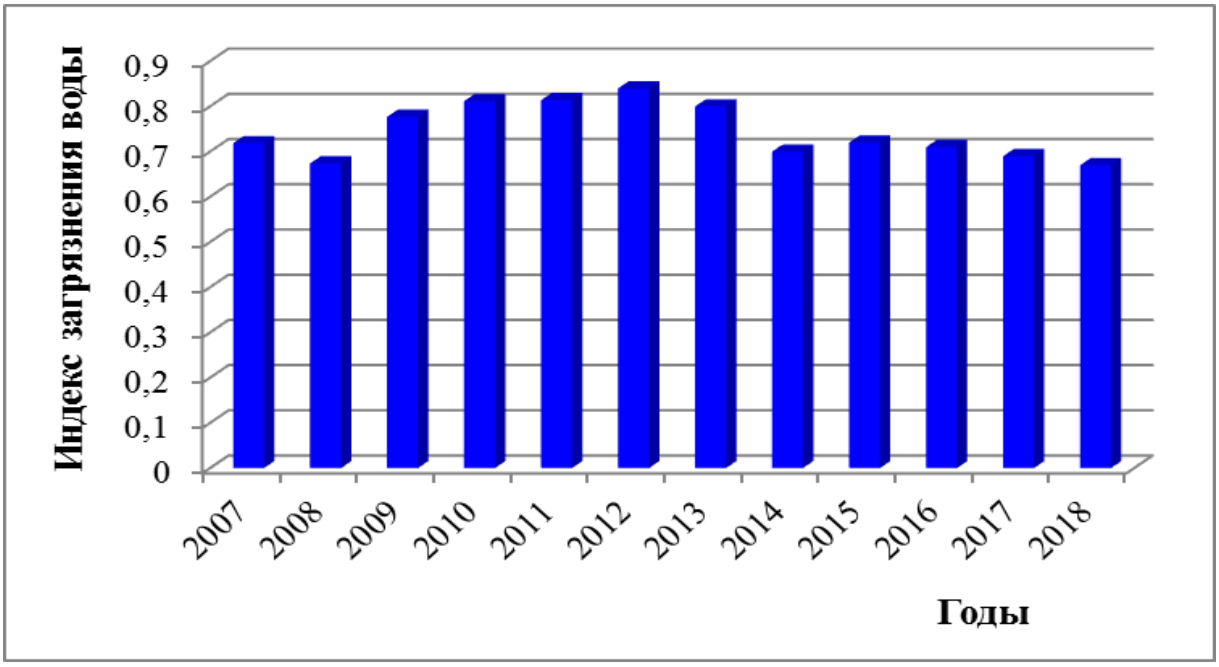

Рисунок 1.4 – Изменение индекса загрязнения воды в канале Северский Донец-Донбасс за период 2007-2018 гг.

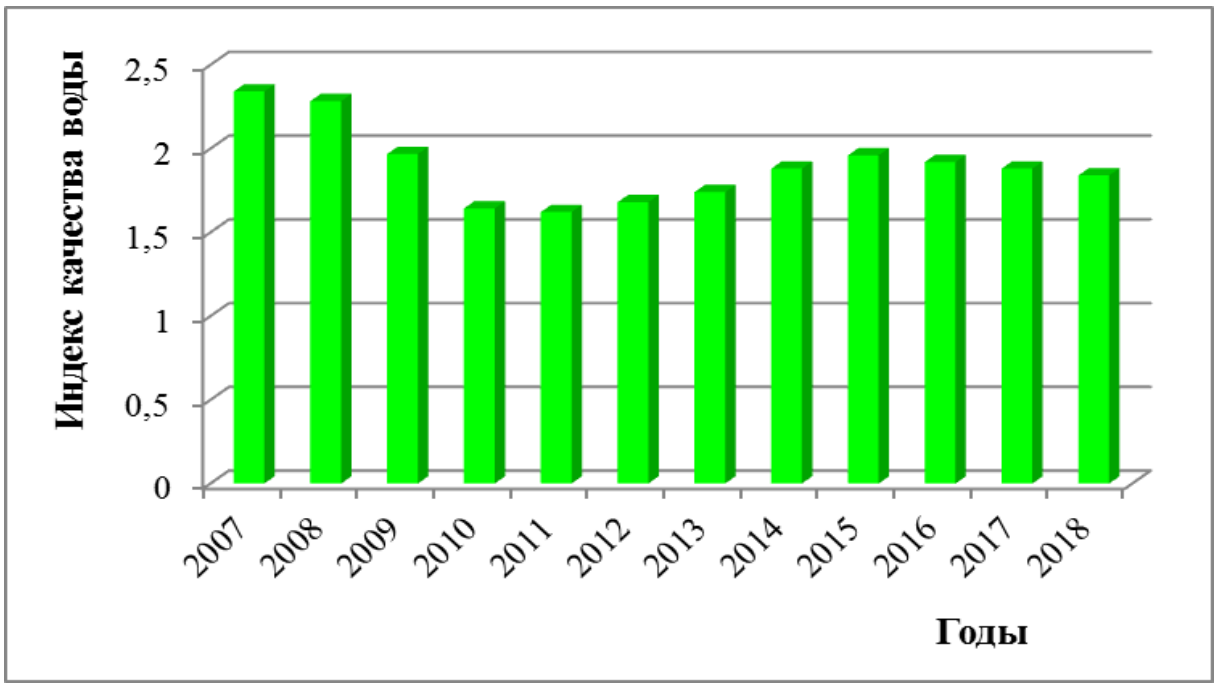

Рисунок 1.5 – Изменение индекса качества воды в канале Северский Донец-Донбасс за период 2007-2018 гг.

Проведенный анализ показывает, что с 2007 г. по 2012 г. наблюдался рост индекса загрязнения воды. Это указывает на увеличение содержания в воде таких загрязняющих веществ как: азот аммонийный, азот нитритный, нефтепродукты, фенолы. Дальнейшее увеличение индекса в 2014-2018 гг., вероятно, связано с осложнением социально-экономической ситуации в регионе.

Индекс изменения качества воды, в свою очередь, имеет тенденцию к снижению в период с 2007 по 2011 г. В 2018 г. индекс качества воды, учитывающий солевой состав, а также содержание специфических загрязнителей (соединений железа, меди, цинка, хрома, марганца, нефтепродуктов, поверхностно-активных веществ), по сравнению с 2012 г. снизился на 21 %. Вероятно, это связано со снижением количества сбрасываемых возвратных вод промышленных предприятий в бассейн р. Северский Донец.

1.3 Загрязняющие вещества водоемов

По данным государственного комитета статистики объемы использования воды бассейна р. Северский Донец приведены в таблице 1.5.

Таблица 1.5 – Объемы использования воды бассейна р. Северский Донец

Год	Наименование водного объекта	Забрано, млн $м^3$	Использовано, млн $м^3$	Водоотведение, млн $м^3$	
				всего	из них загрязненных
2009	Бассейн р. Северский Донец	1431	803	649	176
2015		632,3	205,5	103,0	32,63
2018		804,8	197,2	9,6	2,5

Из данных, приведенных в таблице 1.5, следует, что объемы забираемой воды из поверхностных водных источников значительно больше, чем объемы использованной воды. Это объясняется тем, что показатель количества забираемой воды включает в себя объемы откачиваемых шахтных вод, поступающих в поверхностные водные объекты. Такие шахтные воды зачастую недостаточно очищены и, тем самым, представляют значительную опасность для окружающей среды.

В таблице 1.6 приведены усредненные показатели содержания соединений металлов в водных объектах Донецкого региона (бассейна р. Северский Донец) [13].

Таблица 1.6 – Содержание соединений металлов в воде водных объектов Донбасса

Наименование загрязняющего вещества	Среднегодовая концентрация, мг/$дм^3$	ПДК загрязняющих веществ, мг/$дм^3$	
		в воде водных объектов культурно-бытового назначения	в воде водных объектов рыбохозяйственного назначения
1	2	3	4
Медь	0,74	1,0	0,001

Продолжение таблицы 1.6

1	2	3	4
Никель	0,012	0,1	0,01
Цинк	0,99	1,0	0,01
Хром$^{6+}$	0,09	0,05	0,001
Марганец	0,12	0,1	0,01
Алюминий	0,23	0,2	0,04
Железо общее	0,183	0,3	0,1

С возвратными водами в поверхностные водоемы поступает большое количество загрязняющих веществ: биогенные элементы, соли тяжёлых металлов, нефтепродукты, ПАВ и др. При этом соединения металлов являются наиболее распространенными токсичными веществами, которые содержатся в природных и сточных водах.

На рисунке 1.6 приведены объемы поступления соединений металлов в реки Донбасса с возвратными водами по официальным данным государственного комитета статистики Донецкой Народной Республики [23].

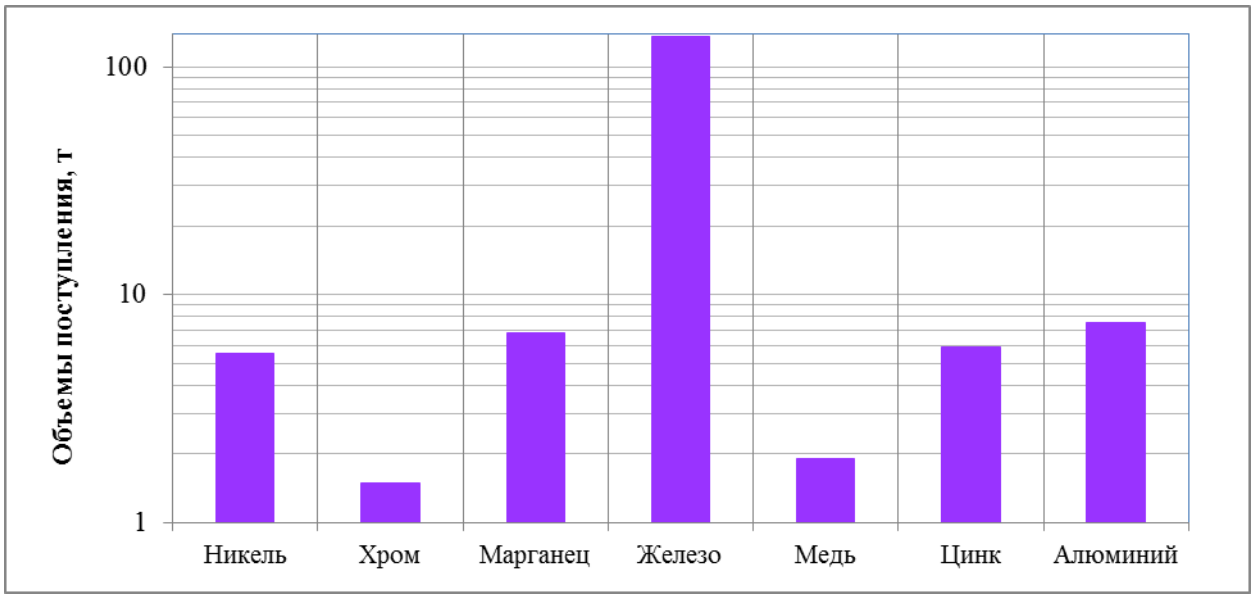

Рисунок 1.6 – Объемы поступления некоторых соединений металлов в реки Донбасса с возвратными водами

Донецкий регион, наряду с предприятиями угольной промышленности, характеризуется высокой концентрацией металлургических производств,

сосредоточенных в городах Донецк, Макеевка, Енакиево, Харцызск. Особенностью таких предприятий является большое потребление воды и высокие концентрации загрязняющих веществ (в основном соединений железа) в стоках.

Сбрасываемые шахтные воды являются высокоминерализованными. Они содержат ряд соединений тяжелых металлов (марганца, меди, железа, хрома, никеля, цинка). Содержание таких микроэлементов обусловлено их количеством в подземных водах угленосных отложений и процессами, которые связаны с миграцией химических элементов из горных пород в шахтные воды [24].

Содержание отдельных микроэлементов в шахтных водах (см. таблицу 1.7) превышает предельно-допустимые концентрации (ПДК). Это вызывает необходимость отвода таких стоков с их разбавлением пресной водой или предварительной очисткой перед сбросом в водоемы [24, 25].

Таблица 1.7 – Содержание соединений металлов в шахтных водах [24]

Наименование загрязняющего вещества	Содержание в шахтных водах, мг/дм^3		ПДК загрязняющих веществ, мг/дм^3	
	от	до	в воде водных объектов культурно-бытового назначения	в воде водных объектов рыбохозяйственного назначения
1	2	3	4	5
Медь	0,007	0,096	1,00	0,001
Кобальт	0,020	0,454	0,10	0,01
Никель	0,002	0,720	0,10	0,01
Цинк	0,094	4,540	1,00	0,01
Молибден	0,002	0,010	0,25	0,0012
Хром$^{6+}$	0,003	0,011	0,05	0,001
Титан	0,007	1,137	0,10	0,06
Марганец	0,010	8,640	0,10	0,01
Алюминий	0,131	144,000	0,20	0,04
Литий	0,052	0,140	0,03	0,08
Железо общее	0,230	293,000	0,30	0,10

Алюминий содержится практически во всех природных водоемах, так как является одним из самых распространенных элементов в земной коре. Соединения этого металла попадают в природные воды при частичном

растворении глин и алюмосиликатов, а также в результате поступления со сточными водами различных производств (химическая, металлургическая, горная промышленности, строительство, машиностроение и др.).

Сульфат алюминия широко используется в качестве коагулянта в процессах водоподготовки для хозяйственно-бытовых нужд. Его содержание в питьевой воде в значительных количествах является результатом нарушений технологии и недостаточного контроля при проведении этих процессов. Содержание алюминия в водоисточниках колеблется в широких пределах от 2,5 до 121,0 мг/дм^3 [26, 27].

Процесс коагуляционной очистки природных и возвратных вод сопровождается проблемами ухудшения качества очищенной воды, причины которых на сегодняшний день в полной мере еще не установлены.

1.4 Влияние соединений металлов на окружающую среду

Возвратные воды, содержащие соединения металлов, представляют большую опасность для окружающей среды и человека. Недостаточно очищенные возвратные воды поступают в природные водоемы. При этом загрязняющие вещества накапливаются в воде и донных отложениях и являются источником вторичного загрязнения. Соединения металлов сравнительно быстро распространяются по всему объему водного объекта. Часть из них выпадает в осадок в виде карбонатов, сульфатов, остальные адсорбируются на минеральных и органических включениях. В результате этого содержание металлов в отложениях постоянно увеличивается. При исчерпании адсорбционной способности осадков, загрязняющие вещества поступают в воду, что и приводит к неблагоприятным последствиям.

1.4.1 Характеристика воздействия на растительность и животный мир водных объектов. Соединения металлов в водоемах губительно влияют на флору и фауну, тормозят процессы их самоочищения. Аккумуляция соединений металлов тканями рыб создает угрозу отравления людей через рыбные продукты,

употребляемые в пищу. Кадмий, цинк, медь, кобальт накапливаются в тканях рыб в количествах в 2-210 раз больших, чем они содержатся в водоемах [26, 28].

Соединения алюминия оказывают заметное вредное воздействие на растительный мир водных объектов при содержании 1 мг/дм^3 и более [28]. Они образуют нерастворимые соединения с фосфатами и тем самым нарушают поглощение их корнями растений [29]. Вследствие этого использование воды, содержащей соединения алюминия, для орошения сельскохозяйственных культур считается нецелесообразным. Кроме этого отмечается конкуренция между алюминием и железом и угнетение усвоения железа клетками растений [30]. Специальными исследованиями установлено отрицательное влияние алюминия на ассимиляцию азота [31].

Токсичность алюминия увеличивается при выпадении «кислотных дождей», так как его соединения переходят в растворенное состояние [32].

1.4.2 Влияние на организм человека. Вредное действие на организм человека оказывают многие неорганические соединения, в том числе и соединения металлов. Многие исследователи указывают на опасность действия загрязняющих веществ на здоровье населения через питьевую воду [26, 33, 34].

Поступая в организм человека, соединения металлов накапливаются в нем и вызывают различные заболевания. В микроколичествах железо, цинк и другие металлы жизненно необходимы, так как участвуют в разных формах метаболизма, переносе, синтезе веществ. Однако, в концентрациях, превышающих предельно-допустимые, эти металлы представляют большую опасность для здоровья людей.

Большую опасность для здоровья человека представляет наличие в питьевой воде соединений алюминия, которые в виде коагулянтов применяются на установках очистки природной воды.

Растворимые соединения алюминия, поступающие в водоемы с возвратными водами, сохраняются в растворенном состоянии длительное время и могут оказывать негативное влияние на организм человека через питьевую воду [35]. В то же время в малых дозах алюминий относится к жизненно необходимым

элементам. Этот металл входит в состав тканей животных и растений [36]. Суточная потребность для взрослого человека составляет 35-49 мг/кг [37].

Алюминий в организме участвует в образовании фосфатных и белковых комплексов, в процессах регенерации соединительной, костной [38] и эпителиальной ткани. В зависимости от концентрации может оказывать активирующее или тормозящее воздействие на пищеварительные ферменты, способен воздействовать на функцию околощитовидных желез [39, 40]. Дефицитом алюминия считается доза, поступающая в организм человека в количестве менее 1 мкг в сутки.

Многие медицинские исследования [34, 36, 41-43] указывают на то, что избыточные концентрации алюминия в организме оказывают отрицательное воздействие на следующие органы: центральную нервную систему, кости, почки, костный мозг. Токсичность данного металла связывают со способностью влиять на функции околощитовидных желез, образовывать соединения с белками, накапливаться костной и нервной тканях, в почках, а также с вероятностью проявления антагонизма по отношению к кальцию и магнию, фосфору, цинку и меди [44-46]. Он может тормозить усвоение некоторых микроэлементов, аминокислот, витаминов группы B_6 и С [47].

Алюминий способен привести к дефициту магния и марганца в организме, также он конкурирует с усвоением фосфора, кальция и железа. Он способен изменять энергообмен в клетках. В результате чего клетки теряют способность к нормальному размножению, порождают различные опухоли [41].

В научной литературе приведены данные о мутагенной активности алюминия [45]. У детей этот элемент вызывает анемию [46, 47], заболевания печени, почек, колиты. Интоксикация взрослого населения алюминием часто сопровождается мышечными подёргиваниями и судорогами, болями в желудке и во всём теле, снижением веса и ухудшением аппетита, нарушением фосфорно-кальциевого обмена, изменением состава крови, постоянным кашлем, дезориентацией в пространстве, потерей памяти [48].

Ионы алюминия медленно накапливаются в достаточно долго живущих клетках – нейронах [49]. К важнейшим проявлениям нейротоксического действия металла относят следующие: нарушения двигательной активности, слабоумие, потерю памяти, психопатические реакции, судороги [50, 51]. Многие исследования доказывают, что алюминий играет значительную роль в возникновении таких заболеваний нервной системы, как болезнь Альцгеймера (чаще всего подвержены заболеванию люди в зрелом возрасте, которое сопровождается провалами памяти, дезориентацией в пространстве, прогрессирующим слабоумием) [52], паркинсоническое слабоумие (проявляется в дрожании кистей рук, головы из-за повышения тонуса мышц, нарушений в психоэмоциональном состоянии в виде появления обидчивости, эгоизма) [53, 54]. В некоторых научных публикациях указывают на прямую взаимосвязь между употреблением питьевой воды, загрязненной соединениями алюминия, и развитием деменции [55].

Токсическое действие соединений алюминия может проявляться даже спустя десятилетия. Особенно склонны к негативному воздействию алюминия дети и пожилые люди [56]. У детей избыточные концентрации алюминия вызывают повышенную возбудимость, головные боли. Гиперактивность, агрессивность подростков, нарушения памяти могут являться результатом даже небольших повышенных концентраций соединений алюминия в организме [57].

По данным некоторых исследователей интоксикация алюминием может приводить к развитию остеохондроза, рахита и других заболеваний опорно-двигательного аппарата [58, 59].

Согласно статистическим данным рост уровня распространенности заболеваний среди населения Донецкого региона ежегодно растет на 3-4 % (рисунок 1.7).

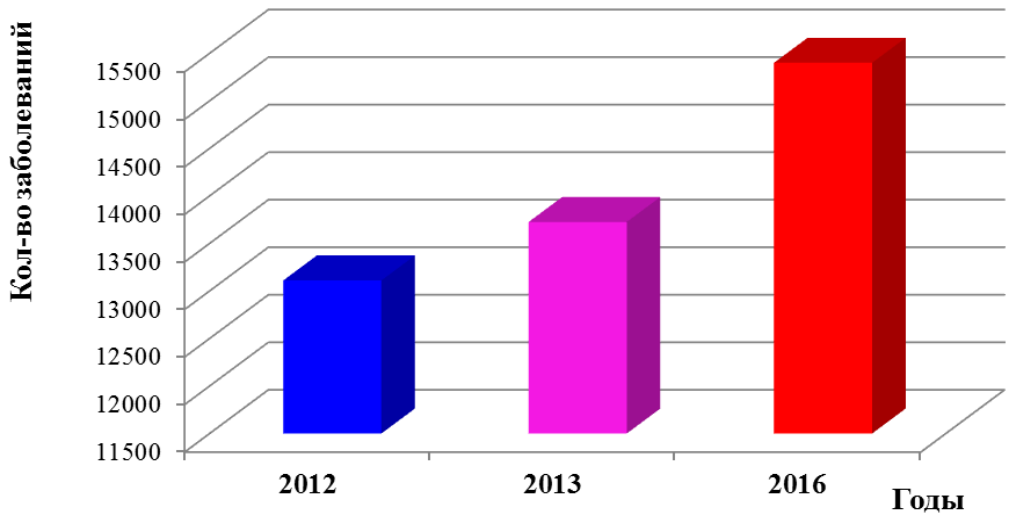

Рисунок 1.7 – Динамика изменения уровня распространенности заболеваний среди населения Донецкого региона с 2012 по 2016 г.

В мировой практике достаточно большое внимание уделяется проблеме сохранения здоровья людей, в частности уменьшения влияния соединений алюминия на возникновение болезни Альцгеймера. В странах западной Европы проведены подробные исследования по распространению деменции. Учитывая отсутствие статистических данных по распространению этого заболевания в России и Украине, в настоящей работе были обработаны статистические данные распространения деменции в Австрии и составлен прогноз распространения заболевания [60].

Распространенность деменции резко возрастает в пожилом возрасте. Если в возрасте до 65 лет распространенность деменции составляет около одного процента, то с увеличением возраста резко увеличивается и достигает 13 % в возрастной группе около 80 лет. Возраст, таким образом, является одним из важнейшим фактором риска развития деменции. На рисунке 1.8 представлена зависимость распространенности болезни Альцгеймера для различных возрастных групп населения [61].

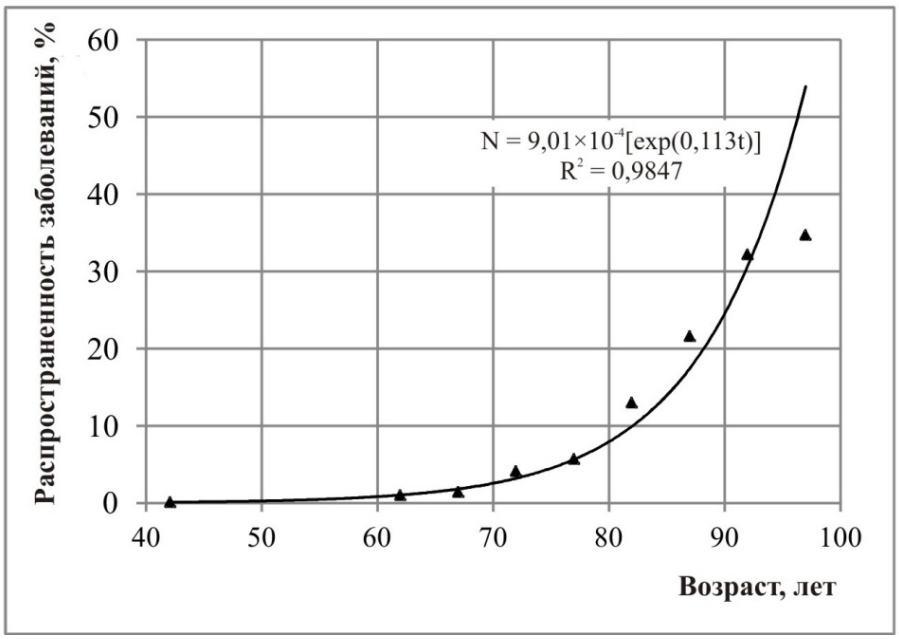

Рисунок 1.8 – Зависимость распространенности болезни Альцгеймера от возраста человека, употребляющего воду, загрязненную соединениями алюминия

По результатам проведенного литературного обзора, основываясь на результатах международных эпидемиологических исследований, а также данных австрийского статистического бюро, был составлен прогноз распространения заболеваемости деменцией среди населения. Прогнозируемый прирост деменции представлен на рисунке 1.9 [62].

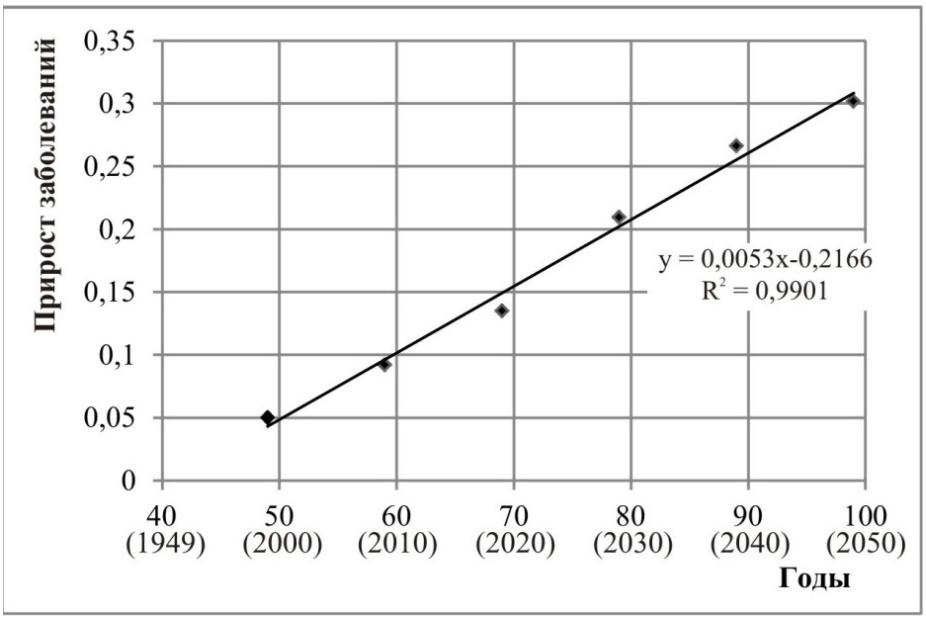

Рисунок 1.9 – Распространенность деменции на 1 тыс. чел. населения

1.5 Выводы

1. Водные объекты бассейна реки Северский Донец являются основными источниками водоснабжения Донецкого региона. В результате сброса загрязненных сточных вод, например, больших объемов откачиваемых шахтных вод (145-148 млн $м^3$ в год), ухудшается экологическое состояние водных объектов. В большинстве случаев, недостаточно очищенные сточные воды, попадают в источники централизованного водоснабжения.

2. Проведен анализ качества воды в канале Северский Донец-Донбасс по двум показателям: индексу загрязнения воды и индексу качества воды. С 2007 г. по 2012 г. наблюдался рост индекса загрязнения воды. Это вызвано увеличением содержания в воде азота аммонийного, нитритов, нитратов, нефтепродуктов, фенолов и других загрязняющих веществ. Индекс изменения качества воды с 2007 г. по 2011 г снижался, а с 2012 г по 2015 г. наблюдалась тенденция его увеличения. Так, например, в 2015 г. его прирост составил 17 %. По состоянию на 2018 г. индекс качества воды, учитывающий ее солевой состав, содержание соединений железа, меди, цинка, хрома, марганца, а также нефтепродуктов, поверхностно-активных веществ, по сравнению с 2012 г. снизился на 21 %. Вероятно, это связано с уменьшением количества сбрасываемых возвратных вод промышленных предприятий.

3. К основным загрязняющим веществам, содержащимся в воде поверхностных водоемов Донецкого региона, и представляющим опасность для окружающей среды, относятся соединения алюминия, содержание которых в водоемах культурно-бытового и рыбохозяйственного назначения больше ПДК в 3-30 раз, а также соединения железа, превышение нормативных значений которых увеличено в 4-50 раз. Необходимо отметить, что эти соединения несут опасность для водных объектов региона, так как загрязнение ими чаще носит устойчивый характер, а уровень загрязнения – высокий.

4. Систематизированы данные, которые показывают, что повышенное содержание соединений алюминия в водоемах оказывает негативное влияние на высшую водную растительность и животный мир водных объектов. При этом нарушается ионный обмен и процесс дыхания у рыб, а также уменьшается популяция гидробионтов.

5. Большое негативное влияние соединения металлов оказывают на здоровье людей, проявляясь в нарушении минерального обмена веществ, нарушении роста клеток, а также отрицательно отражаясь на функциях нервной системы. Это способствует возникновению таких заболеваний как, деменция или болезнь Альцгеймера.

6. Распространение деменции резко возрастает в пожилом возрасте. До 55 лет заболеваемость населения составляет около одного процента, однако с увеличением возраста (до 80 лет) зафиксированное количество случаев этого заболевания достигает своего максимума (около 13 %).

РАЗДЕЛ 2
СОВРЕМЕННЫЕ СПОСОБЫ ОЧИСТКИ ПИТЬЕВОЙ ВОДЫ

2.1 Общие сведения

Вопросы водоснабжения, очистки природных и сточных вод приобретают в настоящее время большое практическое значение.

Практически все населенные пункты, включая размещенные в них промышленные предприятия, имеют общие проблемы, которые связаны с поиском новых источников водоснабжения, а также глубокой очисткой природных и сточных вод.

Выбор оптимальной (высокоэффективной) технологической схемы очистки воды является достаточно сложной задачей. Это обусловлено многообразием находящихся в воде загрязняющих веществ и высокими требованиями, предъявляемыми к качеству очищенной воды. При выборе способа очистки возвратных вод необходимо учитывать не только их состав, но и требования, которым должна удовлетворять очищенная вода: при сбросе в водоемы, а при использовании в промышленном производстве – требованиям, которые обеспечивают реализацию конкретных технологических процессов.

Настоящий раздел посвящен рассмотрению особенностей современных способов очистки природных и сточных вод в отечественной и мировой практике.

2.2 Анализ существующих способов очистки воды в мировой практике

В мировой практике выбор оптимального способа очистки зависит от местных условий и уровня загрязнения воды. Применяемый способ, в каждом конкретном населенном пункте, в значительной степени зависит от характеристик исходной воды. Там, где это возможно, используют водные ресурсы, которые

требуют минимальных затрат на очистку, с целью снижения капитальных и эксплуатационных затрат [63].

Так, например, в настоящее время в США и странах ЕС для очистки используют минимальное количество оборудования, которое, как правило, рассчитано на очистку воды из водохранилищ, содержащей небольшой процент взвешенных твердых веществ и наличия в водоеме водорослей. В этом случае окончательное обеззараживание воды может гарантировать снабжение населенных пунктов безопасной очищенной водой [63].

На рисунке 2.1, в упрощенном виде, показаны различные процессы очистки воды для снабжения населенных пунктов, которые применяются в США, а также в странах ЕС [63, 64]. В зависимости от качества исходной воды используют одну из семи представленных на рисунке 2.1 схем очистки.

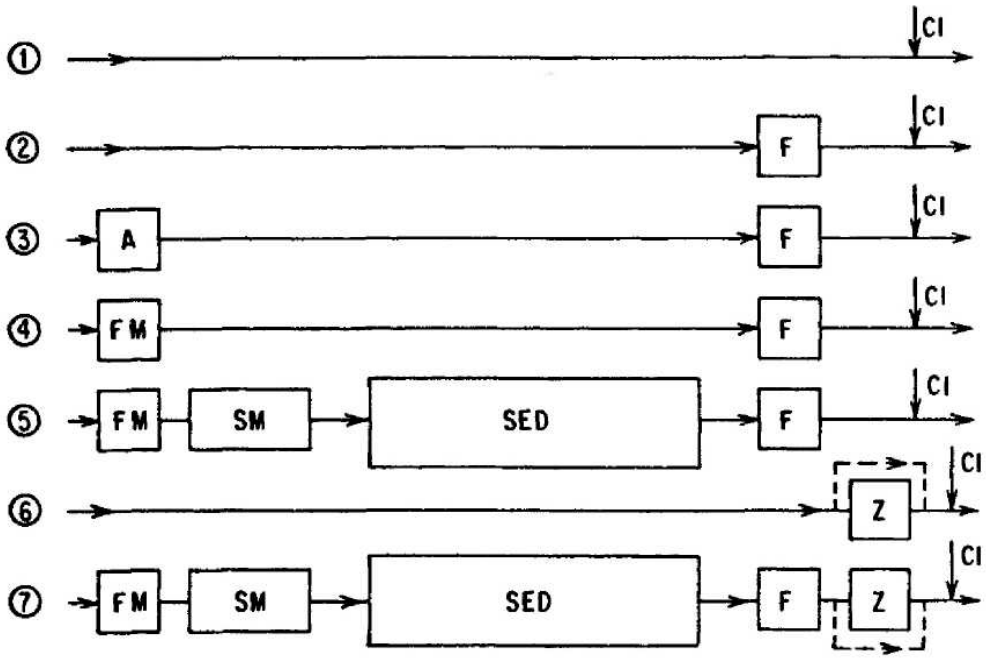

Рисунок 2.1 – Упрощенные схемы процессов очистки воды: A – аэратор, F – фильтр, FM – быстрое смешивание, SM – медленное смешивание, SED – отстойник, Z – цеолит, Cl – хлорирование.

Наиболее распространенным способом снабжения населенных пунктов очищенной водой является схема 1, согласно которой воду забирают из водного

объекта, обеззараживают путем хлорирования и подают насосами непосредственно в распределительную систему водоснабжения. Системы такого типа, в основном, небольшие и за их работой нередко осуществляется лишь периодический контроль [62]. Обслуживающие объект сотрудники несут ответственность за поддержание высокого качества воды путем применения химической и бактерицидной обработки. В некоторых случаях, при применении вышеуказанной схемы, для окончательной стабилизации и в целях максимально возможного уменьшения коррозии или накипи, может использоваться полифосфат. Если не рекомендуется использовать воду из данного источника для бытовых нужд, то каждый домовладелец, желающий использовать эту воду для собственных нужд, обязан предусмотреть цеолитовое умягчение воды или установить фильтр с активированным углем [63, 65].

На некоторых установках (схема 2) для умягчения воды используются медленные песчаные фильтры. Однако, в настоящее время, более широко используются скорые песчаные фильтры. Поскольку возможности песчаного фильтра задерживать взвешенные вещества ограничены, такая система обычно применяется только при заборе воды высокого качества из водохранилищ. При этом после очистки предусматривается только обеззараживание (озонирование или хлорирование). Фильтры могут также устанавливаться для очистки воды из водоемов, в которой присутствует железо [63, 64].

Перед фильтром (схема 3) предусмотрена установка аэратора для устранения привкуса и запахов, а также для окисления железа. После этого обычно проводится известкование для повышения pH примерно до 8,0-8,5 и флокуляционная очистка, так как соединения железа, как правило, находятся в коллоидном состоянии [66, 63].

При очистке поверхностных вод, содержащих большое количество взвешенных веществ, после узлов быстрого перемешивания (схема 5), предусматриваются флокулятор с медленным перемешиванием и отстойник, в котором вода находится для осаждения большей части взвешенных веществ, выпадающих в виде хлопьевидного осадка. Это значительно уменьшает нагрузку

на фильтр. Удержание воды позволяет также проводить ее обеззараживание хлором, добавляемым перед вводом коагулянтов или вместе с ними для уменьшения затрат на окончательное хлорирование. Для улучшения процесса флокуляции, из-за разложения некоторых органических загрязняющих веществ, можно также проводить предварительное хлорирование [64, 63].

В некоторых случаях, возникает проблема, которая связана с наличием в очищенной воде соединений кальция и магния. Такую воду умягчают при помощи установок цеолитового умягчения (схема 7). При этом часть воды пропускают через обводной трубопровод. В ряде случаев предусматривается не только осветление поверхностной воды, но и подачу части воды на установку для ее окончательного умягчения. Показанный на рисунке 2.1 отстойник может служить для известкового умягчения и осветления, уменьшая, таким образом, нагрузку на установки цеолитового умягчения [63].

Следует отметить, что отдельные процессы очистки воды, включенные в общую схему (рисунок 2.1), могут использоваться в различных комбинациях.

Использование приведенных на рисунке 2.1 схем очистки воды для условий Донецкого региона не представляется возможным в связи с существенным отличием качества исходной воды, а также содержания в ней специфических загрязняющих веществ.

2.3 Технологическая схема подготовки воды для хозяйственно-бытовых и производственных целей

Параметры исходной воды, используемой в качестве источников водоснабжения, изменяются в широких пределах. Наибольшие различия наблюдаются в характеристиках поверхностных и грунтовых вод, жесткой и мягкой воды, а также речной и воды из водохранилищ. Этими отличиями обусловлены различные требования к борьбе с водорослями, снижению мутности, умягчению, стабилизации и обеззараживанию воды.

Вода из водных источников, находящихся в пределах определенного геологического района, имеет сходные характеристики. Существует тенденция к использованию имеющихся в большом количестве поверхностных вод, в результате чего уменьшается риск просадки грунта вследствие нерегулируемого забора подземных вод.

Исходная вода, с постоянными низкими показателями мутности, легче поддается очистке. Вода с повышенной цветностью и низкой щелочностью требует применения специальных технологий очистки [67].

На рисунке 2.2 приведена используемая в настоящее время схема очистки воды для питьевых нужд населения на станциях водоподготовки Донецкой Народной Республики [23].

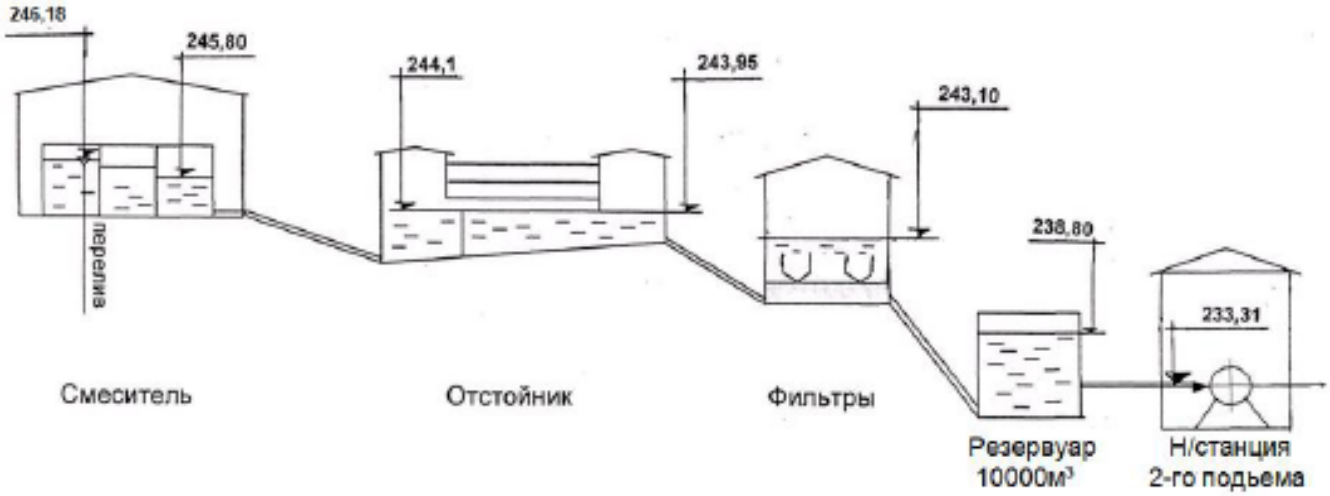

Рисунок 2.2 – Принципиальная схема используемой в ДНР схемы очистки воды на фильтровальной станции [23]

В процессе подготовки питьевой воды по используемой схеме предусмотрены следующие методы обработки воды: коагулирование, флокулирование, углевание, перманганирование, известкование, отстаивание, фильтрование, обеззараживание.

Исходная вода, подаваемая насосными станциями 1-го подъема на фильтровальную станцию, поступает в смеситель, где происходит тщательное

перемешивание ее с вводимыми реагентами (хлор, коагулянт, перманганат калия, активированный уголь, известь). При введении в обрабатываемую воду коагулянта в смесителе протекает первая фаза коагулирования – гидролиз ионов трехвалентного алюминия и помутнение. Очищаемая вода из секций смесителя поступает в камеры хлопьеобразования. Отвод воды из таких камер осуществляется через дырчатую перегородку. В камерах хлопьеобразования завершается вторая стадия коагуляции – укрупнение коллоидных частиц, образовавшихся в результате гидролиза коагулянта в смесителе и образование хлопьев.

Фильтровальная станция имеет в своем составе горизонтальные отстойники, которые предназначены для выделения путем отстаивания основной массы взвешенных веществ перед поступлением очищаемой воды на фильтры. Фильтровальная станция оборудована скорыми фильтрами.

После фильтров вода, с введенным в нее хлором для обеззараживания, поступает в резервуары чистой воды. В результате длительного контакта хлора с водой, происходит ее обеззараживание. Далее осуществляется подача питьевой воды из резервуаров чистой воды во всасывающие коллекторы насосной станции 2-го подъема для дальнейшей транспортировки потребителям.

2.3.1 Теоретические основы процесса коагуляции. Обработка загрязненной воды коагулянтами применяется для ее очистки от взвешенных веществ и снижения цветности. При этом происходит осаждение тяжелых металлов, по свойствам близких к вводимому в раствор коагулянту. Процессы коагуляции применяются в тех случаях, когда скорость естественного осаждения загрязняющих частиц очень мала.

Чаще всего обработка коагулянтами производится для очистки воды открытых водоемов. При этом, наряду с очисткой воды от взвешенных веществ, происходит также удаление из нее планктонных организмов, веществ, которые обуславливают цветность, существенно снижается бактериальная загрязненность [68].

Эффективность процессов коагуляции и флокуляции зависит от правильного выбора способов осветления воды и ее умягчения известью. При очистке поверхностных вод следует учитывать, что мутная вода содержит взвешенные и легко осаждающиеся твердые вещества. Значительная часть трудно осаждающихся твердых частиц может находиться в коллоидном состоянии [68]. В состав коллоидных частиц, встречающихся в природной и возвратных водах, входят глина, диоксид кремния, тяжелые металлы, пигменты, а также твердые органические вещества (остатки мертвых организмов). Образование коллоидов возможно также в процессах осаждения, например, при умягчении воды известью [69].

Содержащиеся в воде коллоидные вещества характеризуются различными размерами [70]. Для обеспечения необходимого размера коллоидных частиц и, соответственно, скорости их осаждения, всегда необходим процесс коагуляции. Такие требования предъявляются и для осаждения более крупных частиц, так как это приведет к увеличению скорости осаждения хлопьев и флокул, образуемых в процессе коагуляции и флокуляции.

За счет нейтрализации сил, удерживающих частицы от слипания, в процессе коагуляции коллоидные частицы теряют свою устойчивость. Для этого в очищаемую воду вводят коагулянты, и проводят перемешивание. В качестве коагулянтов, как правило, используют соли алюминия, железа или полиэлектролиты [69, 70].

Коллоидные вещества подразделяются на гидрофобные и гидрофильные. Гидрофобные коллоиды не вступают в реакцию с водой. как правило, природные глины, являются гидрофобными. Гидрофильные коллоиды реагируют с водой. Такими являются органические вещества, которые придают воде цветность. Важной особенностью при очистке воды является то, что гидрофильные коллоиды могут вступать в химическую реакцию с коагулянтом, используемым в процессе очистки. При наличии в воде гидрофильных коллоидов требуется большее количество коагулянта, чем для гидрофобных [71]. Если процесс осаждения взвешенных частиц в установке очистки воды является длительным, то

при коагуляции и флокуляции необходимо обеспечить укрупнение загрязняющих частиц. Это обеспечит их быстрое осаждение.

Коагулянты необходимы в системах очистки воды с высокими значениями водородного показателя среды pH, например, при умягчении воды известью. Частицы карбоната кальция несут отрицательный заряд, а катионные коагулянты могут использоваться для снижения остаточной жесткости, которая обуславливается присутствием коллоидов. С другой стороны, гидроксид магния несет положительный заряд до тех пор, в случаях, если величина pH не превышает 11. Поэтому в процессах известкового или известково-содового умягчения воды, при которых осаждается $CaCO_3$ и $Mg(OH)_2$, происходит совместное осаждение противоположно заряженных частиц [71].

Для нарушения устойчивости коллоидной системы, после ввода коагулянта, следует проводить перемешивание, так как для агломерации частиц необходимо обеспечить условия для их столкновений. С этой целью необходимо проводить перемешивание коагулянтов с очищаемой водой. Благодаря броуновскому движению, которое представляет собой беспорядочное движение мелких частиц, всегда происходит естественное перемешивание. Однако, как правило, для эффективного перемешивания необходимы дополнительные затраты энергии. Наибольший эффект можно получить в результате очень интенсивного перемешивания, при котором быстро происходит распределение коагулянта по всему объему. Это увеличивает вероятность столкновения частиц. Эффективность процесса коагуляции в значительной степени зависит также от частоты и числа столкновений частиц. Для увеличения числа столкновений в очищаемой воде с небольшим показателем мутности может потребоваться добавление твердых частиц, например, глины или возврат веществ, ранее выпавших в осадок [69, 72].

Процесс коагуляционной очистки воды позволяет практически полностью удалить взвешенные вещества, снизить цветность воды до необходимого уровня, уменьшить концентрацию общих органических загрязнений, которые характеризуются показателем перманганатной окисляемости, на 50-65 %. При коагулировании удаляются ионы тяжелых металлов, поверхностно-активные

вещества, фенолы, нефтепродукты, пестициды и радиоактивные вещества на 70-90 %. Из ионов тяжелых металлов, в условиях коагулирования, удаляются: железо и марганец – до 65-80 %; свинец, хром – на 30 %; медь и никель – на 50 % [69, 71].

При использовании для коагулирования извести и солей железа уменьшаются концентрации: мышьяка – на 98 %; кадмия – на 95 %; ртути – на 60-90 %; бария, радия, селена – на 60 %; молибдена – на 80-90 % [73]. При коагулировании частично удаляются биологические загрязнения воды – планктон и водоросли. При этом эффективность их удаления связана с процессом хлопьеобразования и осветления воды [71, 73].

Изменение качества исходной воды по сезонам требует оперативного и, в ряде случаев, радикального изменения режима очистки воды. Особенно это необходимо при использовании коагулянтов, которые имеют узкий диапазон значений некоторых параметров процесса и малую эффективность очистки при низкой температуре. В результате этого в ряде случаев качество очищенной на водопроводных станциях воды не отвечает нормативным требованиям по ряду показателей [72, 70].

Наибольшие трудности, с проведением коагуляционной очистки воды, возникают в паводковый период, когда вода имеет низкую температуру, и в ней резко возрастает количество загрязнений. При этом, соответственно, увеличивается нагрузка на очистные сооружения. Ухудшение процесса очистки наблюдается также при коагулировании маломутных цветных вод в холодное время года [70].

В паводковый период, когда очищаемая вода характеризуется низкой температурой, высокой цветностью и мутностью, низкой щелочностью, для эффективной коагуляции требуются повышенные дозы коагулянтов. При этом в эти периоды целесообразно выполнять требование по поддержанию значения pH воды в интервале 6,5-7,5 [70].

Ученые Донецкой Народной Республики большое внимание уделяют предупреждению загрязнения водных источников, очистке природных и сточных вод с целью обеспечения очищенной, в том числе и питьевой водой, населения и

промышленных предприятий Донбасса. Так, например, повышению экологической безопасности систем питьевого водоснабжения, совершенствованию технологий очистки природных и сточных вод посвящены работы ГОУ ВПО «Донбасская национальная академия строительства и архитектуры» [74, 73, 67, 75-77]. В ГОУ ВПО «Донецкий национальный университет» созданы научные основы технологий очистки навозных стоков крупных животноводческих комплексов и шахтных вод от твердых примесей с применением композиций на основе коагулянтов и флокулянтов, а также спроектирована, изготовлена и испытана мобильная установка для такой очистки [78-81].

Теоретической основой для выполнения исследований в области коагуляционной очистки природных и возвратных вод от соединений металлов являются работы Бабенкова Е.Д. [72], Высоцкого С.П. [73], Драгинского В.Л., Гетманцева С.В., Алексеевой Л.П. [68], Кульского Л.А., Строкача П.П. [82], Говоровой Ж.М. [6], Клячко В.А., Апельцина И.Э. [83], Гришина Б.М. [84, 85], Lester G.D. [86], Grunwald E. [87], Thomas A.W. [88], Steinert W., Meissner D. [89] и др. [90-95].

Анализ патентной литературы [95-98] по рассматриваемой проблеме показывает, что в настоящее время имеются разработки в области совершенствования технологии подготовки питьевой воды, основанные на способе обработки исходной воды перманганатом калия и последующей очистке алюможелезосодержащим коагулянтом [95]. А также использовании метода напорной флотации, который предусматривается перед введением коагулянта в очищаемую воду при осветлении и обесцвечивании маломутных цветных вод [96]. Перечисленные изобретения позволяют снизить расход используемого коагулянта, однако требуют значительной модернизации существующих очистных сооружений.

Данные, представленные в научных публикациях, в основном посвящены вопросам изучения и применения способов ускорения процесса коагулирования загрязнений в воде с использованием добавок-утяжелителей и интенсификации

процессов смешения коагулянтов в очищаемой водой. Применение концентрированного коагулирования, для снижения остаточного содержания соединений металлов в очищенной воде, в достаточной мере не изучено. При этом имеющаяся информация относится к конкретным водным источникам. Опыт практического применения этого способа интенсификации процесса коагулирования при очистке природных и возвратных вод практически отсутствует.

Следует также отметить, что в научных публикациях и патентах, вопросы, связанные с уменьшением содержания соединений металлов в природных и сточных водах после очистки, в достаточной мере не рассматривались.

2.3.2 Способы интенсификации процесса. Анализ опыта работы водоочистных станций, а также данные исследователей [99, 100, 84] показывают, что для большинства из них основной проблемой и главной технологической задачей являются совершенствование и оптимизация режима реагентной обработки воды с применением коагулянтов.

К основным особенностям, которые существенно влияют на интенсификацию процесса коагуляционной очистки загрязненных вод, следует отнести следующие факторы [100, 101, 84].

1. Повышение дозы коагулянта до оптимальной увеличивает скорость хлопьеобразования. Этому процессу также способствуют повышение температуры и интенсивность перемешивания коагулянта с очищаемой водой. Коагулирование загрязнений в воде является самым медленным процессом, который тормозит хлопьеобразование и седиментацию гидроксида алюминия. Так, например, при низких температурах снижаются подвижность коллоидных частиц и частота их соударений, которые обусловливают агломерацию. Снижение температуры воды от 20 до 1 °С увеличивает время коагуляции примерно в 1,5 раза. Это связано с уменьшением кинетической подвижности примесей в воде и повышением ее вязкости, которая при температуре 1 °С примерно в 2 раза больше.

2. Подвижность загрязнений в воде и продуктов гидролиза коагулянта при низких температурах больше всего снижается в результате увеличения степени их гидратации, которая способствует росту размеров частиц. С возрастанием степени гидратации частиц число их соударений уменьшается. Это приводит к стабилизации процесса коагуляции, и система становится более устойчивой [84].

3. Подвижность загрязнений в очищаемой воде, в процессе коагуляции, увеличивается при ее перемешивании. Так, например, эффективное хлопьеобразование происходит при совершенствовании работы гидравлических смесителей, увеличения времени перемешивания, а также ряда других факторов. Самым существенным этапом, позволяющим значительно повысить эффективность хлопьеобразования и последующего осветления очищаемой воды, является механическое перемешивание очищаемой воды с введенным в нее коагулянтом.

4. Предварительная обработка воды окислителями также повышает эффективность процесса коагуляции. Это объясняется тем, что окислители разрушают гидрофильные органические соединения, стабилизирующие дисперсные примеси в воде, и облегчают условия протекания коагуляции. Особенно эффективно применение окислителей при обработке маломутных цветных вод. При этом возрастает гидравлическая крупность хлопьев и интенсифицируется процесс осветления воды.

На основании вышеизложенного можно выделить следующие методы улучшения процесса очистки воды коагулированием, которые могут быть разделены на несколько групп [101, 102]:

а) совершенствование режима реагентной обработки загрязненной воды коагуляном – сульфатом алюминия и флокулянтом – ПАА;

б) добавление к существующей технологии дополнительных реагентов, минеральных и сорбционных материалов;

в) рециркуляция коагулированной взвеси в зону введения коагулянта;

г) перемешивание очищаемой воды аэрацией или использование в смесителях и камерах хлопьеобразования механического смешения реагентов с водой;

д) замена сульфата алюминия и ПАА на другие более эффективные в данных условиях коагулянты и флокулянты;

е) дополнительное применение окислителей: хлора, озона и др.;

ж) использование физических методов в дополнение к реагентной очистке воды: обработка загрязненной воды магнитным и электрическим полем; воздействие ультразвуком или ультрафиолетовым облучением и др.;

з) улучшение технического состояния очистных сооружений, в частности, отстойников и фильтров, а также режима и условий их эксплуатации.

Из перечисленного перечня мероприятий видно, что часть из них выполняется в пределах существующих технологий, другие требуют реконструкции сооружений или изменения технологической схемы очистки. Решения по применяемым методам должны приниматься в зависимости от качества исходной воды и загрязняющих веществ, для которых подбираются оптимальные условия коагулирования (вид и доза коагулянтов и флокулянтов, место и порядок их введения, предварительное окисление хлором или другими окислителями, режимы перемешивания и пр.), которые позволяют обеспечить необходимую степень очистки воды в процессе ее осветления [102-104, 100]. Из этих условий, а также на основе анализа работы существующих водопроводных станций выбираются и дополнительные методы обработки воды.

К методам совершенствования процесса реагентной очистки воды коагулированием следует отнести следующие положения:

1. Обычно коагулянт вводится в обрабатываемую воду непрерывно одной полной дозой в определенную точку.

Опыт использования реагентной обработки воды показывает, что на многих водопроводных станциях применялись и применяются различные способы введения коагулянта, позволяющие уменьшить расход реагента, и соответственно, уменьшить эксплуатационные расходы на его приобретение.

К таким способам относятся [72]:

1. фракционное введение реагента;

2. раздельное (концентрированное) коагулирование;

3. прерывистое коагулирование;

4. работа на дефицитных дозах коагулянта и пр.

Фракционное (дробное) коагулирование предусматривает добавление расчетного количества коагулянта к воде не одной, а двумя или несколькими последовательными порциями через определенные промежутки времени [72, 71].

Технологический эффект, достигаемый при фракционном коагулировании, с кинетической точки зрения, можно объяснить образованием в результате гидролиза первых порций коагулянта твердой фазы, который выступает в роли центров хлопьеобразования при гидролизе последующих порций коагулянта. Это приводит к более полному использованию коагулянта. Так, например, полностью доза коагулянта может быть введена несколькими порциями в различные точки смесителя или перед поступлением очищаемой воды в камеру хлопьеобразования [70, 72].

Прерывистое (периодическое) коагулирование основано на более полном использовании свойств продуктов гидролиза коагулянта при их избытке. Оно состоит в чередовании периодов подачи в очищаемую воду увеличенных доз коагулянта с периодами полного прекращения коагулирования. Например, в течение 2 ч воду коагулируют необходимой дозой, затем 2 ч воду не коагулируют. При этом уменьшается расход коагулянта на 30-40 %, а также уменьшается нагрузка на очистные сооружения.

Работа на дефицитных дозах коагулянта наиболее эффективна в случаях контактной коагуляции воды и приводит, естественно, к экономии коагулянта, в ряде случаев, за счет некоторого ухудшения качества очищаемой воды [72].

Раздельное (концентрированное) коагулирование заключается в дозировании всего количества коагулянта лишь в часть обрабатываемой воды. После

смешения с коагулянтом поток обработанной воды объединяют (обычно в начале камер хлопьеобразования) с потоком остальной, очищаемой воды [70].

При использовании этого метода может быть получена экономия коагулянта до 20 %. Преимущества концентрированного коагулирования объясняются тем, что распределение всего коагулянта в части воды создает условия для ускоренного хлопьеобразования, а после смешения с необработанной водой хлопья, сформированные в условиях повышенной концентрации коагулянта, способствуют лучшему протеканию процессов очистки воды.

До 2000 г. на многих водоочистных станциях проводилось периодическое коагулирование воды или применялся один из перечисленных выше способов. Все эти предлагаемые способы не нашли широкого применения на практике. Это связано с тем, что они не всегда дают положительные результаты и существенно зависят от pH воды. Так, при обработке малоцветных вод при повышенных значениях pH (от 7,6 до 8,0) фракционное введение коагулянта приводит к образованию растворенных продуктов гидролиза алюминия, которые обладают малой величиной положительного заряда или имеют отрицательный заряд. Это затрудняет взаимодействие продуктов гидролиза с отрицательно заряженными гумусовыми веществами и образование твердой фазы. При таком проведении коагулирования не всегда удается обеспечить значения цветности воды ниже 20 град. Кроме того возникает необходимость получения разрешения Санэпидстанции на повышение величины цветности до 30-35 град. [70].

Метод концентрированного коагулирования также существенно зависит от свойств очищаемой воды. Эффективность метода также определяется полнотой и скоростью перемешивания раствора коагулянта с потоком очищаемой воды [70, 72].

Многочисленными исследованиями было также установлено, что чаще всего диктующими показателями качества, в процессе осветления воды коагулированием, были не только цветность и мутность, но и перманганатная

окисляемость. Поэтому, вопреки существующей ранее практике экономии коагулянта и стремлении работать на меньших дозах, обеспечение норматива по перманганатной окисляемости требует порой повышения необходимых его доз [70-72].

Кроме этого, следует отметить, что введение новых микробиологических показателей и повышенных требований к ним также вызывает необходимость проведения постоянного коагулирования воды, даже в зимнее время, повышения глубины очистки воды по всем показателям для обеспечения эффективной работы водоочистной станции в целом.

2. Практически на всех водоподготовительных станциях, в дополнение к коагулянту, применяют флокулянт – полиакриламид (ПАА). В соответствии со СНиП и «Технологическими указаниями на применение ПАА» [104] разрыв во времени между введением реагентов должен составлять 2 мин. Однако на практике оба реагента часто вводят практически в одну точку. В результате такого введения эффективность хлопьеобразования существенно снижается.

Поэтому для эффективного использования флокулянта должно быть обеспечено определенное время между началом коагуляции и введением флокулянта в соответствие с рекомендуемым разрывом во времени. Этот промежуток времени может изменяться в зависимости от качества исходной воды, в основном от ее мутности, температуры и выбранного технологического режима очистки воды на каждой конкретной водоподготовительной станции.

3. При обработке маломутных цветных вод и особенно в холодные периоды года хлопьеобразование протекает медленно, хлопья образуются мелкие, практически не оседающие в отстойниках. В таких случаях вся нагрузка ложится на фильтровальные сооружения. В результате этого уменьшается продолжительность фильтрационных процессов и увеличивается количество промывок фильтров, качество воды при этом – не всегда удовлетворительное.

В такие периоды года на станциях целесообразно использовать метод контактной коагуляции на фильтрах, с введением реагента непосредственно

перед фильтрующей загрузкой. Подача раствора реагента может осуществляться перед каждым фильтром, а также в собирающий канал (или трубопровод), подающий воду из отстойников.

2.3.3 Характеристика используемых коагулянтов. В настоящее время на водоподготовительных станциях наибольшее распространение получили коагулянты на основе алюминия и железа. При этом в большинстве случаев используются реагенты на основе алюминия. В практике водоподготовки часто используются гидроксихлориды алюминия, оксихлориды алюминия, которые являются аналогами поликоксихлорида алюминия, гидроксосульфат алюминия, являющийся аналогом полихлорсульфата алюминия. Однако, наиболее широко применяемым коагулянтом в настоящее время остается сульфат алюминия [84].

Данные лабораторных и промышленных испытаний полиоксихлорида алюминия свидетельствуют о его высокой эффективности при очистке поверхностных вод [99, 85]. Этот коагулянт, по сравнению с сульфатом алюминия, обладает рядом преимуществ:

- более широкая область применения в интервале величины водородного показателя среды pH;
- возможность использования при низких температурах воды;
- необходимость меньших доз реагента при обработке воды.

С другой стороны этот коагулянт имеет существенный недостаток – высокую стоимость (в 4-6 раз выше по сравнению со стоимостью сульфата алюминия). Это ограничивает его широкое применение на водоподготовительных станциях [71].

В качестве железосодержащих коагулянтов, при подготовке воды для хозяйственно-питьевых нужд, применяются [71]:

– хлорид железа (III) $FeCl_3 \cdot 6\ H_2O$;
– сульфат железа (II) $FeSO_4 \cdot 7\ H_2O$;
– сульфат железа (III) $Fe_2(SO_4)_3 \cdot 2\ H_2O$;
– хлорированный железный купорос $Fe_2(SO_4)_3 + FeCl_3$.

К преимуществам коагулянтов на основе железа, по сравнению с солями алюминия, относятся [71, 99, 84]:

1) повышенная эффективность действия при низких температурах очищаемой воды;

2) более широкая область оптимальных значений pH среды;

3) способность устранять запахи и привкусы, обусловленные присутствием сероводорода, удалять марганец, сорбировать соединения меди и мышьяка, катализировать окисление фенола и других органических соединений.

К недостаткам коагулянтов на основе железа относятся [71]:

1) образование при реакции катионов железа с некоторыми органическими соединениями сильно окрашенных растворимых комплексов;

2) вследствие сильных кислотных свойств они оказывают корродирующее действие на оборудование;

3) менее развитая поверхность образуемых хлопьев;

4) необходимость добавления извести или хлора для окисления Fe^{2+} при использовании солей закисного железа. В противном случае хлопьеобразование сильно замедляется (например, при содержании 52 % Fe^{2+} в смеси с Fe^{3+} скорость протекания коагуляции примерно в 2,5 раза ниже, чем при отсутствии Fe^{2+});

5) необходимость обеспечения низких значений pH (3,5-6,5) или высоких значений pH (8,0-11,0) для достижения наилучших результатов коагуляции примесей воды, что требует дополнительного подкисления или подщелачивания.

По мнению ряда авторов [99, 70-72] эти недостатки можно устранить добавлением сульфата алюминия. Смешанный алюможелезный коагулянт приготавливают из растворов сульфата алюминия и хлорного железа.

Рекомендуемое соотношение $FeCl_3$ и $Al_2(SO_4)_3$ может находиться в пределах от 1:1 до 2:1. Составные части такого смешанного коагулянта можно вводить как раздельно, так и предварительно смешивая растворы.

На большинстве очистных сооружений, расположенных в бассейне р. Северский Донец, в качестве основного реагента для очистки воды поверхностных источников используется сульфат алюминия – $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18\ H_2O$.

Однако и этот реагент имеет ряд недостатков, в частности, наблюдается замедленное хлопьеобразование в холодной воде и высокие концентрации остаточного алюминия в очищенной воде во время паводков.

Практический опыт показывает, что при использовании в качестве коагулянта сульфата железа концентрация железа в очищенной воде (по сравнению с показателями в исходной воде) возрастает в 4,5 раза. При использовании в качестве коагулянта полиоксихлорида алюминия концентрация соединений железа снижается в 5,0 раз. Следует отметить, что при использовании в качестве коагулянта полиоксихлорида алюминия в летний период содержание остаточного алюминия (по сравнению с его концентрацией в исходной воде) увеличивается в 5,25 раз (рисунок 2.3) [99].

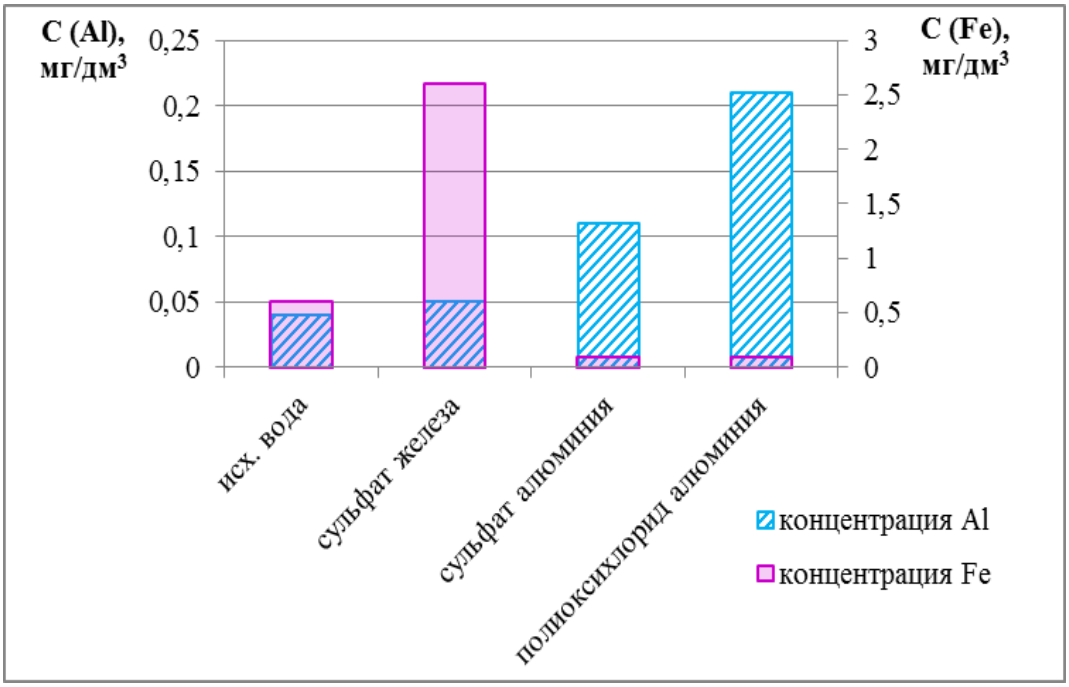

Рисунок 2.3 – Зависимость концентрации остаточного железа и алюминия в очищаемой воде от природы выбранного коагулянта

2.4 Выводы

1. Приведены основные сведения по коагулянтам, которые широко используются в процессе водоподготовки: сульфату алюминия,

гидроксихлоридам алюминия, оксихлоридам алюминия (аналогам поликоксихлорида алюминия), сульфату железа, хлориду железа (III), сульфату железа (II), сульфату железа (III), хлорированному железному купоросу и др. При этом определены преимущества их применения в процессах водоподготовки и недостатки. Проведенный анализ позволил установить, что из коагулянтов самое широкое применение на водоподготовительных станциях Донецкого региона получил сульфат алюминия ($Al_2(SO_4)_3 \cdot 18\ H_2O$).

2. Анализ результатов научных исследований показал, что в последнее время особое внимание уделяется предупреждению загрязнения водных источников, очистке природных и сточных вод. Это вызвано возрастающей потребностью обеспечения очищенной, в том числе и питьевой водой, населения и промышленных предприятий, повышению экологической безопасности систем питьевого водоснабжения. Результаты исследований, представленные в научной литературе, посвящены вопросам совершенствования и применения способов ускорения процесса коагуляционной очистки воды. Однако, применение концентрированного коагулирования, для снижения остаточного содержания соединений металлов в очищенной воде, недостаточно изучено. Отдельные публикации по этой проблеме относятся к конкретным водным источникам. Опыт применения этого способа интенсификации процесса коагуляции при очистке природных и возвратных вод практически отсутствует.

3. Результаты анализа опыта работы водоочистных станций, показывают, что для большинства из них основной проблемой и главной технологической задачей являются совершенствование и оптимизация режима реагентной обработки очищаемой воды с применением коагулянтов. В связи с этим возникает необходимость исследования факторов, оказывающих влияние на эффективность процесса очистки воды методом коагуляции, а также изучения зависимости остаточного содержания соединений металлов в очищенной воде от распределения потоков очищаемой воды при концентрированном коагулировании.

РАЗДЕЛ 3
АНАЛИЗ ФАКТОРОВ, ВЛИЯЮЩИХ НА ПРОЦЕСС КОАГУЛЯЦИИ ПРИМЕСЕЙ В ОЧИЩАЕМОЙ ВОДЕ

3.1 Общие сведения

В ряде случаев процесс коагуляционной очистки природных и возвратных вод сопровождается проблемами ухудшения качества очищенной воды, которые вызваны повышенным в ней содержанием соединений металлов. В настоящее время в качестве коагулянтов широко используются соединения алюминия и железа. Преимуществами использования таких коагулянтов является их сравнительно невысокая стоимость, доступность, изученность, промышленный опыт применения. Однако, при высоких уровнях загрязнения водных источников, содержащие алюминий коагулянты требуют повышенных дозировок. Это неизбежно приводит к увеличению уже в очищенной воде ионов алюминия или его соединений. [99].

При современном уровне развития технологий отказаться от очистки воды с применением в качестве коагулянта сульфата алюминия экономически и технически невозможно. Поэтому возникает острая необходимость решить вопрос уменьшения содержания соединений алюминия в очищенной воде и, как следствие этого, снижения их воздействия на окружающую среду и здоровье людей. Эти требования характерны для остаточных концентраций и других металлов в воде после ее очистки.

В паводковые периоды и периоды цветения водоёмов возникает необходимость использовать повышенные дозы коагулянтов. При этом содержание соединений металлов в очищенной воде, может увеличиться в 2,0-4,5 раза. В очищаемую воду также поступают соединения железа и меди в результате контакта воды с внутренними поверхностями трубопроводов, теплообменных аппаратов и запорной арматуры.

На эффективность протекания процесса коагуляции оказывают влияние множество факторов. На рисунке 3.1, в качестве примера, приведена диаграмма влияния основных факторов на остаточное содержание алюминия в очищенной воде при использовании в качестве коагулянта сернокислого алюминия [105].

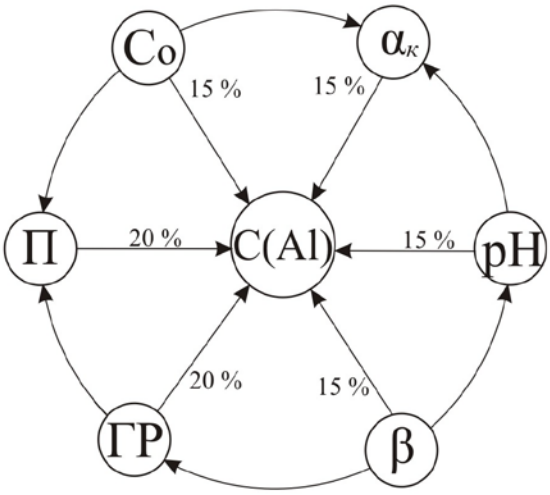

Рисунок 3.1 – Диаграмма влияния основных факторов на остаточное содержание алюминия в очищенной воде: C (Al) –концентрация алюминия, мкг/кг; C_0 – исходная концентрация коагулянта, мг/кг; $\alpha_к$ – степень гидролиза коагулянта; pH – водородный показатель среды; П – эффект «проскальзывания»; β – концентрация взвешенных частиц в зоне образования шлама, мг/кг; ГР – гидродинамический режим идеального вытеснения / идеального смешения.

Увеличение содержания в используемом растворе коагулянта повышает степень гидролиза. При этом происходит значительное уменьшение «проскальзывания» раствора реагента в зону очищенной воды. В то же время увеличение содержания реагента приводит к ухудшению условий его перемешивания с очищаемой водой, неэффективному использованию коагулянта и увеличению остаточных концентраций соединений алюминия в очищенной воде. Снижение степени гидролиза коагулянта $\alpha_к$ происходит за счет уменьшения концентрации реагента, и отклонения величины pH от оптимального значения. Это приводит к увеличению «проскальзывания» непрореагировавшего реагента в зону очищенной воды [106].

Зависимость остаточных концентраций соединений алюминия от величины pH имеет экстремальный характер вследствие амфотерных свойств гидроксида алюминия. При понижении pH уменьшается степень гидролиза коагулянта, а при его повышении – увеличивается «проскальзывание» соединений алюминия за счет образования алюминатов.

Увеличение остаточной концентрации соединений алюминия в очищенной воде происходит также при повышенном содержании взвешенных веществ в загрязненной воде. Это происходит из-за снижения величины pH в межмицеллярном пространстве взвешенного осадка в осветлителях. Увеличение содержания взвешенных частиц в зоне реакции приводит к снижению величины pH за счет эффекта Паллмана и, соответственно, к уменьшению степени гидролиза, а также к ухудшению качества очищенной воды [107].

Одним из важнейших факторов, влияющим на эффективность процесса очистки, является гидродинамический режим работы осветлителей и отстойников.

В первую очередь это относится к проточным аппаратам большой производительности, т.е. при высоких значениях критерия Рейнольдса (Re). Увеличение числа Re приводит к повышению критерия Пекле, характеризующего продольное перемешивание, и, как следствие, отклонение режима работы очистного сооружения от режима идеального вытеснения [108].

3.2 Влияние величины pH на процесс осаждения соединений металлов

В системах водоподготовки для предприятий энергетики, химической и металлургической промышленности (при предочистке воды) применяется умягчение воды известью и коагуляция загрязнителей коллоидной степени дисперсности сернокислым железом. При изменении гидратной щелочности воды, в пределах нормируемых величин от 0 до 0,3 мг·экв/дм^3, равновесное содержание железа изменяется в 25-30 раз [109, 110].

В общем виде содержание металлов в водных растворах зависит от активности водородных ионов или pH раствора, константы диссоциации кислоты,

полученной при гидролизе солей и произведения растворимости осадка. Растворимость металла для равновесного состояния (3.1) описывается уравнением (3.2) [111]:

$$M_x \cdot A_y + yH_3O^+ \leftrightarrow xM^{n+} + yHA + yH_2O\,. \qquad (3.1)$$

$$P = \sqrt{\frac{ПР_{M_xA_y} \cdot [H_3O]^{2y}}{K_{H_2O}^{y} \cdot \left(\frac{y}{x}\right)^{y}}}\,, \qquad (3.2)$$

где Р – растворимость металла;

$ПР_{M_xA_y}$ – произведение растворимости соединения металла (М) с анионом (А);

K_{H_2O} – константа диссоциации кислоты, полученной при гидролизе солей;

y, *x* – стехиометрические коэффициенты.

Для двухосновной кислоты, в знаменателе этой формулы, выбирают величину, которая равна произведению первой и второй ступеней диссоциации этой кислоты, а для трехосновной – соответственно, первой, второй и третьей ступени.

Из формулы (3.1) следует, что содержание металла в растворе определяется сложной зависимостью. Если значение константы диссоциации кислоты ($К_{НА}$) не намного меньше произведения растворимости осадка, последний хорошо растворяется в кислотах (например карбонаты, оксалаты и др.). В тех случаях, когда произведение растворимости намного меньше $К_{НА}$, то растворимость осадков и, соответственно, содержание металла в водном растворе мало даже в растворах с высокой активностью водородных ионов.

Оптимальная величина активности водородных ионов (или, соответственно, $pH_{опт}$) очень важна, поскольку изменение pH всего на 0,3-0,5 ед. приводит к довольно большому изменению содержания металла в растворе. На рисунке 3.2

показано влияние pH на равновесное содержание различных металлов в воде [112, 113].

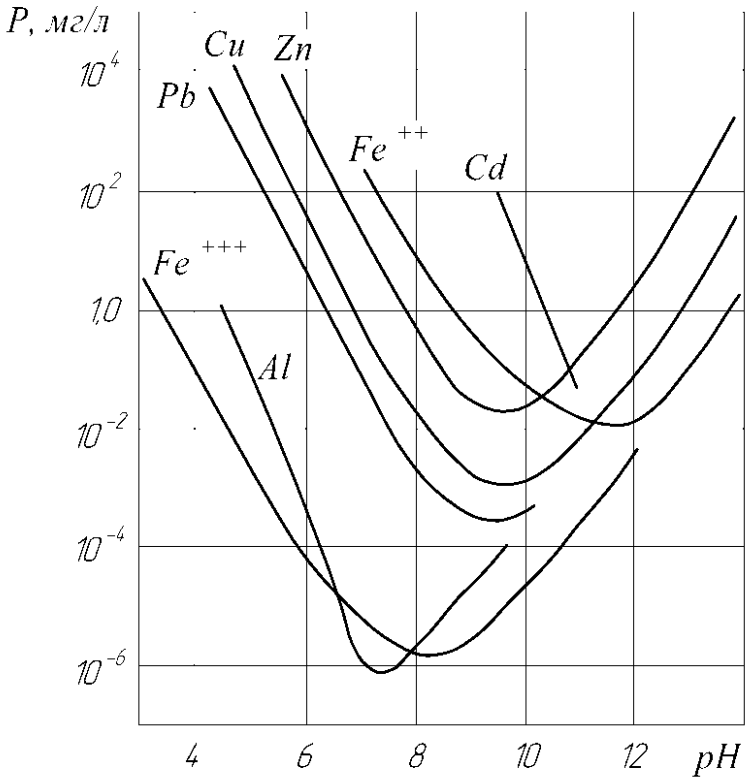

Рисунок 3.2 – Зависимость растворимости различных металлов в воде от величины водородного показателя среды pH

Для трехвалентных металлов (алюминий, железо) их содержание в растворе определяется суммой катионов (3.3) [114]:

$$P = [M(OH)_2^+] + [M(OH)^{2+}] + [M^{3+}]. \quad (3.3)$$

Например, для соединений железа в идеальном растворе, когда присутствуют только ионы водорода и гидроксила, существуют также ионы Fe^{3+}, $Fe(OH)_2^+$ и $Fe(OH)^{2+}$. По закону электронейтральности (3.4):

$$[H^+] + [Fe(OH)_2^+] + 2[Fe(OH)^{2+}] + 3Fe^{3+} = [OH^-]. \quad (3.4)$$

Из справочных данных [115]:

$ПР_1 = [Fe^{3+}]\,[OH^-] = 3{,}2\cdot10^{-38}$; $ПР_2 = [Fe(OH)^{2+}]\,[OH^-]^2 = 2\cdot10^{-26}$;

$ПР_3 = [Fe(OH)_2^+]\,[OH^-] = 4{,}0\cdot10^{-17}$; $[H^+]\,[OH^-] = K_w = 1\cdot10^{-14}$.

Совместно с уравнением (3.4) получается пять уравнений с пятью неизвестными. Система является детерминированной и при подстановке в уравнение (3.4) значений отдельных составляющих, выраженных через $[OH^-]$, получается уравнение четвертой степени [111]:

$$[OH^-]^4 - [K_w + ПР_3]\,[OH^-]^2 - 2ПР_2[OH^-] - 3ПР_1 = 0. \qquad (3.5)$$

При решении этого уравнения для pH = 7 получим, что основным компонентом, определяющим содержание соединений железа в водном растворе, является $[Fe(OH)_2^+] \approx 4\cdot10^{-10}$ моль/дм^3. Содержание всех составляющих, в пересчете на железо, составит примерно 0,02 мкг/дм^3. По эксплуатационным данным систем водоподготовки содержание железа после предочистки воды составляет 75-150 мкг/дм^3, что превышает указанное расчетное значение в 3500-7500 раз. Это обусловлено отклонением pH от оптимальных значений и неполным окислением соединений двухвалентного железа, присутствующего в природной воде, в трехвалентное. Так, для двухвалентного железа соответствующее значение содержания железа равно ≈ 1,245 мг/дм^3 при pH = 9,38. Очевидно, что для снижения содержания железа в обрабатываемую воду необходимо в подавляющем большинстве случаев дозировать окислитель, например, хлорную известь [114, 116].

$ПР_1 = [Fe^{2+}]\,[OH^-]^2 = 1\cdot10^{-15}$;

$ПР_2 = [FeOH^+]\,[OH^-] = 5\cdot10^{-10}$.

Относительно большая трудоемкость по определению равновесного содержания металлов в зависимости от pH указывает на целесообразность аналитического решения указанной задачи. При этом важным, с практической точки зрения, является определение более точного влияния изменения pH в области оптимальных значений этого показателя [117]. Для отдельных металлов

оптимальные значения показателя pH, при которых имеет место минимальное равновесное содержание этих металлов изменяются в очень широких пределах от 7 для алюминия до 11,2 для кадмия и 11,7 для двухвалентного железа (рисунок 3.2) [118]. Если для отдельных металлов среда в растворе является достаточно кислой для нахождения металла в виде моноиона, то для других эта величина pH соответствует образованию в растворе соответствующих гидроксильных комплексов.

Обработка полученных автором, а также результатов экспериментальных исследований из литературных источников, показала, что зависимость, с высокой степенью корреляции (коэффициент регрессии на уровне 0,95-0,99), описывается уравнением (3.6) [119]:

$$\lg\frac{C}{C_0} = a\left(pH - pH_{опт}\right)^2 + b = a\left(\Delta pH\right)^2 + b\,, \qquad (3.6)$$

где C, C_0 – текущее значение равновесной концентрации металла и минимальное значение при оптимальном уровне pH, соответственно, моль/дм^3;

pH, $pH_{опт}$ – текущее и оптимальное значение pH соответственно;

ΔpH – разница между текущим и оптимальным значением величины pH.

Зависимость показателя, характеризующего растворимость различных металлов от разницы текущего и оптимального значений pH представлена на рисунке 3.3 [120].

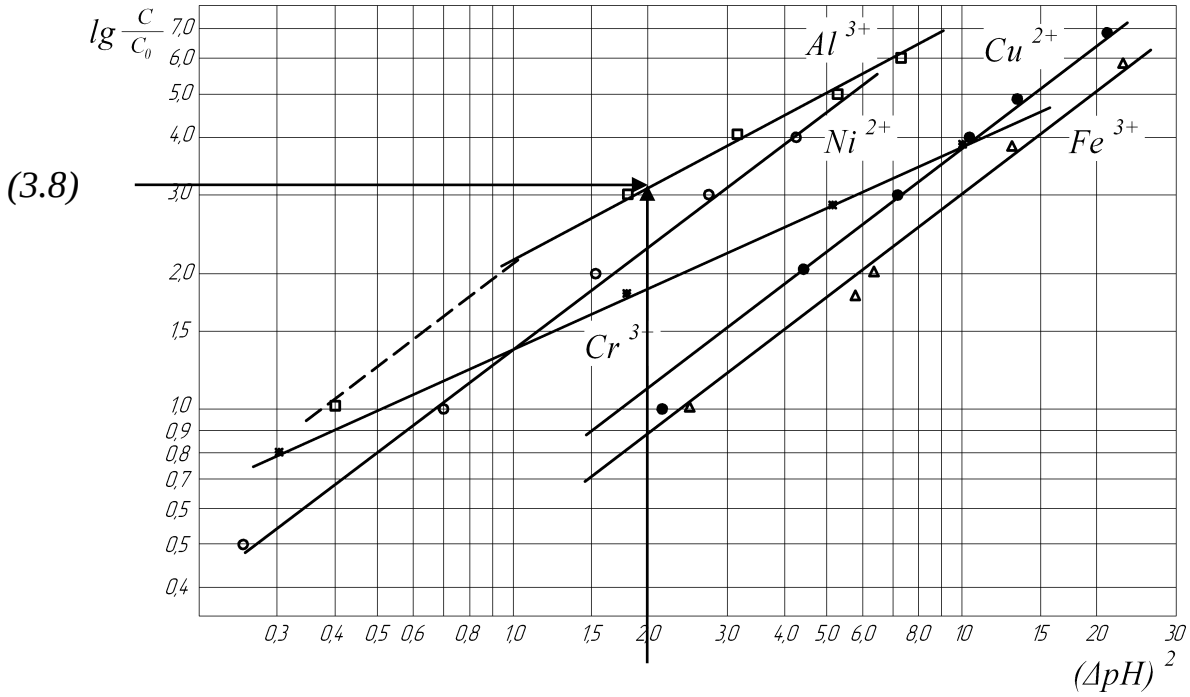

Рисунок 3.3 – Зависимость показателя $\lg\frac{C}{C_0}$, характеризующего растворимость соединений различных металлов от величины $(\Delta pH)^2$

В настоящей работе получены зависимости, характеризующие растворимость некоторых металлов от величины ΔpH [120]:

для соединений железа (Fe^{3+}):

$$\lg\frac{C}{C_0} = 0,52\left(\Delta pH\right)^{1,5}; \tag{3.7}$$

для соединений алюминия (Al^{3+}):

$$\lg\frac{C}{C_0} = 2,13\left(\Delta pH\right)^{1,04}; \tag{3.8}$$

для соединений меди (Cu^{2+}):

$$\lg\frac{C}{C_0} = 0,66\left(\Delta pH\right)^{1,5}; \tag{3.9}$$

для соединений никеля (Ni^{2+}):

$$\lg\frac{C}{C_0} = 1{,}33\left(\Delta pH\right)^{1{,}5}. \qquad (3.10)$$

Разница между текущим и оптимальным значением pH соответствует определенной активности водородных ионов.

Следует отметить, что C_0 для отдельных металлов имеет следующие величины: Al^{3+} = 8,91·10^{-7} моль/дм^3; Fe^{3+} = 1,51·10^{-6} моль/дм^3; Cu^{2+} = 1·10^{-3} моль/дм^3; Ni^{2+} = 1·10^{-3} моль/дм^3. Отличие характера прямых для алюминия и хрома обусловлено более высокими амфотерными свойствами этих металлов. Известно, что при повышении pH гидроксиды металлов могут снова переходить в растворенное состояние. В связи с этим возникает необходимость ступенчатого осаждения металлов [121].

Растворимость алюминия в воде, при значениях pH близких к оптимальной величине**,** как для более низких, так и для более высоких значений имеет различные причины и описывается разными уравнениями. При увеличении pH основное количество соединений алюминия находятся в виде гидратированных катионов. На рисунке 3.4 показана зависимость логарифма соотношения текущей концентрации алюминия *C* к её минимальному значению C_0 от величины pH [122].

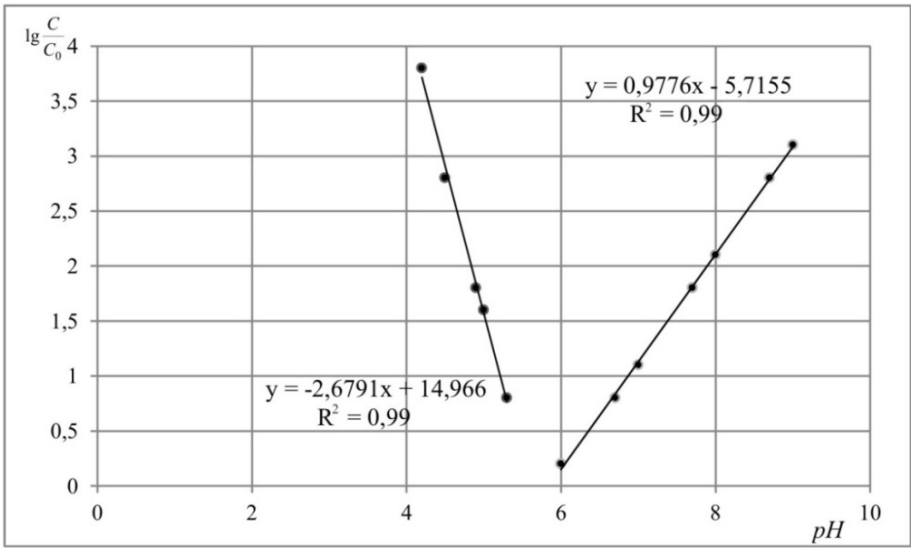

Рисунок 3.4 – Зависимость логарифма отношения текущей концентрации алюминия *C* к ее минимальному значению C_0 от величины pH

На рисунке 3.5 приведена зависимость величины pH очищаемой воды от выбранного типа коагулянта при постоянных температуре и дозе коагулянта.

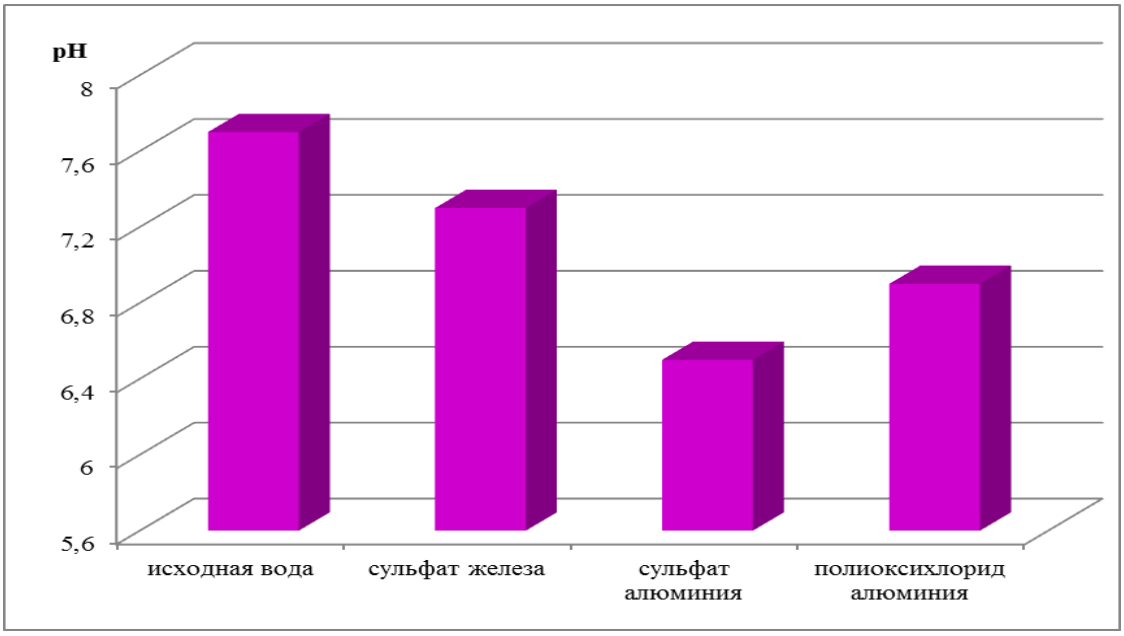

Рисунок 3.5 – Зависимость величины водородного показателя среды pH от выбранного типа коагулянта при постоянной температуре и дозе коагулянта

3.3 Определение влияния времени осаждения и температуры на процесс очистки воды от соединений металлов

На эффективность процесса очистки загрязненных вод от соединений металлов влияют активность водородных ионов, температура раствора и время осаждения. Согласно предлагаемой в настоящей работе модели процесс осветления описывается показательной функцией величины обратной времени осаждения (3.11) [111]:

$$\frac{1-\alpha}{\alpha} = K_K \cdot \frac{1}{\tau} + b, \qquad (3.11)$$

где α – степень осаждения загрязнителя, в долях;

$К_К$ – множитель при величине, соответствующей обратному времени осаждения;

τ – продолжительность процесса очистки, ч.

Показатель $\frac{1-\alpha}{\alpha}$ характеризует «концентрационный напор» загрязнителя. На рисунке 3.6 приведена зависимость указанного показателя при изменении (в качестве параметра) концентрации кислоты 0,01 моль/дм^3, 0,02 и 0,04 моль/дм^3, что соответствует 10, 20 и 40 мг·экв/дм^3 соляной кислоты [122].

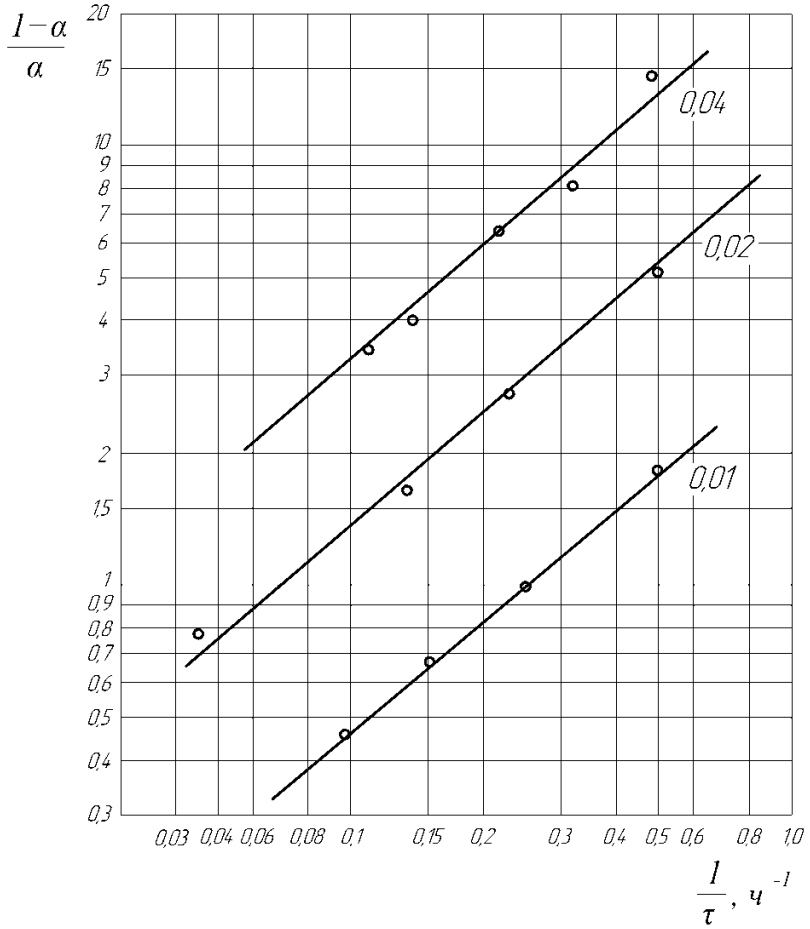

Рисунок 3.6 – Зависимость параметра, характеризующего степень осаждения взвешенных веществ, от величины, обратной времени протекания процесса очистки τ (числа возле прямых соответствуют концентрации (активности) водородных ионов, моль/дм^3)

На рисунке 3.7 показано влияние концентрации на предэкспоненциальный множитель ($К_К$) при величине, соответствующей обратному времени осаждения [123].

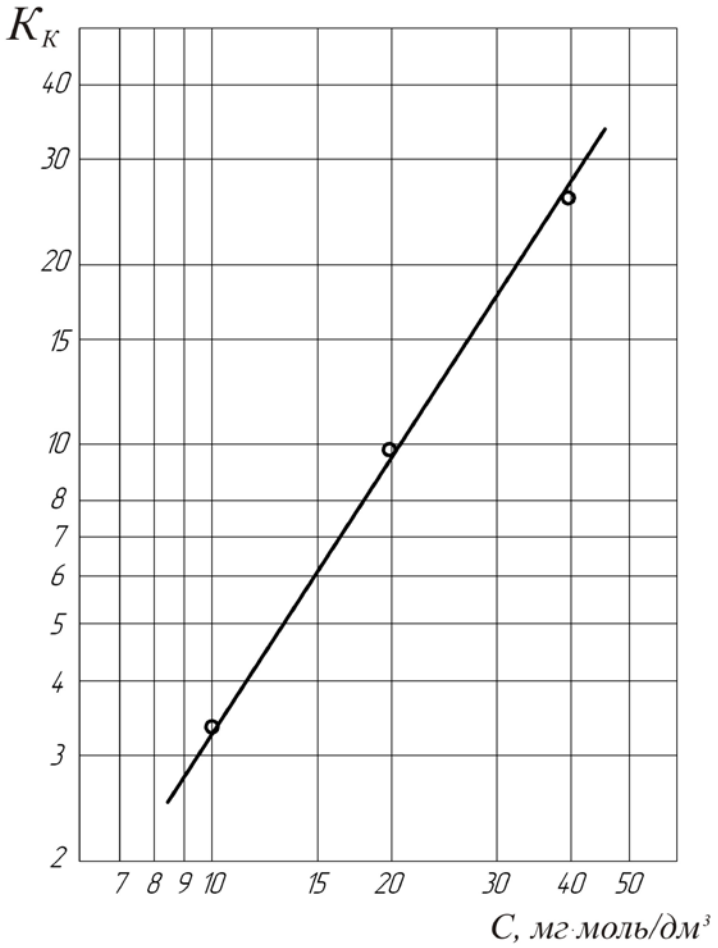

Рисунок 3.7 – Зависимость показателя «$К_К$» от концентрации кислоты *C*, мг·моль/дм^3

Влияние концентрации кислоты в водном растворе и времени осаждения на показатель, характеризующий степень осаждения соединений железа описывается аналитической зависимостью (3.12) [111]:

$$\frac{1-\alpha}{\alpha} = 3{,}165 \cdot 10^3 \left(\frac{1}{\tau}\right)^{0{,}86} \cdot C^{1{,}50}, \qquad (3.12)$$

где τ – время осаждения, ч;

С – концентрация кислоты, моль/дм^3.

Влияние времени протекания процесса очистки на изменение величины параметра $\frac{\alpha}{1-\alpha}$ при различных температурах показано на рисунке 3.8. Зависимость со степенью корреляции ≥ 0,97 описывается показательной функцией величины, обратной времени процесса [123].

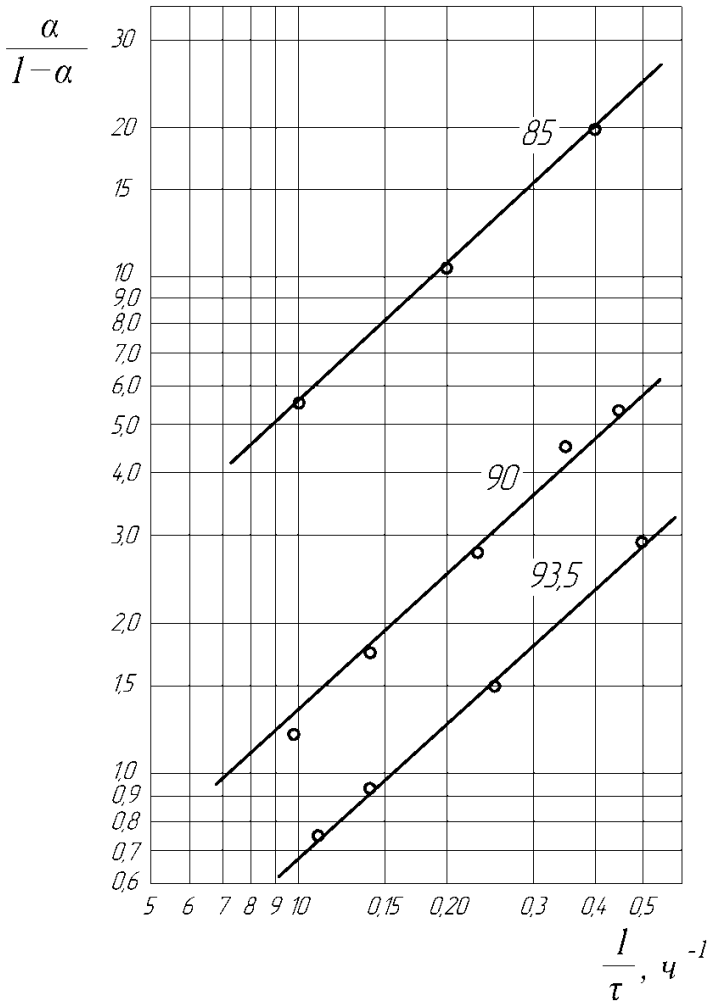

Рисунок 3.8 – Зависимость параметра, характеризующего степень осаждения взвешенных частиц, от величины, обратной времени протекания процесса очистки (числа возле кривых соответствуют температуре исследуемой жидкости в °С)

Показатель «В», учитывающий влияние температуры, для химических

процессов традиционно, является экспоненциальной функцией величины обратной абсолютной температуры процесса (рисунок 3.9) [123].

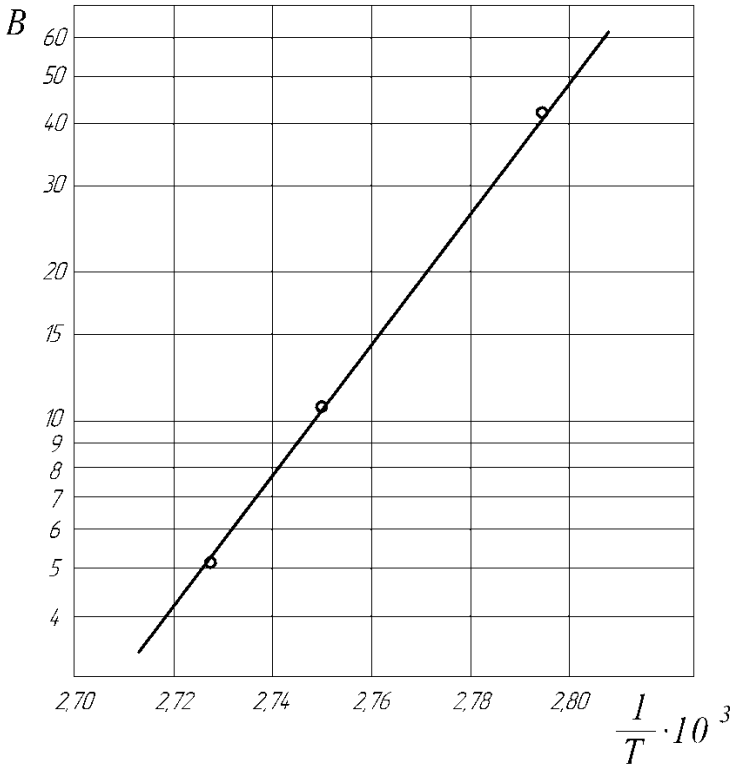

Рисунок 3.9 – Зависимость показателя «В» от величины, обратной абсолютной температуре очищаемой воды $\frac{1}{T}$

Влияние температуры раствора и времени осаждения на показатель, который характеризует степень осаждения соединений железа, описывается зависимостью (3.13) [111]:

$$\frac{1-\alpha}{\alpha} = 2,04\cdot 10^{-36}\exp\left(3,073\cdot 10^{4}\frac{1}{T}\right)\cdot\left(\frac{1}{\tau}\right)^{0,86}, \qquad (3.13)$$

где $\frac{1-\alpha}{\alpha}$ – «концентрационный напор» - степень удаления загрязняющих веществ;

τ – время осаждения, ч;

Т – температура очищаемой воды, ° С.

3.4 Анализ влияния дозы коагулянта и температуры на остаточное содержание соединений алюминия

Согласно СП 31.13330.2012. «Свод правил. Водоснабжение. Наружные сети и сооружения» дозу коагулянта, мг/дм^3, в перерасчете на $Al_2(SO_4)_3$, $FeCl_3$, $Fe_2(SO_4)_3$ (по безводному веществу) допускается принимать при обработке мутных вод по таблице 3.1, цветных вод – с использованием формулы (3.14) [124].

$$Д_к = 4\sqrt{Ц}\,, \tag{3.14}$$

где $Д_к$ – доза коагулянта, мг/дм^3;

Ц – цветность обрабатываемой воды, град.

При одновременном содержании в воде взвешенных веществ и повышенной цветности принимается большая из доз коагулянта, которая определяется по таблице 3.1 и формуле (3.14) [124].

Таблица 3.1 – Определение доз коагулянта для осветления воды в зависимости от ее мутности

Мутность воды, мг/дм^3	Доза безводного коагулянта для обработки вод, мг/дм^3
До 100	25-35
Свыше 100 до 200	30-40
Свыше 200 до 400	35-45
Свыше 400 до 600	45-50
Свыше 600 до 800	50-60
Свыше 800 до 1000	60-70
Свыше 1000 до 1500	70-80

При низких температурах, особенно в зимнее время и в периоды паводков, очистка загрязненной воды сульфатом алюминия протекает неудовлетворительно: процессы хлопьеобразования и осаждения замедляются,

хлопья образуются очень мелкие, в очищенной воде появляются заметные количества остаточного алюминия. Это объясняется повышением вязкости воды.

Согласно литературным данным [99], вязкость воды при температуре 1 °С примерно в 2 раза больше, чем при 30 °С. Во столько же раз замедляется и скорость осаждения взвешенных в ней частиц, так как по закону Стокса эти величины обратно пропорциональны друг другу. Авторы работ [70, 99] объясняют это замедлением самого процесса хлопьеобразования (коагуляции). В то же время в работе [85] это объясняется замедлением скорости гидролиза сульфата алюминия и его реакции с гидрокарбонатами природных вод

Температура значительно влияет на скорость и полноту химических реакций. Это относится и к гидролизу солей алюминия. Однако, в данном случае ионный процесс даже при уменьшении скорости реакции протекает настолько быстро, что этот фактор не может стать препятствием для хлопьеобразования при низких температурах.

Изменение качества исходной воды по сезонам требует оперативного и, в ряде случаев, радикального изменения режима обработки воды. Прежде всего это актуально при использовании коагулянтов, которые имеют узкий диапазон значений некоторых параметров процесса и малую эффективность при низкой температуре очищаемой воды. В результате этого в ряде случаев качество очищенной на водоподготовительных станциях воды не отвечает нормативным требованиям по ряду показателей.

Исследования эффективности использования различных реагентов при очистке воды отражены в работах авторов [85]. При этом отмечается, что основная нагрузка по осветлению и обесцвечиванию воды в холодное время года переносится на фильтровальную загрузку, в которой очистка протекает по типу контактной коагуляции [99].

На рисунке 3.10 приведена зависимость концентрации остаточного алюминия в очищенной воде от температуры очищаемой воды [125].

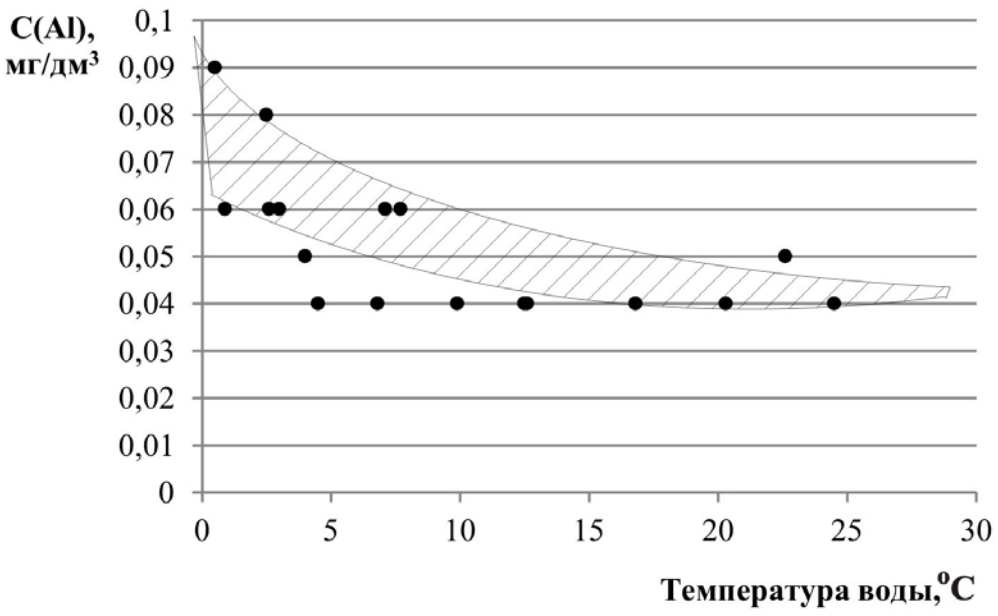

Рисунок 3.10 – Зависимость концентрации остаточного алюминия от температуры очищаемой воды

На рисунке 3.11 представлена зависимость растворимости соединений алюминия в воде (в пересчете на Al_2O_3) от водородного показателя pH при различных температурах [126].

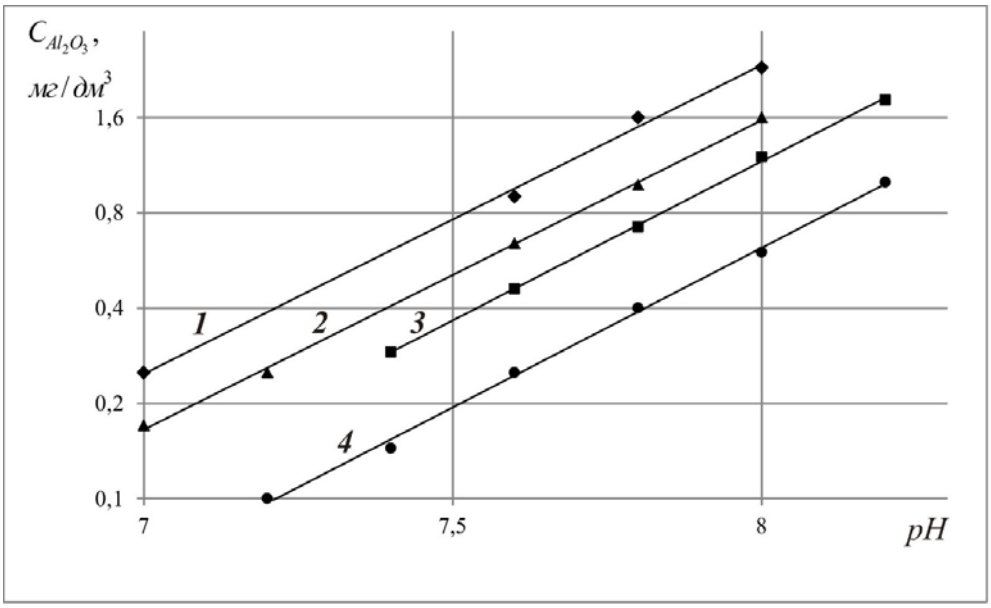

Рисунок 3.11 – Влияние водородного показателя среды pH на растворимость соединений алюминия в воде при различных температурах (1 – 10 ºС; 2 – 20 ºС; 3 – 26 ºС; 4 – 30 ºС)

Зависимости растворимости соединений алюминия в воде для различных температур описывается следующими уравнениями (3.15)-(3.18), которые приведены в нашей публикации [126]:

- при температуре 10 ºС:

$$C(Al_2O_3) = 4{,}01 \times 10^{-8}\left[\exp(2{,}248\,pH)\right]. \quad (3.15)$$

- при температуре 20 ºС:

$$C(Al_2O_3) = 2{,}01 \times 10^{-8}\left[\exp(2{,}252\,pH)\right]. \quad (3.16)$$

- при температуре 26 ºС:

$$C(Al_2O_3) = 1{,}01 \times 10^{-8}\left[\exp(2{,}312\,pH)\right]. \quad (3.17)$$

- при температуре 30 ºС:

$$C(Al_2O_3) = 5{,}01 \times 10^{-9}\left[\exp(2{,}324\,pH)\right]. \quad (3.18)$$

Данные, приведенные на рисунке 3.11, свидетельствуют о том, что растворимость соединений алюминия существенно увеличивается при понижении температуры очищаемой воды и увеличении величины водородного показателя среды pH.

3.5 Выводы

1. *Показано,* что на эффективность проведения процесса очистки природных и сточных вод с применением коагулянтов, в частности на остаточное содержание соединений металлов в очищенной воде, оказывают влияние:

величина водородного показателя среды pH, эффект «проскальзывания», концентрация взвешенных веществ (эффект Паллмана), доза коагулянта и степень его гидролиза.

2. *Установлена* зависимость соотношения степени седиментации частиц к остаточной концентрации соединений металлов в очищенной воде, которая характеризуется параметром, обратно пропорциональным времени нахождения воды в технологическом процессе очистки.

3. Экспериментальным путем *определена* зависимость скорости процесса очистки воды от соединений железа в диапазоне температур 85-93,5 ºС, который характерен для очистки сточных вод промышленных предприятий металлургической отрасли. Установлено, что наиболее эффективно процесс очистки протекает при температуре 93,5 ºС. При этом с увеличением времени очистки (с двух до шести часов) эффективность удаления соединений железа возрастает в 1,9 раза.

4. *Получена* зависимость растворимости соединений алюминия в воде от величины pH в диапазоне температур от 10 ºС до 30 ºС. Увеличение содержания соединений алюминия наблюдается при понижении температуры на 10 ºС в 1,4 раза, при снижении на 20 ºС – в 3,6 раза (при равных величинах pH).

РАЗДЕЛ 4
МЕТОДИКИ, ОБОРУДОВАНИЕ И ПРИБОРЫ ДЛЯ ПРОВЕДЕНИЯ ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНЫХ ИССЛЕДОВАНИЙ

4.1 Общие сведения

Основной целью экспериментальных исследований настоящей диссертационной работы является установление влияния концентрированного коагулирования и дозы коагулянта на остаточное содержание соединений металлов в очищенной воде после обработки исходной воды сульфатом алюминия.

В настоящем разделе обоснованы используемые методы экспериментальных исследований, приведены параметры созданной лабораторной установки для моделирования процесса концентрированного коагулирования, а также приведены методики определения содержания загрязняющих веществ в воде.

4.2 Обоснование параметров лабораторной установки

При изготовлении лабораторной установки в качестве основного и байпасного каналов использовались цилиндрические трубы.

Число Рейнольдса (Re) для таких труб определяется следующими соотношениями (4.1) [128, 129]:

$$\mathrm{Re} = \frac{\rho \upsilon D_Г}{\eta} = \frac{\upsilon D_Г}{\nu} = \frac{Q D_Г}{\nu S}, \tag{4.1}$$

где ρ – плотность исследуемой жидкости, кг/м^3;

υ – средняя скорость движения жидкости в канале, м/с;

$D_Г$ – гидравлический диаметр канала, м;

η – динамическая вязкость исследуемой среды, Па·с или кг/(м·с);

ν – кинематическая вязкость исследуемой среды, м^2/с;

Q – объемный расход жидкости в канале, м^3/с;

S – площадь поперечного сечения цилиндрического канала, м^2.

В таблицах 4.1, 4.2 приведены значения числа Рейнольдса от конструкционных и режимных параметров трубопроводов и осветлителя.

Таблица 4.1 – Расчетные данные по выбору рациональных диаметров трубопроводов основного и байпасного каналов лабораторной установки

		Диаметр трубопровода, мм						
		4	5	6	7	8	9	10
Расход, дм^3/ч	10	879,37	703,49	586,24	502,50	439,68	390,83	351,75
	20	1758,73	1406,99	1172,49	1004,99	879,37	781,66	703,49
	30	*2638,10*	2110,48	1758,73	1507,49	1319,05	1172,49	1055,24
	40	*3517,47*	*2813,97*	*2344,98*	2009,98	1758,73	1563,32	1406,99
	50	**4396,83**	*3517,47*	*2931,22*	*2512,48*	2198,42	1954,15	1758,73
	60	**5276,20**	**4220,96**	*3517,47*	*3014,97*	*2638,10*	*2344,98*	2110,48
	70	**6155,56**	**4924,45**	**4103,71**	*3517,47*	*3077,78*	*2735,81*	*2462,23*
	80	**7034,93**	**5627,94**	**4689,95**	**4019,96**	*3517,47*	*3126,64*	*2813,97*
1111 (прямое начертание) – ламинарный режим; *1111 (курсивное начертание)* – переходной режим; **1111 (полужирное начертание)** – турбулентный режим.								

Таблица 4.2 – Расчетные данные по выбору рационального диаметра осветлителя лабораторной установки

		Диаметр трубопровода, мм					
		100	150	200	250	300	350
1		2	3	4	5	6	7
Расход, дм^3/ч	10	35,17	23,45	17,59	14,07	11,72	10,05
	20	70,35	46,90	35,17	28,14	23,45	20,10
	30	105,52	70,35	52,76	42,21	35,17	30,15
	40	140,70	93,80	70,35	56,28	46,90	40,20
	50	175,87	117,25	87,94	70,35	58,62	50,25

Продолжение таблицы 4.2

1	2	3	4	5	6	7	8
	60	211,05	140,70	105,52	84,42	70,35	60,30
	70	246,22	164,15	123,11	98,49	82,07	70,35
	80	281,40	187,60	140,70	112,56	93,80	80,40
1111 (прямое начертание) – ламинарный режим; *1111 (курсивное начертание)* – переходной режим; **1111 (полужирное начертание)** – турбулентный режим.							

Для моделирования процесса концентрированного коагулирования была создана лабораторная установка с параметрами, приведенными в таблице 4.3, которые удовлетворяют принципам автомодельности реальных гидравлических систем [127, 130].

Таблица 4.3 – Параметры лабораторной установки

№ п/п	Наименование параметра	Обозначение	Ед. измерения	Значение
1	Диаметр трубопроводов основного канала	$d_о$	мм	8
2	Диаметр трубопроводов байпасного канала	$d_б$	мм	4,5
3	Диаметр осветлителя	$D_{ос}$	мм	300
4	Расход воды в основном канале при К = 0,2	$Q_о$	дм^3/ч	59,49
5	Расход воды в байпасном канале при К = 0,2	$Q_б$	дм^3/ч	19,35

4.3 Оборудование для проведения исследований

Исследования по определению влияния соотношения расходов очищаемой воды в основном и байпасном каналах на качество водоподготовки, при использовании метода концентрированного коагулирования, проводили на лабораторной установке, принципиальная схема которой приведена на рисунке 4.1.

Внешний вид отдельных узлов установки приведен на рисунках 4.2, 4.3.

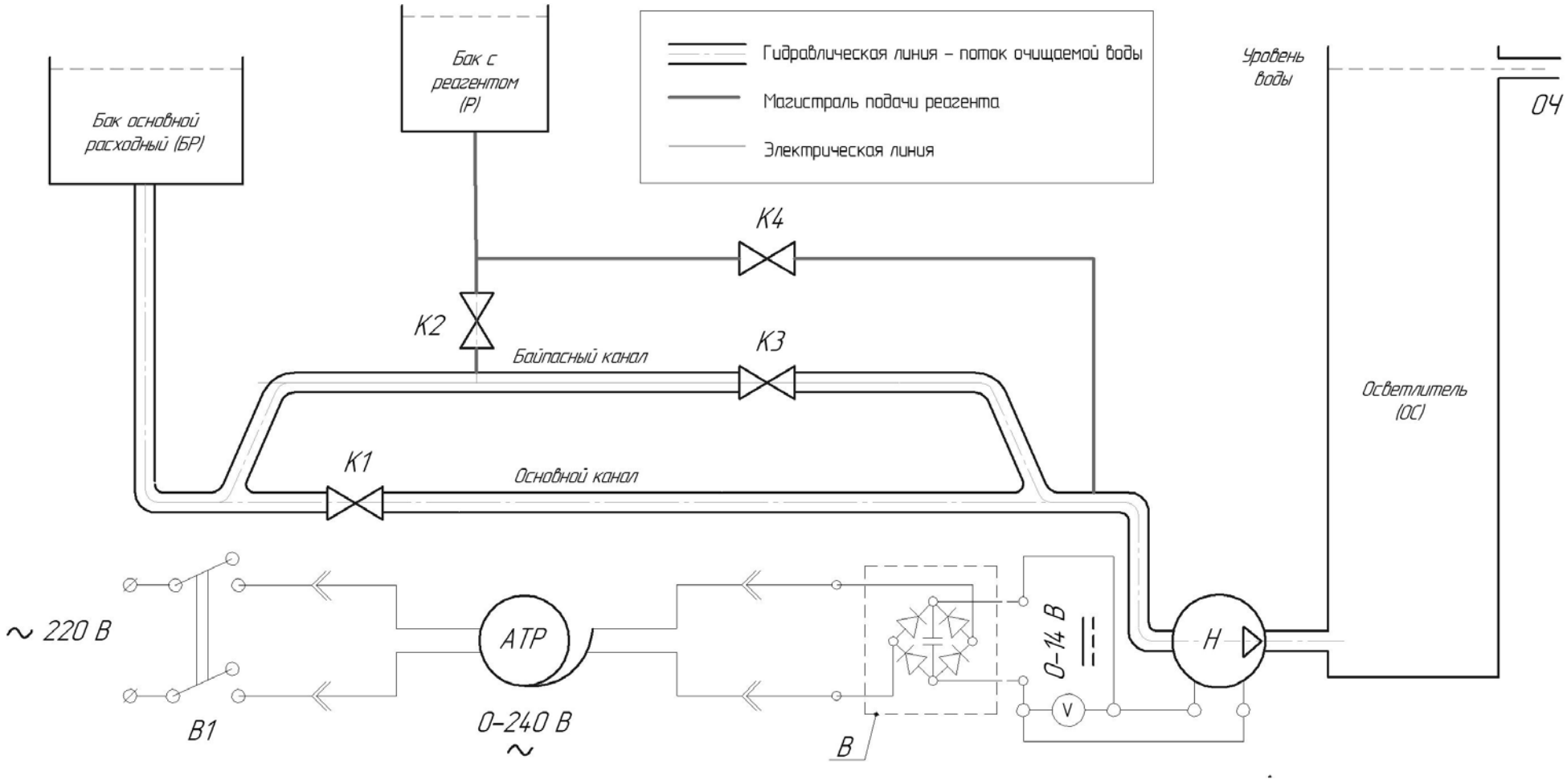

Рисунок 4.1 – Структурная схема лабораторной установки для выбора рациональной схемы очистки поверхностных и сточных вод: БР – бак основной расходный (вода, подлежащая очистке); Р – бак с реагентом; ОС – осветлитель; К1 – клапан распределительный – предназначен для установления баланса расхода очищаемой воды в основном и байпасном каналах; К2 – клапан регулировки подачи реагента в байпасный канал; К3 – клапан перекрытия байпасного канала; К4 – клапан прямой подачи реагента в основной канал; Н – насос; В1 – выключатель подачи питания на насос; АТР – автотрансформатор; В – выпрямитель КВРС-35; ОЧ – патрубок отвода очищенной воды.

Рисунок 4.2 – Общий вид лабораторной установки для очистки воды методом концентрированного коагулирования

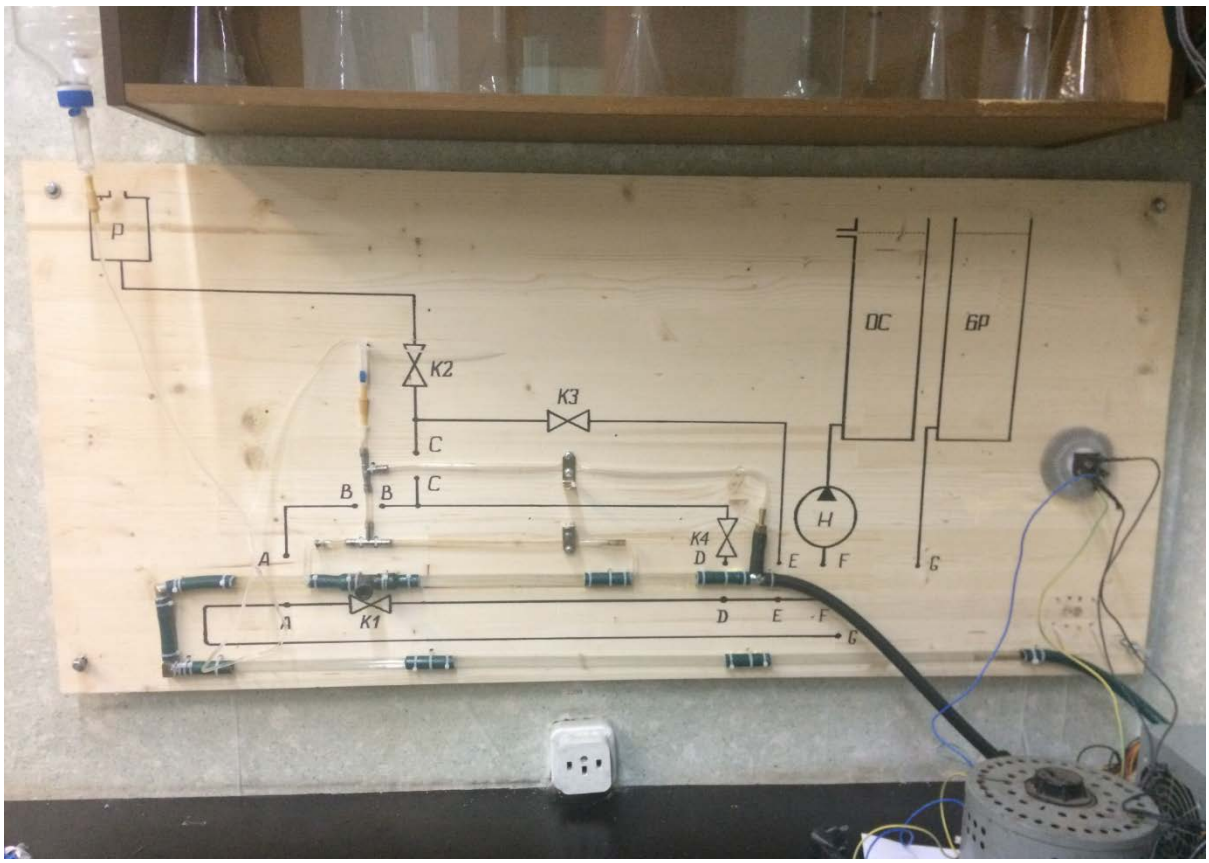

Рисунок 4.3 – Внешний вид составной части лабораторной установки для очистки воды методом концентрированного коагулирования

В качестве объекта исследований использовалась вода из канала Северский Донец-Донбасс – основного источника водоснабжения населенных пунктов и промышленных предприятий Донецкого региона.

Согласно нормативным требованиям [131, 132] основные показатели качества очищенной воды после реагентной обработки и очистки не должны превышать следующих пороговых значений:

- мутность – 1,5 мг/дм^3;
- цветность – 20 град;
- перманганатная окисляемость – 5 мг O_2/дм^3;
- остаточный алюминий – 0,5 мг/дм^3.

Требуемые значения величины pH, согласно нормативам, устанавливаются в пределах 6-9.

Программа лабораторных исследований по очистке воды, с использованием концентрированного коагулирования, предусматривала коагуляционную обработку подаваемой исходной воды с одновременной подачей раствора коагулянта в байпасный канал (рисунок 4.1). Это обеспечивает смешение раствора коагулянта с основной массой необработанной исходной воды для её дальнейшей очистки.

Целью проведения экспериментальных исследований является определение рационального распределения расходов в потоках очищаемой воды между основным и байпасным каналами, которое обеспечивает максимальное снижение остаточных концентраций соединений алюминия в очищенной воде.

Предназначенная для очистки вода по отводящему трубопроводу отбиралась из основного расходного бака (БР). Подача раствора коагулянта (сульфата алюминия) из бака с реагентом (Р) производилась с регулируемым расходом в основной канал очищаемой воды или в байпасный канал, в обход основного потока загрязненной воды. Перемешивание раствора коагулянта с очищаемой водой осуществлялось в центробежном насосе. Клапаны К1, К2, К3, К4 предназначены для отключения прямой подачи реагента в поток воды (путем

закрытия клапана К4), а также для изменения соотношения расходов между основным и байпасным каналами (путем выбора определенных положений клапанов К1 и К2).

Вода с раствором коагулянта из байпасного подавалась в основной канал, в котором происходило ее смешение с основным объемом очищаемой воды. После этого обработанная коагулянтом вода подавалась в осветлитель (ОС). В установке предусмотрен патрубок для отбора проб очищенной воды. Время пребывания воды в осветлителе составляло 2 часа. Расход исследуемых жидкостей в основном и байпасном каналах измерялся объемным методом.

Такая конструкция лабораторной установки позволяет моделировать способ концентрированного коагулирования с введением коагулянтов через байпасный канал в основной поток очищаемой воды.

Пробы очищенной по предлагаемой технологии воды отбирались из верхней части осветлителя. В отобранных пробах определяли остаточное содержание загрязняющих веществ в воде.

4.4 Определение содержания алюминия в очищаемой воде

Определение концентрации алюминия в очищаемой / очищенной воде осуществляли методом, основанном на способности его ионов образовывать с алюминоном оранжево-красное комплексное коллоидное соединение при pH = 4,5, в присутствии сульфата аммония [133].

Реактивы.

1. Ацетатный буферный раствор, pH = 4,5±0,1. В мерной колбе, вместимостью 1 дм^3, растворяли 19 г ацетата натрия $NaCH_3COO \cdot 3H_2O$ в 200-300 см^3 дистиллированной воды, приливали 8,5 см^3 ледяной уксусной кислоты и доводили объем до 1 дм^3 дистиллированной водой. Величину pH контролировали потенциометрически и при необходимости доводили до значения 4,5 5 %-ным раствором гидроксида натрия.

2. 5 %-ный водный раствор гидроксида натрия.

3. 30 %-ный водный раствор сульфата аммония.

4. 30 %-ный водный раствор персульфата аммония. Применяли свежеприготовленным.

5. 0,2 %-ный водный раствор алюминона. Использовали через 1 неделю после приготовления. Если в растворе появлялся легкий белый осадок, его фильтровали через фильтр «синяя лента». Раствор хранили в склянке из темного стекла.

6. Аскорбиновая кислота.

7. Серная кислота.

8. 25 %-ный водный раствор аммиака.

9. Стандартные растворы алюминия:

а) *Основной раствор*. В мерную колбу вместимостью 1 дм^3 помещали 1,758 г алюмокалиевых квасцов ($A1K(SO_4)_2 \cdot 12H_2O$), приливали 300-500 см^3 дистиллированной воды, растворяли препарат, осторожно (при перемешивании) добавляли 5 мл серной кислоты плотностью 1,84 г/см^3 и доводили объем до метки (1 дм^3) дистиллированной водой. При этом в 1 см^3 раствора содержалось 0,1 мг алюминия;

б) *Рабочий раствор*. 2 см^3 основного раствора вносили в мерную колбу вместимостью 100 см^3 и доводили объем до метки дистиллированной водой. В 1 см^3 содержалось 2 мкг алюминия.

Ход определения.

В мерную колбу вместимостью 50 см^3 помещали 25 см^3 законсервированной пробы (можно меньший объем, если концентрация алюминия в исследуемой воде более 0,5 мг/дм^3), добавляли 25-30 мг аскорбиновой кислоты и нейтрализовали до pH = 4,5 25 %-ным раствором аммиака, контролируя величину pH по универсальной индикаторной бумаге. Приливали 1 см^3 30 %-ного раствора сульфата аммония, 2 см^3 0,2 %-ного раствора алюминона и через 3-5 мин 10 см^3 ацетатного буферного раствора. После добавления каждого реактива, смесь тщательно перемешивали. Доводили объем до метки, перемешивали и через

20 мин, с применением фотоколориметра, определяли содержание алюминия (мкг).

Калибровочный график. В мерные колбы, вместимостью 50 см^3, вносили 0-0,5-1,0-3,0-5,0-7,0 см^3 рабочего стандартного раствора, что соответствовало содержанию алюминия 0-1-2-6-10-14 мкг. В этот раствор добавляли дистиллированную воду до объема 25-30 см^3, вносили 25-30 мг аскорбиновой кислоты и доводили pH до 4,5 25 %-ным раствором аммиака. После этого проводили определение содержания алюминия. Строили калибровочный график в координатах оптическая плотность – содержание алюминия (мкг).

Концентрацию алюминия (X, мг/дм^3) рассчитывали по формуле (4.2):

$$X = \frac{C_{Al}}{V}, \text{ мг/дм}^3, \qquad (4.2)$$

где C_{Al} – содержание алюминия, определенное по калибровочному графику, мкг;

V – объем пробы очищаемой воды, взятой для анализа, см^3.

4.5 Определение щелочности

Щелочность исследуемой воды определяли титриметрическим методом согласно действующей методике [134].

Принцип метода. Определение щелочности основано на титровании исследуемой воды сильной кислотой. Количество раствора, необходимое для доведения pH до 8,3, эквивалентно свободной щелочности, а для величины pH = 4,5 – общей щелочности. При величине pH воды меньше 4,5 ее щелочность равна нулю. Конечная точка при титровании находится визуально.

Реактивы.

1. 0,1 н. раствор хлористоводородной кислоты. При установлении титра раствор продували воздухом.

2. 0,5 %-ный раствор фенолфталеина. В 50 см^3 96 % этанола растворяли 0,5 г фенолфталеина и разбавляли 50 см^3 дистиллированной воды, добавляли по каплям 0,01 н. гидроксид натрия до появления заметной розовой окраски.

3. 0,05 %-ный раствор метилового оранжевого индикатора.

4. Смешанный индикатор. В 150 см^3 96 % этанола растворяли 0,03 г метилового красного и 0,2 г бромкрезолового зеленого. Индикатор имел грязно-серую окраску.

Ход определения.

Определение свободной щелочности. К 100 см^3 исследуемой воды (при высокой щелочности брали меньший объем и разбавляли до 100 см^3 прокипяченной и охлажденной дистиллированной водой), прибавляли 0,1 см^3 (2 капли) 0,5 %-го фенолфталеина и титровали на белом фоне 0,1 н. хлористоводородной кислотой до полного обесцвечивания. Для более четкого улавливания окончания титрования определение проводили с дополнительным контролем. Для этого рядом с титруемой пробой устанавливали вторую порцию исследуемой воды. При этом в нее добавляли такое же количество индикатора.

Определение общей щелочности. К 100 см^3 пробы, прибавляли 0,15 см^3 (3 капли) смешанного индикатора или 0,1 см^3 (2 капли) метилового оранжевого, затем продували воздухом в течение 2-3 мин и титровали 0,1 н. хлористоводородной кислотой на белом фоне в присутствии контрольного раствора до момента, когда зеленая окраска смешанного индикатора переходила в грязно-серую (или до начала перехода окраски метилового оранжевого из желтой в оранжевую). Вновь продували воздухом 2-3 мин, и, если возвращалась первоначальная окраска, – продолжали титровать. Титрование считали законченным, если после продувки окраска раствора не изменялась. Воздух продолжали подавать, и через 5 мин, если возвращалась первоначальная окраска, то продолжали титрование.

Расчет свободной (Р) и общей (М) щелочности (ммоль/дм^3) определяли по формулам (4.3), (4.4):

$$P = \frac{C_{HCl} \times V_{HCl} \times K \times 1000}{V}, \text{ ммоль/дм}^3, \quad (4.3)$$

где Р – свободная щелочность воды, ммоль/дм^3;

C_{HCl} – точная молярная концентрация раствора хлористоводородной кислоты, моль/дм^3;

V_{HCl} – объем хлористоводородной кислоты, израсходованной на титрование по фенолфталеину, см^3;

К – поправочный коэффициент к раствору хлористоводородной кислоты;

V – объем пробы исследуемой воды, взятой для определения, см^3.

$$M = \frac{C_{HCl} \times V_{HCl} \times K \times 1000}{V}, \text{ ммоль/дм}^3, \quad (4.4)$$

где М – общая щелочность, ммоль/дм^3;

C_{HCl} – точная молярная концентрация раствора хлористоводородной кислоты, моль/дм^3;

V_{HCl} – объем хлористоводородной кислоты, израсходованной на титрование по смешанному индикатору или метиловому оранжевому, см^3;

К – поправочный коэффициент к раствору хлористоводородной кислоты;

V – объем пробы исследуемой воды, взятой для определения, см^3.

4.6 Методика определения хлорид-ионов в воде

Определение хлорид-ионов в исследуемой воде проводили согласно действующей методике [135].

Принцип метода. Осаждение хлорид-ионов проводится в нейтральной или слабощелочной среде азотнокислым серебром в присутствии, в качестве индикатора, хромовокислого калия. После осаждения хлорида серебра в точке

эквивалентности образуется хромовокислое серебро, которое сопровождается переходом окраски раствора из желтой в оранжево-желтую [135].

Материалы и реактивы

1. Стеклянная лабораторная мерная посуда вместимостью:
   - пипетки 100, 50 и 10 $см^3$;
   - пипетка 1 $см^3$ с делением через 0,01 $см^3$;
   - мерный цилиндр 100 $см^3$;
   - бюретка 25 $см^3$ со стеклянным краном.
2. Конические колбы вместимостью 250 $см^3$.
3. Капельница.
4. Колориметрические пробирки с отметкой на 5 $см^3$.
5. Стеклянные воронки.
6. Фильтры беззольные «белая лента».
7. Азотнокислое серебро.
8. Хлористый натрий.
9. Алюмокалиевые квасцы.
10. Хромовокислый калий.
11. 25 %-ный водный раствор аммиака.
12. Дистиллированная вода.

Ход определения.

<u>Подготовка к анализу</u>

1. *Приготовление раствора азотнокислого серебра.* В мерной колбе растворяли 2,40 г химически чистого $AgNO_3$ и доводили объем раствора дистиллированной водой до отметки 1 $дм^3$. Раствор хранили в склянке из темного стекла [135].

2. *Приготовление 10 %-ного раствора азотнокислого серебра*. В 90 $см^3$ дистиллированной воды растворяли 10 г химически чистого $AgNO_3$ и добавляли 1-2 капли HNO_3 [135].

3. *Раствор хлористого натрия.* 0,8245 г химически чистого NaCl, высушенного при 105 °С, растворяли и доводили объем раствора дистиллированной водой до отметки 1 дм^3 [135].

4. *Приготовление гидроокиси алюминия.* В 1 дм^3 дистиллированной воды растворяли 125 г алюмокалиевых квасцов, нагревали до 60 °С и, постоянно перемешивая, постепенно прибавляли 55 см^3 концентрированного раствора аммиака. После отстаивания в течение 1 ч осадок переносили в большой стакан и промывали дистиллированной водой до исчезновения реакции на хлориды [135].

5. *5 %-ный раствор хромовокислого калия.* 50 г K_2CrO_4 растворяли и доводили объем раствора дистиллированной водой до отметки 1 дм^3 [135].

6. *Установка поправочного коэффициента к раствору азотнокислого серебра.* В коническую колбу вносили пипеткой 10 см^3 раствора хлористого натрия и 90 см^3 дистиллированной воды, добавляли 1 см^3 раствора хромовокислого калия и титровали раствором азотнокислого серебра до перехода лимонно-желтой окраски мутного раствора в оранжево-желтую, не исчезающую в течение 15-20 с. Полученный результат являлся ориентировочным. К оттитрованной пробе прибавляли 1-2 капли раствора хлористого натрия до получения желтой окраски. Эта проба являлась контрольной при повторном, более точном, определении. Для этого отбирали новую порцию раствора хлористого натрия и титровали азотнокислым серебром до получения небольшой разницы оттенков слабо-оранжевого в титруемом растворе и желтого в контрольной пробе [135].

Поправочный коэффициент ($К_п$) определяли по формуле (4.5):

$$K_n = \frac{10}{V}, \qquad (4.5)$$

где V – объем азотнокислого серебра, израсходованного на титрование, см^3.

Проведение анализа

1. *Качественное определение.* В колориметрическую пробирку наливали 5 см^3 воды и добавляли три капли 10 %-ного раствора азотнокислого серебра. Примерное содержание хлор-иона определяли по осадку или мути в соответствии с требованиями таблицы, приведенной в [135].

2. *Количественное определение.* 50 см^3 отобранной исследуемой воды доводили до отметки 100 см^3 дистиллированной водой. Без разбавления определяли хлорид-ионы в концентрации до 100 мг/дм^3. В случае, когда вода была мутная, ее фильтровали через беззольный фильтр, промытый горячей водой. Отмеренный объем воды вносили в две конические колбы и прибавляли по 1 см^3 раствора хромовокислого калия. Одну пробу титровали раствором азотнокислого серебра до появления слабого оранжевого оттенка, вторую пробу использовали в качестве контрольной пробы.

Обработка результатов

Содержание хлорид-иона (X_{Cl^-}), мг/дм^3, определялось по формуле (4.6):

$$X_{Cl^-} = \frac{V_{AgNO_3} \cdot K \cdot m \cdot 1000}{V_{H_2O}}, \text{ мг/дм}^3, \qquad (4.6)$$

где V_{AgNO3} – объем азотнокислого серебра, израсходованного на титрование, см^3;

К – поправочный коэффициент к титру раствора нитрата серебра;

m – количество хлорид-иона, соответствующее 1 см^3 раствора азотнокислого серебра, мг;

V_{H2O} – объем пробы, взятой для определения, см^3.

4.7 Метрологическое обеспечение исследований. Оценка погрешностей измерений

Все приборы, которые использовались в процессе проведения экспериментальных исследований (перечисленные в п.п 4.2-4.5) были метрологически обеспечены согласно графику их поверки.

Методики обеспечивали получение результатов измерения с метрологическими характеристиками, не превышающими максимально допустимых значений, при доверительной вероятности $P = 0{,}95$.

Величины относительных погрешностей при определении физико-химических свойств загрязненных/очищенных природных и сточных вод не превышали макисмальных значений, приведенных в утвержденных методиках и составляли:

- для остаточного содержания соединений металлов в очищаемой воде – 0,03;
- расхода раствора коагулянта и очищаемой воды в каналах – 0,025;
- концентрации коагулянтов в рабочих растворах – 0,02;
- величины водородного показателя среды pH – 0,015;
- температуры исследуемых жидкостей – 0,02;
- содержания хлоридов на выходе из осветлителя – 0,025.

Контроль показателей качества результатов измерений предусматривал проведение проверки стабильности результатов измерений с учетом требований действующих методик.

4.8 Выводы

1. *Определены* методы экспериментальных исследований для установления влияния концентрированного коагулирования и дозы коагулянта на остаточное содержание соединений металлов в очищенной воде.

2. *Обоснованы* геометрические и режимные параметры созданной лабораторной установки для моделирования процесса концентрированного коагулирования, которые удовлетворяют принципам автомодельности гидравлических систем. *Разработана* методика проведения лабораторных исследований.

3. *Выбраны и поставлены* методики проведения химического анализа проб воды, которые позволяют определять остаточное содержание металлов в загрязненной / очищенной воде.

4. Используемые в процессе проведения экспериментальных исследований приборы были метрологически обеспечены согласно графику их поверки. Величины относительных погрешностей, при определении физико-химических свойств загрязненных / очищенных природных и сточных вод, не превышали для: остаточного содержания соединений металлов в очищаемой воде – 0,03; расхода раствора коагулянта и очищаемой воды в каналах – 0,025; концентрации коагулянтов в рабочих растворах – 0,02; величины водородного показателя среды pH – 0,015; температуры исследуемых жидкостей – 0,02; содержания хлоридов на выходе из осветлителя – 0,025.

РАЗДЕЛ 5
ПОВЫШЕНИЕ КАЧЕСТВА ОЧИСТКИ ВОД ОТ СОЕДИНЕНИЙ МЕТАЛЛОВ

5.1 Общие сведения

В настоящее время во всем мире особое внимание уделяется разработке и внедрению эффективных ресурсосберегающих технологий. К таким технологиям относится рассматриваемый в настоящей диссертационной работе метод интенсификации процессов глубокой очистки природных и сточных вод с применением концентрированного коагулирования алюмосодержащими коагулянтами. Использование предлагаемого метода позволяет повысить эффективность работы водоочистных сооружений систем водоснабжения, обеспечить уменьшение содержания загрязняющих веществ в очищенной воде, уменьшить риск заболеваемости населения.

В настоящем разделе рассмотрено влияние распределения потоков очищаемой воды между основным и байпасным каналами при концентрированном коагулировании для повышения качества очистки воды и, как следствие этому, повышению экологической безопасности используемой воды. Кроме этого в разделе приведены результаты экспериментальных исследований по установлению количественных характеристик загрязняющих веществ в очищаемой воде (на примере применения в качестве коагулянта соединений алюминия).

5.2 Выбор рационального распределения потоков при концентрированном коагулировании

Целью экспериментальных исследований в настоящей работе являются установление основных закономерностей влияния концентрированного

коагулирования и определение рациональной дозы коагулянта на остаточное содержание соединений алюминия в очищаемой воде.

Программа лабораторных исследований по очистке воды, с использованием концентрированного коагулирования, предусматривала коагуляционную обработку объема исходной воды с подачей раствора коагулянта в байпасный канал, смешение данного объема с остальной частью необработанной исходной воды, и её последующую очистку, а также дальнейшее определение остаточного содержания алюминия в очищаемой воде. При проведении экспериментов также предусматривался контроль изменения щелочности воды.

Под параметрами концентрированного коагулирования подразумеваются геометрические и режимные характеристики потоков обрабатываемой воды в байпасном и основном каналах.

Режимные параметры лабораторной установки представлены двумя величинами – коэффициентом распределения потоков (К) и дозой коагулянта ($Д_к$). Значения этих величин, принятые в процессе проведения экспериментов, приведены в таблицах 5.1 и 5.2.

Таблица 5.1 – Значения коэффициента К, при котором проводилась каждая серия экспериментов

К	0	0,15	0,2	0,34	0,44	0,54	0,64	0,74	0,84	1

Таблица 5.2 – Значения дозы коагулянта в каждой серии экспериментов

$Д_к$, мг/дм^3	5	10	15	20	25	30	35	40	45	50

Для каждого значения коэффициента К проводилась серия экспериментов, каждая из которых соответствовала приведенным значениям $Д_к$ из таблицы 5.2.

При выполнении опытов было осуществлено $m_к \cdot m_{Дк}$ серий экспериментов ($10 \cdot 10 = 100$ серий), где $m_к$ и $m_{Дк}$ – соответственно количество выбранных значений режимных параметров.

В рамках каждой серии было проведено от 5 до 7 испытаний с целью определения результата как среднего значения по выборке. Следовательно, общее количество опытов составило более пятисот.

Коэффициент относительного распределения потоков (К) между основным и байпасным каналом определяется соотношением расходов воды через эти каналы:

$$K = \frac{Q_б}{Q_о + Q_б}, \tag{5.1}$$

где $Q_б$ – расход воды, обработанной коагулянтом в байпасном канале, м^3/ч;

$Q_о$ – расход воды в основном канале очищаемой воды, м^3/ч.

Изменение соотношения расходов между основным и байпасным каналами осуществлялись путем выбора положений клапанов К1 и К2 (п. 4.1, рисунок 4.1).

Так, например, при К = 0 вся обрабатываемая вода проходит через основной канал (т.к. $Q_б = 0$ м^3/ч) и коагулирование не является концентрированным. При К = 0,5 соотношение потоков через основной и байпасный каналы равное – имеет место выраженное концентрированное коагулирование. При К = 1 вся обрабатываемая вода проходит через байпасный канал (т.к. $Q_о = 0$ м^3/ч) и коагулирование вновь не является концентрированным.

Скорость в основном и байпасном каналах, при проведении каждой серии испытаний, определялась геометрическими параметрами трубопроводов лабораторной установки, которые были выбраны и обоснованы в п. 4.2 (таблица 4.1), расхода обрабатываемой воды через установку и коэффициентом распределения потоков К (таблица 5.3).

Таблица 5.3 – Скорость движения воды в лабораторной установке, м/с

	К									
	0	0,15	0,2	0,34	0,44	0,54	0,64	0,74	0,84	1
Основной канал	0,000	0,206	0,275	0,468	0,606	0,743	0,881	1,018	1,156	1,376
Байпасный канал	0,344	0,292	0,275	0,227	0,193	0,158	0,124	0,089	0,055	0,000

Приведенные в таблице 5.3 значения справедливы при общем расходе через лабораторную установку 78,84 дм^3/ч. При этом скорость движения в осветлителе составляла 0,0003 м/с.

Отбор проб воды осуществлялся на выходе из осветлителя (рисунок 4.1) через 2 часа после начала каждого эксперимента отдельной серии.

Условия проведения испытаний:

- щелочность исходной воды находилась в пределах 5,5-6 ммоль/дм^3;
- концентрация алюминия в исходной воде составляла 0,03-0,06 мг/дм^3.

Результаты экспериментальных исследований зависимости относительной щелочности обработанной воды от распределения потоков воды при концентрированном коагулировании представлены на рисунках 5.1, 5.2.

Установлено, что с достаточной для практики точностью, приведенная на рисунке 5.1 зависимость относительной щелочности может быть аппроксимирована уравнением полинома 2-й степени:

$$ОЩ = (a_1 \cdot K^2 + a_2 \cdot K + a_3) \cdot Д + (b_1 \cdot K^2 + b_2 \cdot K - b_3) \cdot Д + (c_1 \cdot K^2 + c_2 \cdot K), \qquad (5.2)$$

где a_1, a_2, a_3, b_1, b_2, b_3, c_1, c_2 – коэффициенты, приведенные в таблице 5.4;

К – коэффициент относительного распределения потоков обрабатываемой воды между основным и байпасным каналами.

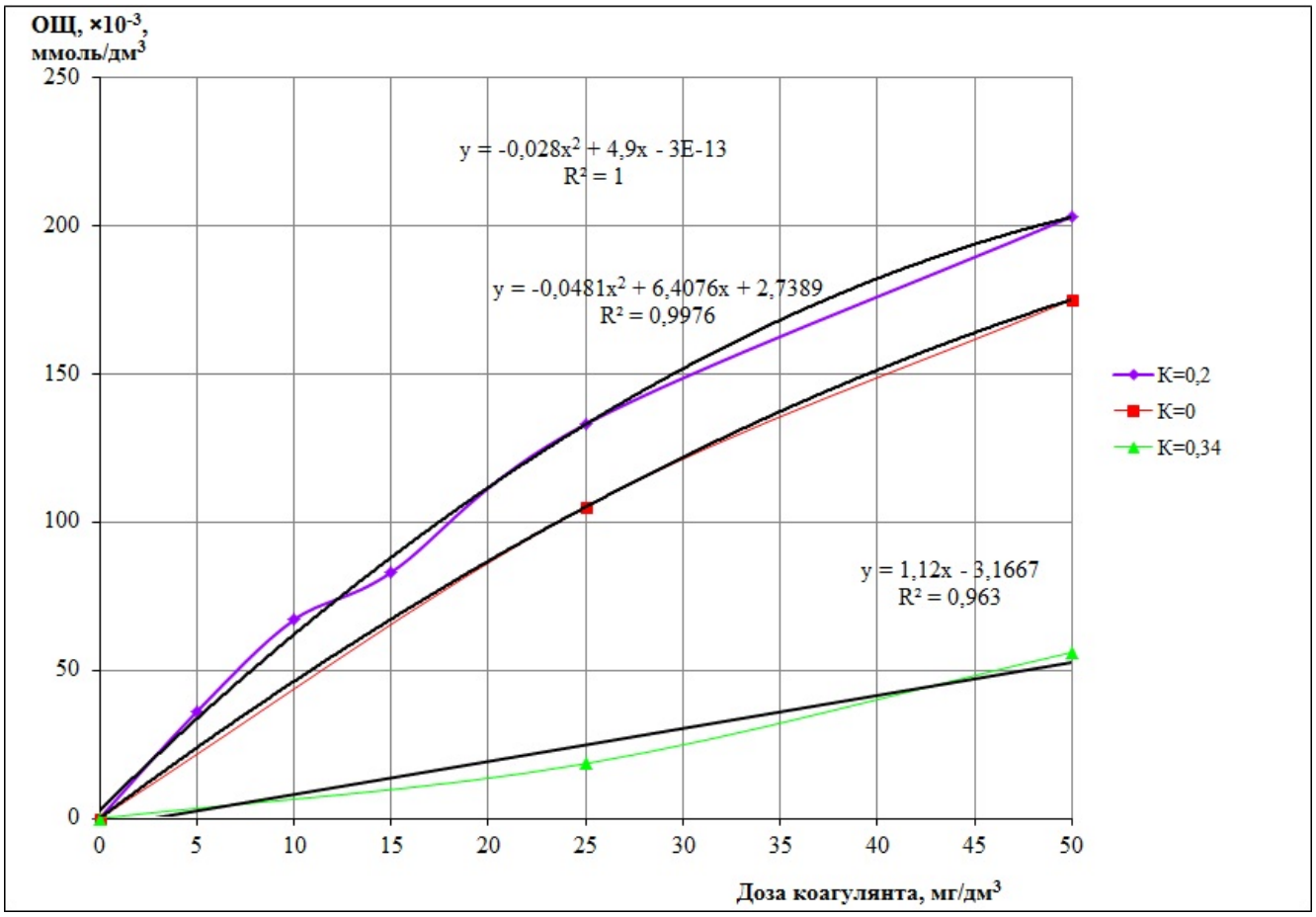

Рисунок 5.1 – Результаты экспериментальных исследований по установлению зависимости относительной щелочности очищаемой воды от распределения потоков воды при концентрированном коагулировании

Таблица 5.4 – Значения коэффициентов в уравнении (5.2)

a_1	a_2	a_3
1,3061	-0,3617	-0,028
b_1	b_2	b_3
-133,25	34,189	4,9
c_1	c_2	c_3
-97,5	33,15	0

График полученной аналитической непрерывной функции (5.2) ОЩ = f (К, Д) приведен на рисунке 5.2.

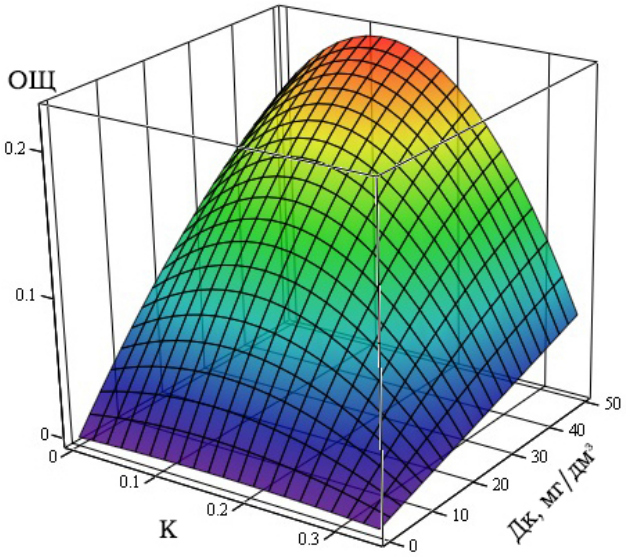

Рисунок 5.2 – Зависимость относительной щелочности от дозы коагулянта и соотношения потоков очищаемой воды в основном и байпасном каналах

Определение рационального распределения потоков между основным и байпасным каналом, который обеспечивает наиболее эффективный процесс очистки воды, осуществлялся с помощью дифференциального анализа в частных производных уравнения (5.2). Это было обусловлено необходимостью установления максимальных значений в исследуемом диапазоне допустимых величин аргументов $Д_к$ и К (таблицы 5.1 и 5.2 соответственно).

Аналогичный анализ был также выполнен для установления зависимости остаточной концентрации алюминия в очищаемой воде (рисунок 5.3, 5.4 соответственно).

Результаты экспериментальных исследований по установлению зависимости остаточной концентрации алюминия в очищаемой воде от распределения потоков воды при концентрированном коагулировании представлены на рисунках 5.3, 5.4.

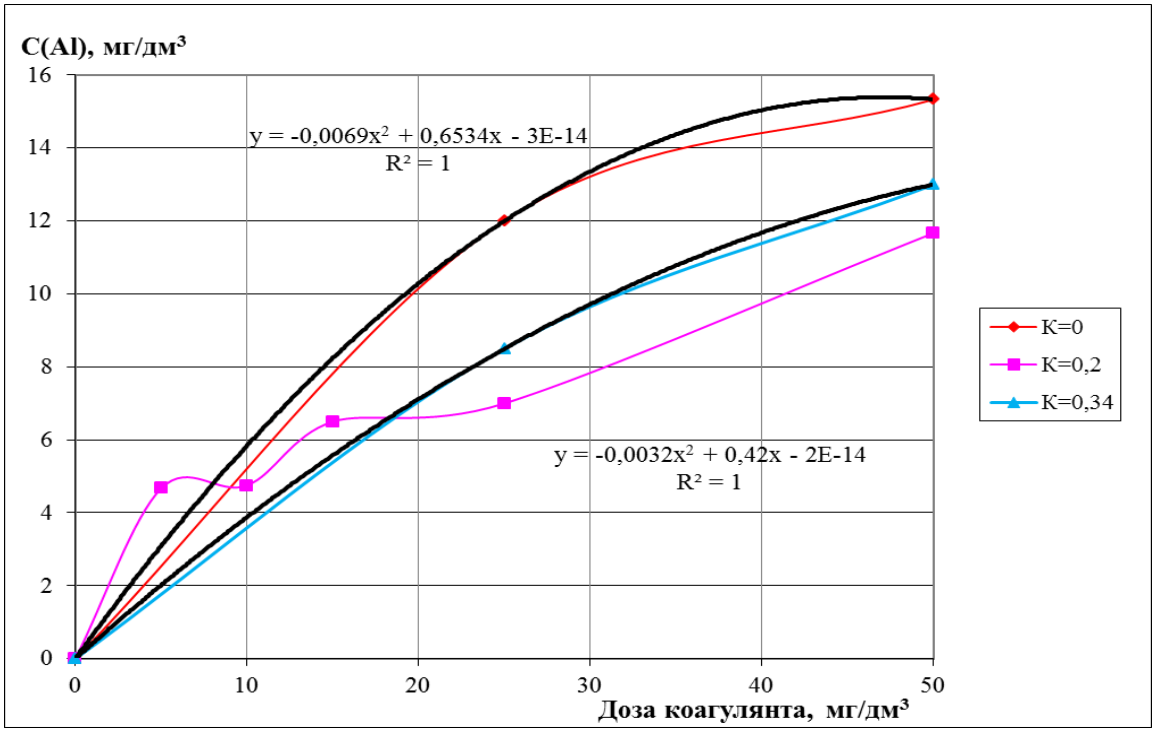

Рисунок 5.3 – Зависимость остаточной концентрации алюминия в очищаемой воде от распределения потоков воды при концентрированном коагулировании

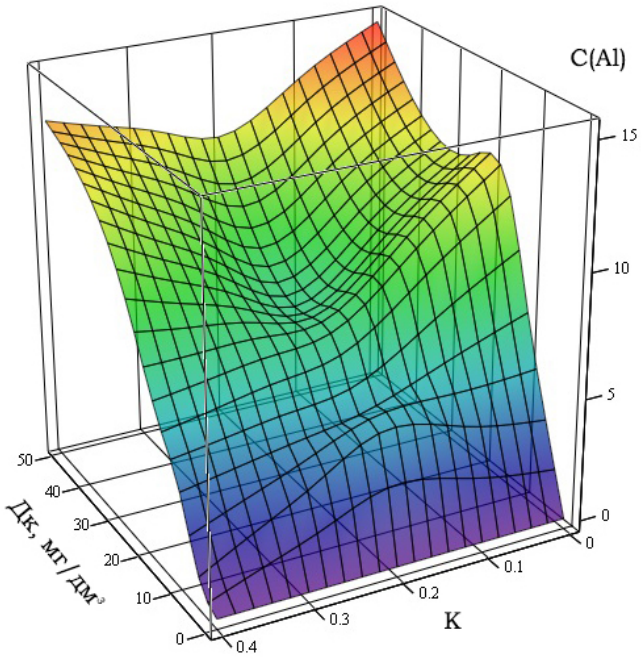

Рисунок 5.4 – Зависимость относительной концентрации алюминия в очищаемой воде от дозы коагулянта (сульфата алюминия) и соотношения потоков воды в основном и байпасном каналах

Представленные на рисунках 5.3, 5.4 данные свидетельствуют о снижении концентрации соединений алюминия в очищенной воде при использовании концентрированного коагулирования.

Таким образом, на основе полученных данных экспериментальных исследований и обработки их результатов можно рекомендовать соотношение потоков обрабатываемой загрязненной воды, равное К = 0,2 как рациональное условие для повышения экологической безопасности технологического процесса очистки вод путем снижения остаточных концентраций алюминия в очищенной воде. При этом наблюдается снижение концентрации алюминия в очищенной воде на 18-22 %.

5.3 Влияние гидродинамического режима на эффективность работы очистных сооружений

Для количественной оценки влияния режима движения очищаемой воды на технологические характеристики процесса очистки в осветлителе проведены специальные гидродинамические исследования на лабораторных и промышленных установках.

Режим движения воды определялся путем подачи на вход осветлителя концентрированного раствора поваренной соли (импульсное возмущение) и определения изменения концентрации хлоридов на выходе из фильтра (реакция на возмущение).

Распределение времени пребывания отдельных микрообъемов жидкости в осветлителе учитывалось коэффициентом продольной диффузии. Поскольку прямое определение последнего затруднительно, распределение времени пребывания отдельных микрообъемов жидкости в осветлителе учитывалось измерением дисперсии кривой отклика на импульсное возмущение. При небольших отклонениях от идеального вытеснения реагента имеются простые

зависимости для вычисления критерия Пекле (Pe) в зависимости от дисперсии [136]:

$$Pe = \frac{uL}{D}, \tag{5.3}$$

где u – линейная скорость потока воды в осветлителе, м/с;

L – длина пути, проходимого раствором в осветлителе, м;

D – коэффициент продольной диффузии, м^2/с [137].

Этот критерий позволяет оценить степень продольного перемешивания потока в очистном сооружении и сопоставить влияние продольного перемешивания на технологические характеристики осветлителя [136].

Соотношение концентраций непрореагировавшего реагента в аппарате с неидеальным потоком и потоком идеального вытеснения характеризуется уравнением (5.4) [136]:

$$\frac{C_{а.н.}}{C_{а.и.}} = 1 + (k\tau)^2 \frac{D}{uL}, \tag{5.4}$$

где $C_{а.н.}$ – концентрация непрореагировавшего вещества в аппарате с неидеальным потоком вытеснения;

$C_{а.и.}$ – концентрация непрореагировавшего вещества в аппарате с идеальным потоком вытеснения;

k – константа скорости реакции первого порядка, 1/с;

τ – среднее время пребывания частиц потока в аппарате, с;

$\frac{D}{uL}$ – величина, обратная критерию Пекле.

Определение гидродинамических режимов работы осветлителей проводилось на следующих установках: осветлитель ВТИ, установленный на Горловском коксохимическом заводе, осветлителе ЦНИИ МПС, установленном на Зуевской ТЭС, а также на лабораторной установке.

Проверка взаимного соответствия результатов экспериментов проводилась на основании тождественности интегральных сумм концентраций каждой серии экспериментов на рассмотренных очистных сооружениях:

$$\int_0^t C dt = const . \qquad (5.5)$$

Относительная разность полученных значений составила не более 1,0 %.

Результаты проведенных исследований по влиянию гидродинамических режимов работы различного очистного оборудования представлены на рисунке 5.5.

Установлено, что с достаточной для практики точностью зависимость концентрации трассера (NaCl) на выходе из осветлителя от времени процесса осветления может быть представлена эмпирической функцией (5.6), в основе которой лежит функция принадлежности:

$$C = f(t) = \frac{C_{\max}}{1 + \left(\left| \frac{t - 0{,}5T}{a} \right| \right)^b}, \qquad (5.6)$$

где C_{max} – максимальная концентрация хлорид-ионов в воде в режиме идеального вытеснения;

T – время процесса осветления, T = 3 ч;

a, b – коэффициенты аппроксимирующего уравнения (5.6), которые определяют качество смешения трассера в аппарате.

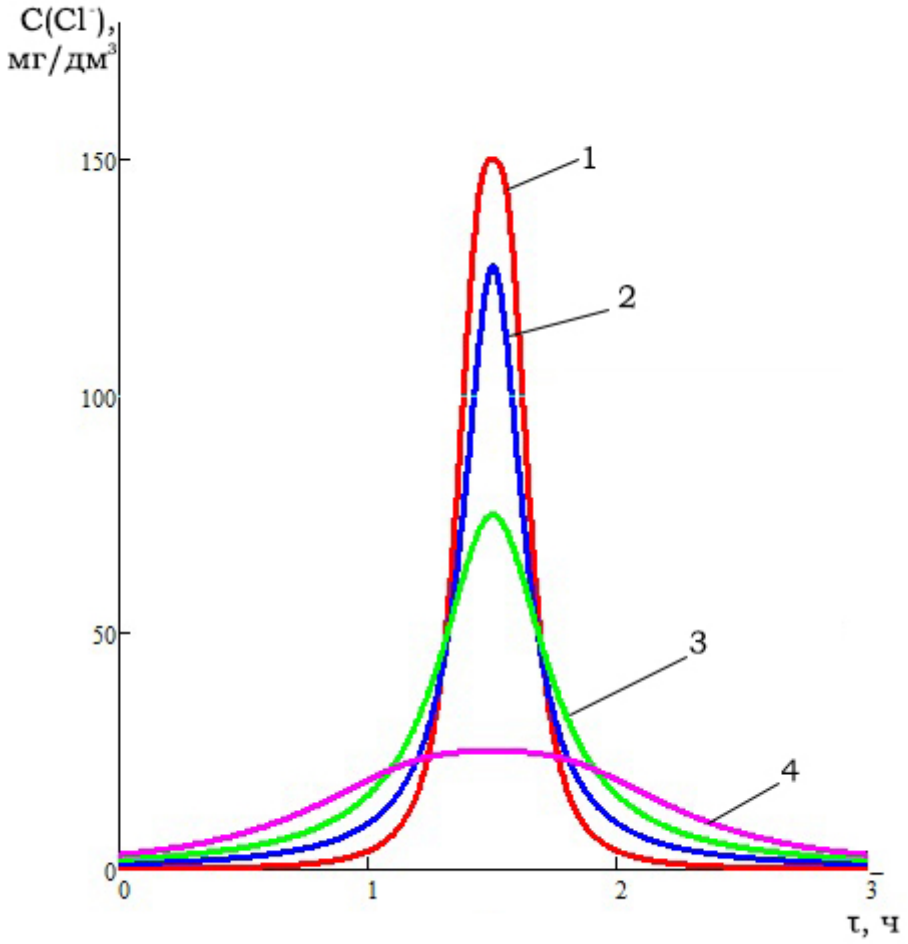

Рисунок 5.5 – Зависимость концентрации хлоридов на выходе из осветлителя от продолжительности технологического процесса: 1 – режим идеального вытеснения; 2 – лабораторная установка (кафедра техносферной безопасности ГОУ ВПО «ДОННАСА»); 3 – осветлитель ВТИ (Горловский коксохимический завод; 4 – осветлитель ЦНИИ МПС (Зуевская ТЭС)

Из представленных на рисунке 5.5 данных следует, что увеличение остаточных концентраций алюминия в очищенной воде характерно для аппаратов большей производительности, в частности, за счет высоких значений критерия Рейнольдса. Увеличение числа Рейнольдса приводит к повышению критерия Пекле, характеризующего продольное перемешивание и отклонение режима работы отстойников от режима идеального вытеснения и, соответственно, к увеличению «проскальзывания» соединений алюминия в очищенную воду.

5.4 Рекомендации для повышения качества очистки

На рисунке 5.6 приведена используемая в Донецком регионе технологическая схема очистки воды для питьевых нужд.

Для устранения влияния факторов, указанных в разделе 3 настоящей диссертационной работы, на эффективность процесса коагуляции и уменьшения концентрации остаточного алюминия в очищенной воде, рекомендуется внести изменения в существующую схему технологического процесса очистки воды (рисунок 5.7) [137].

Рекомендации по совершенствованию технологической схемы:

1. В процессе очистки изменить способ подачи раствора коагулянта путем применения метода концентрированного коагулирования.
2. Предусмотреть разделение потока очищаемой воды на два канала: основной и байпасный.
3. Распределение потоков между основным и байпасным каналами принимать равным 80 : 20.
4. Для увеличения скорости гидролиза предлагается подавать коагулянт в байпасный канал (эжектор-смеситель). Таким образом, повышение концентрации коагулянта в потоке позволит увеличить скорость гидролиза. Это уменьшит «проскальзывание» соединений алюминия в осветленную воду.
5. Дозу коагулянта принимать равной согласно [124], учитывая данные о мутности и цветности очищаемой воды.
6. Для увеличения pH в межмицеллярном пространстве и снижения эффекта Паллмана необходимо в технологической схеме перед отстойниками дополнительно вводить известковое молоко (в периоды паводков).

Соблюдение приведенных рекомендаций позволит повысить экологическую безопасность используемой воды с минимальными затратами, так как не требуют кардинальной реконструкции действующих очистных сооружений.

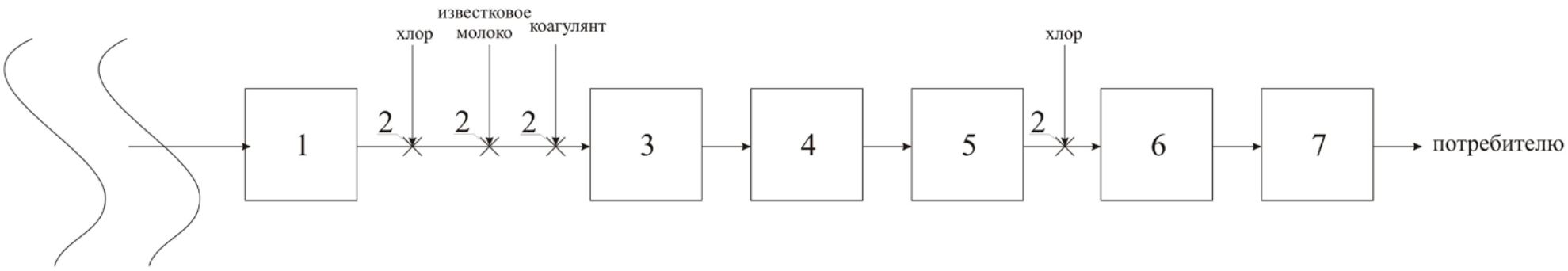

Рисунок 5.6 – Используемая технологическая схема очистки воды на Макеевской фильтровальной станции: 1 – насосная станция 1-го подъема, 2 – узел ввода реагента; 3 – смеситель с камерой реакции; 4 – горизонтальный отстойник; 5 – скорый фильтр; 6 – резервуар чистой воды; 7 – насосная станция 2-го подъема

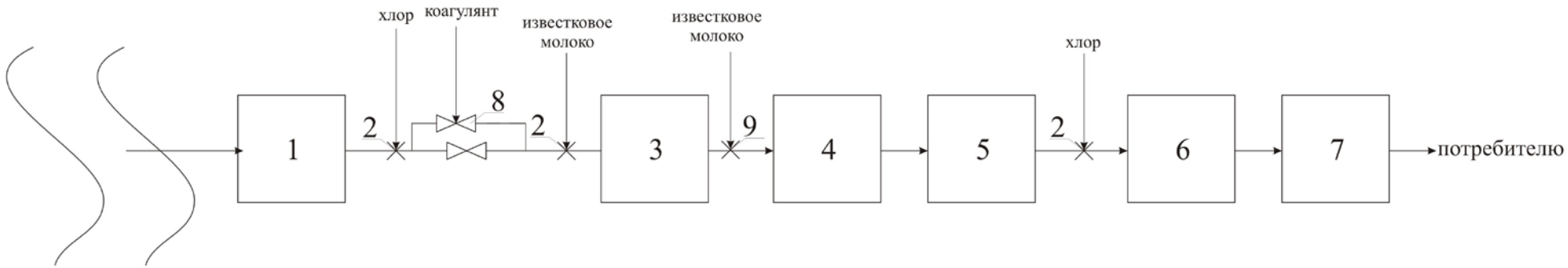

Рисунок 5.7 – Предлагаемая технологическая схема очистки воды на фильтровальной станции: 1 – насосная станция 1-го подъема, 2 – узел ввода реагента; 3 – смеситель с камерой реакции; 4 – горизонтальный отстойник; 5 – скорый фильтр; 6 – резервуар чистой воды; 7 – насосная станция 2-го подъема; 8 – эжектор-смеситель (подача раствора коагулянта в байпасный канал); 9 – узел дополнительного ввода реагента (в паводковый период)

5.5 Выводы

1. *Обоснована* целесообразность совершенствования используемого в настоящее время технологического процесса подготовки питьевой воды путем применения концентрированного коагулирования за счет введения рабочего раствора коагулянта в байпасный поток параллельно основному каналу подачи очищаемой воды.

2. *Показано,* что при незначительном изменении конструкции очистных сооружений (внедрении способа интенсификации процесса очистки с применением концентрированного коагулирования) появляется возможность повысить экологическую безопасность очищенной воды с минимальными экономическими затратами.

3. *Установлено*, что распределение потоков в соотношении 80 : 20 между основным и байпасным каналами, соответственно, является наиболее рациональным, так как позволяет улучшить условия перемешивания реагента с очищаемой водой без увеличения дозы применяемого коагулянта.

4. Экспериментально *определено*, что применение метода концентрированного коагулирования (а именно при рациональном соотношении потоков обрабатываемой воды 80 : 20) позволяет снизить остаточное содержание соединений алюминия в очищенной воде на 18-22 %.

5. *Установлено*, что на очистных сооружениях ряда предприятий Донецкого региона имеет место эффект «проскальзывания». Предлагаемый способ очистки воды позволит устранить этот недостаток путем обработки загрязненной воды методом концентрированного коагулирования.

6. Повышение содержание соединений алюминия в воде после очистки особенно актуально при использовании проточных аппаратов большой производительности, то есть при высоких значениях критерия Рейнольдса (Re). Увеличение числа Re приводит к повышению критерия Пекле, который определяет продольное перемешивание, и, как следствие, отклонение режима работы очистного

сооружения от режима идеального вытеснения, соответственно, к увеличению «проскальзывания» соединений металлов в очищенную воду.

РАЗДЕЛ 6
ВЕЛИЧИНА ОЖИДАЕМОГО ПРЕДОТВРАЩЕННОГО УЩЕРБА ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЕ ОТ УМЕНЬШЕНИЯ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ

6.1 Общие сведения

Наносимый ущерб народному хозяйству, в результате загрязнения водоемов, состоит из дополнительных расходов на очистку воды до требуемых нормативных показателей, на необходимость поиска и подачи воды из других источников, выплат по больничным листам – последствий заболеваемости людей, убытков сельскому хозяйству из-за увеличения площадей засоленных земель, и т.д.

Для определения качества питьевой воды и ее влияния на организм человека необходимо провести оценку риска угрозы здоровью людей.

Оценка риска для здоровья населения – это характеристика эффектов, которые способны развиться в результате воздействия вредных факторов окружающей среды на конкретную группу людей при специфических условиях за определенный промежуток времени [138]. В настоящей работе рассматривается риск угрозы здоровью человека от употребления загрязненной питьевой воды, в том числе и соединениями металлов [138-140].

Показано, что загрязняющие вещества, содержащиеся в водных объектах, в концентрациях, превышающих ПДК, способны причинять вред здоровью людей. На существующих водопроводных очистных станциях из воды не всегда удаляются химические вещества, находящиеся в растворенном виде. К ним следует отнести водорастворимые соединения алюминия и железа.

6.2 Методика определения ущерба

Методика определения величины ущерба, наносимого окружающей среде вследствие загрязнения водных объектов, направлена на реализацию Директивы 2006/11 / ЕС Европейского Парламента и Совета от 15.02.2006 г. о загрязнении, вызванном некоторыми опасными веществами, сбрасываемых в водную среду сообщества.

Методика устанавливает единые требования к определению убытков, причиненных государству вследствие нарушения законодательства об охране и рациональном использовании водных ресурсов физическими лицами, физическими лицами-предпринимателями и юридическими лицами [141].

Расчет размера возмещения ущерба, причиненного водным объектам в результате сбросов загрязняющих веществ с возвратными водами, в руб., проводится по формуле (6.1):

$$У = К_{кат} \times К_{р} \times k_{з} \times \left(M_{i1} \times \gamma_{i1} + M_{i2} \times \gamma_{i2} + ... + M_{im} \times \gamma_{m}\right), \text{ руб.,} \qquad (6.1)$$

где $К_{кат}$ – коэффициент, учитывающий категорию водного объекта [141];

$К_{р}$ – региональный коэффициент дефицитности водных ресурсов поверхностных вод [141];

$k_{з}$ – коэффициент пораженности водной системы, $k_{з}$ = 1,5 [141];

m – количество загрязняющих веществ в возвратных водах;

M_{i1}, M_{i2}, M_{im} – масса сброса *i*-го загрязняющего вещества в водный объект с возвратными водами, т;

γ_{i} – удельный экономический ущерб от загрязнения водных ресурсов, отнесенный к 1 тонне условного загрязняющего вещества, руб./т.

Расчет массы загрязняющих веществ, в результате сброса возвратных вод, проводится по формуле (6.2):

$$M_i = C_i \times Q_i \times t \times 10^{-6}, \text{ т}, \qquad (6.2)$$

где M_i – масса сброса *i*-го загрязняющего вещества в водный объект с возвратными водами, т;

C_i – средняя фактическая концентрация *i*-го загрязняющего вещества в возвратных водах, мг/дм^3;

Q_i – фактический расход возвратных вод, м^3/ч;

t – продолжительность сброса возвратных вод, ч;

10^{-6} – коэффициент пересчета массы загрязняющих веществ из г в т.

6.3 Размеры возмещения ущерба, нанесенного водным объектам

Внедрение предлагаемой рациональной технологической схемы очистки вод, основанной на применении метода концентрированного коагулирования, позволит снизить остаточные концентрации соединений металлов в очищенной воде на 18-22 %. Это повлечет за собой уменьшение ущерба, который наносится окружающей среде.

Величина предотвращенного ущерба определяется по формуле (6.3):

$$У_П = (У_1 - У_2), \text{ тыс. руб.}, \qquad (6.3)$$

где $У_п$ – предотвращенный ущерб окружающей среде, тыс. руб.;

$У_1$ – величина ущерба, нанесенного окружающей среде от загрязнения водных объектов, тыс. руб.;

$У_2$ – величина ущерба, нанесенного окружающей среде от загрязнения водных объектов, с учетом результатов внедрения природоохранного мероприятия, тыс. руб.

В таблице 6.1 приведены результаты расчета величины предотвращенного ущерба, наносимого окружающей среде вследствие загрязнения водных объектов.

Таблица 6.1 – Величина предотвращенного ущерба, наносимого окружающей среде от загрязнения водных объектов соединениями алюминия

Наименование вещества	Удельный показатель ущерба, нанесенного окружающей среде до внедрения предлагаемой схемы очистки, $У_1$, руб./(м^3·год)	Удельный показатель ущерба, нанесенного окружающей среде после внедрения предлагаемой схемы очистки, $У_2$, руб./(м^3·год)	Удельный показатель предотвращенного ущерба, $У_п$, руб./(1 тыс. м^3·год)
Алюминий	0,03	0,02	10

6.4 Оценка риска угрозы здоровью людей от употребления загрязненной питьевой воды

При проведении исследований по оценке риска угрозы здоровью населения от употребления питьевой воды, необходима информация о содержании в питьевой воде загрязняющих веществ. Для оценки риска угрозы здоровью и жизни населения необходимо установить соответствие между количеством рассматриваемого вредного вещества и негативным влиянием его на человеческий организм.

Критерии оценки риска по методике «доза-ответ» напрямую зависят от типа воздействия вредного вещества. В существующей практике вредные вещества принято разделять на канцерогенные (беспороговые) и неканцерогенные (пороговые). Большинство химических канцерогенов способны вызывать одновременно и канцерогенные, и общетоксические эффекты. Поэтому оценка риска воздействия данных веществ должна производиться с учетом канцерогенного и неканцерогенного действия [139].

Риск угрозы здоровью, обусловленный присутствием в питьевой воде вредного вещества, зависит от его дозы (*D*), поступившей в организм человека.

Существуют различные виды зависимости риска здоровью от дозы вредного вещества. Первый вид зависимости характеризуется беспороговыми загрязнителями, у которых связь между дозой и обусловленным ею риском является линейной. Зависимостью второго вида обладают пороговые загрязнители, действие которых вызывает негативные последствия, только когда величина дозы превысит пороговое значение [74, 140].

Негативное воздействие порогового токсиканта должно характеризоваться значением пороговой дозы (величиной дозы, отнесенной к некоторому интервалу времени), начиная с которой проявляются неблагоприятные последствия. Практика исследований зависимости между значением дозы токсиканта и его воздействием (эффектом) показала, что возможны несколько подходов к установлению величины пороговой мощности дозы. Это позволяет использовать следующие значения, которые определяются опытным путем [139]:

- HNOEL – наибольшая пороговая мощность дозы, которая не приводит к появлению каких бы то ни было статистически значимых биологических эффектов (NOEL – no observed effect level, то есть уровень, при котором эффекты не наблюдаются);
- HNOAEL – наибольшая пороговая мощность дозы, которая не приводит к появлению статистически значимых неблагоприятных биологических эффектов (NOAEL – no observed adverse effect level, то есть уровень, при котором не наблюдаются неблагоприятные эффекты);
- HLOEL – наименьшая пороговая мощность дозы, которая приводит к появлению каких бы то ни было статистически значимых биологических эффектов (LOEL – lowest observed effect level, то есть низший уровень, при котором наблюдаются эффекты);
- HLOAEL – наименьшая пороговая мощность дозы, которая приводит к появлению статистически значимых неблагоприятных биологических эффектов (LOAEL – lowest observed adverse effect level, то есть низший уровень, при котором наблюдаются неблагоприятные эффекты).

Все эти четыре величины измеряются количеством загрязнителя, поступающего в единицу времени в организм человека и нормированного на единицу массы тела [141].

Негативное влияние токсиканта должно характеризоваться значением той пороговой дозы (или мощности дозы, то есть величиной, отнесенной к некоторому интервалу времени), начиная с которой появляются негативные последствия.

Оценка риска для здоровья человека от потребления воды, содержащей соединения металлов, проводится по формулам (6.4-6.6) [140].

Среднесуточное поступление токсиканта (m), отнесенное к 1 кг массы тела человека, рассчитывается по формуле (6.4) [139]:

$$m = \frac{C \cdot v \cdot f \cdot T_p}{P \cdot T}, \text{ мг/(кг·сут)}, \qquad (6.4)$$

где C – концентрация токсиканта в питьевой воде, мг/дм^3;

v – скорость поступления воды в организм человека, дм^3/сут (считается, что взрослый человек выпивает ежесуточно 2 дм^3 воды);

f – количество дней в году, в течение которых происходит воздействие токсиканта;

T_p – количество лет, в течение которых потребляется рассматриваемая питьевая вода;

P – средняя масса тела взрослого человека, равная 70 кг;

T – усредненное время воздействия токсиканта (или средняя продолжительность возможного воздействия токсиканта за время жизни человека), принимаемое равным 10950 суток.

Величина индекса опасности HQ (Hazard Quotient) на здоровье человека определяется по формулам (6.5) [140]:

$$HQ = \frac{m}{H_D}, \tag{6.5}$$

где H_D – пороговая мощность дозы токсиканта, мг/(кг·сут);

m – среднесуточное поступление токсиканта, отнесенное к 1 кг массы тела человека, мг/(кг·сут).

Если в питьевой воде содержатся несколько загрязняющих веществ, то HQ равен сумме индексов опасности отдельных токсикантов по формуле (6.6):

$$HQ_n = HQ_1 + HQ_2 + HQ_3 + ... + HQ_i\,. \tag{6.6}$$

HQ_n – полный индекс опасности, учитывающий воздействие на здоровье человека нескольких токсикантов;

HQ_i – величина индекса опасности отдельного токсиканта, присутствующего в употребляемой человеком воде.

Оценка риска осуществляется согласно таблице 6.2.

Таблица 6.2 – Критерии риска

Характеристика риска	Индекс опасности HQ
Риск возникновения угрозы здоровью пренебрежительно мал	<1
Предельная величина, не требующая срочных мер, однако не может рассматриваться как достаточно приемлемая	1
Вероятность неблагоприятных эффектов существует, которая растет пропорционально увеличению индекса опасности	>1

6.5 Величина риска от употребления питьевой воды, содержащей соединения алюминия

На рисунке 6.1 представлен график зависимости величины риска для здоровья населения от продолжительности употребления воды, содержащей соединения алюминия, при различных значениях водородного показателя pH. При отклонении pH от оптимальной величины содержание остаточного алюминия повышается, что увеличивает риск угрозы здоровью людей [108].

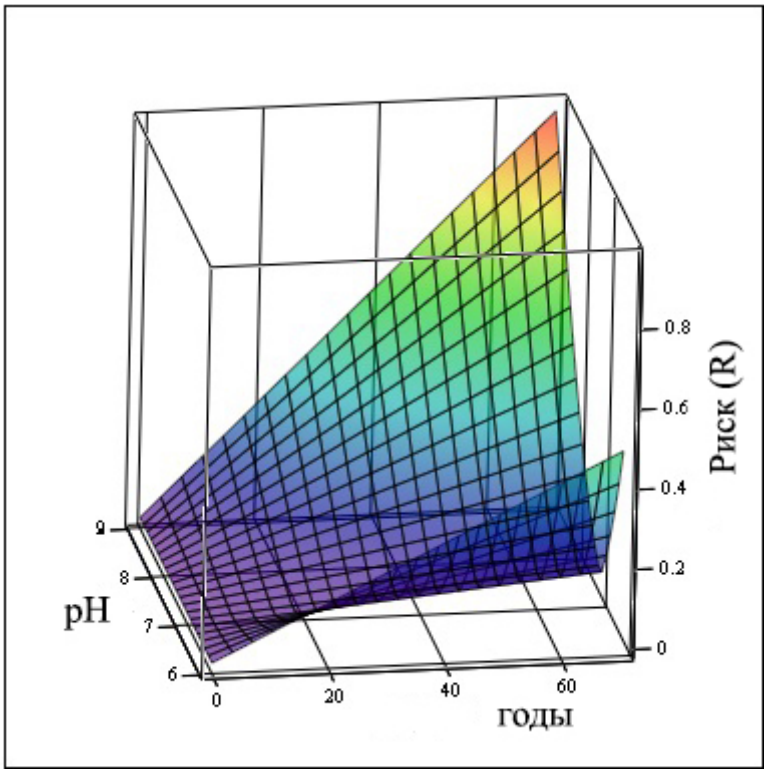

Рисунок 6.1 – Зависимость величины риска (R) для здоровья населения от употребления питьевой воды, содержащей соединения алюминия

В связи с тем, что соединения алюминия имеют свойство накапливаться в организме человека, была определена величина риска для здоровья человека при постоянном употреблении воды в течение от 5 до 70 лет. Величина риска угрозы здоровью человека увеличивается в 6-12 раз при употреблении воды, содержащей соединения алюминия, в течение 30 лет, при условии даже незначительного

отклонения величины pH от оптимального (рекомендуемого) значения (на 0,5-1,0 ед.).

6.6 Выводы

1. Применительно к объектам исследований диссертационной работы систематизированы и поставлены методики для оценки качества воды, определения величины ущерба окружающей среде вследствие загрязнения водных объектов, а также методика оценки риска здоровью человека от потребления воды, содержащей загрязняющие вещества.

2. Определена величина ожидаемого предотвращенного ущерба окружающей среде от загрязнения водных объектов соединениями алюминия, которая составила 10 рос. руб./1 тыс. $м^3$ в год. При условии годового сброса 16 млн $м^3$ сточных вод величина предотвращенного ущерба составит 160 тыс. рос. руб. в год (на примере г. Макеевки).

3. Оценена величина риска для здоровья населения при употреблении воды, загрязненной соединениями алюминия, на протяжении жизни человека. Установлено, что величина риска увеличивается в 6-12 раз при употреблении воды в течение 30 лет, при условии даже незначительного отклонения величины pH (на 0,5-1,0 ед.) от оптимального (рекомендуемого) значения.

ОБЩИЕ ВЫВОДЫ

1. В диссертационной работе *решена* задача повышения экологической безопасности природных систем за счет усовершенствования технологии очистки природных и сточных вод от соединений металлов.

2. К основным загрязняющим веществам, содержащимся в воде поверхностных водоемов Донецкого региона и представляющим опасность для окружающей среды, относятся соединения алюминия, превышение ПДК которых достигает в водоемах культурно-бытового и рыбохозяйственного назначения в 3-30 раз, а также соединения железа превышение нормативных значений которых увеличено в 4-50 раз.

3. В теоретической части диссертации обосновано влияние остаточных концентраций алюминия на окружающую среду, в том числе и на здоровье людей. Здесь же систематизированы данные, которые показывают, что повышенное содержание соединений алюминия в водоемах оказывает негативное влияние на высшую водную растительность, а также на животный мир водных объектов. При этом нарушается ионный обмен и процесс дыхания у рыб, а также уменьшается популяция гидробионтов. Большое негативное влияние соединения металлов оказывают на здоровье людей, проявляясь в нарушениях минерального обмена веществ, роста клеток, а также отрицательно отражаясь на функциях нервной системы, способствуют возникновению таких заболеваний как, деменция и болезнь Альцгеймера.

4. *Уточнено* взаимное влияние оптимальной величины водородного показателя среды pH, эффекта «проскальзывания», концентрации взвешенных веществ (эффекта Паллмана), исходной дозы коагулянта, степени его гидролиза на остаточное содержание соединений алюминия в очищенной воде.

5. *Установлена* зависимость соотношения степени седиментации частиц к остаточной концентрации соединений металлов, которая характеризуется

параметром, обратно пропорциональным времени нахождения очищаемой воды в технологическом процессе.

6. Экспериментальным путем *установлена* зависимость скорости процесса очистки воды от соединений железа в диапазоне температур 80-93,5 ºС, характерных для сточных вод промышленных предприятий металлургической отрасли.

7. *Получена* зависимость растворимости соединений алюминия в воде от величины pH в диапазоне температур от 10 ºС до 30 ºС. Увеличение содержания соединений алюминия наблюдается при понижении температуры на 10 ºС в 1,4 раза, при снижении на 20 ºС – в 3,6 раза (при равных величинах pH).

8. *Обоснована* целесообразность совершенствования используемого в настоящее время технологического процесса подготовки питьевой воды путем применения концентрированного коагулирования за счет введения раствора коагулянта в байпасный поток параллельно основному каналу подачи очищаемой воды. Это позволяет при минимальном изменении конструкции очистных сооружений повысить экологическую безопасность с минимальными экономическими затратами. При этом уменьшаются остаточные концентрации соединений алюминия на 18-22 %.

9. *Обосновано* рациональное соотношение распределения потоков по расходам очищаемой воды между основным и байпасным каналами, которое составляет соответственно, 80 : 20 .

10. *Определена* величина ожидаемого предотвращенного ущерба окружающей среде от загрязнения водных объектов соединениями алюминия, которая составила 10 рос. руб./1 тыс. м^3 в год. При условии годового сброса 16 млн м^3 сточных вод величина предотвращенного ущерба составит 160 тыс. рос. руб. в год (на примере г. Макеевки).

11. *Оценена* величина риска для здоровья населения при употреблении воды, загрязненной соединениями алюминия, на протяжении жизни человека. Установлено, что величина риска угрозы здоровью человека увеличивается в 6-12 раз при употреблении воды в течение 30 лет, при условии даже

незначительного отклонения величины pH (на 0,5-1,0 ед.) от оптимального значения.

12. Результаты диссертационного исследования *приняты* КП «Компания «Вода Донбасса» в качестве дополнительных мероприятий, которые направлены на модернизацию технологического процесса глубокой очистки воды на предприятии. Основные научные разработки автора используются в учебном процессе ГОУ ВПО «ДОННАСА» при подготовке бакалавров и магистров по направлению «Техносферная безопасность», а также в проводимых в Академии научных исследованиях.

СПИСОК ИСПОЛЬЗОВАННЫХ ИСТОЧНИКОВ

1. Алексеенко, В. А. Экологическая геохимия [Текст] / В. А. Алексеев – М. : Логос, 2000. – 627 с.

2. Веницианов, Е. В. Физико-химические основы моделирования миграции и трансформации тяжелых металлов в природных водах [Текст] / Е. В. Веницианов, А.П. Лепихин – Екатеринбург : Изд-во РосНИИВХ, 2002. – 236 с.

3. Алекин, О.А. Основы гидрохимии [Текст] / О.А. Алекин – Л. : Гидрометеоиздат, 1970. – 444 с.

4. Хубларян, М.Г. Качество воды [Текст] / М.Г. Хубларян, Т.И. Моисеенко // Вестник Российской академии наук, 2009. – Том 79, № 5. – С. 403-405.

5. Родина, А.О. Обоснование показателей качества поверхностных вод при выборе водоочистных технологий с применением теории риска [Текст] : дис. … канд. техн. наук : 05.23.04 / Родина Алла Олеговна. – Вологда, 2005. – 153 с.

6. Говорова, Ж.М. Обоснование и разработка технологий очистки природных вод, содержащих антропогенные примеси [Текст] : дис. … д-ра. техн. наук : 05.23.04 / Говорова Жанна Михайловна. – Москва, 2004. – 389 с.

7. Оценка и нормирование качества природных вод: критерии, методы, существующие проблемы [Текст]: учебно-методическое пособие / О.В. Гагарина. – Ижевск : Издательство «Удмуртский университет», 2012. – 199 с.

8. Дорогунцов, С. І. Екосередовище і сучасність [Текст] : у 8 т. Т. 5. Управління екосередовищем в умовах регіоналізації / С.І. Дорогунцов, М.А. Хвесик, Л.М. Горбач. − К. : Кондор, 2007. – 446 с.

9. Волошин, В. В. Концептуальні засади сталого розвитку регіонів України / В. В. Волошин, В. М. Трегобчук // Регіональна економіка. – 2002. – № 1. – С. 8-12.

10. Безпека регіонів України і стратегія її гарантування [Текст] / [Данилишин Б. М., Степаненко А. В., Ральчук О. М. та ін.] ; за ред.

Б. М. Данилишина. – К. : Наукова думка, 2008. – Т. 1: Природно-техногенна (екологічна) безпека. – 392 с.

11. Никанорова, А. М. Комплексные оценки качества поверхностных вод [Текст] / А. М. Никанорова, В. Р. Лозанский, Г. Н. Данилова и др. // Ленинград : Гидрометеоиздат, 1984. – 3 с.

12. Прибылов, В. Н. Проблемы и пути совершенствования нормирования показателей качества питьевых вод [Текст] / В. Н. Прибылова // Вісник Харківського національного університету. – № 1128. – 2014. – 57 с.

13. Антоненко, В. Е. Водные ресурсы бассейна р. Северский Донец: бассейновый принцип управления водными ресурсами [Электронный ресурс] / В. Е. Антоненко, С. И Трофанчук, Н. А. Белоцерковская // Водное хозяйство и интегрированное управление водными ресурсами в странах ВЕКЦА: проблемы и решения. Сб. научн. трудов. – Ташкент: НИЦ МКВК, 2012. – С. 58-64. Режим доступа: http://www.cawater-info.net/library/rus/carewib/eecca_papers_collection_vol_4_2012.pdf#4 (Дата обращения: 22.10.2018 г.)

14. Витрищак, С. В. Эколого-гигиеническая оценка состояния водных ресурсов Луганской области [Текст] / С .В. Витрищак, Е. В. Санина, Е. В. Сичанова, В. В Гаврик, А. Э. Акберов // Український журнал клінічної та лабораторної медицини - Луганьск: ДЗ «Луганський державний медичний університет», 2012. – том 7. – № 3. – С.149-152.

15. Водные объекты – национальное достояние народа ДНР [Электронный ресурс] / Режим доступа: https://gkvrh.ugletele.com/vodnye-obekty-natsionalnye-dostoyanie-naroda-dnr/ (Дата обращения: 14.03.2019 г.)

16. ГОСТ 27065-86. Межгосударственный стандарт. Качество вод. Термины и определения [Текст]. – Введ. 1987-01-01. – М. : ИПК Издательство стандартов, 2003. – 8 с.

17. Временные методические указания по комплексной оценке качества поверхностных и морских вод по гидрохимическим показателям [Текст] : введены

в действие указанием Государственного комитета СССР по гидрометеорологии и контролю природной среды № 250-1163 от 22.09.86. – М., 1986 – 10 с.

18. Доклад о состоянии окружающей среды в Донецкой области [Текст] / Под редакцией С. Третьякова, Г. Аверина. – Донецк, 2007. – 116 с.

19. Ежегодник качества поверхностных вод суши на территории деятельности СЗУГКС Госкомгидромета (Ленинградской, Псковской, Новгородской, Калининской, Смоленской областей и Карельской АССР) за 1987 год [Текст]. – Л.: Гидрометеоиздат, 1988. – 284 с.

20. Вопросы экологического нормирования и разработка системы оценки состояния водоемов [Текст] / Материалы Объединенного Пленума Научного совета ОБН РАН по гидробиологии и ихтиологии, Гидробиологического общества при РАН и Межведомственной ихтиологической комиссии. Москва, 30 марта 2011 г. / отв. ред.: академик РАН Д. С. Павлов, член-корреспондент РАН Г. С. Розенберг, д.б.н. М. И. Шатуновский. – М.: Товарищество научных изданий КМК, 2011. – 196 с.

21. Гольд, З. Г Оценка качества вод по химическим и биологическим показателям: пример классификации показателей для водной системы руч. Черемушный-Енисей [Текст] / З. Г. Гольд [и др.] // Водные ресурсы. – 2003. – Том 30. - №3. – С. 335-345.

22. Гусева, Т. В. Маркерные показатели оценки состояния водных объектов при малой антропогенной нагрузке (на примере р. Пра) [Текст] / Т. В. Гусева, Я. П. Молчанова, Е. В. Венецианов. // Водные ресурсы. – 2001. – Том 28. - № 4. - 509 с.

23. Трякина, А. С. Обоснование расчетных показателей качества воды при выборе рациональной схемы водоочистных сооружений [Текст] : дис. … канд. техн. наук : 05.23.04 / Трякина Алена Сергеевна. – Макеевка, 2018. – 318 с.

24. Долина, Л. Ф. Сточные воды предприятий горной промышленности и методы их очистки [Текст]: справочное пособие / Л. Ф. Долина – Днепропетровск : Молодежная экологическая лига Приднепровья, 2000. – 61 с.

25. Горшков, В. А. Очистка и использование сточных вод предприятий угольной промышленности [Текст] / В. А. Горшков. – Москва : Недра. – 1981. – 262 с.

26. Шугалей, И. В. Некоторые аспекты влияния алюминия и его соединений на живые организмы [Текст] / И. В. Шугалей, А. В. Гарабаджиу, М. А. Илюшин, А. М. Судариков // Экологическая химия, 2012. – Т. 21, № 3. – С. 172-186.

27. Тулакина, Н. В. Алюминий в питьевой воде и здоровье населения [Текст] / Н. В. Тулакина, Ю. В. Новиков, С. И. Плитман, В. В. Ярошев // Гигиена и санитария. – 1991. – №11. – С. 12-14.

28. Сынзыныс, Б. И. О фито- и генотоксичности алюминия [Текст] / Б. И. Сынзыныс, Н. В. Буланова, Г. В. Козьмин // С.-х. биология, 2002. – № 1. – С. 104-109.

29. Fleming, A.L. Root structure reflects differential aluminium tolerance in wheal varieties / A.L. Fleming, C.D. Foy // Agron. J., 1968. – vol. 60. – p. 172-176.

30. Амосова, Н. В. Фито- и генотоксическое действие ионов железа, кобальта и никеля на физиологические показатели растений разных видов [Текст] / Н. В. Амосова, И. В. Тазина, Б. И. Сынзыныс // С.-х. биология, 2003. – № 5. – С. 45-54.

31. Березовский, К. К. Ассимиляция азота растениями, различно чувствительных к алюминию [Текст] / К. К. Березовский, Э. Л. Климашевский // Сибирск. вестн. с.-х. науки, 1975. – №4. – С. 22.

32. Орлов, Д.С. Химия почв [Текст] : Учебник / Д.С. Орлов. – М. : Изд-во Моск. ун-та, 1985. – 376 с.

33. Lopez, F.F. Aluminium levels in spices and aromatic herbs / F.F. Lopez, C. Cabrera, ML Lorenzo, MC López // Health Stream., 2002. – no. 28. – p. 11.

34. Кортев, А.И. Микроэлемент алюминий и его клиническое значение. Микроэлементы в клиническом освещении [Текст] / А. И. Кортев, А. П. Ляшева, Г. И. Донцов. – Свердловск, 1969. – С. 114.

35. Скоблин, А.П. Микроэлементы в костной ткани [Текст] / А.П. Скоблин, А.М. Белоус – М. : Медицина, 1968. – 232 с.

36. Ganrot, P.O. Features and management of aluminum intoxication / P.O. Ganrot // Health Perspect., 1986. – vol. 65. – p. 363-368.

37. Former, P. Human exposure to aluminum / P. Former, Ph. Moriniere, G. Sebert, // Kidney Int., 1986. – vol. 29. – Suppl. 1. – p. 114-116.

38. Trapp, G.A. Fatal aluminum phosphide ingestion / G.A. Trapp // Life Sci., 1983. – vol. 33, no. 4. – p. 311-314.

39. Blair, L.M. Draft toxicological profile for aluminum / L.M. Blair, G.J. Taylor // Environmental and Experimental Botany, 1997. – vol. 37. – p. 25.

40. Clarkson, E.M. Aluminum compounds as vaccine adjuvants / E.M. Clarkson, J. Sanderson // J. Exp. Bot., 1971. - vol. 22. – p. 837.

41. Trapp, G.A. A molecular mechanism of aluminum-induced Alzheimer's disease / G.A. Trapp // Journal of Environmental Pathology Toxicology and Oncology, 1985. – vol. 6, no. 1. – p. 15.

42. Clarkson, D.T. Effects of occupational exposure to aluminum on nervous system: clinical and electroencephalographic findings / D.T. Clarkson // Ann. Bot. N. S., 1965. – vol. 29. – p. 309.

43. Cannata, A. Aluminium toxicity: its relationship with bone and iron metabolism / A. Cannata // Nephrol. Dial. Transplantation, 1996. – vol. 11. – Suppl. 3. – p. 6973.

44. Ronneberg, A. Aluminum / A. Ronneberg // Occup. Environ. Med., 1995. – vol. 52. – p. 255.

45. Synzynys, B.I. Biomonitoring of toxic aluminum for groundwater and surface water assessment and protection / B.I. Synzynys, O.T. Kharlamova, N.T. Bulanova // Toxicology Lett., 2003. – vol. 144. – p. 126.

46. Станчева, Е. Влияние алюминия на эритропоэз [Текст] / Е. Станчева и др. // Гематология и трансфузиология, 2003. - № 3. – С. 36-37

47. Albero, K. Aluminum inhibits hemoglobin synthesis but enhances iron uptake in Friend erythroleukemia cells / K. Albero, J. Glass, M. Sella // Kidney Int. 1990. - Vol. 37. – P. 677-681.

48. Ершов, Ю.А. Механизмы токсического действия неорганических соединений на эритропоэз [Текст] / Ю.А. Ершов, Т.В. Плетнева. – М.: Медицина, 1989. – 272 с.

49. Levesqye, L. Neurotoxicity of Aluminum / L. Levesqye // Brain Res., 2000. – vol. 877, no. 2. – p. 191.

50. Герунова, JI.K. Патоморфологический контроль энтеротропных эффектов соединений алюминия [Текст] / JI.K. Герунова, Н.П. Жабин, А.Т. Барановская // Актуальные проблемы ветеринарной патологии и морфологии животных: материалы Международной научн.-производ, конференции. - Воронеж, 2006. - С. 88-90.

51. Тунева, Е.О. Влияние NMDA на продукцию АФК лимфоцитами человека [Текст] / Е.О. Тунева, О.Н. Бычкова, А.А. Болдырев // Бюлл. эксперим. биол. и мед., 2003. - Т. 136. - №8. - С. 184-185.

52. Flaten, T. Essentiality of aluminium, cadmium, rubidium, titanium and vanadium in animals and intake of these ultratrace elements by humans / T. Flaten, // Brain Res Bull., 2001. - vol. 55. – no. 2. – p. 187-189.

53. Exley, C. A molecular mechanism of aluminum-induced Alzheimer's disease / C. Exley // Biorg. Chem., 1999. – vol. 76. – p. 133.

54. Campbell, A. A crossover study of short daily haemodialysis / A. Campbell // Nephrol Dial Transplant, 2002. - vol. 17. - Suppl. 2. - p. 17.

55. Амосов, Н.М. Физическая активность и сердце [Текст] / Н.М. Амосов, А.Я. Бендет. – 2-е изд., перераб. и доп.– Киев: Здоров’я, 1984. – 230 с.

56. Gibert-Barnes, E. Aluminum toxicity / E. Gibert-Barnes, L. Barness, J. Wolff // Arch. Pediatr Adolese Med., 1998. – vol. 152. – p. 511-513.

57. Привалова, Л.И. Разработка средств, повышающих устойчивость организма к действию неорганических загрязнителей производственной и

окружающей среды [Текст] / Л.И. Привалова, О.Л. Малых, Б.А. Кацнельсон и др. // Сборник научных трудов ФНЦ им. Ф.Ф. Эрисмана. - М., 2001. - № 1. – С. 488.

58. Robinson, R.F. Infant aluminum related bone disease (ARBD) after chronic antacid admistration / R. F. Robinson et al. // J. Toxicol. Clin. Toxicol. — 2002. - № 5. - P. 604-605.

59. Рослый, О.Ф. Вопросы онкологической опасности в металлургическом производстве алюминиевой промышленности [Текст] / О.Ф. Рослый, С.Г. Домнин // Вопросы гигиены труда, профессиональной патологии и промышленной токсикологии: сб. науч. тр. – Екатеринбург, 1996. - С. 18.

60. Sabine Greßler. Aluminium – Toxikologie und gesundheitliche Aspekte körpernaher Anwendungen / Sabine Greßler, René Fries // Bundesministerium für Gesundheit. – Sektion II. – Wien. 2014. – 156 s.

61. Степаненко, Т. И. Влияние содержания соединений алюминия, железа и меди в питьевой воде на здоровье человека [Текст] / Т. И. Степаненко, С.П. Высоцкий // «Экологическая ситуация в Донбассе: проблемы безопасности и рекультивации повреждённых территорий для их экономического возрождения»: материалы Международной научно-практической конференции. – Т.1. – Москва: «Академия МНЭПУ», 2016. – С. 90-96.

62. Высоцкий, С. П. Проблемы загрязнения питьевой воды соединениями алюминия, железа и меди [Текст] / С. П. Высоцкий, Т. И. Степаненко // Вестник Автомобильно-дорожного института Донецкого национального технического университета: международный научно-технический журнал / Автомобильно-дорожный институт ГОУВПО «Донецкий национальный технический университет». – Горловка:, 2016. – Вып. № 1(18). – С. 96-104.

63. The Nalco Water Handbook: Third Edition / By Nalco Company. McGraw-Hill Education, 2009 – 1280 p.

64. Кузубова Л. И. Химические методы подготовки воды (хлорирование, озонирование, фторирование): Аналит. обзор [Текст] / Л. И. Кузубова, В. Н. Кобрина // СО РАН, ГННТБ, НИОХ. – Новосибирск, 1996. – 132 с.

65. Gray, N.F. Drinking Water Quality. Problems and Solutions / N.F. Gray. - Chichester, New York, etc.: John Willey and Sons, 1996. - 315 p.

66. Holmes, G. Handbook of Environmental Management and Technology / G. Holmes, B. Rawnarinc Singh, J. Teodore. - New York, etc.: John Wiley and Sons, 1993. – P. 177-179.

67. Трякина, А. С. Разработка рациональной технологии водоочистки с применением научно обоснованных расчетных показателей качества исходной воды / А. С. Трякина // Записки Горного института, 2017. – Т. 227. – С. 608-612.

68. Драгинский, В. Л. Коагуляция в технологии очистки природных вод [Текст]: Науч. изд. / В. Л. Драгинский, Л. П. Алексеева, С. В. Гетманцев. – М., 2005. – 576 с.

69. Рябчиков, Б. Е. Современные методы подготовки воды для промышленного и бытового использования [Текст] / Б. Е. Рябчиков. – М. : ДеЛи принт, 2004. – 328 с.

70. Запольский, А. К. Коагулянты и флокулянты в процессах очистки воды [Текст] / А. К. Запольский, А. А. Баран. – Л .: Химия, 1987. – С. 48-79.

71. Гетманцев, С. В. Очистка промышленных сточных вод коагулянтами и флокулянтами [Текст] / С. В. Гетманцев, И. А. Нечаев, Л. В. Гандурина. − М. : Изд-во Ассоциации строительных вузов, 2008. – 272 с.

72. Бабенков, Е. Д. Очистка воды коагулянтами [Текст] / Е. Д. Бабенков. – М. : «Наука», 1977. – 365 с.

73. Высоцкий, С.П. Совершенствование технологий очистки воды от взвешенных веществ / С. П. Высоцкий, И. Е. Голуб // Вісті Автомобільно-дорожнього інституту, 2009, № 1(8). – С. 174-180.

74. Насонкина, Н. Г. Повышение экологической безопасности систем питьевого водоснабжения [Текст]: монография / Н. Г. Насонкина. – Макеевка : ДонНАСА, 2005. – 181 с.

75. Куликов, Н. И. Теоретические основы очистки воды [Текст]: учеб. пособие / Н. И. Куликов, А. Я. Найманов, Н. П. Омельченко, В. Н. Чернышев. – Донецк : изд-во «Ноулидж» (Донецкое отделение), 2009. – 298 с.

76. Найманов, А. Я. Водоснабжение [Текст] : навч. посібник / А. Я. Найманов [и др.]. – Донецк: ООО «Норд Комп’ютер», 2006. – 654 с.

77. Омельченко, Н. П. Новые технологии осветления шахтных вод с целью их повторного использования [Текст] / Н. П. Омельченко, Л. И. Коваленко // Проблемы экологии. – Донецк : ДонНТУ, 2008. – № 1-2. – С. 8-12.

78. Собко, А. Ю. Флокуляционная очистка навозных стоков крупных свиноводческих комплексов добавками модифицированного полиакриламида [Текст] / А. Ю. Собко, А. П. Симоненко // Девятая Международная научно-практическая конференция, г. Ростов-на-Дону, 2-4 март. 2016 г. - Ростов н/Д, 2016. – С. 522-525.

79. Ступін, О. О. Мобільний пристрій для високоефективного очищення стічних вод промислових підприємств [Текст] / О. Ступін, О. Симоненко, П. Асланов та ін. // Сучасні проблеми водопостачання і знешкодження стічних вод : сб. докл. і тез. Українсько-Польскої наук.-техн. конф. – Львів, 1996. – С. 479-480.

80. Симоненко, А. П. Совершенствование технологии реагентной очистки сточных вод от твердых примесей [Текст] / А. П. Симоненко, А. Ю. Собко, И. А. Артемова // Вестник Донецкого национального университета. Серия Г: Технические науки. – 2019. – № 1. – С. 56-67.

81. Собко, А.Ю. Очистка шахтных вод от взвешенных веществ с помощью коагулянтов и флокулянтов [Текст] / А. Ю. Собко // Вісник Донецького національного університету. Серія А: Природничі науки. -1998. – №1. – С. 160-163.

82. Кульский, Л.А. Технология очистки природных вод [Текст] : учебник для студентов ВУЗов / Л. А. Кульский, П .П. Строкач. – 2-е изд., перераб. и доп.– К. : Вища школа, 1986. – 352 с.

83. Клячко, В.А. Очистка природных вод [Текст] / В. А. Клячко, И. Э. Апельцин – М. : Издательство литературы по строительству, 1971. – 579 с.

84. Реагентная обработка поверхностных природных вод алюмосодержащими коагулянтами [Текст] : моногр./ Б. М. Гришин [и др.]. – Пенза : ПГУАС, 2016. – 140 с.

85. Гришин, Б.М. Новая технология реагентной очистки сточных вод машиностроительного предприятия [Текст] / С. Ю. Андреев, Б. М. Гришин, В. В. Демидочкин, А. С. Кочергин, И. Б. Ширшин // Водоочистка. – 2011. – № 5. – С. 54–58.

86. Akitt, J. W. Hydrolysis and dimerisation of aqueous aluminium salt solutions / J. W. Akitt, N. N. Greenwood, G. D. Lester // «Chem. Communs», 1969.- No. 17. – p. 988.

87. Grunwald, E. Acidity and association of aluminium ion in dilute aqueous acid. / E. Grunwald, Fong Dodd-Wing. // «J. Phys. Chem.», 1969. – v.73. – No. 3. – p. 650.

88. Thomas, A.W. The nature of «aluminium oxide» hydrosols. / A. W. Thomas, A. P. Tai // «J. Amer. Chem. Soc.», 1932. – v. 54. – p. 841.

89. Pohl, K. Über die Bildung definierter Aluminiumhydroxid - Gemische und deren röntgenographische Mengenanalyse / K. Pohl, D. Meissner, W. Steinert // «Z. anorgan. Und allgem. Chem.», 1966. - Bd. 343, Nr. 1 – 2. – S. 39.

90. Повышение эффективности работы сооружений при очистке питьевой воды [Текст]: монография / С. М. Эпоян, Г. И. Благодарная, С. С. Душкин, В. А. Сташук. – Х.: ХНАГХ, 2013. – 190 с.

91. Fripiat, J. J. Structure of aluminium cations in aqueous solutions / J. J. Fripiat, F. Van Gauwelaert, H. Bosmans // «J. Phys. Chem.», 1965. - v.69, No. 7. - p. 2458.

92. Монгайт, И. Л. Очистка шахтных вод [Текст] / И. Л. Монгайт, К.Д. Текинидзе, Г.И. Николадзе. – Москва : Недра. – 1978. – 173 с.

93. Полякова, А. П. Изучение возможностей повышения эффективности очистки шахтных вод [Текст] : дипл. работа (диссертация магистра по экологии и охране окружающей среды) / А. П. Полякова. –ДонНТУ, Донецк, 2009. – 106 с.

94. Ушаков, Г. В. Расчет процесса очистки воды коагуляцией и осветлением в осветлителях. Методические указания к практическим занятиям по курсу «Водоподготовка» для студентов специальности 100700 «Промышленная теплоэнергетика» / Г.В. Ушаков. – Кемерово: КузГТУ, 2001. – 17 с.

95. Пат. 2084410 Российская Федерация МПК C02F1/52 Способ очистки воды коагуляцией [Текст] / Мигалатий Е.В.; Никифоров А.Ф.; Браяловский Б.С.; Южанинов А.Г.; Холкин П.В.; Холкина Е.А. ; заявитель и патентообладатель Товарищество с ограниченной ответственностью «БМБ» г. Екатеринбург. - № 95112861/25 ; заявл. 20.07.1995 ; опубл. 20.07.1997, Бюл. № 11. – 5 с.

96. Пат. 2142419 Российская Федерация, МПК C02F1/24, C02F1/52 Способ очистки маломутных цветных вод [Текст] / Чудновский С.М., Миронова Н.Л. ; заявитель и патентообладатель Вологодский политехнический институт. - № 2022234596/04 ; заявл. 12.02.1998 ; опубл. 10.12.1999, Бюл. № 23. – 6 с.

97. Пат. 2529536 Российская Федерация МПК C02F1/52, C02F1/56, B01D21/01 Способ получения водорастворимого реагента для очистки природных и сточных вод и разделения фаз [Текст] / Радченко С.С., Новаков И.А., Радченко Ф.С., Озерин А.С. ; заявитель и патентообладатель Федеральное государственно бюджетное образовательное учреждение высшего профессионального образования «Волгоградский государственный технический университет» (ВолгГТУ). - № 2012155929/05 ; заявл. 21.12.2012 ; опубл. 27.06.2014, Бюл. № 27. – 9 с.

98. Пат. 2523480 Российская Федерация МПК C02F9/04, C02F1/28, C02F1/52 Способ очистки воды [Текст] / Совинье Филипп, Гед Абделькадер ; заявитель и патентообладатель ВЕОЛИЯ УОТЕР СОЛЮШН энд ТЕКНОЛОДЖИС СЭПОРТ (FR). - № 2011134594/05 ; заявл. 10.03.2013 ; опубл. 20.07.2014, Бюл. № 7. – 14 с.

99. Рафф, П. А. Технология контактного осветления воды в условиях Волжского водозабора г. Казани [Текст] / П. А. Рафф, А. В. Селюков, И. С. Байкова // Водоснабжение и санитарная техника. – 2011. - № 6. – С. 25-34.

100. Николадзе, Г. И. Технология очистки природных вод [Текст] / Г. И. Николадзе. – М. : Высшая школа, 1987. – 480 с.

101. Храменков, С.В. Использование современных коагулянтов и флокулянтов в системе Московского водопровода [Текст] / С.В. Храменков, А.В. Коверга, О.Е. Благова // Водоснабжение и санитарная техника. – 2001. – №3. – С. 5-7.

102. Шевченко, В.С. Повышение качества питьевой воды [Текст] / В. С. Шевченко, В. Р. Захаров // Водоснабжение и санитарная техника. – 2005. – № 2. – Ч. 2. – С. 5-7.

103. Шутько, А.П. Очистка воды основными хлоридами алюминия. [Текст] / А.П. Шутько, В.Ф. Сороченко, Я.Б. Козликовский, В.И. Гречко – Киев: Техника, 1984. – 136 с.

104. Пааль, Л.Л. Справочник по очистке природных и сточных вод [Текст] / Л.Л. Пааль, Я.Я. Кару, Х.А. Мельдер, Б.Н. Репин. – М.: Высшая школа, 1994. – 336 с.

105. Степаненко, Т. И. Влияние условий обработки питьевой воды на состояние здоровья человека [Текст] / Т. И. Степаненко // «Проблемы инновационного биосферно-совместимого социально-экономического развития в строительном, жилищно-коммунальном и дорожном комплексах»: материалы IV междунар. науч.-практ. конф. (Брянск, 1-2 дек. 2015 г.), посвящ. 55-летию строительного факультета и 85-летию БГИТУ. Т.1 / Брян. гос. инженер.-технол. ун-т; ред. кол.: А. В. Городков, З. А. Мевлидинов, И. А. Кузовлева, Н. А. Самохова, М. А. Сенющенков. – Брянск, 2015. – С. 151-156.

106. Степаненко, Т. И. Проблемы улучшения экологического состояния поверхностных водоемов техногенных регионов [Текст] / Т. И. Степаненко // Социально-экономические и экологические проблемы горной промышленности, строительства и энергетики: 13-я Международная конференция по проблемам горной промышленности, строительства и энергетики. В 2 т. Т.2: материалы конференции. Тула: Изд-во ТулГУ, 2017. – С. 49-55.

107. Высоцкий, С. П. Проблемы очистки питьевой воды от соединений алюминия методом коагулирования [Текст] / С. П. Высоцкий, Т. И. Степаненко // Вестник Луганского национального университета им. Владимира Даля: научный журнал / Издательство Луганского национального университета имени Владимира Даля. – Луганск, 2017. – Вып. № 3 (5), Ч.2. 2017 – С. 165-168.

108. Степаненко, Т. И. Усовершенствование схемы технологического процесса подготовки воды для снижения показателей риска угрозы здоровью человека [Текст] / Т. И. Степаненко // Биосферная совместимость: человек, регион, технологии: научно-технический журнал / Юго-Западный государственный университет. – Курск, 2018. – № 4(24), 2018. – С. 64-70.

109. Высоцкий, С. П. Осаждение металлов из сточных вод [Текст] / С. П. Высоцкий, Т. И. Степаненко // Вісник Донбаської національної академії будівництва і архітектури: зб. наук. пр. / Донбас. нац. акад.. буд-ва і архіт. – Макіївка: ДонНАБА, 2015. – Вип. 2015-5(115). – С. 75-81.

110. Высоцкий, С. П. Удаление тяжелых металлов из сточных вод [Текст] / С. П. Высоцкий, Т. И. Степаненко // Донбас-2020: перспективи розвитку очима молодих вчених: Матеріали VII науково-практичної конференції Т.3. – Донецьк, ДонНТУ Міністерства освіти і науки України, 2014. – С. 95-98.

111. Высоцкий, С. П. Влияние различных факторов на растворимость металлов и степень удаления соединений железа из раствора [Электронный ресурс] / С. П. Высоцкий, Т. И. Степаненко // «Вестник Донецкого национального технического университета»: международный научно-технический журнал / ГВУЗ «Донецкий национальный технический университет». – Донецк: Изд-во «Донецкая политехника», 2016. – Вып. № 1(1)’2016. – С. 21-26. Режим доступа: http://vestnik.donntu.org/dl/2016/01/vusotsky_1.pdf (Дата обращения: 14.01.2017 г.)

112. Wällstedt, T. Influence of acidification and liming on metals in lake sediments / T. Wällstedt // Doctoral Thesis in Applied Environmental Science. – Stockholm: Stockholm’s University, 2005. – 30 p.

113. Aube, B. The Science of Treating Acid Mine Drainage and Smelter Effluents [Электронный ресурс] / B. Aube. – Режим доступа: http://www.enviranbe.com (Дата обращения: 11.04.2017 г.)

114. Степаненко, Т. И. Анализ основных методов осаждения железа из сточных вод гидрометаллургических предприятий [Текст] / Т. И. Степаненко, С. П. Высоцкий // «Строительство и архитектура – 2015»: Современное состояние и перспективы развития инженерно-экологических систем: материалы Международной студенческой научно-практической конференции. – Ростов н/Д: Рост. гос. строит. ун-т, 2015. – С. 87-90.

115. Лурье, Ю.Ю. Аналитическая химия промышленных сточных вод [Текст] / Ю. Ю. Лурье. – М. : Химия, 1984. – 464 с.

116. Пилипенко, А.Т. Аналитическая химия / А. Т. Пилипенко, И. В. Пятницкий. – Т.1. – М. : Химия, 1990. – 480 с.

117. Степаненко, Т. И. Анализ реагентных методов удаления ионов тяжелых металлов из сточных вод [Текст] / Т. И. Степаненко, С. П. Высоцкий // «Охрана окружающей среды и рациональное использование природных ресурсов»: сборник докладов IX Международной конференции аспирантов и студентов / ДонНТУ, ДонНУ. – Донецк: ГВУЗ «ДонНТУ», 2015. – С. 57-59.

118. Степаненко, Т. И. Очистка сточных вод от ионов тяжелых металлов реагентным методом с применением в качестве реагента извести [Текст] / Т. И. Степаненко // Вісті Автомобільно-дорожнього інституту: науково-виробничий збірник / ДВНЗ «ДонНТУ» АДІ. – Горлівка, 2013. - № 1(16). – С. 165-171.

119. Высоцкий, С. П. Особенности поведения тяжелых металлов в водных растворах и удаления соединений железа из сточных вод [Текст] / С. П. Высоцкий, Т. И. Степаненко // Строительство, материаловедение, машиностроение: Сб. науч. трудов. Вып. 84. ГВУЗ «Приднепр. гос. академии стр-ва и архитектуры». – Днепропетровск: ЧМП «Экономика», 2015. – С. 61-66.

120. Степаненко, Т. И. Проблемы очистки сточных вод от ионов тяжелых металлов в промышленных центрах [Текст] / Т. И. Степаненко, В. Г. Ленский,

И.А. Демидов // Строительство, материаловедение, машиностроение: Сб. науч. трудов. Вып. 71. Т.1. – Дн-вск, ПГАСА, 2013. – С. 205-209.

121. Высоцкий, С.П. Очистка сточных вод от тяжелых металлов [Текст] / С.П. Высоцкий, Д.И. Ермакова, Т.И. Степаненко // Научный вестник НИИГД «Респиратор»: науч.-техн. журн. – Донецк, 2017. - № 2(54). – С. 69-77.

122. Высоцкий, С. П. Влияние показателя pH на растворимость соединений алюминия и меди в питьевой воде [Электронный ресурс] / С. П. Высоцкий, Т. И. Степаненко // Научно-технические аспекты развития автотранспортного комплекса: материалы второй Межд. науч.-практ. конф., 26 мая 2016 г., Горловка. В 4т. – Т.4. – Горловка, АДИ ГОУВПО ДонНТУ, 2016. – С. 40-44. Режим доступа: http://www.adidonntu.ru/node/1845 (Дата обращения: 22.10.2017 г.)

123. Степаненко, Т. И. Особенности удаления ионов железа и меди из водных растворов [Электронный ресурс] / Т. И. Степаненко // «Образование, наука, производство»: материалы VII Международного молодежного форума. – Белгород: Белгородский государственный технологический университет им. В Г. Шухова, 2015. – С. 419-423. Режим доступа: https://elibrary.ru/item.asp?id=25571455& (Дата обращения: 20.12.2018 г.)

124. СП 31.13330.2012. Свод правил. Водоснабжение. Наружные сети и сооружения [Текст]. Актуализированная редакция СНиП 2.04.02-84*. – Введ. 2013-01-01. – М.: Минрегион России, 2012. – 124 с.

125. Степаненко, Т. И. Проблемы очистки питьевой воды методом коагуляции [Текст] / Т. И. Степаненко, С. П. Высоцкий // Охрана окружающей среды и рациональное использование природных ресурсов: сборник докладов XI Международной конференции аспирантов и студентов / ДОННТУ, ДонНУ. – Донецк: ГОУ ВПО «ДОННТУ»; Ростов-на-Дону: Издательство Южного федерального университета, 2017. – С. 11-14.

126. Степаненко, Т. И. Сравнительный анализ эффективности обработки воды с использованием различных коагулянтов [Текст] / Т. И. Степаненко, С.П. Высоцкий // «Строительство-2016»: материалы II Брянского междунар.

инновац. форума (Брянск, 1 декабря 2016 г.). Т.2 / Брян. гос. инженер.-технол. ун-т и др.; ред. кол.: А. В. Городков, З. А. Мевлидинов, О. С. Потапенко, М.А. Сенющенков.– Брянск, 2016.– С. 118-121.

127. Седов, Л.И. Методы подобия и размерности в механике [Текст] / Л.И. Седов. – Изд. 8-е перераб. – М. : изд-во «Наука», 1977. – 440 с.

128. Повх, И.Л. Техническая гидромеханика [Текст] / И.Л. Повх. – 2-е изд., доп. – Л. : «Машиностроение» (Ленинград. Отделение), 1976. – 504 с.

129. Емцев, Б.Т. Техническая гидромеханика [Текст]: учебник для вузов / Б.Т. Емцев. – М. : Машиностроение, 1978. – 440 с.

130. Лойцянский, Л.Г. Механика жидкости и газа [Текст]: Учебник для вузов / Л.Г. Лойцянский. – 7-е изд., испр. – М.: Дрофа, 2003. – 840 с.

131. ДСанПіН 2.2.4-171-10. Державні санітарні норми та правила. Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною [Текст]: затверджено Наказом Міністерства охорони здоров’я України № 400 від 12.05.2010 // Офіційний вісник України. – К., 2010. – № 51. – 129 с.

132. СанПиН 2.1.4.1074-01. Государственные санитарно-эпидемиологические правила и нормативы. Питьевая вода. Гигиенические требования к качеству воды централизованных систем питьевого водоснабжения. Контроль качества. Гигиенические требования к обеспечению безопасности систем горячего водоснабжения [Текст]. – М.: Минздрав России, 2002. – 111 с.

133. ГОСТ 18165-2014. Вода. Методы определения содержания алюминия [Текст]. – Введ.: 01-01-2016. – М.: ФГУП «СТАНДАРТИНФОМ», 2015. – 27 с.

134. ГОСТ 31957-2012. Вода. Методы определения щелочности и массовой концентрации карбонатов и гидрокарбонатов [Текст]. – Введ.: 01-01-2014. – М.: ФГУП «СТАНДАРТИНФОМ», 2013. – 24 с.

135. ГОСТ 44245-72. Вода питьевая. Методы определения содержания хлоридов [Текст]. – Введ.: 01-01-1974. – М.: Издательство стандартов, 1972. – 6 с.

136. Высоцкий, С. П. Мембранная и ионитная технологии водоподготовки в энергетике [Текст] / С. П. Высоцкий. – К. : Техника, 1989. – 176 с.

137. Степаненко, Т. И. Влияние остаточного содержания алюминия в питьевой воде на безопасность жизнедеятельности населения [Текст] / Т.И. Степаненко // Вестник Луганского государственного университета им. Владимира Даля: научный журнал / Издательство Луганского государственного университета имени Владимира Даля. – Луганск, 2016. – Вып. № 2 2016. – С. 128-131.

138. Vrijheid, M. Hazard potential ranking of hazardous waste sites and risk of congenital anomalies / M. Vrijheid, H. Dolk, B. Armstrong // Occupational Environmental Medicine. – 2002. – No.59(II). – P. 768-776.

139. МосМР 2.1.9.004-03. Методические рекомендации. Критерии оценки риска для здоровья населения приоритетных химических веществ, загрязняющих окружающую среду [Текст]. – М.: ООО «Санэпидмедиа», 2003. – 56 с.

140. Ваганов, П. А. Как рассчитать риск угрозы здоровью из-за загрязнения окружающей среды [Текст] / П. А. Ваганов. – СПб. : Изд-во С.-Петерб. ун-та, 2008. – 129 с.

141. Методика розрахунку розмірів відшкодування збитків, заподіяних державі внаслідок порушення законодавства про охорону та раціональне використання водних ресурсів [Электронный ресурс]: затверджено Наказом Міністерства охорони навколишнього природного середовища України № 389 від 20.07.2009 р. Режим доступу: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0767-09 (Дата обращения: 23.11.2018 г.)

ПРИЛОЖЕНИЯ

Сведения о внедрении результатов диссертационной работы

ПРИЛОЖЕНИЕ А

КОММУНАЛЬНОЕ ПРЕДПРИЯТИЕ
«КОМПАНИЯ «ВОДА ДОНБАССА»
ул. Артема, 85, г. Донецк, 83001
тел. (062) 302-94-16, факс (062) 332-34-89, коммутатор (062) 302-94-97
E-mail: info@donvoda.com Веб-сайт: www.donvoda.com

17.01.2019 № 07-650

Диссертационный совет Д 01.023.03
при ГОУ ВПО «Донбасская национальная
академия строительства и архитектуры»

СПРАВКА

о внедрении результатов исследований диссертационной работы Степаненко Татьяны Ивановны на тему «Повышение экологической безопасности природных систем с использованием технологий очистки природных и сточных вод», представленную на соискание ученой степени кандидата технических наук по специальности 05.23.19 «Экологическая безопасность строительства и городского хозяйства»

Научные и практические результаты диссертационной работы Т.И. Степаненко *позволяют повысить качество очистки природных и сточных вод за счет усовершенствования* соответствующей технологической схемы.

Поиск рациональных путей для решения задач повышения экологической безопасности природных систем, является приоритетным направлением развития городского хозяйства Донецкого региона.

Обоснованные научные положения и инженерные решения диссертационного исследования приняты предприятием КП «Компания «Вода Донбасса» в качестве составляющих комплекса мероприятий, формирующих модернизационный потенциал мощностей предприятия, и могут быть применены для повышения качества очистки вод за счет уменьшения остаточной концентрации алюминия путем внедрения рациональной технологической схемы концентрированного коагулирования.

Главный инженер А.П. Дубык

МП

УТВЕРЖДАЮ
Начальник научно-исследовательской части Государственного образовательного учреждения высшего профессионального образования «Донбасская национальная академия строительства и архитектуры»,
к.т.н, доцент
_____ Завялов В.Н.

Рекомендации по повышению эффективности работы действующих водоочистных станций КП «Компания «Вода Донбасса» при использовании поверхностных водных источников

Поиск рациональных путей для решения задач повышения экологической безопасности природных систем является приоритетным направлением развития городского хозяйства Донецкого региона. Как показывает опыт эксплуатации, действующие водопроводные станции, работающие по традиционной технологии и рассчитанные, в основном, на очистку воды от загрязнений природного происхождения, не всегда могут обеспечить высокую эффективность очистки. Основными причинами сложившегося положения являются продолжающееся загрязнение водоисточников, неудовлетворительное состояние систем централизованного водоснабжения из-за многолетнего недостаточного финансирования их развития и технического отставания.

На основании анализа отечественного и зарубежного опыта эксплуатации водоочистных станций и оценки эффективности работы существующих водоочистных сооружений, предлагается применение следующего метода интенсификации процесса коагулирования, требующего минимальной реконструкции действующих водоочистных сооружений и направленного на повышение эффективности очистки воды, улучшение качества очищенной воды.

Предложения даны в последовательности осуществления технологических процессов очистки на водоочистных станциях.

1. Оптимальный подбор реагентов позволит наряду с существенным повышением эффективности процесса коагуляции улучшить также качество питьевой воды.

2. Дозу коагулянта необходимо принимать согласно действующим нормативным документам, учитывая данные о мутности и цветности очищаемой воды.

Увеличение содержания в используемом рабочем растворе коагулянта повышает степень гидролиза. При этом происходит уменьшение «проскальзывания» раствора реагента в зону очищенной воды. В то же время увеличение содержания реагента приводит к ухудшению условий его перемешивания с очищаемой водой, неэффективному использованию коагулянта и увеличению остаточных концентраций соединений алюминия в очищенной воде.

3. Одним из важных моментов является система дозирования коагулянта. Для повышения надежности реагентной обработки воды предлагается:

– замена системы объемного или эжекционного дозирования коагулянта на автоматизированные системы дозирования с помощью насосов-дозаторов требуемой производительности;

– в случае применения порошкообразных и гранулированных реагентов использовать метод сухого дозирования. При этом следует применять специальное оборудование и соблюдать необходимые условия растворения реагентов (подогрев воды, механическое смешение и пр.).

4. Эффективность процесса коагуляции в значительной степени зависит от условий смешения коагулянта с обрабатываемой водой. В связи с этим рекомендуется:

– для обеспечения быстрого и равномерного смешения коагулянта с водой может быть использован эжектор-смеситель при подаче раствора коагулянта в байпасный канал. Таким образом, повышение концентрации коагулянта в потоке позволит увеличить скорость гидролиза. Это уменьшит «проскальзывание» соединений алюминия в очищенную воду. Эффективность такого метода смешения коагулянта с водой подтверждается результатами экспериментальных исследований.

5. Одной из проблем в технологии очистки является появление в очищенной воде, в результате ее реагентной обработки, остаточного алюминия, нормируемого по санитарно-токсикологическому признаку вредности.

Наличие в воде повышенных концентраций остаточного алюминия может быть связано с высокими значениями цветности или мутности питьевой воды, зависит также от величины водородного показателя среды pH. Установлено, что большое значение при очистке воды имеет оптимальная величина pH, так как незначительное отклонение от оптимального значения (в пределах 0,3-0,5 ед.) приводит к резкому увеличению содержания металла в очищаемой воде. При понижении pH уменьшается степень гидролиза коагулянта, а при повышении – увеличивается «проскальзывание» соединений алюминия за счет образования алюминатов.

На увеличение остаточной концентрации соединений алюминия оказывает также влияние повышенное содержание взвешенных веществ в очищаемой воде. Увеличение содержания взвешенных частиц в зоне реакции приводит к снижению величины pH за счет эффекта Паллмана и, соответственно, к уменьшению степени гидролиза, а также к ухудшению качества очищенной воды.

В связи с этим, в ряде случаев для увеличения pH в межмицеллярном пространстве и снижения эффекта Паллмана необходимо дополнительно вводить перед отстойниками известковое молоко (в периоды паводков).

6. Одним из важнейших факторов является также гидродинамический режим работы осветлителей и отстойников, т.к. он оказывает существенное влияние на остаточную концентрацию соединений алюминия в очищенной воде. Повышение содержание соединений алюминия в воде после очистки особенно актуально при использовании проточных аппаратов большой производительности, т.е. при высоких значениях критерия Рейнольдса (Re). Увеличение числа Re приводит к повышению критерия Пекле, характеризующего продольное перемешивание, и, как следствие, отклонение режима работы очистного сооружения от режима идеального вытеснения.

Перечисленные основные технологические решения позволяют устранить влияние указанных факторов, повысить эффективность эксплуатации водоочистных сооружений, улучшить качество очищенной воды.

Для снижения концентрации остаточного алюминия и повышения качества очищенной воды необходимо:

– осуществлять проведение коагуляционной обработки воды при оптимальных значениях основных параметров процесса (pH, щелочности воды, дозы реагентов, режима перемешивания и др.);

– в существующих смесителях необходимо предусмотреть способ подачи раствора коагулянта путем применения метода концентрированного коагулирования, что позволит обеспечить увеличение степени гидролиза коагулянта;

– предусмотреть разделение потока очищаемой воды на два канала: основной и байпасный;

– распределение потоков между основным и байпасным каналами принимать равным 80 : 20.

Если остаточный алюминий присутствует в воде в виде растворенных комплексных соединений с органическими веществами, то в этом случае необходимо стремиться к более глубокому снижению цветности и проведению процесса коагуляции при оптимальных значениях pH, что позволяет максимально перевести алюминий во взвешенное состояние, в котором он может быть легче изъят из воды в отстойниках и на фильтрах. При этом не исключено, что может потребоваться более глубокое, чем этого требует гигиенический норматив, снижение цветности, например, до 10-15 град. Не рекомендуется допускать увеличения цветности воды после коагуляции до 35 град., хотя это и предусмотрено СанПиНом при согласовании с органами Госсанэпиднадзора. Такое увеличение цветности практически всегда связано с резким повышением концентрации растворенного остаточного алюминия.

В случае повышенной мутности очищаемой воды целесообразно применение флокулянтов (полиакриламида, других анионных и катионных флокулянтов), что позволяет повысить прочность хлопьев, ускорить процесс их укрупнения и улучшить осаждение скоагулированной взвеси и осветление воды. Флокулянты рекомендуется вводить в воду после образования первичных частиц гидроксида и сорбции на них взвешенных и коллоидных частиц.

Рассмотренные выше мероприятия приведут к улучшению процессов коагуляции и хлопьеобразования, осаждения и фильтрования, повышению

качества очищенной воды по таким основным показателям, как мутность, цветность, содержание остаточного алюминия. Эти мероприятия могут быть выполнены в условиях действующих водоочистных станций и, как правило, не требуют значительных капитальных затрат, серьезной реконструкции и нового строительства на водоочистной станции.

Соблюдение приведенных рекомендаций позволит повысить экологическую безопасность используемой воды.

Рекомендуемая литература

1. Степаненко, Т.И. Повышение экологической безопасности природных систем с использованием технологий очистки природных и сточных вод: рукопись дис. … к-та техн. наук : 05.23.19 / Степаненко Татьяна Ивановна. – Макеевка, 2019. – 143 с.

2. Степаненко, Т. И. Влияние условий обработки питьевой воды на состояние здоровья человека [Текст] / Т. И. Степаненко // «Проблемы инновационного биосферно-совместимого социально-экономического развития в строительном, жилищно-коммунальном и дорожном комплексах»: материалы IV междунар. науч.-практ. конф. (Брянск, 1-2 дек. 2015 г.), посвящ. 55-летию строительного факультета и 85-летию БГИТУ. Т.1 / Брян. гос. инженер.-технол. ун-т; ред. кол.: А. В. Городков, З. А. Мевлидинов, И. А. Кузовлева, Н. А. Самохова, М. А. Сенющенков. – Брянск, 2015. – С. 151-156.

3. Высоцкий, С. П. Проблемы очистки питьевой воды от соединений алюминия методом коагулирования [Текст] / С. П. Высоцкий, Т. И. Степаненко // Вестник Луганского национального университета им. Владимира Даля: научный журнал / Издательство Луганского национального университета имени Владимира Даля. – Луганск, 2017. – Вып. № 3 (5), Ч.2. 2017 – С. 165-168.

4. Степаненко, Т. И. Усовершенствование схемы технологического процесса подготовки воды для снижения показателей риска угрозы здоровью человека [Текст] / Т. И. Степаненко // Биосферная совместимость: человек, регион, технологии: научно-технический журнал / Юго-Западный государственный университет. – Курск, 2018. – № 4(24), 2018. – С. 64-70.

5. Высоцкий, С. П. Влияние показателя pH на растворимость соединений алюминия и меди в питьевой воде [Электронный ресурс] / С. П. Высоцкий, Т. И. Степаненко // Научно-технические аспекты развития

автотранспортного комплекса: материалы второй Межд. науч.-практ. конф., 26 мая 2016 г., Горловка. В 4т. – Т.4. – Горловка, АДИ ГОУВПО ДонНТУ, 2016. – С. 40-44. Режим доступа: http://www.adidonntu.ru/node/1845 (Дата обращения: 22.10.2017 г.)

6. Степаненко, Т. И. Влияние остаточного содержания алюминия в питьевой воде на безопасность жизнедеятельности населения [Текст] / Т.И. Степаненко // Вестник Луганского государственного университета им. Владимира Даля: научный журнал / Издательство Луганского государственного университета имени Владимира Даля. – Луганск, 2016. – Вып. № 2 2016. – С. 128-131.

Разработчики:

Зав. кафедрой
техносферной безопасности,
д.т.н., профессор С.П. Высоцкий

ассистент кафедры
техносферной безопасности Т.И. Степаненко

ПРИЛОЖЕНИЕ Б

Министерство образования и науки Донецкой Народной Республики

Государственное образовательное учреждение высшего профессионального образования «Донбасская национальная академия строительства и архитектуры»

286123, ДНР, г. Макеевка, ул. Державина, 2,
тел.: +38 (062) 343-70-33, email: mailbox@donnasa.org, идент. код 02070795

от 12.01.19г № 4-4-08/18

на № _____ от _____

Диссертационный совет Д 01.023.03 при ГОУ ВПО «Донбасская национальная академия строительства и архитектуры»

СПРАВКА
о внедрении результатов исследований диссертационной работы ассистента кафедры «Техносферная безопасность» Степаненко Татьяны Ивановны на тему «Повышение экологической безопасности природных систем с использованием технологий очистки природных и сточных вод», представленную на соискание ученой степени кандидата технических наук по специальности 05.23.19 – экологическая безопасность строительства и городского хозяйства в учебный процесс ГОУ ВПО «Донбасская национальная академия строительства и архитектуры»

Результаты диссертационных исследований Степаненко Татьяны Ивановны, а именно: анализ факторов, оказывающих влияние на эффективность технологического процесса подготовки воды, рациональная технологическая схема, основанная на применении концентрированного коагулирования, позволяющая снизить остаточные концентрации металлов в обработанной воде, реализованы в учебном процессе ГОУ ВПО «Донбасская национальная академия строительства и архитектуры» и включены в содержание учебных дисциплин: «Технология очистки сточных вод», «Защита водных ресурсов от техногенных воздействий», которые изучаются студентами по направлению подготовки 20.03.01 «Техносферная безопасность», 20.04.01 «Техносферная безопасность».

Эффект от внедрения в учебный процесс указанных результатов исследования состоит в повышении качества подготовки студентов образовательных уровней «бакалавр» и «магистр».

Проректор по учебной работе ГОУ ВПО «Донбасская национальная академия строительства и архитектуры», д.т.н., профессор _____ В.И. Нездойминов

Начальник учебной части, к.гос.упр., доцент _____ А.А. Сухина

Заведующий кафедрой «Техносферная безопасность», д.т.н., профессор _____ С.П. Высоцкий

ПРИЛОЖЕНИЕ В

Министерство образования и науки Донецкой Народной Республики

Государственное образовательное учреждение высшего профессионального образования «Донбасская национальная академия строительства и архитектуры»

286123, ДНР, г. Макеевка, ул. Державина, 2,
тел.: +38 (062) 343-70-33, email: mailbox@donnasa.org, идент. код 02070795

от 9.01.19г № 4-4-08/18
на № _____ от _____

Диссертационный совет Д 01.023.03 при ГОУ ВПО «Донбасская национальная академия строительства и архитектуры»

СПРАВКА
о внедрении результатов исследований диссертационной работы ассистента кафедры «Техносферная безопасность» Степаненко Татьяны Ивановны на тему «Повышение экологической безопасности природных систем с использованием технологий очистки природных и сточных вод», представленную на соискание ученой степени кандидата технических наук по специальности 05.23.19 – экологическая безопасность строительства и городского хозяйства в научно-исследовательскую работу ГОУ ВПО «Донбасская национальная академия строительства и архитектуры»

При разработке научно-исследовательской темы «Снижение рисков возникновения опасных ситуаций на промышленных объектах» (№ госрегистрации 0117 D 000277), были использованы следующие положения диссертационной работы:

1. Влияние факторов (pH, температура, концентрация взвешенных веществ, доза коагулянта, гидродинамический режим работы очистных сооружений) на эффективность очистки природных и сточных вод методом коагулирования.
2. Зависимости, описывающие влияние концентрационного напора на скорость седиментации соединений железа, зависимости, характеризующие влияние времени седиментации и температуры обрабатываемой воды на соотношение степени удаленного и подлежащего удалению соединений алюминия и железа.
3. Обоснование *применения рациональной технологической схемы, основанной на* применении концентрированного коагулирования путем подачи требуемой дозы коагулянта в байпасный поток, параллельно основному потоку обрабатываемой воды, для снижения остаточных концентраций соединений алюминия в обрабатываемой воде.

Начальник научно-исследовательской части,
к.т.н., доцент _____ В.Н. Завялов

Научный руководитель,
д.т.н., профессор _____ С.П. Высоцкий