

МИНИСТЕРСТВО ОБРАЗОВАНИЯ И НАУКИ РОССИЙСКОЙ ФЕДЕРАЦИИ

Федеральное государственное бюджетное образовательное учреждение
высшего профессионального образования
«Пензенский государственный университет
архитектуры и строительства»
(ПГУАС)

С.Ю. Андреев, А.М. Исаева, А.С. Кочергин

**РАЗРАБОТКА И ИССЛЕДОВАНИЕ
КОМБИНИРОВАННОЙ ТЕХНОЛОГИИ
ОЧИСТКИ СТОЧНЫХ ВОД
МАЛЫХ НАСЕЛЕННЫХ ПУНКТОВ**

Пенза 2015

УДК 628.11:556.5 (075.8)

ББК 38.761.2:26.22я73

А65

Рецензенты: доктор технических наук, профессор,
зав. кафедрой «Химия» Пензенского
ГУ Ю.П. Перелыгин;
доктор технических наук, профессор
кафедры «Математика и математи-
ческое моделирование» Пензенского
ГУАС И.А. Гарькина

Андреев С.Ю.

А65 Разработка и исследование комбинированной технологии очи-
стки сточных вод малых населенных пунктов: моногр. / С.Ю. Анд-
реев, А.М. Исаева, А.С. Кочергин. – Пенза: ПГУАС, 2015. – 120 с.
ISBN 978-5-9282-1223-0

Дан обзор технологических и конструктивных решений сооружений малой производительности, используемых для очистки хозяйственно-бытовых сточных вод. Обоснован выбор предлагаемых технологических решений по комбинированной очистке сточных вод малых населенных пунктов. Приведены результаты лабораторных и экспериментальных исследований процесса глубокой доочистки хозяйственно-бытовых сточных вод методом каталитического окисления.

Монография подготовлена на кафедре «Водоснабжение, водоотведение и гидротехника» и предназначена для магистрантов, обучающихся по направлению 08.04.01 «Строительство», аспирантов и инженерно-технических работников.

ISBN 978-5-9282-1223-0

© Пензенский государственный университет
архитектуры и строительства, 2015

© Андреев С.Ю., Исаева А.М.,
Кочергин А.С., 2015

ПРЕДИСЛОВИЕ

Перспективным направлением, обеспечивающим повышение надежности работы канализационных очистных сооружений малых объектов, является разработка комбинированной технологии обработки сточных вод, предусматривающей их коагуляцию, нитрификацию на аэрируемых биофильтрах и каталитическое окисление. Данная технология позволяет не только существенно увеличить надежность работы очистных сооружений, но и значительно понизить себестоимость очистки хозяйственно-бытовых сточных вод.

Исследование было направлено на разработку комбинированной технологии очистки хозяйственно-бытовых сточных вод малых объектов, предусматривающей использование методов коагуляции, нитрификации на аэрируемых биофильтрах и каталитического окисления органических загрязнений.

Монография состоит из пяти разделов.

В первом разделе приведен аналитический обзор технологических и конструктивных решений сооружений малой производительности, используемых для очистки хозяйственно-бытовых сточных вод. Рассматриваются источники образования, состав и свойства хозяйственно-бытовых сточных вод малых и средних населенных пунктов. Выполнен анализ конструктивных решений установок биологической очистки сточных вод малых населенных пунктов.

Второй раздел посвящен анализу и выбору основных направлений исследований.

В третьем разделе внимание сосредоточено на результатах лабораторных исследований коагулирования и флокулирования хозяйственно-бытовых сточных вод. В ходе проведения лабораторных исследований хозяйственно-бытовых сточных вод, обработанных коагулянтами, было установлено влияние режимов обработки и дозы коагулянта на эффективность очистки.

В четвертом разделе представлены результаты экспериментальных исследований процесса глубокой доочистки хозяйственно-бытовых сточных вод методом каталитического окисления.

В пятом разделе рассматриваются результаты практического внедрения предлагаемой технологии на канализационных очистных сооружениях п. Вазерки, Бессоновского района, Пензенской области, производительностью 100 м³/сут и на канализационных очистных сооружениях воинской части 45108 (Кузнецк-12, Пензенской области) производительностью 2800 м³/сут.

Авторы выражают признательность рецензентам – д.т.н., профессору, зав. кафедрой «Химия» Пензенского ГУ Ю.П. Перелыгину и д.т.н., профессору кафедры «Математика и математическое моделирование» Пензенского ГУАС И.А. Гарькиной – за высказанные замечания и пожелания по рукописи монографии.

Отзывы и пожелания направлять на кафедру ВВГ ПГУАС: Россия, 440028, г. Пенза, ул. Германа Титова, 28.

ВВЕДЕНИЕ

К качеству очистки сточных вод предъявляются жесткие требования, поскольку в большинстве случаев они отводятся в небольшие ручьи, реки или в непроточные водоёмы. Кроме того, в России почти все водоёмы признаны рыбохозяйственными, сброс в которые даже хорошо очищенных сточных вод приводит к ухудшению их состояния. Предотвращение развития процессов антропогенного загрязнения и эвтрофирования водных объектов весьма сложно и требует больших затрат на доведение качества отводимых сточных вод до уровня, соответствующего требованиям санитарных норм и правил. Это связано не только с природоохранными и рыбохозяйственными целями, но и с необходимостью преодоления больших трудностей, возникающих в процессе организации водоснабжения из загрязненных и эвтрофированных водоёмов.

В последние годы с ростом строительства коттеджных поселков, баз отдыха, санаториев и других объектов с сезонным (периодичным) пребыванием людей возросла потребность в возведении локальных очистных сооружений малой производительности.

Типовые решения не обеспечивают требуемую степень очистки сточных вод, крайне критичны к режиму неравномерного поступления стоков. Они не рассчитаны на перерывы в подаче сточных вод.

Надежность работы малых очистных сооружений должна обеспечиваться простотой их устройства и эксплуатации, так как обслуживание

производится в большинстве случаев малоквалифицированным персоналом.

Таким образом, задача разработки новых технологий, позволяющих повысить надежность и эффективность работы канализационных очистных сооружений малых объектов с сезонным (периодическим) пребыванием людей является актуальной.

Комбинированная технология очистки хозяйственно-бытовых сточных вод, предусматривающая использование методов коагуляции, нитрификации на аэрируемых биофильтрах с гранулированной загрузкой из пенополистирола и каталитического окисления органических загрязнений, позволяет обеспечить высокую надежность работы малых очистных сооружений и требуемое качество очистки сточных вод.

Монография написана в соответствии с комплексной федеральной программой «Экология и природные ресурсы России» (2002–2010 гг.) и программой социально-экономического развития Пензенской области на 2002–2010 гг., в которых важное место отведено совершенствованию функционирования и повышению экономичности систем водоотведения.

1. АНАЛИТИЧЕСКИЙ ОБЗОР ТЕХНОЛОГИЧЕСКИХ И КОНСТРУКТИВНЫХ РЕШЕНИЙ СООРУЖЕНИЙ МАЛОЙ ПРОИЗВОДИТЕЛЬНОСТИ, ИСПОЛЬЗУЕМЫХ ДЛЯ ОЧИСТКИ ХОЗЯЙСТВЕННО-БЫТОВЫХ СТОЧНЫХ ВОД

1.1. Источники образования, состав и свойства хозяйственно-бытовых сточных вод малых и средних населенных пунктов

Сточные воды малых населенных пунктов состоят из хозяйственно-бытовых, нормативно-чистых и промышленных вод. К хозяйственно-бытовым относятся воды, поступающие в канализацию из кухонь и туалетных комнат, бань и прачечных, после мытья полов, а также из бытовых помещений промышленных предприятий. Нормативно-чистые воды поступают из котельной. Такие сточные воды содержат сажу, шлак из-за отсутствия системы гидрозолоудаления в котельной, а также минеральные соли.

Производственные сточные воды, как правило, поступают от баз строймеханизации, автопарков, ремонтно-механических мастерских. Соотношение между расходами может быть различным, но в любом случае в общем стоке поселка преобладают хозяйственно-бытовые сточные воды.

По физическому состоянию загрязнения, находящиеся в хозяйственно-бытовых сточных водах, делятся на: нерастворимые примеси в виде крупных взвешенных частиц (размером более 100 мкм); суспензии, эмульсии и пены (размером от 100 до 0,1 мкм); коллоидные частицы размером от 0,1 до 0,001 мкм; растворенные частицы в виде молекулярно-дисперсных частиц размером менее 0,001 мкм, не образующих отдельной фазы.

Кульский Л.А. все примеси сточных вод предлагает делить на четыре группы [33]: 1) нерастворимые вещества; 2) коллоиды; 3) молекулярные растворы; 4) ионные растворы. Данная классификация практически полностью охватывает все разновидности загрязнений и позволяет дифференцированно прогнозировать методы и сооружения для удаления каждой группы веществ на основе их фазово-дисперсных свойств.

По своему составу все загрязнения сточных вод подразделяются на: 1) минеральные вещества; 2) органические вещества.

Минеральные загрязнения состоят из частиц песка, глины, шлака, растворов минеральных солей и др.

Органические загрязнения бывают растительного и животного происхождения. Загрязнения растительного происхождения содержат остатки растений, плодов, злаков, овощей, бумаги. В химическом составе этих загрязнений в основном содержится углерод в виде клетчатки. Органические загрязнения животного происхождения содержат физиологические выделения людей и животных, жировые вещества, органические кислоты. Основными химическими элементами этих загрязнений являются углерод, водород и азот в виде белковых веществ, углеводов и жиров.

По данным ученых США и Японии, органические вещества бытовых сточных вод представлены следующими компонентами [11]: белками – 27,9 % от общей массы загрязнений; углеводами – 17,5 %; жирными кислотами – 9,2 %; детергентами – 6,6 %; маслами – 27,2 %.

По отношению к растворенной массе органических загрязнений белки составляют 28,7 %, углеводы – 7,7 %, жирные кислоты – 7,8 %, детергенты – 13,0 %.

По фактическому составу органические загрязнения, находящиеся в растворенном состоянии, содержат 65,8-69,0 % низкомолекулярных и 32-36 % высокомолекулярных соединений.

По химическому составу органическая компонента взвешенных веществ состоит из жиров на 31 %, белков на 61 %, растворимых углеводов на 8 %.

В составе коллоидов преобладают белковые вещества – 53 %, углеводы составляют 10,5 % от сухого вещества коллоидов.

Суммарное количество органических веществ в составе коллоидов достигает 66,7 % от сухого остатка. Лишь 40 % общего азота находится в растворенном состоянии от суммарного содержания в исходной сточной воде.

Изучение состава растворенных органических загрязнений сточных вод, проведенное НИИ КВОВ методом фракционирования на ионообменной целлюлозе, показало, что 62-66 % обнаруженных соединений относятся к кислотной группе, 28,4-34,0 % – к нейтральной и 8,2-9,6 % – к основной.

Примеси третьей и четвертой групп могут быть объединены в одну группу и рассматриваться как истинно растворимые вещества (диаметр менее 0,01 мкм).

Дисперсный состав загрязнений хозяйственно-бытовых сточных вод, по данным С.Н. Строганова, НИИ КВОВ АКХ, Н.Ф. Федорова, приведен на рис. 1.1 [1-5].

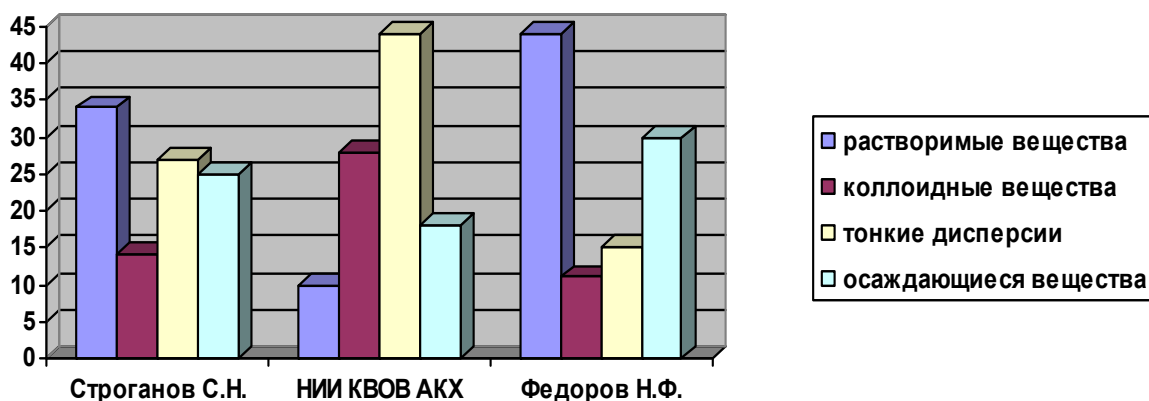


Рис. 1.1. Характеристики дисперсного состава органических загрязнений хозяйственно-бытовых сточных вод, по данным различных авторов

Данные, приведенные на рис. 1.1, показывают, что лишь 10-44 % от общего количества органических загрязнений находятся в форме истинно растворенных веществ. От 56 до 90 % органических загрязнений представлены в форме дисперсных частиц, которые можно удалить из сточных вод в процессе коагуляционной обработки и отстаивания.

О том, что органические вещества, находящиеся в виде истинных растворов, составляют менее 40 % от общего содержания органических загрязнений хозяйственно-бытовых сточных вод показал в своей работе К. Imhoff еще в 1939 году.

Balmat J.L. предложил содержащиеся в хозяйственно-бытовых сточных водах органические загрязнения подразделять на четыре дисперсные фракции. Для этого он использовал осаждение, центрифугирование и фильтрование, в результате чего были выделены органические загрязнения, находящиеся в форме осаждающихся частиц, тонких дисперсий, коллоидных частиц и истинно растворенных соединений. Наряду с анализом дисперсного состава органических загрязнений хозяйственно-бытовых сточных вод было проведено исследование

кинетики биохимического окисления активным илом органических загрязнений, находящихся в различной форме дисперсности.

Проведенные исследования показали, что органические вещества, находящиеся в растворенной форме, окисляются в 4,7 раза интенсивней, чем органические вещества грубодисперсных частиц (табл. 1.1).

Т а б л и ц а 1.1

Дисперсный состав загрязнений хозяйственно-бытовых сточных вод по данным [89]

Показатели \ Диапазон дисперсности	Растворимые вещества менее 0,08 мкм	Коллоидные частицы 0,08-1 мкм	Тонкие дисперсии 1-100 мкм	Осаждающиеся частицы более 100 мкм
ХПК (в % от общего содержания)	25	15	26	34
Жиры	10	51	24	15
Протеины	5	25	45	25
Углеводы	58	7	11	24
Константа скорости биохимического окисления, $K \text{ ч}^{-1}$	0,39	0,22	0,09	0,08

Manch R. в своих исследованиях для определения диапазона дисперсности органических частиц использовал только метод фильтрации (табл. 1.2).

Имеющиеся данные свидетельствуют о том, что лишь незначительная часть органических загрязнений и одна треть органического азота, содержащихся в хозяйственно-бытовых сточных водах, находятся в форме истинных растворов.

Таким образом, проводя последовательно коагуляционную обработку хозяйственно-бытовых сточных вод и каталитическое окисление оставшихся растворенных загрязнений, можно достичь высокой степени их очистки.

Т а б л и ц а 1.2

Дисперсный состав загрязнений хозяйственно-бытовых сточных вод,
по данным исследований R. Manch

Показатели \ Диапазон дисперсности	Растворимые вещества менее 0,025 мкм	Коллоидные частицы 0,025-3 мкм	Тонкие дисперсии 3-100 мкм	Осаждающиеся частицы более 100 мкм
БПК (в % от общего содержания)	17	16	46	21
ХПК (в % от общего содержания)	12	15	30	43
Общий фосфор в % от общего содержания	63	3	12	22
Органический азот в % от общего содержания	27	15	38	20

1.2 Очистка хозяйственно-бытовых сточных вод биологическими методами

В настоящее время широко применяется метод биологической очистки хозяйственно-бытовых сточных вод малых населенных пунктов в компактных установках заводского изготовления.

Компактные установки заводского изготовления с различным числом секций часто используются для очистки сточных вод биологическим и физико-химическим методами в диапазоне производительностей 25–700 м³/сут. С учетом органического характера загрязнений сточных вод широкое распространение получил биологический метод их очистки. Большой диапазон производительностей позволяет применять установки заводского изготовления для биологической очистки сточных вод от отдельно стоящих зданий (санатории, пансионаты), а также поселков и районных центров с населением до 1000 человек.

За последние два десятилетия широкое распространение получили установки типа КУ, которые для производительностей от 25 до 200 м³/сут имеют в своем составе аэротенки продленной аэрации

(полного окисления) [42, 89]. Эти установки рассчитаны на очистку бытовых сточных вод при норме водоотведения 200 л/сут на одного человека, т.е. концентрация загрязнений в стоках по БПК₅ составляет 270 мг/л, а по взвешенным веществам – 325 мг/л. Аэрационная зона установок рассчитана на окислительную мощность по БПК₅, равную 270 г/(м³·сут), при средней дозе активного ила 3,5–4 г/л.

Установки производительностью более 25 м³/сут оборудованы пневматической системой аэрации. Схема установки типа КУ-200 показана на рис. 1.2.

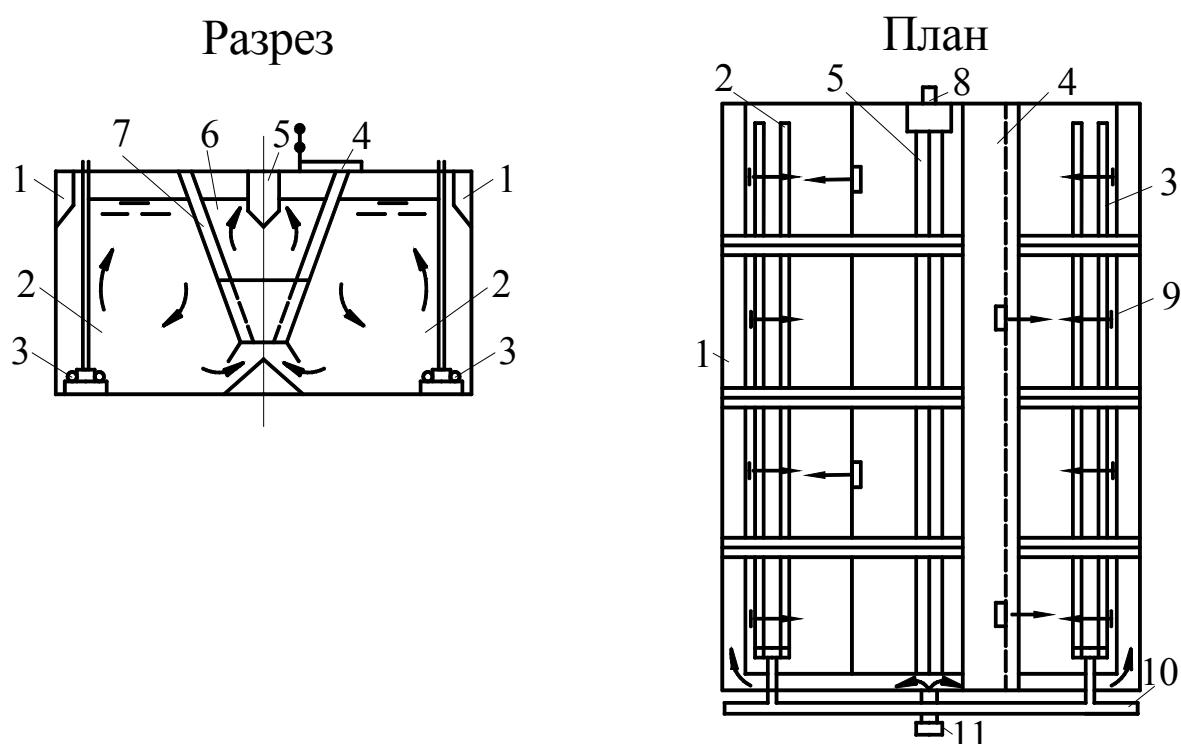


Рис. 1.2. Установка типа КУ-200:

- 1 – распределительные лотки; 2 – аэрационная зона; 3 – дырчатые трубы;
- 4 – мостик для обслуживания; 5 – сборный лоток; 6 – отстойная зона; 7 – эрлифт;
- 8 –отводящий патрубок; 9 – отверстия с регулируемым водосливом;
- 10 – воздуховод; 11 – подводящий патрубок

Установки продленной аэрации могут эксплуатироваться без удаления и с удалением избыточного активного ила. В первом случае избыточное количество активного ила выносится с очищенной сточной водой из вторичного отстойника. Такие сооружения обеспечивают очистку сточных вод в среднем по БПК₂₀ до 30–40 мг/л и по взвешенным

веществам до 40 мг/л (с периодическим повышением до 100–120 мг/л), что недостаточно для соблюдения требований к очищенным стокам, сбрасываемым в водоем.

Для получения более высокой степени очистки сточных вод необходимо периодически удалять избыточный ил. Количество избыточного ила по сухому веществу равно 0,35 кг на 1 кг БПК_{полн}, а влажность ила, удаляемого из отстойника, составляет 98, из аэротенка – 99,4 %. Удаляемый ил характеризуется хорошей водоотдачей и быстрым уплотнением. Он хорошо сохнет на иловых площадках. Для уменьшения иловых площадок применяют предварительное уплотнение ила.

В аэрационных установках с отдельной стабилизацией ила, которые рекомендуются к применению при расходе сточных вод более 200 м³/сут, устраивают специальные секции для стабилизации ила. Также используются унифицированные установки БИО-25Т и БИО-50Т производительностью соответственно 25 и 50 м³/сут сточных вод (рис. 1.3) [42].

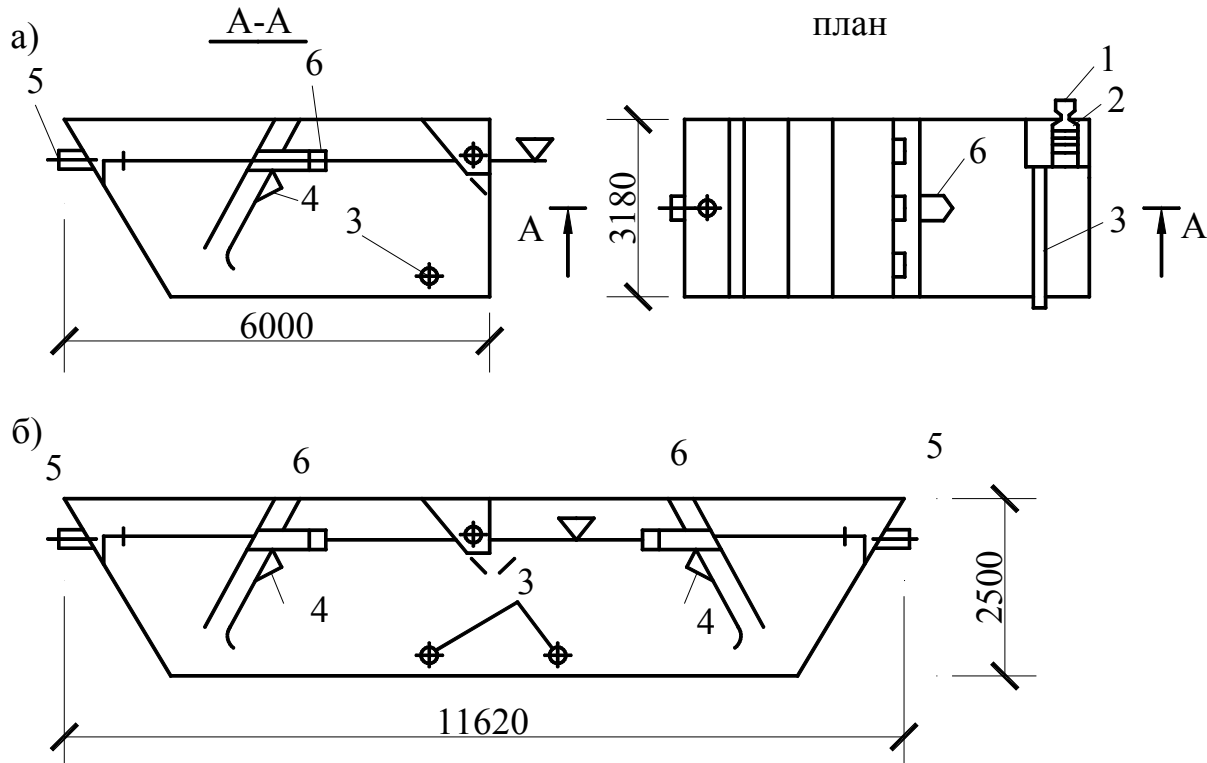


Рис. 1.3. Компактные установки БИО – 25Т (а) и БИО – 50Т(б):

- 1 – впуск сточных вод; 2 – решетка; 3 – аэратор, 4 – регулируемое отверстие;
5 – отвод сточных вод; 6 – подсос всплывшего ила
с возвратом в аэрационную камеру

Установка работает следующим образом. Сточная вода, поступающая в камеру аэрации через решетку (решетка находится на конце подводящей трубы в верхней части аэрационной камеры), смешивается с активным илом и аэрируется. Из камеры аэрации иловая смесь направляется через регулируемые отверстия в щель, которая образована двумя наклонными перегородками и выполняет роль воздухоотделителя. Осветляемые сточные воды далее проходят через взвешенный слой активного ила во вторичном отстойнике и удаляются через водослив. Осевший активный ил и всплывшие на поверхность воды в отстойнике комки ила засасываются обратно в аэрационную камеру.

Аэрационная камера установок БИО рассчитана на нагрузку по БПК₅ 185–370 г/(м³·сут) при средней дозе ила 3–4 г/л. При надлежащей эксплуатации установки обеспечивают очистку по БПК и взвешенным веществам в среднем на 90 %, что вызывает необходимость использования дополнительных сооружений доочистки сточных вод. На ряде объектов работают установки КУО с механическими аэраторами, рассчитанные на производительность 25,50 и 100 м³/сут. На рис. 1.4 показана схема установки КУО-50, позволяющей очистить сточные воды с ПБК_{полн} до 1000 мг/л и содержанием взвешенных веществ до 300 мг/л. Установка КУО-50 является аэротенком-отстойником без принудительного возврата активного ила. По бокам установки расположены две зоны отстаивания. До поступления на установку сточные воды проходят через решетку в песколовку. Камера аэрации с импеллерным аэратором АИ-1М мощностью 5,5 кВт рассчитана на режим полного окисления. Концентрация активного ила может достигать 4 г/л. Возврат активного ила производится через нижнюю щель под действием силы тяжести и подсоса циркуляционного потока в аэрационной камере. Осветленные сточные воды, прошедшие через слой взвешенного ила, отводятся лотками на обеззараживание.

Недостатками установок КУО являются невысокая степень очистки сточных вод по БПК и взвешенным веществам, а также отсутствие унификации элементов в пределах серии и относительно сложная форма.

В Российской Федерации применяется также серия типовых очистных установок, разработанных ЦНИИЭП инженерного оборудования. Широкое распространение получили станции биологической очистки сточных вод производительностью 25,50 и 100 м³/сут.

В состав станции входят: аэротенк-отстойник, установка «Каскад» для прямого электролиза хлоридов, контактный резервуар, блок для термического обезвреживания осадков и иловая площадка для обезвоживания ила, а также производственное здание.

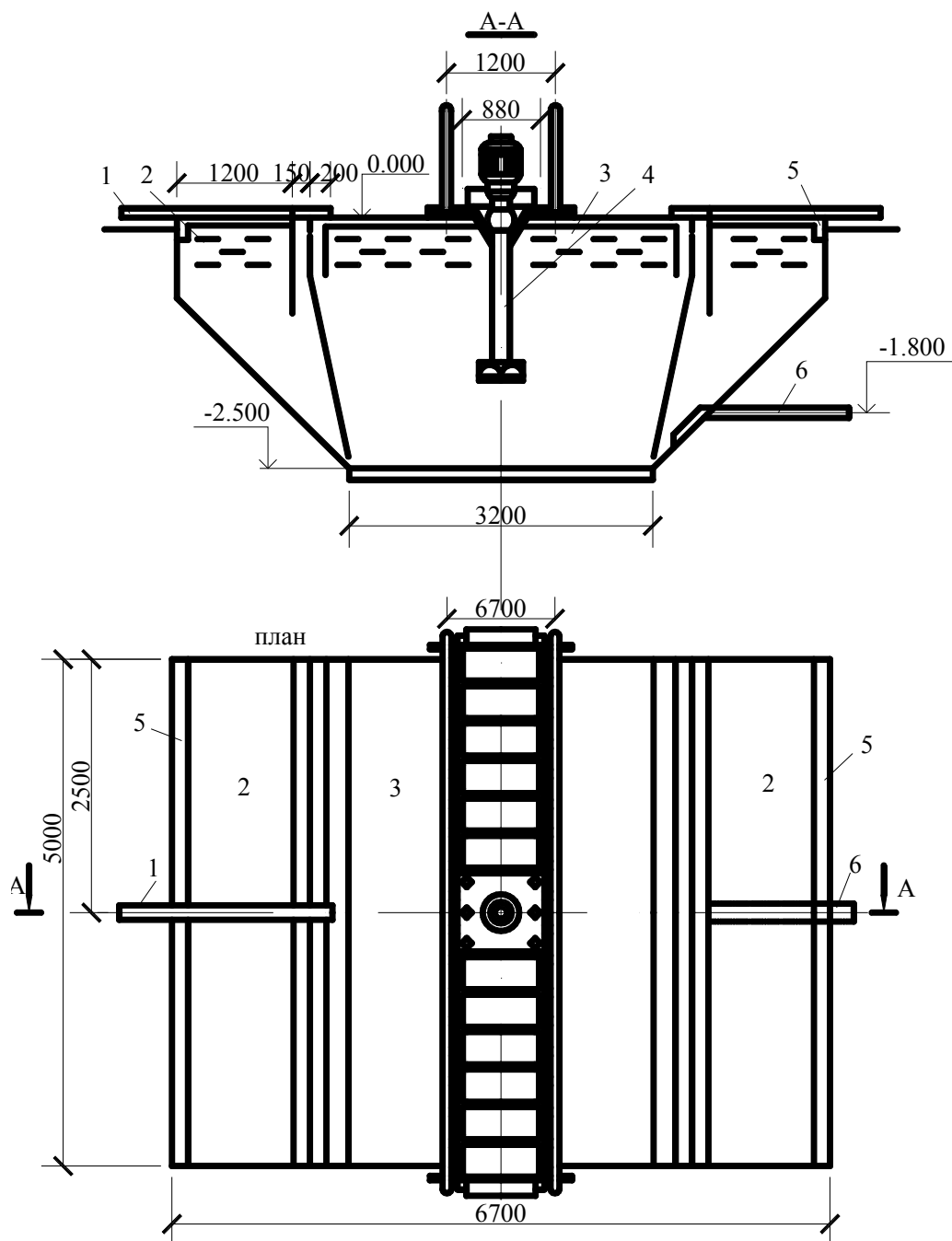


Рис. 1.4. Компактная установка КУО-50:

1 – подающий трубопровод сточной жидкости; 2 – вторичный отстойник; 3 – аэрационная камера; 4 – импеллярный аэратор; 5 – отводящий лоток очищенной жидкости; 6 – трубопровод для удаления избыточного ила

Емкостные сооружения запроектированы наземными в виде аэротенков-отстойников продленной аэрации, которые собирают из секций размерами 3×6 м при производительности 25 м³/сут и 5×6 м при производительности 50 и 100 м³/сут. Высота аэротенков 2,6 м. (рис. 1.5).

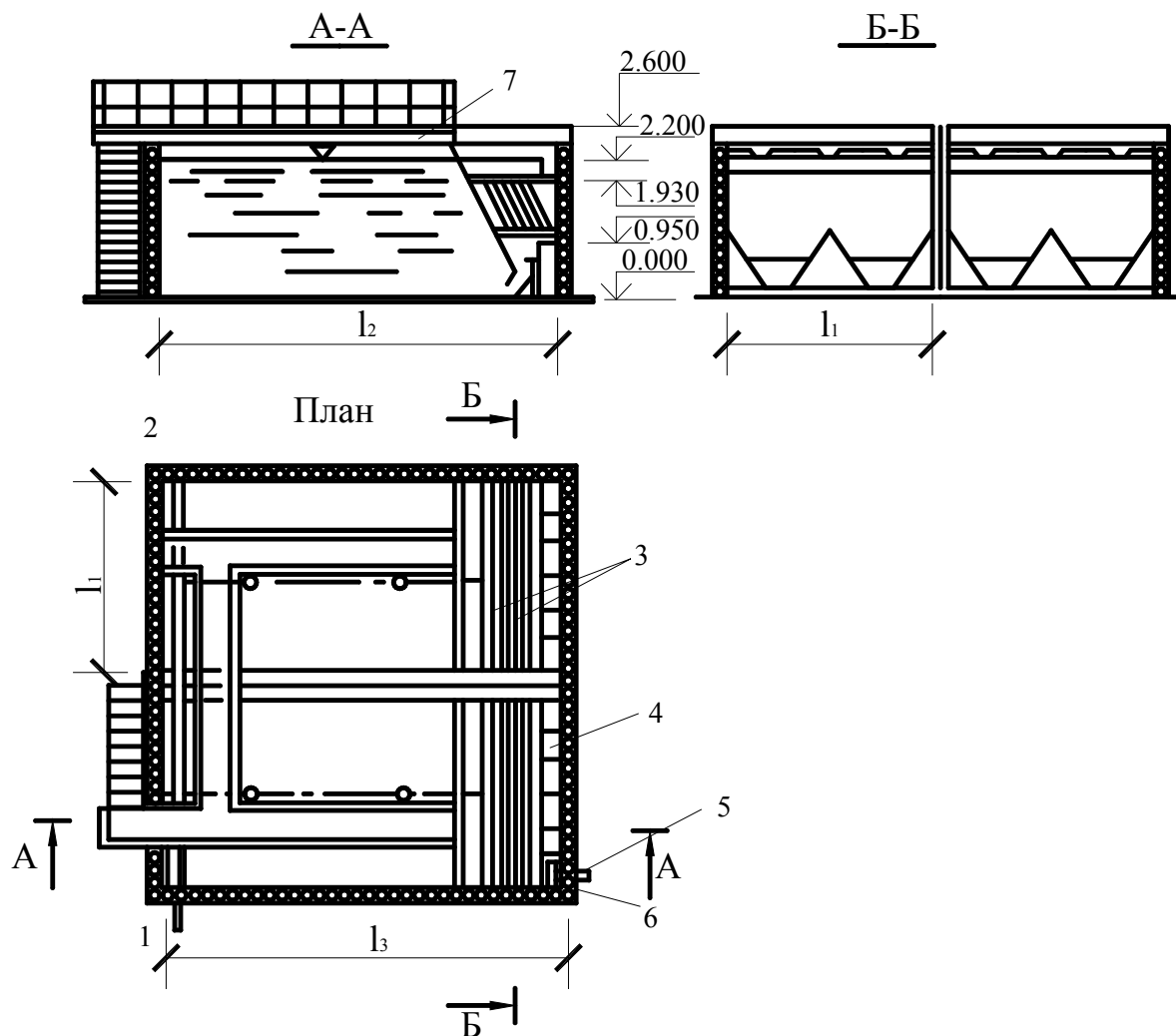


Рис. 1.5. Аэротенк-отстойник производительностью 25, 50 и 100 м³/сут:
 1 – подача сточных вод; 2 – распределительный лоток; 3 – тонкослойные модули;
 4 – иловый бункер; 5 – отвод очищенных сточных вод;
 6 – сборный лоток; 7 – эжектор

Аэротенк оборудован эжекторными аэраторами, расположенными над поверхностью жидкости. Для разделения иловой смеси предусмотрена отстойная зона со вставками из тонкослойных блоков с прозорами 100 мм.

К недостаткам аэротенка-отстойника с эжекторной аэрацией можно отнести высокие значения мощности, потребляемой насосным

оборудованием. Так, например, при производительности установки $Q = 25 \text{ м}^3/\text{сут}$ установленная мощность электродвигателей оборудования может достигать до 10 кВт, при $Q = 50 \text{ м}^3/\text{сут}$ – до 42 кВт, при $Q = 100 \text{ м}^3/\text{сут}$ – до 60 кВт [21].

Авторы работ [21, 58, 60, 76] считают, что на первой ступени биологической очистки стоков в аэротенках целесообразно применять как свободно плавающий активный ил, так и прикрепленные микроорганизмы. Этот прием позволяет интенсифицировать процесс окисления органических загрязнений и повысить степень изъятия биогенных элементов. В этом случае содержание аммонийного азота снижается до следовых количеств, а фосфатов – до 0,5–1 мг/л, что может быть недостаточным для сброса очищенных стоков в водоемы рыбохозяйственного значения. Тогда для удаления фосфатов в аэротенки вводятся реагенты (железный купорос, сернокислый алюминий и др.). Этот биолого-химический метод принято называть симультанным окислением [55, 58, 73].

Первая ступень может быть запроектирована как установка на полное окисление или как традиционный аэротенк с плоскостной или волокнистой загрузкой (насадкой).

Задача второй ступени – удалить остаточную органику, в основном находящуюся в растворенном виде. Поэтому на второй ступени при низкой концентрации указанных загрязнений рекомендуется применять лишь прикрепленные культуры [58].

Технологии ступенчатой биологической очистки, использующие как свободно плавающий активный ил, так и биопленку были реализованы институтом НИИ КВОВ (г. Москва) на компактных очистных станциях заводского изготовления «Ручей» производительностью до 1500 м³/сут.

В состав станции входят:

- решетки;
- песколовки с круговым движением сточных вод;
- блоки биологической очистки, состоящие из анаэробной зоны с насадкой, двух аэротенков-отстойников с насадкой, отстойной зоны, оборудованной тонкослойными модулями;
- блоки доочистки, представляющие собой биореакторы, конструктивно выполненные как аэротенки-отстойники с загрузкой;
- производственно-вспомогательное здание, в котором размещены воздуходувки и узел приготовления дезинфектанта.

На станциях «Ручей» достигаются запроектированные показатели качества очищенных сточных вод: БПК₂₀ – не более 3 мг/л, аммонийный азот – не более 1,5 мг/л, нитраты – не более 9,1 мг/л [48, 59].

Более простая система очистки сточных вод реализована на установках «Контус», разработанных НИИ КВОВ совместно с проектной организацией «Инжеко-АКВА» (г. Москва) [21].

В основу модульной установки полной заводской готовности «Контус» положена детально изученная в НИИ КВОВ двухступенчатая схема биологической очистки сточных вод с прикрепленной микрофлорой на синтетическом вспененном носителе в сочетании с анаэробно-аэробной обработкой иловой смеси для удаления фосфора.

Установка состоит из технологической емкости для очистки сточных вод и машинного отделения с размещенным в нем оборудованием. Технологическое и машинное отделения расположены в универсальном крупнотоннажном контейнере. Схема очистки сточных вод приведена на рис. 1.6.

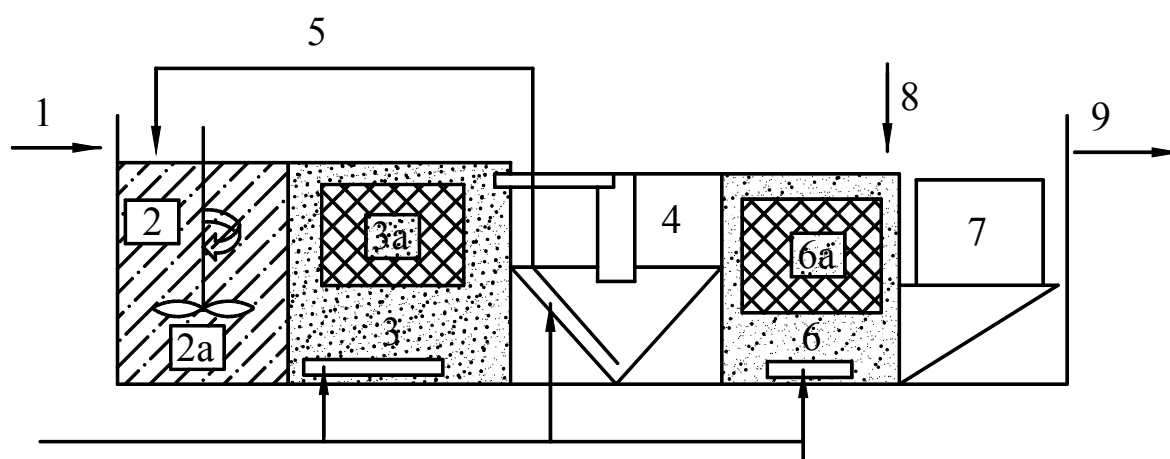


Рис. 1.6. Схема установки очистки сточных вод «Контус»:

- 1 – подача исходных стоков; 2 – анаэробный реактор; 2а – механическая мешалка;
 3 – аэротенк первой ступени; 3а – прикрепленная микрофлора; 4 – вторичный отстойник; 5 – возвратный активный ил; 6 – аэротенк второй ступени;
 6а – прикрепленная микрофлора; 7 – контактный резервуар; 8 – подача хлора;
 9 – очищенная и обеззараженная вода

Установка «Контус» работает следующим образом. Исходная сточная вода 1 напорным трубопроводом подается в анаэробную зону 2, где перемешивается механическим устройством 2а. Затем вода самотеком

поступает в аэробную зону 3 – аэротенк первой ступени биологической очистки, оборудованный носителем для прикрепления микрофлоры 3а, затем во вторичный отстойник 4, где разделяется иловая смесь. Рециркулирующий ил 5 эрлифтом возвращается в анаэробную зону 2, а биологически очищенная вода поступает в аэроблок 6 – аэротенк второй ступени биологической очистки, также оборудованный носителем для прикрепления микрофлоры 6а, далее в контактный резервуар 7. Сюда же подается хлор-агент 8. Очищенная и обеззараженная вода 9 отводится в водоприемник.

Компактная установка заводского изготовления «Контус» на базе контейнера 1СС производительностью 15 м³/сут прошла производственные испытания на территории очистных сооружений канализации г. Тихвин, Ленинградской области.

Качество очищенной сточной воды соответствовало расчетным параметрам: эффективность изъятия солевого аммония составила более 95 %, его остаточное содержание снизилось до 0,1–2 мг/л при концентрации солевого аммония в поступающей воде 15–20 мг/л, содержание нитратов не превышало 6–8 мг/л, удаление фосфатов составляло 60–80 %.

Установка «Контус» обеспечивала полную биологическую очистку от органических веществ. При этом значительно снижались концентрации СПАВ (с 0,3–0,5 до 0–0,08 мг/л) и нефтепродуктов (с 0,89 до < 0,08 мг/л). Одновременно отмечалось снижение концентрации железа, марганца, меди на 60–80 % [21].

Новое направление интенсификации биологической очистки сточных вод с использованием активного ила и биопленки, предложенное НИИ КВОВ, связано с использованием природных сорбентов. Данный принцип очистки реализован в компактной установке «Нептун» [9], схема которой показана на рис. 1.7.

В зависимости от качества исходной воды и требований к степени очистки применяются разные природные сорбенты, участвующие в процессах изъятия требуемых соединений. Используемые природные сорбенты отличаются дешевизной и повсеместной распространенностью на территории РФ.

Технологией предусмотрена система формирования активного ила аэротенка первой ступени, включающая обработку его в анаэробных условиях, а также разделение процессов денитрификации и дефосфа-

тации, что определяет высокую степень очистки сточной воды, особенно по удалению соединений фосфора и азота.

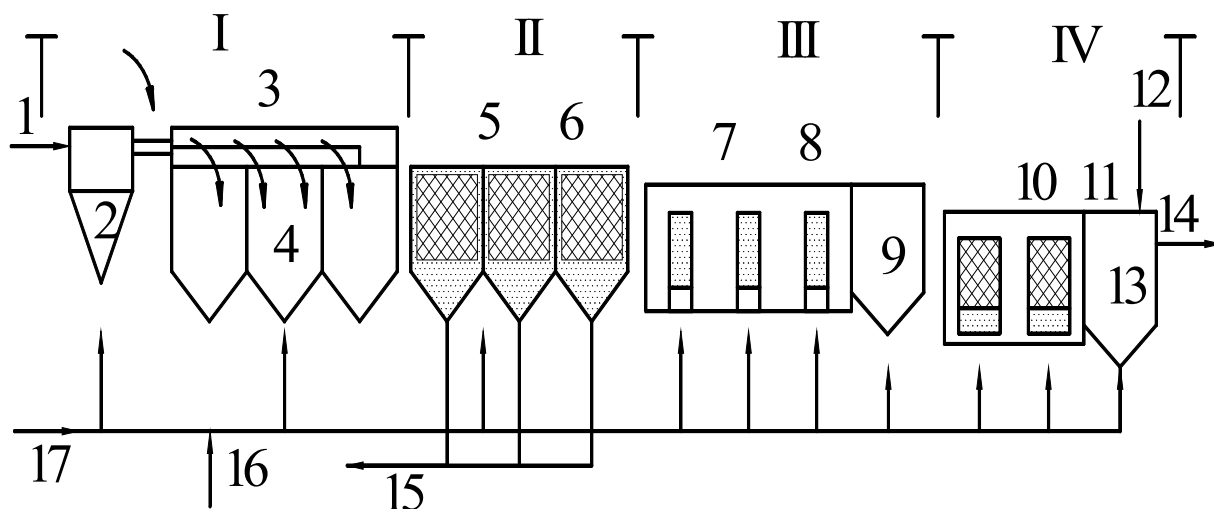


Рис. 1.7. Технологическая схема станции глубокой очистки сточных вод «Нептун»:

- I – блок механической очистки и регулирования расхода;
 II – блок анаэробной обработки; III – блок аэробной обработки
 I ступени очистки; IV – блок аэробной обработки II ступени очистки;
 1 – сточная вода на обработку; 2 – песколовка;
 3 – лоток-регулятор расхода; 4 – резервуар-приемник пиковых расходов;
 5 – первичный отстойник – анаэробный биореактор; 6 – каркасы с волокнистым материалом-носителем; 7 – аэротенк I ступени очистки; 8 – контейнер с пористым материалом –носителем; 9 – вторичный отстойник; 10 – аэротенк II ступени очистки; 11 – каркасы с волокнистым материалом-носителем;
 12 – раствор хлорной извести; 13 – третичный отстойник – резервуар;
 14 – нормативно очищенная сточная вода; 15 – осадок на иловые площадки;
 16 – дренажная вода; 17 – воздух

На установке «Нептун» были достигнуты следующие показатели для очищенной сточной воды: БПК₂₀ – не более 3 мг/л, взвешенные вещества – не более 3 мг/л, ХПК – до 30 мг/л, азот аммонийный – до 0,35 мг/л; азот нитратов – не более 4мг/л, фосфаты – не более 0,8 мг/л. Следует отметить негативное влияние анаэробных условий на процесс первичного отстаивания в блоке II (см. рис. 1.7) из-за повышенного газообразования и выноса взвешенных веществ в аэротенк I ступени.

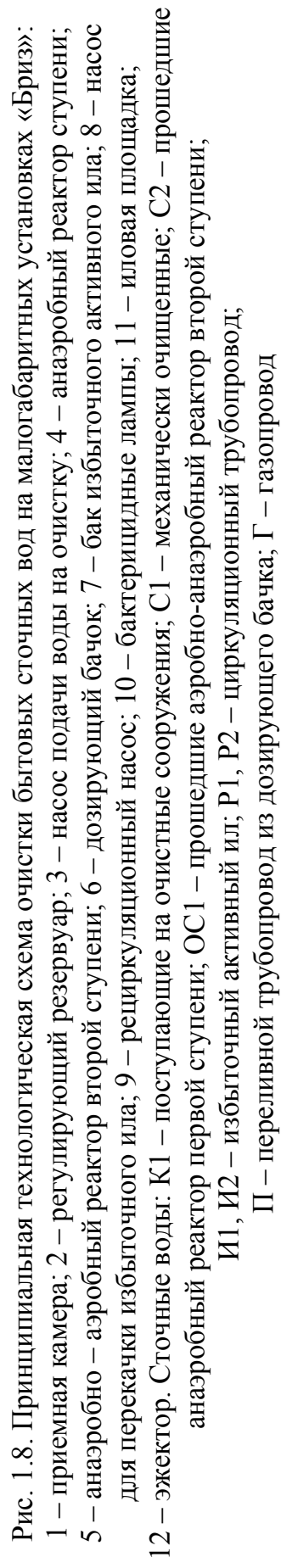
В компактных установках «Бриз», разработанных фирмой «Бионик» (г. Москва), анаэробная и аэробная стадии протекают в двух однотипных биореакторах с прикрепленной биофлорой в условиях интенсивного

перемешивания очищаемой воды [28]. Такие установки имеют производительность от 15 до 50 м³/сут (рис. 1.8).

Насыщение сточной воды воздухом в анаэробно-аэробном реакторе 5 осуществляется за счет установки эжектора 12 на всасывающей линии циркуляционного насоса 9. Избыточный активный ил периодически выводится из второй ступени установки в бак 7 и далее насосом 8 перекачивается на иловые площадки. Изготовителями установки гарантируется, что качество очищенной воды соответствует требованиям рыбохозяйственных водоемов. Несмотря на высокое качество очистки, недостатками установок «Ручей», «Контус», «Нетпун» и «Бриз» являются высокий уровень потребления электроэнергии, значительные объемы анаэробных и аэробных реакторов, необходимость выдерживания точной дозировки концентраций активного ила в аэротенках I и II ступеней.

Опыт эксплуатации подобных сооружений показал, что для надежного обеспечения высоких показателей очистки продолжительность аэрации хозяйственно-бытовых сточных вод, вследствие крайней неравномерности режима их притока, должна быть не менее 24 ч. Только при соблюдении этого и ряда других условий возможны очистка сточных вод до указанных выше концентраций загрязнений и эффективное протекание процессов нитрификации и окисления активного ила (био пленки).

Опыт эксплуатации компактных очистных установок биологической очистки показывает, что в большинстве случаев они работают нестабильно, так как для малых объектов характерны резкие колебания расхода и качества сточных вод как в течение суток, так и в течение года. Для ввода в эксплуатацию сооружений биологической очистки в случае гибели активного ила требуется значительный период времени. Отказ от первичных отстойников в большинстве используемых компактных установок приводит к резкому замедлению процессов биологической очистки в аэротенках в связи с ингибирующим воздействием грубодисперсных взвесей на скорость окислительных процессов, происходящих в активном иле. Размещение биологических очистных сооружений, рассчитанных на глубокое удаление загрязнений из сточных вод, требует больших строительных объемов и земельных площадей. Поэтому в последние годы были предприняты попытки внедрения установок, работающих на принципах физико-химической очистки сточных вод.



1.3. Коагулянты и флокулянты, используемые для физико-химической очистки хозяйственно-бытовых сточных вод

При очистке хозяйственно-бытовых сточных вод в качестве минеральных коагулянтов широкое распространение получили соли алюминия, железа и кальция.

Перечень реагентов, их химическая и техническая характеристики приведены в табл. 1.3.

В последнее время для коагуляционной обработки сточных вод применяется высокоэффективный минеральный коагулянт полиоксихлорид алюминия, выпускаемый под торговой маркой АКВА-АУРАТ. Полиоксихлорид алюминия производят в двух товарных формах: в виде растворов АКВА-АУРАТ 10, АКВА-АУРАТ 14, АКВА-АУРАТ 18 и в виде кристаллического порошка АКВА-АУРАТ 36. Полиоксихлорид алюминия не только обладает повышенной по сравнению с сульфатом алюминия активностью, но и практически не проявляет коррозионных свойств. Невысокая коррозионная активность раствора АКВА-АУРАТ 30 и снижение затрат при его транспортировке, хранении и использовании позволяют рассматривать его в качестве перспективного реагента для физико-химической очистки хозяйственно-бытовых сточных вод. Характеристики полиоксихлорида алюминия представлены в табл. 1.4.

В качестве флокулянтов широко применяются: полиакриламид (ПАА) и его сополимеры. Также используются натриевые соли полиакриловой и полиметакриловой кислот. Элементарные звенья этих полимеров имеют формулы: $\text{CH}_2\text{CHCOONa}$ и $\text{CH}(\text{CH}_3)\text{CHNCOONa}$. Флокулянты получают полимеризацией мономерных кислот с последующей их частичной нейтрализацией или омылением водой полинитрилов CH_2CHCN .

Т а б л и ц а 1.3

Характеристика реагентов, которые могут быть использованы при очистке городских сточных вод

Реагент	Номер ГОСТ или ТУ	Внешний вид	Поставка	Основное вещество	Содержание основного вещества, %
Сульфат алюминия технический очищенный	ГОСТ 12966–75	Куски или гранулы белого цвета	Навалом или в кон- тейнерах	Al_2O_3	≤ 15
То же неочищенный	–	Куски, гранулы, поро- шок белого цвета	То же	То же	То же
Железо хлорное техническое	ГОСТ 11159–76	Раствор оранжево- красного цвета	В цистернах	Fe_2O_3	18–20
Купорос железный технический	ГОСТ 6981–75	Кристаллы зелено- голубого цвета	Навалом, в бочках (120 кг) или в ящиках (80 кг)	FeO	22–25
Сульфат железа	Опытное производство	Гранулы желто-корич- невого цвета	Навалом или в бу- мажных мешках	Fe_2O_3	30–40
Известь негашеная	ГОСТ 9179–77	Куски или порошок бело-серого цвета	Навалом	CaO	60–85
Известь гашеная	То же	Порошок или тест	Навалом или в бочках (120 кг)	CaO	50–67

Т а б л и ц а 1.4

Характеристики полиоксихлорида алюминия

Наименование показателей	Норма для марки			
	«АКВА-АУРАТ 10»	«АКВА-АУРАТ 14»	«АКВА-АУРАТ 18»	«АКВА-АУРАТ 30»
Массовая доля оксида алюминия (Al_2O_3), %	$10,0 \pm 0,6$	$13,6 \pm 0,5$	$17,0 \pm 0,5$	$30,0 \pm 3,0$
Массовая доля хлора (Cl), %	$13,0 \pm 2,0$	$22,0 \pm 2,0$	$21,0 \pm 2,0$	$35,0 \pm 5,0$
Плотность (при 20 °C), г/см ³	$1,24 \pm 0,02$	$1,33 \pm 0,03$	$1,36 \pm 0,02$	—

Полиакриловая и полиметакриловая кислоты слабо диссоциированы, и макромолекулы этих кислот свернуты в плотные клубки. Нейтрализация полиакриловой и полиметакриловой кислот приводит к усилению ионизации карбоксильных групп, разворачиванию макромолекул и увеличению их размеров, о чем свидетельствует возрастание вязкости растворов.

Регулируя степень нейтрализации (величину заряда макромолекулы), можно получать реагенты с различными флокулирующими свойствами. Их оптимальная структура при достаточно высоком заряде соответствует нейтрализации примерно 30–40 % карбоксильных групп. Эти реагенты обладают свойствами анионных полиэлектролитов; они наиболее эффективны в области $pH = 3,4-7$. Они используются при флокулировании незаряженных или слабозаряженных грубодисперсных и коллоидных частиц. Молекулярная масса натриевых солей акриловой и метакриловой кислот в зависимости от метода получения находится в пределах от сотен тысяч до нескольких миллионов.

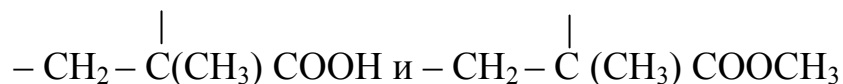
Полиакриловая и полиметакриловая кислоты образуют полимер-полимерные комплексы с катионными полиэлектролитами, а также с белками и другими природными веществами, содержащими аминокислоты.

С целью улучшения флокулирующего действия по отношению к высокодисперсным отрицательно заряженным коллоидным частицам используют сополимеры солей акриловой и метакриловой кислот с неионными веществами – акриламидом, метакриламидом, винилаце-

татом, акрилнитрилом. Эти флокулянты имеют меньший заряд и сохраняют развернутую структуру макромолекулы.

Для очистки воды в России производят и применяют флокулянты на основе акриловой и метакриловой кислот.

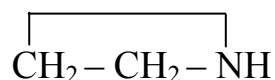
Флокулянт М-14ВВ – сополимер метакриловой кислоты и ее метилового эфира:



в отношении 4:1, белый порошок с содержанием основного вещества 73–80 % и молекулярной массой 300–400 тыс. Флокулянт растворяют в воде с добавлением щелочи.

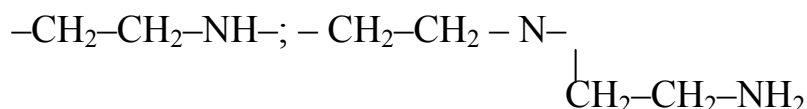
Также используются следующие флокулянты:

Полиэтиленимин. Различают низкомолекулярный и высокомолекулярный полиэтиленимины линейной и разветвленной структуры. Для очистки воды и уплотнения осадков используют высокомолекулярный ($40 \cdot 10^3$ – $110 \cdot 10^3$) полиэтиленимин, гребенчатой структуры, который получают полимеризацией этиленими́на



в присутствии иницирующих агентов (эпихлоргидрин, дихлоргидрин-глицерин и др.) или подшивкой в водном растворе этиленими́на к низкомолекулярному полиэтиленимину.

Высокомолекулярный полиэтиленимин (ПЭИ) состоит из звеньев двух типов:



и содержит первичные (на концах цепи и боковых ответвлениях), вторичные и третичные (в месте разветвления) аминогруппы. Боковые ответвления образуются примерно у одной трети атомов азота главной цепи и содержат три-четыре элементарные группы CH_2CHNH .

Безводный высокомолекулярный полиэтиленимин представляет собой каучукообразную смолу с сильновяжущим горьким вкусом; полимер хорошо растворим в воде, спирте, ацетоне и хлороформе.

Полиэтиленимин слабое основание, более слабое, чем соответствующие низкомолекулярные аналоги: $pK_x = 7,2-7,3$.

Диссоциация полиэтиленимина в воде происходит неполностью. При титровании кислотой точка эквивалентности соответствует нейтрализации примерно двух третей аминогрупп.

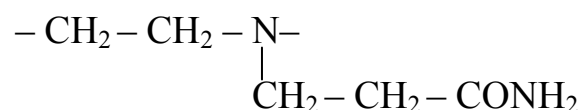
Водные растворы полиэтиленимина имеют щелочную реакцию: pH 5 %-го раствора составляет 10,5.

Полиэтиленимин в водных растворах, особенно в разбавленных, постепенно разлагается, при этом происходят деструкция макромолекул и выделение аммиака.

С солями меди, цинка, никеля, кобальта, свинца и других металлов полиэтиленимин образует прочные интенсивно окрашенные комплексные соединения хелатного типа, в которых атом металла связан с несколькими атомами азота в цепочке полиэтиленимина, что обуславливает целесообразность его использования при очистке сточных вод от ионов тяжелых металлов.

ПЭИ – один из наиболее эффективных катионных флокулянтов. Исследования, проведенные в НИИ КВОВ, показали целесообразность его применения для очистки городских сточных вод с последующим отделением взвешенных веществ в первичных отстойниках. Ввиду низкого значения ПДК ПЭИ сброс очищенных сточных вод в водоемы может быть рекомендован только после дополнительной очистки воды в адсорберах с активным углем или аэротенках.

Модифицированные полиэтиленимины содержат короткие этиламидные боковые ветви, присоединенные к NH– и NH₂–группам:



Преимуществом полиамидамина является значительно меньшая, чем у ПЭИ, токсичность, его ПДК около 2 мг/л.

При блокировании акриламидом не более 20 молярных процентов аминогрупп флокулирующие свойства полиамидамина по сравнению с аналогичными свойствами ПЭИ не уменьшаются.

Полиаминоалкиловые эфиры метакриловой кислоты – это соли третичных аминов $CH_2C(CH_3)COORNCR_2HAn$ или четвертичных аммониевых солей $CH_2C(CH_3)COORN R_3An$, где R – алкильные группы (CH_3 ; C_2H_5 , $C_6H_5CH_2$), а An – анион (Cl^{1-} ; CH_3COO^{1-} ; $SO_2O^{1-}OCH_3$).

Метод получения эфиров заключается в полимеризации мономеров в органических растворителях (бензоле, гексане) или в блоке с последующим подкислением или алкилированием.

Известны полимеры, содержащие метиловый, этиловый, изопропиловый, оксиэтиловый и другие эфиры. Алкилирование производят галоидоалкилами и диметилсульфатом [8].

Регулируя процессы полимеризации и алкилирования, получают полимеры с различной молекулярной массой и отношением третичных $-NR_2$ и четвертичных $-NR_3An$ групп. Максимальное значение $[\eta]$ соответствует алкилированию на 40–60 %. Дальнейшее увеличение степени алкилирования сопровождается экранированием заряженных групп противоионами, уменьшением внутримолекулярного электростатического отталкивания и сжатием макромолекулы.

Алкилированные полимеры и соли третичных аминов – сильноосновные катионные флокулянты; pK , рассчитанная по точке полуквивалентности, составляет 12–12,4. Они флокулируют отрицательно заряженные коллоидные частицы, образуют комплексы с гуминовыми веществами и белками, используются при флотации.

Полидиметиламиноэтилметакрилат уксуснокислый (ПДМАЭМА). Его формула: $CH_2C(CH_3)COOC_2H_4N(CH_3)_2CH_3COOH$.

ПДМАЭМА представляет собой соль третичного амина, вязкий липкий гель красновато-коричневого цвета, содержащий 65–70 % полимера, следы мономера и уксусной кислоты. Получают его полимеризацией мономера в уксуснокислой среде в присутствии $(NH_4)_2S_2O_3$. Характеристическая вязкость 1 н раствора NaCl составляет 2,2–2,4 дл/г, что соответствует MM около 1,2–1,5 млн. Свежеприготовленный флокулянт растворим в воде, ацетоне, метиловом и бутиловом спиртах и нерастворим в бензоле и четыреххлористом углероде. Сохраняет способность растворяться в воде при хранении в течение года в сухом помещении при температуре 20–25 °С.

ВА-212 и ВА-102 – полимеры на основе изопропилового и этилового эфиров. Порошки белого или светло-желтого цвета, хорошо растворимы в воде, метиловом и этиловом спиртах и нерастворимы в ацетоне. Степень их алкилирования в пределах 70–85 %, что соответствует содержанию четвертичных аминогрупп от 3,1 до 3,6 мг-экв/г. Характеристическая вязкость в 0,1 н растворе NaCl – 0,35–0,40 дл/г.

Амифлок – сополимер метакриламида и диэтиламинэтилметакрилата в отношении 65:35; белый порошок.

Четвертичные аммониевые соли на основе полистирола и поливинилтолуола представляют собой катионные флокулянты, получаемые обработкой полистирола или поливинилтолуола монохлорметиловым эфиром с последующим аминированием продуктов реакции третичными аминами. Наиболее эффективным из этой группы флокулянтов является поливинилбензилтриметиламмоний хлорид (ПВБТМА). В зависимости от условий проведения технологического процесса этот флокулянт именуют *ВА-2* или *ВПК.-101*. Его молекулярная масса $5 \cdot 10^4 - 10 \cdot 10^4$; формула элементарного звена: $\text{CH}_2\text{CHC}_6\text{H}_4\text{CH}_2\text{N}(\text{CH}_3)_3\text{Cl}$.

В водном растворе полимер практически полностью диссоциирован на ионы, $\text{pK}_x = 11,3$. Вязкость водных растворов зависит от содержания низкомолекулярных электролитов. Характеристическая вязкость в 1,8 н растворе NaCl равна 0,125 дл/г.

Максимум поглощения света в ультрафиолетовой области спектра соответствует 225 нм.

Полимер реагирует с гумусовыми веществами с образованием нерастворимых в воде комплексов, адсорбируется на отрицательно заряженных частицах коллоидных загрязнений воды, связывая их в крупные хлопья. В сочетании с ксантогенатом крахмала полимер рекомендован для очистки сточных вод от катионов ртути.

ПВБТМА – умеренно токсичное вещество со слабовыраженными кумулятивными свойствами; ПДК – 0,5 мг/л. Флокулянт разрешен для использования в технологии очистки воды.

Флокулянт *ВПК-101*, выпускаемый по ТУ 6.05-231-140-81, – вязкая жидкость желтого цвета, однородная по консистенции, содержит 20 % полимера и не более 5 % NaCl; $\text{pH} = 6-8$; вязкость 1 %-го раствора в 1,8 н растворе NaCl не менее 1,3 Па·с; обменная емкость не менее 3,5 мг-экв/г. Флокулянт поставляют в стальных барабанах с полимерным внутренним покрытием.

Высокую флокулирующую способность проявляет катионитовый сополимер полиакриламида, получаемый сополимеризацией мономеров акриламида и диметиламинэтиленметакрила (ДМАЭМА), выпускаемый под торговой маркой КП 555 ООО «Гель-Сервис» (г. Саратов).

В качестве реагентов при очистке сточных вод применяют также железо и алюминий, содержащиеся в отходах металлургической, маши-

ностроительной и других видов промышленности. Целесообразность использования тех или иных отходов в качестве реагента определяется исходя из местных условий после тщательного изучения их состава.

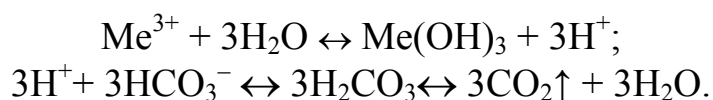
Оптимальные дозы реагентов устанавливаются на основании пробного коагулирования. Оптимальной считается минимальная доза, при которой происходит максимальное удаление загрязнений в процессе отстаивания.

Выбор того или иного реагента, оптимальная доза его, а также эффективность очистки при коагулировании зависят от ряда факторов, из которых наиболее важными являются следующие:

- 1) концентрация коллоидной части загрязнений в исходной сточной воде;
- 2) щелочность и рН сточной воды;
- 3) солевой состав сточной воды.

В сточных водах, отличающихся большой сложностью и разнообразием состава загрязнений, зона оптимальных концентраций весьма растянута. Вследствие этого можно осуществлять коагулирование одной и той же дозой реагента в течение суток, несмотря на колебания концентрации загрязнений в поступающей на очистку воде. Коагулирование постоянной дозой не оказывает существенного влияния на эффект очистки, но приводит в некоторых случаях к перерасходу реагента. Для борьбы с этим нежелательным явлением в последнее время в ряде стран (США, Франция и др.) предпринимаются попытки к созданию приборов, позволяющих оперативно устанавливать оптимальную дозу реагента и автоматически изменять ее при увеличении или уменьшении степени загрязненности сточной воды. При отсутствии таких приборов желательно знать график поступления сточной воды и концентрацию загрязнений в ней, на основании чего в отдельные часы суток, например ночные, можно снижать дозу реагента, чтобы избежать его перерасхода.

На эффективность коагуляции оказывает влияние щелочность сточной воды, т.е. содержание в ней бикарбонат- или карбонат-ионов. Роль этих ионов заключается в нейтрализации водородных ионов, образующихся при гидролизе коагулянта:



При низкой щелочности количество находящихся в воде бикарбонатов и карбонатов недостаточно для нейтрализации водородных ионов;

положение равновесия реакции гидролиза сдвигается в левую сторону, и в воде остаются непрореагировавшие ионы алюминия или железа.

Так как обычно оптимальная доза солей трехвалентного железа выше оптимальной дозы солей алюминия (для сточной воды Москвы, Колпино, Саратова и других городов она составляла в среднем 80–100 мг/л по Fe_2O_3 и 30–40 мг/л по Al_2O_3), применение солей трехвалентного железа требует более высокой щелочности воды, а солей алюминия более низкой. При щелочности менее 3 ммоль/л во всех случаях следует предусматривать подщелачивание.

Эффективность процесса коагуляции зависит также от солевого состава воды, главным образом от ее анионного состава.

Повышенное содержание в воде анионов SO_4^{2-} и Cl^- отрицательно отражается на процессе хлопьеобразования. Причиной, по Л.А. Кульскому [39], является резкое снижение устойчивости частиц и образование большого числа центров коагуляции. Одновременное сосуществование таких центров мешает росту каждого из них, в результате чего появляется большое число очень мелких, трудно оседающих хлопьев. Известно также, что анионный состав сточной воды при использовании солей железа по сравнению с солями алюминия в меньшей степени влияет на эффективность коагуляции. Именно по этой причине коагулирование сточной воды г. Кисловодска, имеющей повышенное содержание сульфатов (до 240 мг/л) и высокую щелочность (6–7 ммоль/л), сульфатом алюминия оказалось неэффективным, в то время как коагулирование этой же воды хлорным железом (оптимальная доза 100–120 мг/л по Fe_2O_3) позволило снизить БПК₅ при одном отстаивании на 85 % и ХПК – на 73 %.

Использование в качестве коагулянта солей железа или алюминия приводит к некоторому изменению солевого состава воды. В зависимости от дозы коагулянта в очищенной воде увеличивается количество сульфатов или хлоридов на 50–100 мг/л. Одновременно при этом из сточных вод удаляется 20–30 мг/л фосфатов и 50–100 мг/л двуокиси углерода. В результате общее солесодержание воды остается прежним или увеличивается весьма незначительно.

При использовании в качестве коагулянта извести снижается солесодержание в результате умягчения воды, которое приводит к уменьшению содержания кальция и магния. Использование в качестве

коагулянта катионных полиэлектролитов не изменяет солесодержания сточных вод.

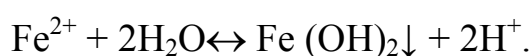
Выбор того или иного минерального коагулянта, а также эффективность очистки зависят от pH сточной воды, так как каждый из них имеет свой оптимум образования малорастворимых гидроксидов. Соли алюминия действуют наилучшим образом в диапазоне $\text{pH} = 6,5\text{--}7,5$. При более высоких значениях pH может происходить образование растворимых алюминатов (AlO_2^-). Соли трехвалентного железа эффективно коагулируют загрязнения сточных вод в диапазоне $\text{pH} = 6,0\text{--}11,0$, а соли двухвалентного железа – в диапазоне $\text{pH} = 7,5\text{--}11,0$. Эти значения pH соответствуют наиболее полному протеканию процесса гидролиза и наименьшей растворимости образующихся при этом гидроксидов соответствующих металлов.

Выбор реагента зависит также от принятой технологической схемы физико-химической очистки сточных вод и экономических соображений. Так, в схемах, включающих сжигание осадка, предпочтительно применение извести, так как при сжигании осадка одновременно происходит регенерация извести, которую затем можно использовать повторно. В схемах, предусматривающих отделение скоагулированных загрязнений путем флотации, следует применять сульфат алюминия или катионный флокулянт, так как образующиеся хлопья в обоих случаях легче хлопьев гидроксида железа и кальция. Самый дешевый реагент – железный купорос. Целесообразность его использования зависит от качества сточной воды, и в первую очередь от ее pH.

Будучи отходом травильного производства, широко распространенным в черной металлургии, и производства титановых белил, железный купорос не дефицитен и может быть доставлен с относительно небольшими транспортными расходами. Железный купорос имеет низкую коррозионную активность, поэтому при его применении могут быть задействованы простейшие антикоррозионные средства. Благодаря низкому содержанию в железном купоросе инертных примесей и кристаллизационной воды сокращаются транспортные расходы, а при его растворении, которое протекает весьма быстро, почти не образуется отходов. Недостатками железного купороса как реагента являются низкая коагулирующая активность и возможность «проскока» в очищенную воду ионов двухвалентного железа, которые оказывают отрицательное воздействие на водоем. С целью повышения коагу-

лирующей способности предусматривается перевод ионов двухвалентного железа в трехвалентное после введения реагента в сточную воду путем продувки сточной воды воздухом. Растворенный кислород в весьма разбавленном водном растворе железного купороса переводит значительную часть ионов железа в трехвалентное состояние, при этом их коагулирующая способность многократно возрастает.

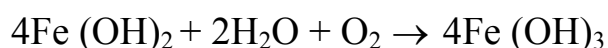
При растворении в воде железный купорос диссоциирует с образованием катионов Fe^{2+} , которые могут участвовать в ионном обмене с катионами адсорбционного слоя коллоидных частиц загрязнений. Одновременно происходит гидролиз железного купороса с образованием гидрата закиси железа, выделяющегося из воды в виде осадка



Гидрат закиси железа достаточно хорошо растворим в воде, и поэтому реакция гидролиза в значительной степени сдвинута в левую сторону.

В присутствии растворенного в воде кислорода гидрат закиси железа переходит в гидрат окиси железа.

Для окисления 1 мг Fe^{2+} в Fe^{3+} требуется 0,143 мг растворенного кислорода.



Гидрат окиси железа при $\text{pH} = 7-8$ менее растворим в воде по сравнению с гидратом закиси железа, поэтому необходимо обеспечить окисление двухвалентного железа в трехвалентное. Универсальный способ перевода двухвалентного железа в трехвалентное – подщелачивание воды и аэрация.

Экспериментальными исследованиями НИИ КВОВ АКХ [39] установлено, что достаточно полное окисление двухвалентного железа в трехвалентное происходит при аэрации смеси сточной воды с железным купоросом в течение 10 мин с расходом воздуха 0,7–0,8 л/мин на 1 л воды и при pH исходной воды более 7,5. При меньших значениях pH сточную воду рекомендуется подщелачивать.

Соли двухвалентного железа могут использоваться не только как реагент, но и в качестве гомогенного катализатора в процессах обеззараживания и окисления органических веществ кислородосодержащими соединениями хлора. Процесс гомогенного катализа позволяет окислить оставшиеся в сточных водах после обработки активным хлором

трудноокисляемые органические вещества и обеспечить полное дехлорирование сточных вод.

На выбор реагента влияет степень удаленности очистной станции от места его получения. По данным кафедры экономики городского хозяйства ВЗИСИ, увеличение дальности перевозки реагента железнодорожным транспортом с 300 до 900 км приводит к возрастанию эксплуатационных затрат на 0,6–1,0 %, в зависимости от пропускной способности станции. Затраты на реагенты составляют в среднем от 18,6 до 39,2 % годовых эксплуатационных затрат при пропускной способности станции физико-химической очистки до 10 тыс. м³/сут и определяются в основном оптовой ценой на реагенты.

1.4. Схемы физико-химической очистки хозяйственно-бытовых сточных вод

В настоящее время наряду с традиционными схемами биологической очистки сточных вод находят применение различные схемы физико-химической очистки, основанные как на физико-химических способах, так и на сочетании последних с биохимическим окислением.

Опыт эксплуатации станций и установок физико-химической очистки позволил критически оценить новую технологию очистки сточных вод и определить область ее применения.

По сравнению с традиционной биологической очисткой с доочисткой на песчаных фильтрах различные схемы физико-химической очистки имеют следующие преимущества:

1) позволяют снизить капитальные затраты в 1,5–2,0 раза в результате исключения из комплекса очистных сооружений аэротенков и вторичных отстойников, сократить в 2–3 раза площадь земель, отводимых под очистные сооружения, что при определенных условиях может явиться основным доводом в пользу физико-химической очистки;

2) уменьшают энергоёмкость процесса очистки сточных вод в 3–4 раза вследствие отказа от воздухоудовного хозяйства;

3) обеспечивают более высокую степень очистки от биологически неокисляемых или трудноокисляемых загрязнений, обычно содержащихся в производственных сточных водах, таких, как нефтепродукты, соли тяжелых металлов, СПАВ, красители и т.д.;

4) обеспечивают высокую степень очистки от соединений фосфора (на 85–95 %) и, следовательно, способствуют предотвращению эвтрофикации водоемов;

5) гарантируют высокую надежность очистки независимо от температуры воды и концентрации загрязнений;

6) позволяют осуществить пуск сооружений в эксплуатацию в течение короткого периода времени (несколько часов) в любой сезон года.

Физико-химическая очистка представляется наиболее целесообразной в следующих случаях:

1) для очистки сточных вод от периодически работающих объектов бытового назначения – детских оздоровительных учреждений, лыжных и туристских баз, кемпингов, домов отдыха и т.д. – вследствие периодического и неравномерного образования сточных вод по сезонам года, дням недели и часам суток;

2) для очистки сточных вод курортных городов с резко изменяющейся численностью населения, а следовательно, и притоком сточных вод по сезонам года;

3) на перегруженных станциях аэрации с целью интенсификации механической очистки и улучшения работы станции в целом;

4) в случае содержания в хозяйственно-бытовых сточных водах большого количества производственных сточных вод, тормозящих процесс биологической очистки.

Целесообразность применения физико-химической очистки определяется также местными условиями: видом и мощностью водоема, требованиями местных санитарных органов к качеству очищенных сточных вод, перспективой развития станции и сроками строительства.

Окончательному выбору способа очистки всегда должны предшествовать пробная коагуляция реальных сточных вод или изучение их проектного состава – рН, щелочности, солесодержания, БПК₅, концентрации взвешенных веществ.

Учитывая многообразие местных условий в нашей стране, можно с уверенностью утверждать, что технологии физико-химической очистки будут широко внедряться для очистки хозяйственно-бытовых сточных вод.

В НИИ коммунального водоснабжения и очистки воды АКХ им. К.Д. Памфилова проведены исследования по разработке реагентного физико-химического способа очистки хозяйственно-бытовых сточных

вод. Способ заключается в обработке сточных вод реагентами, в перемешивании при оптимальных условиях с образованием крупных хлопьев и отделении их от воды путем отстаивания и фильтрования через зернистую загрузку [39].

В процессе коагуляции, отстаивания и фильтрования через зернистую загрузку сточная вода очищается от всех примесей, органических и минеральных, находящихся в грубодисперсном и коллоидном состоянии, фосфатов и части растворенных органических загрязнений.

Удаление оставшихся растворенных органических веществ, обычно низкомолекулярных, может производиться путем адсорбции на активном угле или биологического окисления.

Предложенный способ проверен в полупроизводственных условиях на сточной воде, поступающей на Тушинскую станцию аэрации Москвы [78]. Опытнотехнологическая установка производительностью 15 м³/сут показана на рис. 1.9.

В ходе эксплуатации были получены результаты, представленные в табл. 1.5, 1.6.

Для физико-химической очистки хозяйственно-бытовых сточных вод малых объектов с периодическим пребыванием людей были разработаны компактные установки заводского изготовления типа «Рица» (УФХО 25) [62]. Они могут быть использованы для очистки сточных вод туристических и лыжных баз, кемпингов, домов отдыха, детских оздоровительных учреждений и т.д. Установки могут применяться в тех случаях, когда с целью предотвращения эвтрофирования водоемов необходимо глубокое извлечение фосфатов.

Производительность установки 25 м³/сут рассчитана на прием сточных вод от 125 чел.

Достоинствами установки являются короткий пусковой период, небольшая площадь, высокая степень изъятия биогенных элементов.

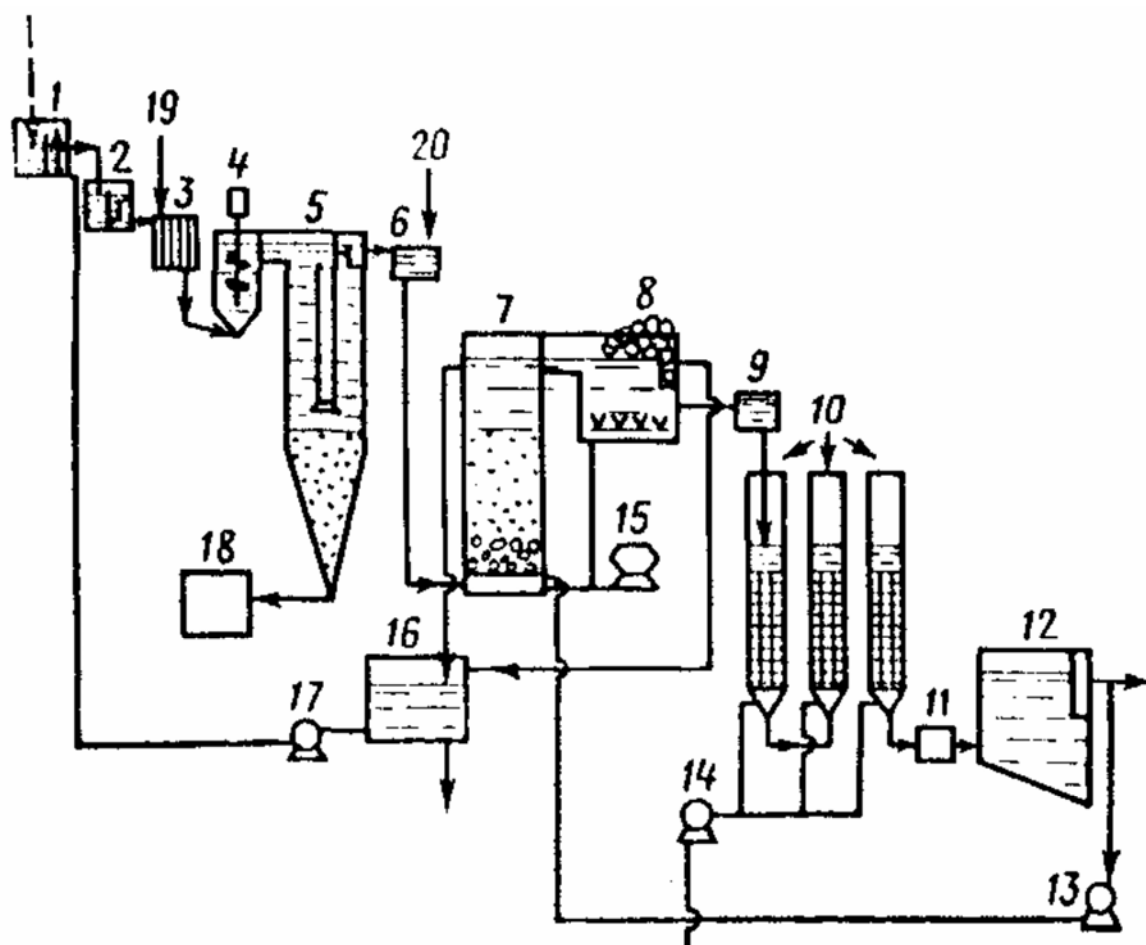


Рис. 1.9. Схема полупроизводственной установки для очистки сточных вод:
 1 – приемная камера; 2 – распределительная камера; 3 – ершовый смеситель;
 4 – камера хлопьеобразования с механической мешалкой; 5 – вертикальный отстойник; 6 – распределительная камера фильтра; 7 – гравийно-песчаный фильтр с восходящим потоком воды; 8 – аэрационный резервуар; 9 – распределительная камера угольных фильтров; 10 – угольные фильтры; 11 – электролизер;
 12 – резервуар очищенной воды; 13 – насос для подачи очищенной воды на промывку фильтра; 14 – насос для подачи водопроводной воды на промывку угольных фильтров; 15 – компрессор; 16 – резервуар промывных вод; 17 – насос для подачи промывных вод в распределительную камеру; 18 – резервуар для осадка;
 19 – дозирование коагулянта; 20 – дозирование ПАА

Т а б л и ц а 1.5

Результаты пробного коагулирования сточных вод

Состав сточной воды	Показатели очистки сточной воды, мг/л, при введении реагентов					
	Fe ₂ O ₃ (75 мг/л), ПАА (1 мг/л)			ПЭИ (10 мг/л)		
	исходная вода	очищенная вода (после отстаивания и фильтро- вания через песок)	процент снижения загрязнений	исходная вода	очищенная вода (после отстаивания и фильт- рования через песок)	процент снижения загрязнений
БПК ₅	123-180	6-13	93-95	100-130	16-19	84-85
ХПК	283-357	60-73	79-80	323-339	81-109	68-75
Взвешенные вещества	134-172	1-2	98-99	136-161	1-4	97-99
Азот (общ.)	41-60	18-30	50-56	46-47	19-23	51-58
Фосфор (общ.)	16-18	0,6-2,2	88-96	13,8-14	5,9-6,5	53-57
ПАВ	2,2-2,9	0,5-0,8	72-77	1,8-6,6	0,2-0,5	89-92
Нефтепродукты	5,6-7	0,3-0,6	91-95	9,7-39	0-0,8	99,8-100
Соли тяжелых металлов Cu ²⁺	0,09-1,5	0,02-0,6	60-78	0,1-4	0,04-0,5	60-88

Таблица 1.6

Результаты испытаний опытно-технологической установки

Этапы очистки	Состав сточной воды мг/л							
	ХПК	БПК ₅	БПК ₂₀	Взвешенные вещества	азот		фосфор	
					общий	аммоний-ный	общий	раствори-мый
Исходная вода	340	120	190	56	26	16	5,5	130
После коагулирования Fe ₂ O ₃ – 75 мг/л +ПАА – 1 мг/л, отстаивания и фильтрования через гравийно-песчаную загрузку	72,1	10,7	16,6	30,4	23,6	1,6	0,7	1,5
После фильтрования через активированный уголь	30,9	2,2	6,5	26,7	20,6	0,4	0,3	1,4
Общий эффект очистки, %	90,9	98,2	96,6	52,4	20,8	97,5	94,6	98,9
Исходная вода	311	100	169	58	-	10,4	-	110
После коагулирования Fe ₂ O ₃ – 50 мг/л +ПАА – 1 мг/л, отстаивания и фильтрования через гравийно-песчаную загрузку	77	9	14,4	32	-	1,4	-	1,4
После фильтрования через керамзит	53	3,9	7,8	30	-	1,3	-	1,4
Общий эффект очистки, %	83	96,1	95,4	48,4	-	87,5	-	98,8

На установке достигается следующий эффект очистки: снижение БПК₅ до 10–15 мг/л, взвешенных веществ – до 7–12 мг/л, фосфатов – до 0,5 мг/л.

Технологическая схема очистки заключается в обработке сточных вод реагентом совместно с рециркулирующим осадком в механической камере хлопьеобразования с последующими осветлением на тонкослойном отстойнике и доочисткой на медленном фильтре.

Технология коагулирования сводится к обработке сточных вод постоянными, рассчитанными на усредненную концентрацию загрязнений дозами реагента. При увеличении концентрации загрязнений дефицит в реагенте компенсируется рециркулирующим осадком, образовавшимся при реагентной обработке менее загрязненных стоков.

В состав установок входят блок коагуляции, осветления и предварительной обработки осадка, блок доочистки и реагентное хозяйство.

В качестве смесителя использована воронкообразная труба со временем пребывания сточной воды до 2 мин. Камера хлопьеобразования принята механического типа с лопастной мешалкой. Осветление происходит на тонкослойном отстойнике. Предварительная обработка осадков сводится к их уплотнению в осадочной части отстойника. Блок доочистки выполнен в виде медленного фильтра.

Реагентное хозяйство включает растворные и расходные баки раствора реагента и насос-дозатор.

Технологическая схема работы установки (рис. 1.10) заключается в следующем: сточная вода из приемного резервуара забирается насосом и подается в бак-дозатор, в который подается раствор реагента с помощью насоса-дозатора. После смешения смесь сточной воды и реагента поступает в камеру хлопьеобразования, где с помощью лопастной мешалки происходит ее медленное перемешивание. Закрепленный на оси мешалки шнек обеспечивает постоянное поступление из осадочной части отстойника в камеру хлопьеобразования рециркуляционного осадка и его перемешивание. Образовавшиеся при этом хлопья гидроокиси металла адсорбируют на своей развитой поверхности коллоидные и частично растворенные загрязнения минерального и органического происхождения. Отделение этих хлопьев от воды происходит в тонкослойном отстойнике. Далее вода направляется на медленный фильтр. Образовавшаяся на поверхности песчаной загрузки фильтра биологическая пленка способствует окислению органических загрязнений.

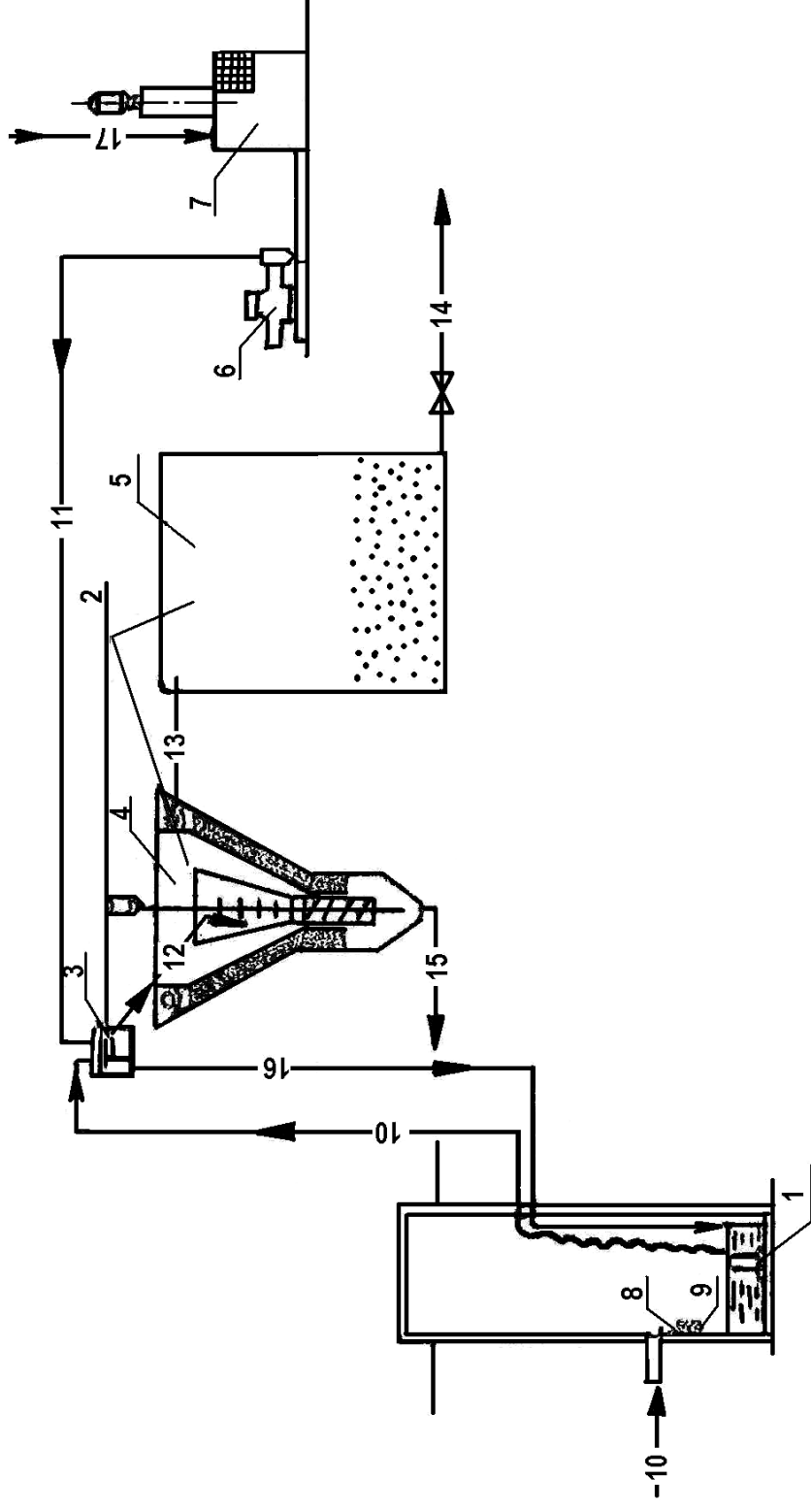


Рис. 1.10. Технологическая схема очистки установки «Рица»:

1 – погружной электронасос ГНОМ 10/10; 2 – УФХО-25 в составе:

3 – бак-дозатор; 4 – тонкослойный отстойник со встроенной камерой хлопьеобразования; 5 – медленный фильтр;
6 – насос-дозатор ГНД 10/25 с мотором-редуктором; 7 – вертикальный гуммированный аппарат емкостью 1 м³
с турбинной мешалкой; 8 – решетка-заслонка; 9 – решетка-контейнер. Трубопроводы:

10 – неосветленные сточные воды; 11 – подача раствора реагента в бак-дозатор; 12 – подача сточной воды и реагента;
13 – подача осветленной сточной воды на доочистку; 14 – выпуск очищенной сточной воды; 15 – выпуск осадка на иловые
площадки; 16 – переливной трубопровод сточной воды; 17 – подача воды для затворения реагента

Данные об эффективности работы установки «Рица» представлены в табл. 1.7.

Т а б л и ц а 1.7

Данные об эффективности работы установки «Рица»

Состав сточной воды	Концентрации загрязняющих веществ, мг/л
После тонкослойного отстойника	
БПК ₅	30-35
Взвешенные вещества	25-30
Фосфаты	0,8-1
После медленного фильтра	
БПК ₅	10-15
Взвешенные вещества	1-12
Фосфаты	0,5

В НИИ КВОВ АКХ разработана технологическая схема физико-химической очистки городских сточных вод, содержащих трудно-окисляемые органические загрязнения (нефтепродукты, красители, СПАВ), соли тяжелых металлов, соединения фосфора и т.д. Очистка состоит в обработке сточных вод реагентами – минеральными коагулянтами и ПАА или катионными флокулянтами, в образовании при оптимальных условиях перемешивания крупных хлопьев, в отделении их от воды путем отстаивания и фильтрования через зернистую загрузку (песок) и обеззараживании хлорированием.

Изучено применение в качестве минерального коагулянта сульфата алюминия, сульфата железа и хлорного железа, в качестве катионного флокулянта – ПЭИ. Схема проверена в производственных условиях на городской сточной воде. Опытно-технологическая установка пропускной способностью 1500 м³/сут представлена на рис. 1.11.

Параметры работы установки: продолжительность пребывания воды в камере хлопьеобразования 10–15 мин при интенсивности перемешивания, обеспечивающей градиент скорости в пределах 50–60 с⁻¹; продолжительность отстаивания 1 ч; скорость фильтрования 8–9 м/ч.

Результаты очистки сточной воды в процессе коагулирования, отстаивания и фильтрования представлены в табл. 1.8.

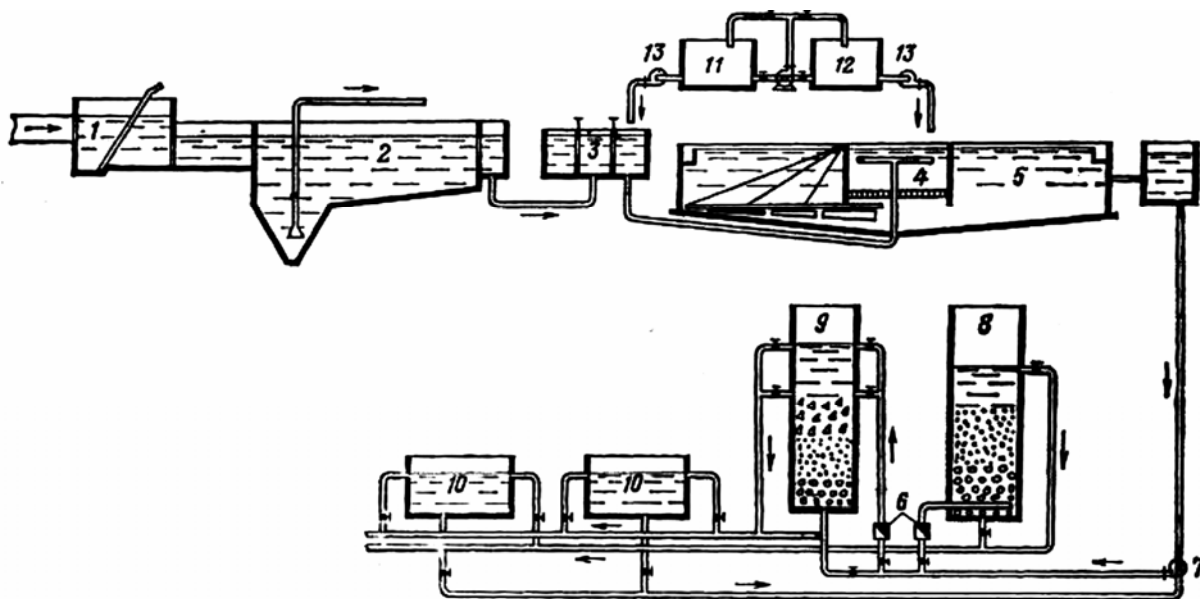


Рис. 1.11. Схема сооружения

физико-химической очистки сточных вод г. Колпино:

1 – решетка; 2 – песколовка; 3 – распределительная камера; 4 – камера хлопьеобразования; 5 – отстойник; 6 – водомеры; 7 – насос для подачи отстоенной и промывной воды; 8 – фильтр с восходящим потоком воды; 9 – двухслойный фильтр; 10 – резервуар фильтрованной воды; 11 – бак для коагулянта; 12 – бак для флокулянта; 13 – насос-дозатор

На основании исследований, проведенных И.П. Мочаловым в Красноярском ПромстройНИИпроекте, разработана технологическая схема физико-химической очистки бытовых сточных вод в условиях Крайнего Севера, включающая коагулирование, отстаивание, фильтрование через зернистую загрузку и озонирование [45]. Схема установки пропускной способностью $800 \text{ м}^3/\text{сут}$, предназначенной для очистки сточных вод пос. Беркалит на БАМе, приведена на рис. 1.12. Сточная вода поступает в усреднитель и с помощью насосов-дробилок перекачивается в приемную камеру, сблокированную с вертикальной песколовкой. Перед вертикальной песколовкой предусмотрена подача коагулянта (κ) – сульфата алюминия ($200 \text{ г}/\text{м}^3$ по товарному продукту). Из песколовки вода поступает в камеру хлопьеобразования, встроенную в вертикальный отстойник. В камеру хлопьеобразования дозируется раствор флокулянта ($\phi л$) – активной кремниевой кислоты ($10 \text{ мг}/\text{л}$). Осветленная вода подается на фильтры с плавающей загрузкой из пенополистирола, а затем в смеситель, где происходят доочистка и обез-

зараживание очищенной воды озоном (*о.в.с*). Продолжительность пребывания сточной воды в смесителе 20– 30 мин при дозе озона 50–55 г/м³. Осадок обезвоживается на центрифуге НОГШ-325, после чего вывозится для компостирования. Фугат (ϕ) возвращается в «голову» сооружения. Эффективность очистки по указанной схеме приведена в табл. 1.9.

Т а б л и ц а 1.8

Результаты очистки сточной воды в процессе коагулирования, отстаивания и фильтрования

Показатель	Характеристика исходной (над чертой) и очищенной (под чертой) сточной воды при введении реагентов			
	30 мг/л Al ₂ O ₃ и 1 мг/л ПАА или 76 мг/л Fe ₂ O ₃ и 1 мг/л ПАА		10 мг/л ПЭИ	
	мг/л	процент снижения	мг/л	процент снижения
ХПК	<u>283–357</u> 60–73	79–80	<u>323–339</u> 81–109	68–75
БПК ₅	<u>123–180</u> 6–14	93–95	<u>100–130</u> 16–19	84–85
Взвешенные вещества	<u>134–172</u> 1–2	98–99	<u>136–161</u> 1–4	97–99
Азот общий	<u>41–60</u> 18–30	50–56	<u>46–47</u> 18–23	51–58
Фосфор общий (PO ₄)	<u>16–18</u> 0,6–2,2	88–96	<u>13,4–14</u> 5,9–6,5	53–57
Нефтепродукты	<u>5,6–7,0</u> 0,3–0,5	91–95	<u>9,7–39,0</u> 0–0,8	99,8–100
Соли металлов:				
Cu ²⁺	<u>0,1–1,5</u> 0,02–0,6	60–78	<u>0,1–4,0</u> 0,04–0,5	60–88
Cr ⁶⁺	<u>0,1–2,0</u> 0,03–0,4	70–80	<u>0,2–10,9</u> 0,02–1,9	83–90
СПАВ	<u>2,2–2,9</u> 0,5–0,8	72–77	<u>1,8–6,6</u> 0,2–0,5	89–92

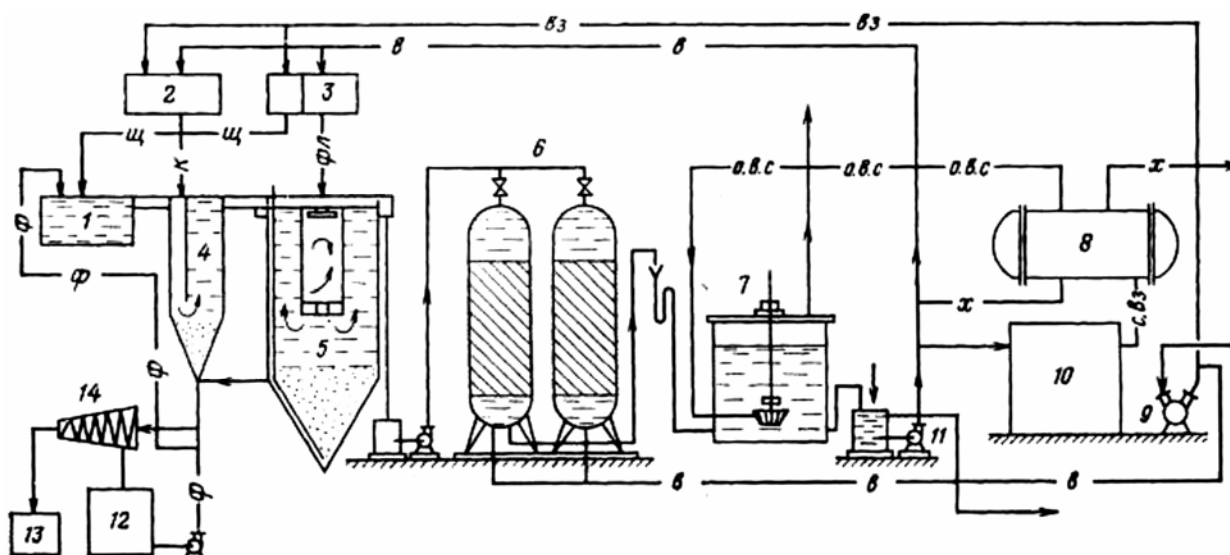


Рис. 1.12. Схема установки физико-химической очистки сточных вод пос. Беркалит:

- 1 – приемная камера; 2 – бак для коагулянта; 3 – баки для флокулянта и щелочи (щ); 4 – песколовка; 5 – отстойник; 6 – фильтры; 7 – смеситель озона; 8 – озонатор; 9 – компрессор; 10 – блок сушки воздуха (вз); 11 – насос для подачи воды (в); 12 – бак для фугата; 13 – емкость для обезвоженного осадка; 14 – центрифуга

Таблица 1.9

Результаты очистки бытовых сточных вод в процессе коагулирования, отстаивания, фильтрования и озонирования

Этап очистки	БПК ₅	Взвешенные вещества	СПАВ
	мг/л		
Исходная сточная вода	160	150	5
После отстаивания	72	32	-
После фильтрования	20	3–5	-
После озонирования	4–6	3–5	0

В результате исследований, проведенных в НИИ КВОВ АКХ, предложена технологическая схема очистки бытовых сточных вод небольших поселков в северной климатической зоне, основанная на коагулировании загрязнений, отстаивании, фильтровании через гравийно-песчаную загрузку, прямом электролизе сточной воды и фильтровании ее через активный уголь (рис. 1.13).

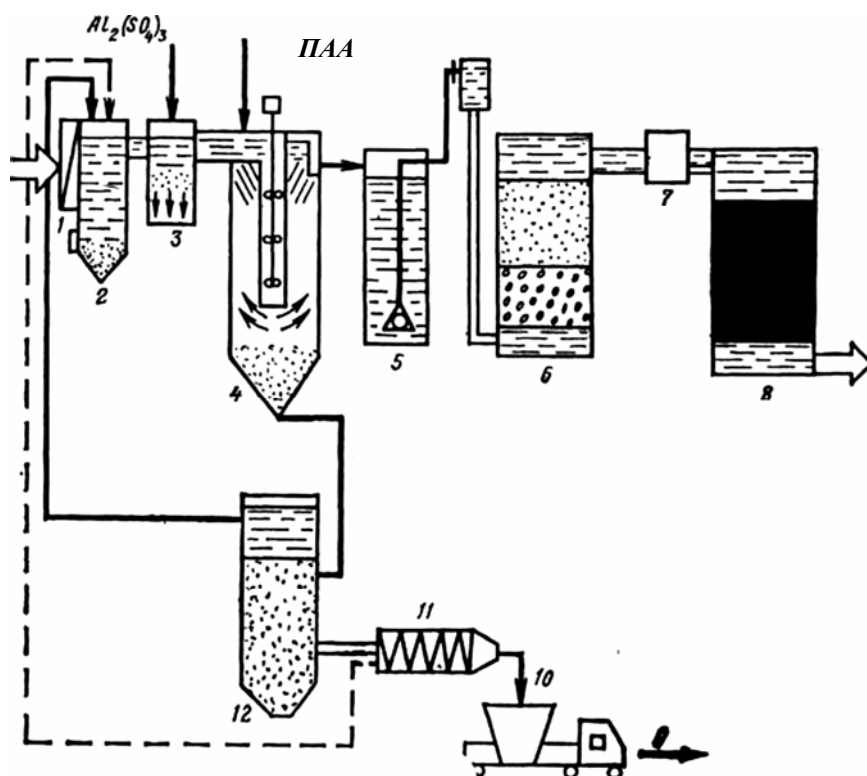


Рис. 1.13. Схема установки двухступенчатой физико-химической очистки сточных вод:

- 1 – решетка; 2 – песколовка; 3 – смеситель; 4 – отстойник; 5 – резервуар для осветленной воды; 6 – гравийно-песчаный фильтр; 7 – электролизер; 8 – фильтр с активным углем; 9 – осадок на вывоз; 10 – платформа для осадка; 11 – центрифуга; 12 – уплотнитель осадка

В качестве реагентов предусмотрено использование сульфата алюминия и ПАА. Отличие этой схемы заключается в том, что растворенные органические загрязнения удаляются окислительно-сорбционным методом. В результате прямого электролиза сточной воды, осуществляемого в установках «Каскад 300», из хлоридов, содержащихся в стоках, образуются хлоркислородные соединения, способные окислять органические загрязнения и обеззараживать сточную воду.

Сочетание окисления с адсорбцией на активном угле обеспечивает устойчивое снижение остаточных загрязнений вследствие сложных физико-химических процессов, происходящих на поверхности активного угля (сорбция, каталитическое окисление и т.д.).

Процесс прямого электролиза осуществляется при режиме, обеспечивающем содержание остаточного хлора в воде, поступающей

на фильтры с активным углем, в пределах 2–3 мг/л. В очищенной воде остаточный хлор отсутствует. Затраты электроэнергии при этом составляют в среднем 0,3 кВт·ч/м³ обрабатываемой воды.

При окислительно-сорбционной очистке развития микроорганизмов в угольной загрузке не происходит. Загрузка активного угля работает без заметного снижения эффективности очистки в течение 1 года, после чего отработанный уголь должен быть заменен на свежий.

В целом при очистке сточной воды по указанной схеме обеспечивается снижение ХПК на 78–80 %, БПК₅ на 96–98 %, взвешенных веществ на 98–99 %, наблюдается полное отсутствие в очищенной воде бактерий группы кишечной палочки.

Анализ литературных источников показывает, что в процессе коагуляционной обработки хозяйственно-бытовых сточных вод с последующим их отстаиванием и фильтрованием могут быть достаточно полно удалены не только взвешенные вещества и коллоидные загрязнения, но и значительная часть растворенных загрязнений, в том числе обладающих поверхностно-активными свойствами, соединения фосфора, а также соли тяжелых металлов. Физико-химическая очистка хозяйственно-бытовых сточных вод позволяет повысить надежность эксплуатации очистных сооружений в условиях нестационарности режима водоотведения, характерного для малых объектов.

Используемые до настоящего времени технологии физико-химической очистки для достижения качества сточных вод, соответствующего качеству стоков прошедших полную биологическую очистку, предусматривают реализацию сложных и дорогостоящих процессов окисления оставшихся органических загрязнений озоном или сорбции их на активированных углях.

Простым, дешевым и удобным в эксплуатации является метод глубокой доочистки сточных вод каталитическим окислением органических загрязнений кислородосодержащими соединениями хлора с использованием сульфата железа. Каталитические свойства сульфата железа не только позволяют провести глубокое окисление трудноокисляемых органических веществ, а также полное обеззараживание сточных вод, но и обеспечивают полное их дехлорирование, что существенно снижает негативное антропогенное воздействие при сбросе сточных вод в открытые водоемы.

Выводы

1. Физико-химические методы обработки хозяйственно-бытовых сточных вод по своей эффективности не уступают биологическим методам.

2. Нестационарность режима водоотведения, характерного для малых объектов, значительные перерывы в подаче сточных вод и электроснабжении могут на долгое время вывести из нормального режима эксплуатации сооружения биологической очистки сточных вод.

3. При реализации процессов физико-химической очистки хозяйственно-бытовых сточных вод существенно повышается устойчивость работы очистных сооружений в условиях нестационарности режима водоотведения, характерного для малых населенных пунктов.

4. При применении современных высокоэффективных реагентов: коагулянта – полиоксихлорида алюминия «АКВА-АУРАТ 30» и флокулянта – катионитового сополимера полиакриламида КП 555 – значительно снижается себестоимость процесса физико-химической очистки, уменьшается объем образующегося осадка.

5. Метод глубокой доочистки сточных вод, прошедших коагуляционную обработку каталитическим окислением органических загрязнений активным хлором с использованием сульфата железа, позволяет достичь качества сточных вод, соответствующего их полной биологической очистке, и обеспечивает полное дехлорирование стоков, что снижает негативное антропогенное воздействие при их сбросе в открытые водоемы.

Анализ имеющейся научной информации показал перспективность разработки комбинированной технологии очистки хозяйственно-бытовых сточных вод для канализационных очистных сооружений малой производительности, в связи с чем была сформулирована цель работы и поставлены задачи исследования.

Цель работы заключается в разработке и исследовании комбинированной технологии очистки хозяйственно-бытовых сточных вод малых объектов, предусматривающей использование методов коагуляции, нитрификации на аэрируемых биофильтрах с гранулированной загрузкой из пенополистирола и каталитического окисления органических загрязнений.

2. ТЕОРЕТИЧЕСКИЕ ОСНОВЫ ПРОЦЕССОВ КОАГУЛЯЦИИ И КАТАЛИТИЧЕСКОЙ ДЕСТРУКЦИИ ЗАГРЯЗНЕНИЙ ХОЗЯЙСТВЕННО-БЫТОВЫХ СТОЧНЫХ ВОД

2.1. Коагулирование коллоидных систем ионами поливалентных металлов

Значительная часть загрязнений хозяйственно-бытовых сточных вод находится в виде мелкодисперсных и коллоидных частиц, являющихся агрегативно-устойчивыми системами. Под устойчивостью дисперсных систем понимают постоянство их свойств во времени, т.е. устойчивость по отношению к укрупнению или агрегации частиц дисперсной фазы и к их осаждению. Потеря агрегативной устойчивости приводит к коагуляции.

Под коагуляцией понимают физико-химические процессы, происходящие в дисперсной системе и приводящие к потере агрегативной устойчивости дисперсных частиц, их слипанию при столкновениях друг с другом в процессе теплового движения или перемешивания и образованию грубодисперсной среды с последующим их выделением из сточных вод [83].

На практике коллоидные системы обладают весьма высокой агрегативной устойчивостью, объясняемой существованием двойного электрического слоя (ДЭС) ионов и скачка потенциала на границе раздела фаз. Двойной электрический слой возникает на поверхности частиц вследствие разных диэлектрических свойств дисперсной фазы и среды, воздействия молекулярных сил, обеспечивающих избирательную сорбцию ионов и молекул из раствора, изоморфное замещение ионов мицеллы на ионы раствора или частичную диссоциацию поверхностных молекул.

Согласно первому механизму образование ДЭС происходит благодаря ориентированию молекул сопряженных фаз в результате их взаимодействия. Согласно правилу Кёна, из двух соприкасающихся фаз положительно заряжается та, которая имеет бóльшую диэлектрическую проницаемость; именно поэтому многие вещества, находящиеся в

контакте с водой, имеющей бóльшую диэлектрическую проницаемость, заряжаются отрицательно [83].

По второму механизму образование ДЭС происходит в результате специфической адсорбции на границе раздела фаз ионов электролитов одного знака [27, 83, 84]. Третий механизм образования ДЭС заключается в замещении ионов, находящихся на поверхности частиц, на ионы из раствора, четвертый механизм – в переходе ионов или электронов с поверхности частицы в жидкую фазу (поверхностная ионизация).

Преимущественный переход тех или иных ионов с поверхности вещества в раствор количественно характеризуется изоэлектрической точкой ИЭТ – отрицательным логарифмом концентрации ионов, необходимых для нейтрализации зарядов потенциалопределяющих ионов.

$$\text{ИЭТ} = -\lg C.$$

Изоэлектрическая точка непосредственно связана с произведением растворимости.

Если потенциалопределяющими являются ионы H^+ и OH^- , то ИЭТ определяется значением рН, при котором электрический заряд поверхности раздела фаз равен 0. Таким образом, коагулирование некоторых примесей можно обеспечить, корректируя уровень рН раствора до значения изоэлектрической точки.

Частицу дисперсной фазы вместе с двойным электрическим слоем (ДЭС) называют мицеллой [83, 84]. На рис. 2.1 показано изменение напряженности электрического поля мицеллы.

Структура ДЭС дисперсных частиц рассмотрена в [83, 84]. Ионы, располагающиеся на поверхности частицы, называются потенциалобразующими. Вследствие появления заряда на частице вокруг нее концентрируются ионы противоположного знака – противоионы.

Концентрация противоионов максимальна у поверхности частицы (плотный ионный адсорбционный слой, слой Гельмгольца) и убывает с увеличением расстояния от поверхности частиц (диффузный слой Гуи). Адсорбционный слой имеет толщину, равную радиусу гидратированных ионов, его составляющих. Потенциал при увеличении расстояния от ядра мицеллы в адсорбционном слое линейно уменьшается до потенциала диффузного слоя. Противоионы диффузного слоя значительно слабее связаны с ядром мицеллы и под влиянием теплового движения располагаются в жидкой фазе диффузно (т.е. отдельно). Диф-

фузный слой имеет значительную толщину, потенциал в нем изменяется не линейно [6].

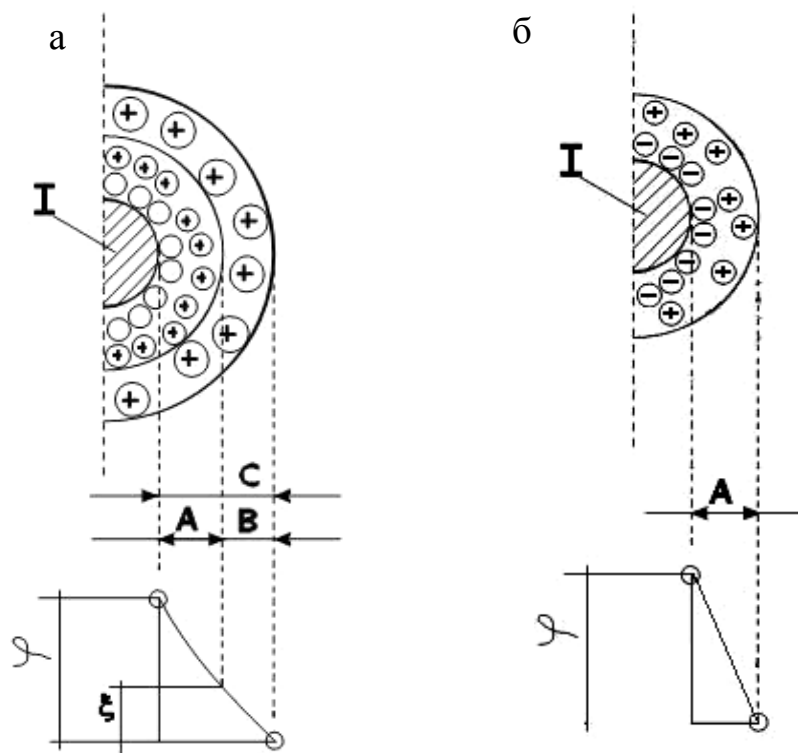


Рис. 2.1. Строение мицеллы:

а – $\xi > 0$; б – изоэлектрическое состояние $\xi = 0$; А – адсорбционный слой; Б – диффузионный слой; I – ядро; ξ – электрокинетический потенциал (дзета-потенциал); ϕ – термодинамический потенциал

В спокойном состоянии мицелла электронейтральна, при движении внешняя часть диффузного слоя отрывается от частицы, заряд потенциалообразующих ионов полностью не компенсируется, что приводит к появлению электрокинетического потенциала (ξ -потенциала) между частицей и раствором.

ДЭС обуславливает возникновение ξ -потенциала дисперсных частиц, препятствующих их слипанию согласно известной теории ДЛФО [84].

Между двумя частицами одинаковой природы, как правило, действуют молекулярные силы притяжения (ван-дер-ваальсовы) и электростатические силы отталкивания [83, 84]. Наряду с электростатическим отталкиванием (электростатическими факторами устойчивости) возможны и другие факторы устойчивости. Силы отталкивания могут быть вызваны существованием на поверхности сближающихся

частиц сольватных оболочек или граничных фаз, состоящих из молекул дисперсионной среды и обладающих особыми физическими свойствами (сольватационный фактор устойчивости).

Адсорбционный слой ПАВ в результате теплового движения сегментов молекул, образующих эти слои, могут быть также источником отталкивания коллоидных частиц (энтропийный фактор устойчивости) [83].

Адсорбционно-сольватные слои ПАВ могут представлять собой структурно-механический барьер, препятствующий сближению частиц, поскольку защитные слои обладают повышенной структурной вязкостью и механической прочностью (структурно-механический фактор устойчивости) [83, 84].

Характер изменения сил притяжения и отталкивания с увеличением расстояния между частицами показан на рис. 2.2 [83].

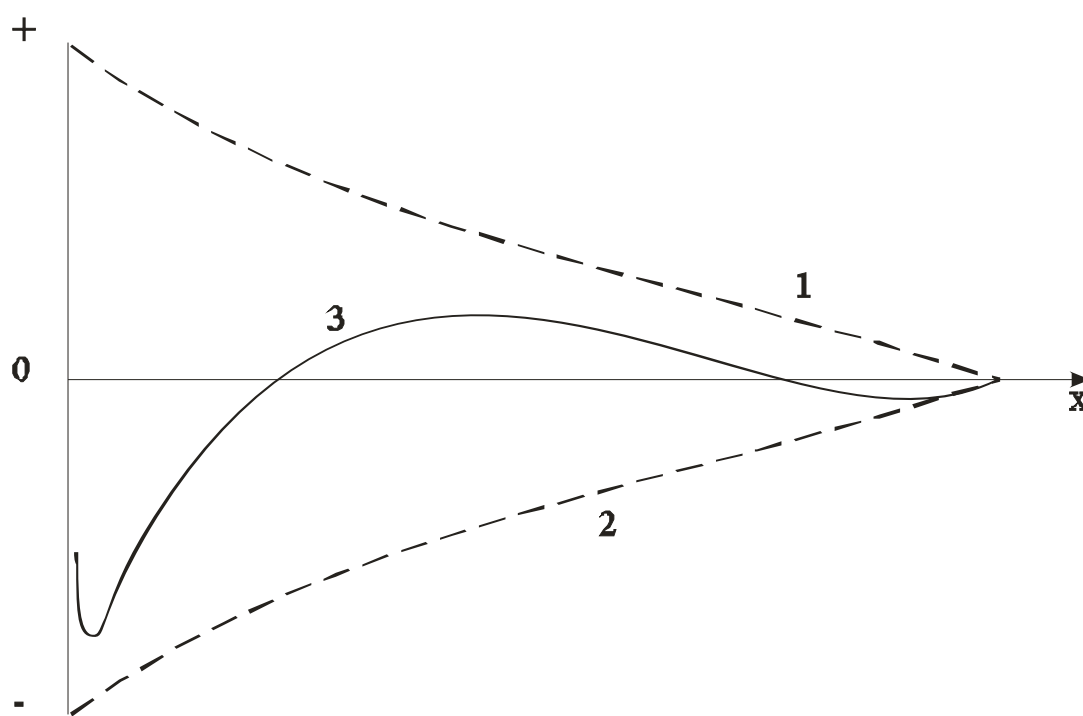


Рис. 2.2. Потенциальные кривые взаимодействия между частицами:

1 – энергия притяжения отталкивания; 2 – энергия отталкивания;
3 – результирующая кривая

Результирующая потенциальная кривая построена путем геометрического сложения ординат потенциальных кривых притяжения и отталкивания и показывает, что на больших расстояниях должны пре-

обладать силы молекулярного отталкивания. Это обусловлено тем, что силы притяжения и силы отталкивания убывают по мере удаления от поверхности частицы по разным законам: силы притяжения – обратно пропорционально расстоянию, а силы отталкивания – по сложному экспоненциальному закону.

На результирующей кривой по рис. 2.2 имеются два энергетических минимума и максимум. Взаимодействие частиц определяется высотой барьера отталкивания, глубиной энергетических минимумов и энергией соударяющихся частиц. Основные типичные случаи взаимодействия частиц описаны в [83, 84]. Из строения мицеллы ясно, что коагулирующим действием обладают только те ионы, заряд которых противоположен заряду частиц. Для золь с отрицательно заряженными частицами коагулирующими являются катионы, для золь с положительно заряженными частицами – анионы.

Чтобы вызвать коагуляцию системы, необходимо превысить некоторую максимальную концентрацию ионов – коагуляторов – порог коагуляции. Наименьшая концентрация электролита $C_{кг}$, при которой начинается коагуляция, называется порогом коагуляции [6, 83, 84]. Быстрая коагуляция требует такой концентрации электролита $C_б$, после увеличения которой скорость коагуляции остается постоянной. Зависимость скорости коагуляции от концентрации электролита показана на рис. 2.3.

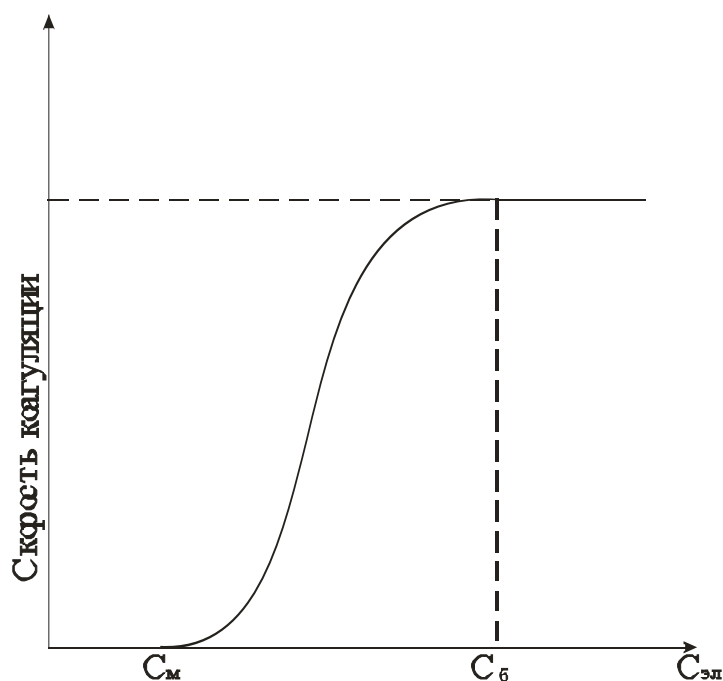


Рис.2.3. Зависимость скорости коагуляции от концентрации электролита

Введение электролита в дисперсную систему снижает потенциальный барьер, который при быстрой коагуляции (максимальной скорости) становится равным нулю.

В соответствии с теорией ДЛФО добавление электролита в дисперсную систему вызывает сжатие двойного электрического слоя у частиц, вследствие чего они могут подойти друг к другу на расстояния, на которых преобладают силы притяжения. Уменьшение толщины двойного слоя сопровождается обменом противоионов этого слоя на вызывающие коагуляцию ионы электролита. Сжатие ДЭС происходит как за счет уменьшения потенциала в результате специфической адсорбции ионов добавленного электролита на поверхности частиц, так и благодаря ограничению диффузии противоионов в раствор в связи с увеличением ионной силы раствора. По преобладанию того или иного механизма процесса коагуляции различают нейтрализационную и концентрационную коагуляцию.

Концентрационная коагуляция наблюдается у сильнозаряженных частиц и высоких концентраций электролита. При повышении потенциала диффузного слоя φ_1 противоионы сильнее притягиваются к поверхности частиц и своим присутствием экранируют рост электрического поля. При высоких значениях φ_1 силы электростатического отталкивания между частицами не возрастают безгранично, а стремятся к некоторому конечному пределу. Этот предел достигается при $\varphi_1 > 250$ мВ [83]. Отсюда взаимодействие частиц с высоким φ_1 -потенциалом не зависит от величины этого потенциала, а определяется только концентрацией и зарядом противоионов.

По мере увеличения концентрации электролита величина ξ -потенциала снижается, а φ_1 -потенциал практически сохраняет свое значение. Если концентрация электролита мала, на результирующей кривой (см. рис. 2.2) имеется высокий энергетический барьер. По мере повышения концентрации электролита уменьшается толщина двойного слоя и радиус действия сил электростатического отталкивания постепенно уменьшается до величины, где силы притяжения велики и может произойти коагуляция частиц.

Величина порога концентрационной коагуляции определяется по формуле [84]

$$\gamma = C_k \frac{\varepsilon^3 (KT)^5}{A^2 e^6 Z_i^6}, \quad (2.1)$$

где C_k – константа, слабо зависящая от отношения зарядов катиона и аниона электролита; ε – диэлектрическая проницаемость раствора; A – константа, характеризующая молекулярное притяжение частиц; K – постоянная Больцмана; T – абсолютная температура; e – заряд электрона; Z_i – валентность противоиона.

Нейтрализационная коагуляция наблюдается у слабозаряженных частиц. Потеря агрегативной устойчивости обусловлена ростом адсорбции противоионов и снижением потенциала диффузного слоя φ_1 .

При невысоких концентрациях электролитов, когда толщина диффузного слоя велика, значения φ_1 -потенциала и ξ -потенциала близки. Значение ξ -потенциала при нейтрализационной коагуляции характеризует степень устойчивости золя.

Согласно теории Дерягина, критическая величина потенциала связана с условиями нейтрализационной коагуляции соотношением [84]

$$\varphi_{кр} = \sqrt{\frac{C_n A \chi}{\xi}}, \quad (2.2)$$

где C_n – константа; χ – величина, обратная толщине диффузного слоя.

2.2. Теоретические основы окисления загрязнений сточных вод в процессе гомогенного каталитического разложения кислородосодержащих соединений хлора

В настоящее время накоплен значительный опыт использования электрохимически генерированного гипохлорита натрия для окисления загрязнений хозяйственно-бытовых сточных вод, прошедших предварительную очистку [30].

Электрохимический способ получения гипохлорита натрия основан на получении газообразного хлора и его взаимодействии со щелочью в одном и том же аппарате – бездиафрагменном электролизере [60].

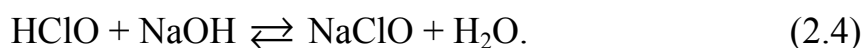
При электролизе чистых водных растворов поваренной соли на аноде возможны выделение хлора $2\text{Cl}^- + 2\bar{e} \rightleftharpoons \text{Cl}_2$ и сопряженный процесс выделения кислорода $2\text{H}_2\text{O} \rightleftharpoons \text{O}_2 + 4\text{H}^+ + 4\bar{e}$.

Стандартный потенциал первой реакции +1,359 В, а второй +1,23 В. Из этих величин, казалось бы, основным процессом при электролизе должно быть выделение кислорода, но вследствие высокого кислородного перенапряжения на многих металлах происходит выделение хлора.

Относительные скорости выделения кислорода и хлора существенным образом зависят от материала анода, концентрации Cl^- -ионов, рН и температуры электролита. Для практических целей важно, чтобы выделение хлора происходило с минимальным перенапряжением, а кислорода – с наибольшим. Лучше других подходят аноды из благородных металлов – платинированный титановый анод (ПТА) и так называемые малоизнашиваемые аноды, представляющие собой титановую основу с нанесенным на нее поверхностным слоем окислов металлов. Наиболее перспективны для этих целей ОРТА и ОКТА, причем последний более экономичен.

Особенностями электрохимической очистки сточных вод с использованием нерастворимых анодов являются низкая концентрация Cl^- -ионов в растворе и, как следствие, конкурирующие процессы выделения хлора и кислорода.

При электролизе низкоконтентрированных растворов поваренной соли выделяющийся на аноде хлор растворяется в электролите с образованием соляной и хлорноватистой кислот, причем последняя реагирует с прикатодной щелочью с образованием гипохлорита натрия согласно следующим уравнениям:



В присутствии органических веществ потенциал анода несколько повышается и наблюдается увеличение угла наклона поляризационной кривой, что объясняется затруднением процесса разряда Cl^- -ионов вследствие адсорбции органических веществ.

По своим электрохимическим характеристикам ОКТА близок к ОРТА. Для ТДМА и анодов, покрытых смесью окислов $\text{MnO}_4^+ + \text{CO}_3\text{O}_4$,

поляризационная кривая сдвинута в сторону более положительных потенциалов по сравнению с соответствующими для ОРТА и ОКТА и углы наклона колеблются от 80 до 115 мВ, что свидетельствует о преимущественном выделении кислорода.

Методом стационарных поляризационных измерений на вращающемся дисковом электроде ОРТА [93] в растворах $x \text{ MNaCl} + (5.13 \text{ M} - x) \text{ NaClO}_4$ установлено, что в отсутствие перемешивания скорость анодного процесса лимитируется в основном диффузией молекул хлора от электрода. При интенсивном перемешивании раствора процесс протекает в области смешанной кинетики. Порядок анодной реакции по Cl^- -иону равен 2, по Cl_2 – нулю, а тафелевский наклон, отвечающий истинной кинетике анодного процесса, равен 35 мВ, т.е. близок к $2,3RT/zF$. На основании этих данных сделан вывод, что в области анодных и небольших катодных потенциалов процесс протекает в основном по механизму Фольмера – Тафеля с лимитирующей стадией рекомбинации.

Таким образом, варьируя различные параметры электролиза, меняя состав раствора и подбирая анодный материал, можно даже в сильно разбавленных растворах NaCl значительно снизить перенапряжение выделения хлора и уменьшить долю тока, идущую на побочное выделение кислорода.

Катодное выделение водорода всегда имеет место при электролизе водных растворов электролитов. Реакция катодного восстановления водорода протекает на некоторых металлах со значительным перенапряжением, существенно превышающим перенапряжение многих других электродных реакций. Величина водородного перенапряжения зависит от многих факторов, и в первую очередь от состава раствора, материала катода и состояния его поверхности, плотности тока и температуры. Рассмотрим возможные пути выделения водорода из кислых и щелочных растворов.

В кислых растворах восстановление водородного иона можно изобразить схемой I: а) $\text{H}_3\text{O}^+ + e^- \rightarrow \text{H}_{\text{адс}} + \text{H}_2\text{O}$; б) $\text{H}_{\text{адс}} + \text{H}_{\text{адс}} \rightarrow \text{H}_2$. На первой стадии восстановления (а) происходят разряд катиона с потерей гидратной оболочки и адсорбция на поверхности электрода. Вторая стадия (б) заключается в образовании молекул H_2 путем рекомбинации ионов $\text{H}_{\text{адс}}$.

В щелочных растворах, где концентрация H_3O^+ ничтожно мала, разряд протекает непосредственно из молекул воды по схеме II: а) $\text{H}_2\text{O} + \bar{e} \rightarrow \text{H}_{\text{адс}} + \text{OH}^-$; б) $\text{H}_{\text{адс}} + \text{H}_{\text{адс}} \rightarrow \text{H}_2$.

Именно стадии (а) в обоих случаях являются медленными и определяют общую скорость выделения водорода.

Перенапряжение водорода снижается с ростом температуры приблизительно на 2–4 мВ на 1 °С.

Условно принято различать металлы с высоким перенапряжением выделения водорода (Hg, Pb, Cd, Zn, Sn), средним (Cu, Ag, Fe, Ni, Co, Pd) и низким (Pt, Ru) [93].

Очень сильное влияние на перенапряжение выделения водорода оказывает присутствие в растворе поверхностно-активных веществ (ПАВ), влияющих на Ψ_δ -потенциал. Адсорбция поверхностно-активных анионов смещает Ψ_δ -потенциал в более отрицательную сторону; при этом концентрация H^+ в плотной части ДЭС и скорость процесса возрастают, а величина η_{H_2} снижается. Однако следует заметить, что при больших смещениях потенциала, достигающих потенциала десорбции, влияние анионов прекращается. Поверхностно-активные катионы приводят к обратному эффекту. Неионогенные ПАВ в зависимости от их природы могут повышать или понижать перенапряжение.

Хлор в сильноокислой среде в виде газа выделяется в атмосферу, а в слабоокислой, нейтральной и щелочной средах быстро гидратируется и в зависимости от pH образует хлорноватистую кислоту или гипохлорит-ион (рис. 2.4) [77]. Хлор и его кислородные соединения вступают в окислительно-восстановительную реакцию с органическими веществами в объеме раствора.

Наиболее полно свойства растворов хлора и его кислородных соединений изучены Т.А. Тумановой и И.Е. Флисом [77]. В их исследованиях задача сводилась в основном к отбелке целлюлозы, текстильных и других материалов. Авторами установлено, что участниками окислительных процессов могут быть все компоненты растворов кислородных соединений хлора. Доля же участия этих компонентов в окислительных процессах зависит от pH и природы восстановителя. Максимум скорости окисления в нейтральных растворах гипохлоритов обусловлен только свойствами окислительной системы.

Показано, что реакции, протекающие в растворах а. х., относятся к типу реакций, катализируемых в слабокислой и нейтральной средах ионами H^+ и OH^- , которые в окислительно-восстановительных реакциях могут быть участниками процесса и катализаторами его. В среде, близкой к нейтральной, некатализируемых реакций нет. Кроме того, реакции, протекающие в растворах гипохлоритов, следует отнести к типу реакций общего кислотно-основного катализа, так как HClO и ClO^- являются сопряженными кислотой и основанием:

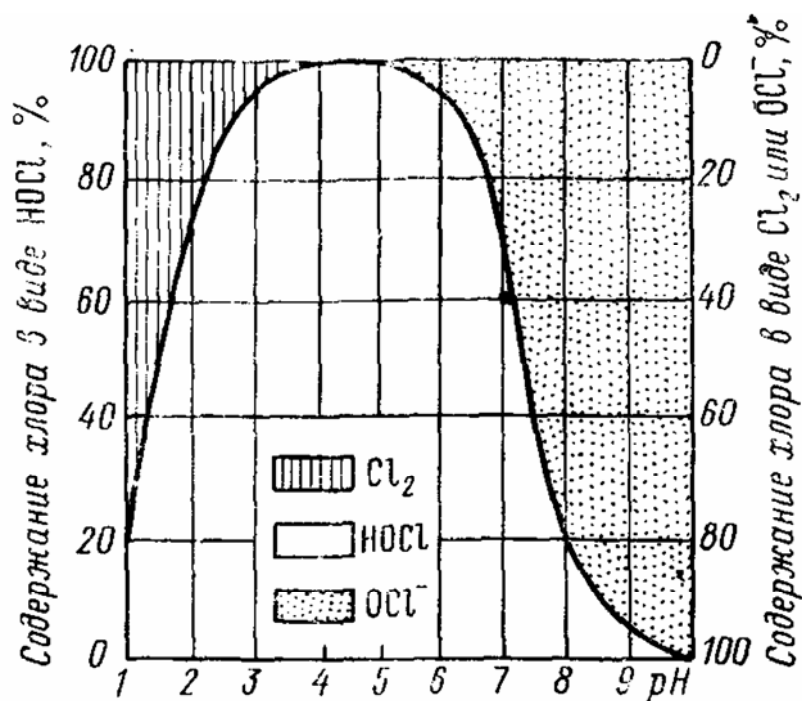


Рис. 2.4. Соотношение содержания различных форм хлора в воде в зависимости от pH

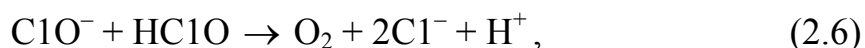
Необходимо учитывать, что в щелочной среде катализ ионами H^+ и OH^- отсутствует, а подвижность ионов ClO^- в этой среде значительно меньше, чем в кислой и нейтральной [77].

Флис И.Е. и Туманова Т.А. пришли к выводу, что в растворах кислородных соединений хлора окислительные процессы обусловлены действием атомарного кислорода, получающегося в результате разложения а. х. В чистых растворах гипохлоритов реакция сопровождается образованием хлоратов. Образование кислорода в результате

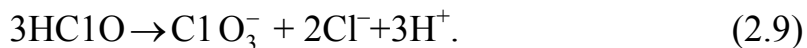
разложения HC1O термодинамически менее вероятно, чем в процессе разложения ClO^- . При совместном присутствии в растворе хлорноватистой кислоты и гипохлорит-иона разложение их с образованием атомарного кислорода термодинамически более вероятно, чем процесс образования кислорода в результате разложения одного из компонентов.

В чистых растворах гипохлорит наиболее устойчив в щелочной среде при $\text{pH} \geq 10$, а в нейтральной, кислой и слабощелочной средах разлагается с образованием кислорода, хлорида и хлората. Устойчивость гипохлоритных систем также зависит от концентрации а. х. Наиболее устойчивыми являются щелочные растворы с $C_{\text{а.х.}} < 0,5$ моль/л [77], а электрохимически полученные растворы – не более 2,5–3,0 г/л [49].

В нейтральной и слабокислой средах разложение а. х. происходит по механизму [90]:

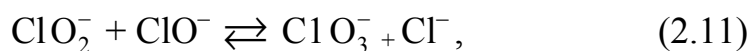
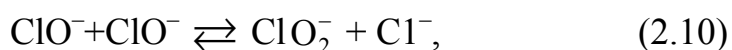


В кислой среде разложение идет по следующим реакциям:

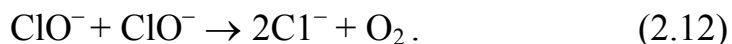


Прокопчиком А.Ю. [56] разложение гипохлорита в щелочной среде также рассматривается постадийно из двух последовательных реакций:

- хлорид-хлоратного типа



- хлорид-кислородного типа



Самоокисление гипохлоритной системы и образование хлората – сравнительно медленный процесс. Условия, при которых разложение гипохлорита с образованием кислорода значительно ускоряется, приводят к быстрому уменьшению концентрации тех составляющих, окисление которых ведет к образованию хлората.

Скорость кислородного разложения а. х. значительно увеличивается с повышением температуры [41], при наличии в растворах легко-

окисляемых органических веществ и катализаторов [77]. В присутствии легкоокисляемых веществ разложение а. х. сопровождается интенсивным их окислением, образование хлората полностью подавляется. При наличии катализатора разложения а. х. образование хлората не обнаруживается, значительно увеличивается содержание кислорода в системе, избыток которого выделяется из раствора в виде газа. Если же в растворе а. х. находятся трудноокисляемые органические соединения, то скорость кислородного разложения а. х. увеличивается незначительно и наблюдается образование хлоратов. Образующийся кислород при этом расходуется на окисление [77].

В щелочной среде скорость переноса кислорода в 50 раз меньше, чем в нейтральной и слабокислой средах, что отражается на процессе окисления [77]. Этим объясняются выводы ряда авторов о том, что в гипохлоритных растворах наибольший эффект разрушения органических примесей наблюдается в слабокислой среде. Так, например, В.М. Филиппов [80] связывает окислительные процессы с участием хлорноватистой кислоты и описывает окисление красителей следующим выражением: органические примеси (красители и полупродукты) + NaClO (HClO) → продукты окисления (карбоновые кислоты) + N₂ + Na₂SO₄ + CO₂ + NaCl (HCl).

Приведенная формула объединяет и другие уравнения, известные в литературе и отражающие окисление органических веществ под действием а. х. при его разложении на атомарный кислород и хлорид-ионы. Атомарный кислород участвует в окислительном процессе, а хлорид-ион остается в растворе.

При стехиометрическом количестве электрогенерируемого активного хлора или незначительном его избытке в электролизате, вследствие недостаточно высокого окислительного потенциала системы, происходит разрушение преимущественно легкоокисляемой части органических примесей без их глубокого расщепления. Поэтому для достижения высокой степени очистки электролиз необходимо вести при параметрах, обеспечивающих значительный избыток активного хлора, т.е. следует повышать окислительный потенциал системы путем увеличения продолжительности обработки и плотности тока. Это ведет к существенному увеличению расхода электроэнергии и накоплению остаточного активного хлора, обладающего значительной окислительной способностью. Однако при избытке активного хлора по отно-

шению к текущему значению ХПК в электролизере более чем в 4–6 раз окислительно-восстановительный потенциал системы стабилизируется и скорость окисления загрязнений замедляется. Это связано с накоплением в растворе химически стойких продуктов превращения органических примесей, которые трудно окисляются активным хлором даже при большом его избытке.

При этом высокая окислительная способность остаточного активного хлора полностью не используется.

Кроме того, современная трактовка механизма глубокого окисления органических веществ в растворах кислородных соединений хлора основана на теории, согласно которой эти вещества реагируют с кислородом, предварительно переведенным в активированное состояние в результате разложения активного хлора [31, 80]. С этих позиций и обосновывается целесообразность использования в технологии электрохимической деструкции органических загрязнений катализаторов разложения остаточного активного хлора на ионы Cl^- и атомарный кислород, обладающий еще более высокой реакционной способностью, нежели активный хлор.

Совместное применение катализаторов и электрогенерируемых окислителей позволяет полнее и целенаправленное использовать окислительную мощность реагентов, достичь глубокой минерализации органических веществ. В присутствии катализаторов происходит ускорение разложения активного хлора с образованием реакционноспособного атомарного кислорода, который и обуславливает повышение скорости и глубины минерализации органических веществ.

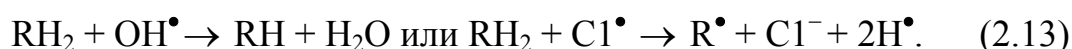
В технологии водоочистки в качестве катализаторов используют ионы металлов переменной валентности, такие, как Co, Ni, Cu, Fe, Zn, Mn, а также различные активированные угли. Высокая окислительная способность растворов активного хлора наблюдается в присутствии марганца, который по сравнению с другими металлами способен изменять свою валентность на 4 и 5 единиц (от +2 до +7), оставаясь устойчивым в водном растворе. Энергетические затраты при последующем окислении марганца мало зависят от степени его окисления [31], т.е. ион марганца может одновременно взаимодействовать с несколькими молекулами активного хлора.

Протекание окислительных процессов в растворах активного хлора при участии катализаторов вероятнее всего рассматривать по перек-

сидному цепному механизму реакций, который часто объясняется взаимодействием атомарного кислорода и молекул органических веществ с образованием бирадикала пероксида типа $R-O-O$, инициирующего цепную реакцию. Инициаторами цепных реакций могут служить также и различные каталитические добавки, снижающие энергетический барьер процесса и способствующие образованию высокоактивных радикалов. Доказательством протекания цепных реакций, как отмечает Н.Н. Семенов [69], является несравненное увеличение скорости процесса при введении в реакционную среду веществ, способных ускорять этот процесс. Так, окисление органических веществ в растворах активного хлора связано главным образом с образованием в системе атомарного кислорода, непосредственное участие которого в реакциях деструктивного превращения подтверждается существенным повышением скорости процесса в присутствии d -элементов [69].

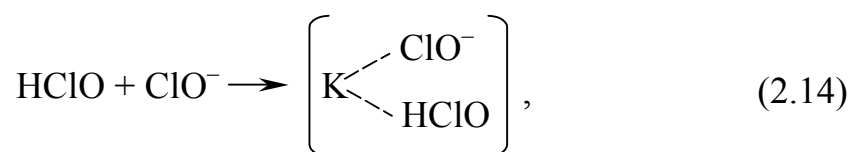
В растворах кислородсодержащих соединений хлора в присутствии катализаторов возможно образование радикалов $ClO^\bullet$, $Cl^\bullet$, $OH^\bullet$ и $H^\bullet$.

Образующиеся радикалы взаимодействуют с веществами, способными к окислению:



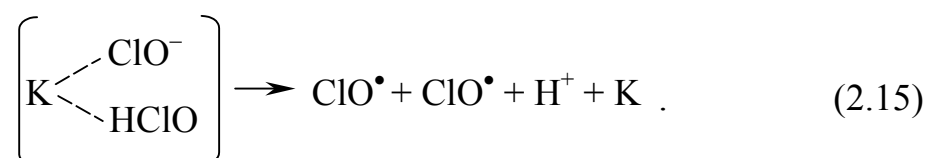
Общим положением существующих к настоящему времени теорий катализа является образование промежуточного активированного комплекса, на котором лежит главная ответственность за перераспределение энергий связей в реагирующих молекулах [29].

В случае активного хлора это может быть представлено следующим образом:



где K – катализатор.

Распад комплекса сопровождается образованием радикалов $ClO^\bullet$, возвращением катализатора в исходное состояние и подкислением среды:



Катализаторы могут быть использованы либо в виде гранулированного материала (гетерогенные катализаторы), либо в виде растворимых солей (гомогенные катализаторы).

Возможно использование в отдельном реакторе твердых катализаторов, выполняющих роль активных центров гетерогенного катализа. В этом случае электролизер может служить для минерализации легкоокисляемых органических соединений и получения активного хлора в необходимом количестве. Последний затем используется в реакторе для синтеза активированного атомарного кислорода, обеспечивающего глубокое каталитическое окисление остаточных трудноокисляемых продуктов электрохимического превращения. Это позволяет снизить затраты и в значительной степени повысить эффективность очистки воды от трудноокисляемых органических загрязнений за счет полного использования окислительной способности остаточного активного хлора. Однако эффективному, многократному использованию гетерогенных катализаторов мешают процессы засорения их поверхности и отравление содержащимися в сточных водах загрязнениями активных центров катализаторов. Гомогенные катализаторы являются более дешевыми и применяются в процессе очистки однократно, в связи с чем для них неактуальны проблемы снижения каталитической активности.

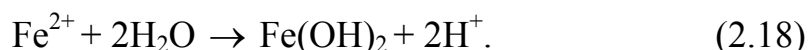
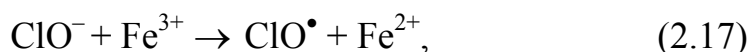
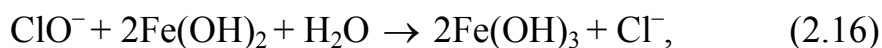
Используя гомогенные катализаторы, в поток жидкости обычно вводят металлы переменной валентности в виде легкорастворяющихся солей или гидроксидов. Таким же образом применяют порошкообразные активированные угли.

Возможность и целесообразность использования гомогенных катализаторов для повышения эффективности рассматриваемого процесса подтверждена рядом исследователей. Так, в работе [31], посвященной изучению влияния сульфата никеля на эффективность электрохимической очистки сточных вод производств органических красителей, показано, что степень окисления по ХПК при дозе катализатора до 0,2 г/л (по никелю) составляет 96 %, а без катализатора – 86 %. Ю.М. Ласкову с сотрудниками [35] удалось в значительной степени повысить эффективность процесса электрохимического окисления красителей и ПАВ, содержащихся во флотошламе от реагентно-напорных флотационных установок очистки сточных вод предприятий текстильной и трикотажной промышленности. В присутствии до 400 мг/л катализаторов FeCl_3 и $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ степень электрохимического

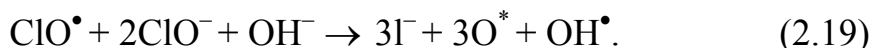
окисления ПАВ увеличивается с 60–70 до 96–97 % при значительном уменьшении затрат электроэнергии.

Одним из наиболее дешевых гомогенных катализаторов является сульфит железа FeSO_4 . При гидролизе сульфата железа в воде образуются ионы Fe^{2+} .

Присутствие в сточных водах ионов Fe^{2+} стимулирует образование радикалов $\text{ClO}^\bullet$ и протекание следующих реакций:



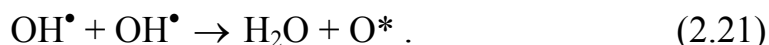
Активные радикалы $\text{ClO}^\bullet$ способствуют образованию атомарного кислорода O^* и $\text{OH}^\bullet$ -радикалов



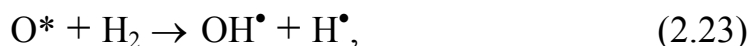
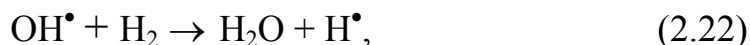
Процесс идет по механизму развивающейся цепной реакции. Дальнейшему развитию цепи способствует процесс формирования радикалов $\text{ClO}^\bullet$



где $\text{OH}^\bullet$ -радикалы могут реагировать с выделением атомарного кислорода



Далее реакция протекает по типу цепных реакций с разветвляющимися цепями, теория которых была разработана академиком Н.Н. Семеновым



При протекании следующих реакций происходит обрыв цепи



Реакции (2.13) и (2.14) могут идти параллельно, каждая из которых в конечном счете сопровождается подкислением раствора, что в действительности имеет место.

В присутствии органических соединений подкисление растворов при каталитическом восстановлении активного хлора незначительно, а кислые растворы в некоторых случаях, наоборот, приобретают более высокое значение рН [31]. Это объясняется тем, что в чистых растворах активного хлора в радикально-цепные реакции интенсивно вовлекаются ионы гидроксила, что приводит к подкислению. При наличии в растворах органических веществ радикалы взаимодействуют с ними и в меньшей степени затрагиваются гидроксил-ионы, цепь быстрее прерывается и в реакцию вовлекается большое количество молекул активного хлора. Вследствие этого растворы подкисляются в меньшей степени, интенсивно восстанавливается активный хлор, и окисляются за счет образующегося атомарного кислорода органические соединения.

Таким образом, рассмотренные здесь теоретические и термодинамические аспекты окислительно-восстановительных реакций в растворах активного хлора показывают, что использование катализаторов полностью подавляет процесс образования не обладающих окислительной способностью хлоратов, а разложение компонентов активного хлора (HClO и ClO^-) протекает по кислородному маршруту реакций с возможными параллельными и конкурирующими процессами образования активированного атомарного кислорода и неактивного молекулярного кислорода.

Добавление в сточные воды, прошедшие обработку электрохимически генерированным гипохлоритом натрия, сульфата железа не только позволяет реализовать методы глубокого каталитического окисления оставшихся органических загрязнений и их коагулирование, но и обеспечивает полное дехлорирование сточных вод в соответствии с реакцией (2.18). При попадании в открытые водоёмы активного хлора происходит образование хлорорганических соединений и хлораминов.

Хлорорганические соединения, по данным многочисленных российских и зарубежных исследователей, по отношению к человеку обладают высокой токсичностью, мутагенностью и канцерогенностью, способны аккумулироваться в донных отложениях, тканях гидробионтов и в конечном счете по трофическим цепям попадать в организм человека. Эти соединения обладают высокой стойкостью к биодеструкции и

вызывают загрязнение рек на значительных расстояниях вниз по течению.

Содержание хлорированных углеводов в рыбе, водорослях и планктоне находится в тесной корреляции с содержанием их в донных отложениях. Даже однократное загрязнение донных отложений может привести к постоянному локальному заражению водных организмов в течение длительного времени (до нескольких лет) после того, как это загрязнение произошло.

Образование хлораминов также является крайне нежелательным явлением. Эти вещества, по данным исследований многочисленных авторов, даже при очень низких концентрациях вызывают серьезные физиологические изменения гидробионтов и даже их гибель, что приводит к нарушению жизнедеятельности в водоемах.

Исследования, проведенные в 1980-е годы под руководством Б.А. Ганина, показали высокую токсичность хлорированной воды для биоценоза водоема. В Нижнем Новгороде Ю.Ф. Колесовым были проведены исследования прошедшей биологическую очистку хлорированной сточной воды городов Дзержинска, Нижнего Новгорода, Богородска и Навашино. Оценка по индексу токсичности для дафний показала, что хлорированная вода является остротоксичной для этих тестобъектов. Исследования хлорированной воды Курьяновской станции аэрации в Москве, прошедшей доочистку на зернистых фильтрах, выполненные М.В. Богдановым на теплокровных животных, подтвердили наличие у нее высокой канцерогенной и мутагенной активности по отношению к человеку.

Повышенная токсичность следов остаточного хлора и хлораминов в обеззараженных сточных водах заставила администрацию многих штатов США в конце 1970-х гг. принять требования, ограничивающие остаточную концентрацию хлора до 0,1 мг/л. Такое направление было поддержано гигиенистами многих стран, что привело к развитию и внедрению методов дехлорирования.

Каталитическая обработка сточных вод позволит не только обеспечить полное их обеззараживание и глубокое окисление органических соединений, но и провести процесс их дехлорирования.

2.3. Перемешивание как способ интенсификации процессов физико-химической очистки сточных вод

Перемешивание – один из наиболее распространенных процессов химической технологии. Аппараты с перемешивающими устройствами используются для проведения весьма разнородных технологических процессов, таких, как кристаллизация, абсорбция, экстрагирование, гомогенные химические реакции и т.д. Рассматривая физико-химическую природу этих процессов, можно выделить несколько групп явлений, которые непосредственно связаны с условиями перемешивания: 1) смешение взаимно растворимых жидкостей; 2) выравнивание температуры в объеме перемешиваемой среды; 3) распределение взвешенных частиц в объеме жидкости или предотвращение их оседания; 4) диспергирование капель жидкости или пузырьков газа; 5) теплообмен; 6) массообмен.

Перемешивание можно рассматривать как способ интенсификации процессов распределения растворенных веществ, взвешенных частиц и теплоты, а также диспергирования капель и пузырьков в жидкости путем приведения ее в вынужденное движение.

По физическому механизму процессы, протекание которых ускоряется при перемешивании, можно подразделить на две основные группы. Первую из них составляют процессы переноса растворенных веществ, взвешенных частиц и теплоты на расстояния, не слишком малые по сравнению с размерами аппарата. Эти процессы играют основную роль при смешении взаимно растворимых жидкостей, суспендировании, выравнивании температуры. Их результат характеризуется степенью однородности полей концентраций и температуры или временем достижения заданной степени однородности и полностью определяется макромасштабными характеристиками потока жидкости в аппарате.

Ко второй группе относятся процессы дробления капель и пузырьков. Размеры капель и пузырьков малы по сравнению с размерами аппарата; поэтому конечный результат перемешивания – диаметр образующихся капель и пузырьков или их поверхность – мало зависит от макрохарактеристик потока. Он определяется главным образом интенсивностью микромасштабной турбулентности или величиной сдвиговых усилий в малых элементах объема, сопоставимых по размерам с частицами дисперсной фазы. К данной группе следует также

отнести случаи, когда выравнивание концентраций реагирующих веществ на макроуровне недостаточно для нормального протекания химических реакций и существенную роль играет скорость подвода или отвода веществ на микроуровне, вплоть до расстояний, на которых проявляются силы межмолекулярного взаимодействия. Хотя скорость переноса в элементах объема столь малых масштабов (явлений микросмешения) определяется в первую очередь физико-химическими свойствами среды и диффундирующих веществ, на нее оказывает влияние и микромасштабная структура потока (рис. 2.5).

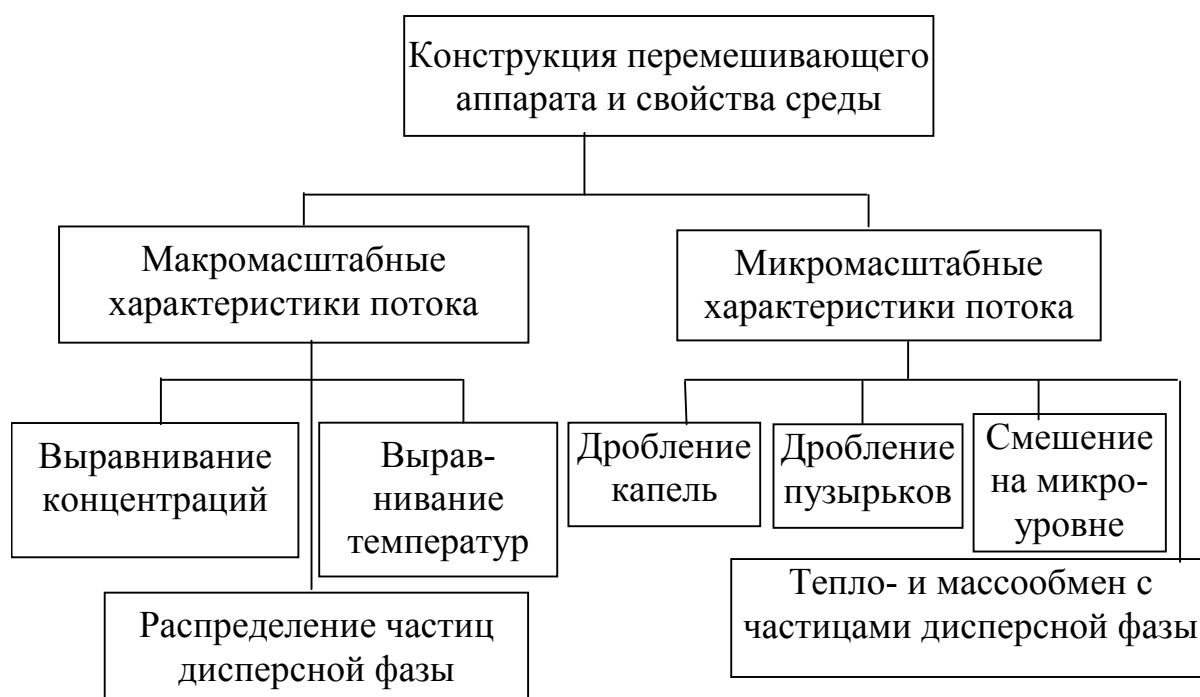


Рис. 2.5. Физические явления и характеристики потока при перемешивании

Наряду с классификацией по масштабу процессы, происходящие в перемешивающих аппаратах, можно классифицировать и по наличию границы раздела фаз жидкость – твердая поверхность:

1. Процессы, происходящие в объеме аппарата. В этом случае специфика происходящих процессов определяется особенностями течения жидкости, создаваемого в объеме аппарата.

2. Процессы, происходящие на границе раздела фаз жидкость – твердая поверхность. Эту группу образуют явления массообмена и теплообмена на границах раздела жидкость – корпус аппарата; жидкость – поверхность перемешивающего устройства; жидкость – внутреннее

устройство. Основное влияние на скорость процессов переноса при этом оказывают характеристики пограничного слоя, которые зависят от условий течения перемешиваемой среды в непосредственной близости от межфазовой поверхности.

Широкое распространение в технологии перемешивания получили пневматические системы. Работа пневматических перемешивающих устройств основана на использовании энергии всплывающих пузырьков воздуха.

Имеется несколько типовых конструктивных схем аппаратов. Наиболее простые из них реализуются путем распределения газа по всему сечению аппарата посредством газораспределительного устройства (барботера), установленного в придонной части аппарата (рис. 2.6, а). Для этих аппаратов характерны относительно невысокие значения приведенной скорости газа (до 0,1 м/с). При малых приведенных скоростях газа (ниже 0,02 м/с) подъем газа осуществляется главным образом в центральных частях аппарата, что приводит к возникновению направленной меридиональной циркуляции. Интенсивность перемешивания при таких режимах определяется скоростью циркуляционного течения и турбулентной диффузией. При приведенных скоростях, превышающих указанные выше, газ распределяется по сечению аппарата более равномерно, и основное влияние на интенсивность перемешивания оказывает турбулентная диффузия.

Для увеличения циркуляционного расхода жидкости в ряде случаев газораспределительное устройство устанавливается вблизи стенки аппарата (рис. 2.6, б). Такая схема характерна, например, для сооружений биологической очистки сточных вод (аэротенков). При использовании газа с низким избыточным давлением газораспределительное устройство в аэротенках устанавливается на небольшой глубине (0,5–1 м) (рис. 2.6, д).

При рациональном выборе соотношений размеров скорость циркуляционного потока в аппаратах рассматриваемых типов достигает 0,25–0,4 м/с.

Для достижения более высоких скоростей циркуляции жидкости применяют газлифтные аппараты с газлифтной трубой (рис. 2.6, г).

В тех случаях, когда целью служит не только перемешивание, но и массообмен, используется обычно одна или несколько газлифтных труб.

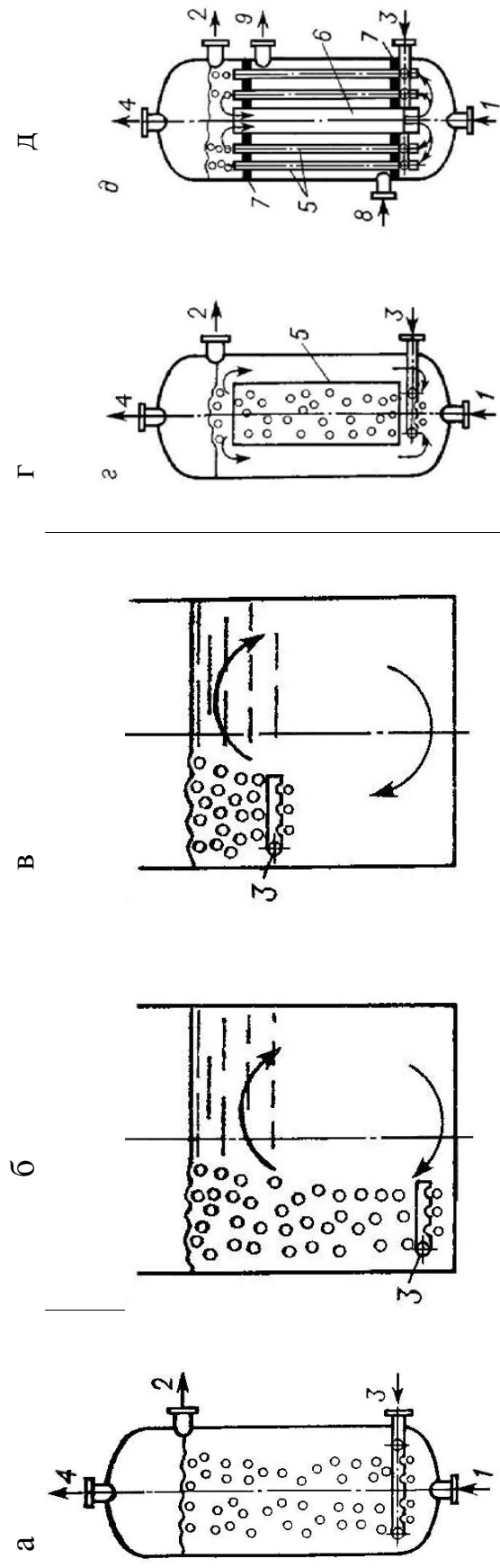


Рис. 2.6. Принципиальные схемы перемешивания с помощью сжатого воздуха:

а – с центральным барботером; б – со смещенным барботером; в – с барботером малого погружения;

г – с газлифтной трубой; д – кожухотрубный аппарат с газлифтными трубами и циркуляционной трубой;

1, 2 – вход и выход жидкости; 3, 4 – вход и выход газа; 5 – газлифтная (эрлифтная) труба;

6 – циркуляционная труба; 7 – трубная доска;

8, 9 – вход и выход теплоносителя

Для обеспечения отвода или подвода теплоты разработаны кожухотрубные газлифтные аппараты (рис. 2.6, д). Предельное значение приведенной скорости газа в газлифтных трубах составляет 2 м/с, скорость циркуляционного течения при этом может достигать 1 м/с.

Барботажная и газлифтная аппаратура относится к числу наиболее изученных видов оборудования. Методы ее расчета обобщены в ряде специальных монографий [24, 25, 72].

При измерении распределения концентрации реагирующих веществ в объеме реактора смесителя может быть установлено, что в аппарате имеет место равномерное распределение молекул всех реагирующих веществ. Однако в реальности при этом могут возникать такие ситуации, когда равномерно распределены не молекулы реагирующих веществ, а элементы объема жидкости, имеющие различный состав. Размер этих элементов может быть ничтожно мал по сравнению с размерами аппарата, но велик по сравнению с размерами молекул. При таких условиях обычные методы измерения зафиксировывают равенство локальных концентраций во всех точках объема. В то же время распределение концентраций на молекулярном уровне, определяющее протекание и выход реакций, может быть существенно неравномерным.

Таким образом, рассмотрим два предельных случая. Первый, когда молекулы реагентов распределены равномерно, соответствует идеальному смешению на микроуровне (микросмешению). Второе предельное состояние – равномерное распределение малых элементов объема смешиваемых жидкостей при полном отсутствии взаимного проникновения – соответствует идеальному смешению на макроуровне (макросмешению). Промежуточное, по отношению к рассматриваемым предельным случаям, состояние системы предложено характеризовать степенью сегрегации (разделения) J_c , которая по мере приближения системы к идеальному смешению на микроуровне изменяется от 1 до 0.

Для количественной оценки степени сегрегации в работе П.В. Данквертса "Газожидкостные реакции" введены понятия «концентрация в точке» и «возраст жидкости в точке». Определение «в точке» подразумевает усреднение концентрации и возраста по области, очень малой по сравнению с объемом перемешиваемой жидкости, но достаточно большой, чтобы содержать много молекул. Под возрастом молекул τ понимается время, которое прошло с того момента, как она попала в рассматриваемую область жидкости. В любом реакторе-смесителе

существуют зоны, в которых происходит макросмешение (сегрегация) и микросмешение, так как энергия, подводимая к перемешиваемой жидкости, распределяется по ее объему неравномерно и возникают области с различной степенью турбулентности.

Наличие областей с различным уровнем перемешивания в реакторе-смесителе можно продемонстрировать на примере параллельной модели промежуточного состояния смешения, приведенной на рис. 2.7.

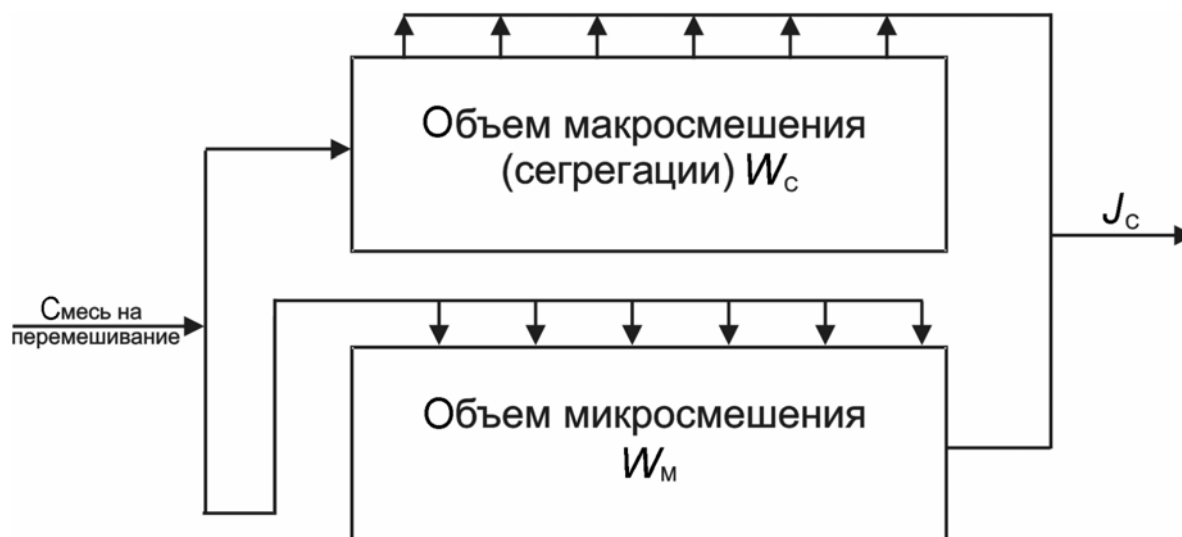


Рис. 2.7. Параллельная модель промежуточного состояния смешения

В данном случае степень сегрегации J_c можно рассматривать как отношение объема области смесителя, в которой происходит макросмешение W_c , к общему объему реактора-смесителя W ($W = W_c + W_m$):

$$J_c = \frac{W - W_m}{W} = \frac{W_c}{W};$$

$$J_c = \frac{W_c}{W_c + W_m}.$$

При $W_c = W$; $J_c = 1$ происходит только смешение на макроуровне, и система является полностью раздельной (сегрегированной).

При $W_c = 0$; $J_c = 0$ наблюдается идеальное смешение на молекулярном уровне.

Поскольку при всплывании пузырька воздуха в жидкости зоны с наибольшей турбулентностью возникают вблизи поверхности пузырька, то с

увеличением удельной поверхности площади границы раздела фаз воздух – вода S_y , происходящим при уменьшении диаметра пузырька воздуха d_n , степень сегрегации J_c будет резко снижаться.

Использование для перемешивания комбинированной пневматической системы, сочетающей мелкопузырчатые диспергирующие элементы с крупнопузырчатыми эрлифтами, позволит существенно интенсифицировать процесс коагуляционной очистки сточных вод. Эрлифты обеспечат быстрое перемешивание и усреднение сточных вод в макрообъеме, а мелкопузырчатая система будет способствовать эффективному микромасштабному перемешиванию.

В процессе контакта пузырьков воздуха с водой происходит не только отдувка углекислоты и других летучих соединений, но и насыщение ее кислородом воздуха. Повышение концентрации растворенного в воде кислорода воздуха обуславливает повышение уровня ее окислительного потенциала (Eh) и снижение электрокинетического потенциала содержащихся в ней примесей (ζ).

Выводы

1. Метод коагулирования хозяйственно-бытовых сточных вод позволяет эффективно удалять из них загрязняющие вещества, находящиеся как в форме тонкодисперсных и коллоидных частиц, так и в виде истинных растворов.

2. При использовании комбинированной системы пневматического перемешивания сточных вод, сочетающей мелкопузырчатые диспергирующие элементы с крупнопузырчатыми эрлифтами, существенно интенсифицируется процесс коагуляционной очистки.

3. Доочистку хозяйственно-бытовых сточных вод, прошедших предварительную коагуляционную обработку, целесообразно производить методом каталитического окисления оставшихся загрязнений электрохимически генерированным гипохлоритом натрия с использованием гомогенного катализатора – сульфата железа.

4. Каталитический метод окисления загрязнений позволяет не только получить требуемый эффект очистки и обеззараживания хозяйственно-бытовых сточных вод, но и обеспечить полное их дехлорирование.

3. ЛАБОРАТОРНЫЕ ИССЛЕДОВАНИЯ ТЕХНОЛОГИИ КОАГУЛИРОВАНИЯ И ФЛОКУЛИРОВАНИЯ ХОЗЯЙСТВЕННО-БЫТОВЫХ СТОЧНЫХ ВОД

3.1. Объект исследования, программа и методики проведения лабораторных испытаний коагулирования и флокулирования хозяйственно-бытовых сточных вод

3.1.1. Объект исследований

Объектом исследований служили сточные воды, поступающие на канализационные очистные сооружения р.п. Вазерки, Бессоновского района, Пензенской области. Сточные воды представляют собой сложную полидисперсную гетерогенную систему. Эта система включает в себя загрязнения органического и неорганического характера, находящиеся как в форме истинно растворенных веществ, так и в виде коллоидных, тонкодисперсных и грубодисперсных частиц. Режим притока сточных вод отличается крайней нестационарностью. Среднесуточный расход сточных вод составляет $Q_{\text{сс}} = 100 \text{ м}^3/\text{сут.}$

Среднечасовой расход сточных вод $Q_{\text{с.ч}} = 4,2 \text{ м}^3/\text{ч.}$

Максимально часовой расход сточных вод $Q_{\text{м.ч}} = 11,8 \text{ м}^3/\text{ч.}$

Часовой коэффициент неравномерности притока сточных вод $K_{\text{ч}} = 2,8$.

Состав сточных вод, поступающих на очистные сооружения п. Вазерки в период проведения лабораторных исследований, характеризовался данными, приведенными в табл. 3.1.

Была проведена оценка дисперсного состава загрязнений хозяйственно-бытовых сточных вод п. Вазерки. Для оценки дисперсного состава использовались следующие методы:

1. Отстаивание в стандартном литровом цилиндре в течение двух часов.
2. Обработка на лабораторной центрифуге при частоте вращения 3500 об./мин.
3. Фильтрация через мембрану с диаметром пор 0,08 мкм.

Т а б л и ц а 3.1

Показатели качества сточных вод, поступающих
на канализационные очистные сооружения п. Вазерки

Показатели	Единица измерения	Пределы колебаний	Среднее значение за период исследований
Взвешенные вещества	мг/л	90-110	104
ХПК	мг/л	190-230	210
БПК ₅	мг/л	84-135	115
Азот аммонийный	мг/л	9-12	10
Нитриты	мг/л	0	0
Нитраты	мг/л	0	0
Фосфаты	мг/л	3-5	4,2

Дисперсный состав сточных вод, поступающих на очистные сооружения п. Вазерки, приведен в табл. 3.2.

Т а б л и ц а 3.2

Дисперсный состав сточных вод,
поступающих на очистные сооружения п. Вазерки

Показатель дисперсности Показатель	Раствори- мые ве- щества менее 0,08 мкм	Коллоид- ные час- тицы 0,08–1 мкм	Тонкие диспер- сные 1– 100 мкм	Осаждаю- щиеся частицы более 100 мкм
ХПК (в % от общего содержания)	31	24	19	26
БПК ₅ (в % от общего содержания)	25	21	30	24

Как видно из табл. 3.2, основная часть органических загрязнений находится в форме частиц различной дисперсности, и лишь менее 30 % от общего содержания в виде истинных растворов. Исследуемые сточные воды являются типичными для небольших населенных пунктов центральной части России. Поэтому результаты проведенных исследований могут быть использованы для других подобных канализационных очистных сооружений.

3.1.2. Описание установки для проведения исследований технологии коагулирования и флокулирования хозяйственно-бытовых сточных вод

Исследования технологии коагуляционной и флокуляционной обработки хозяйственно-бытовых сточных вод проводились в аналитической лаборатории канализационных очистных сооружений п. Вазерки.

Исследования выполняли на установке «Капля» (рис. 3.1), состоящей из шести стаканов вместимостью 1 литр и шести мешалок с общим электроприводом, позволяющим менять число оборотов вращения мешалок.

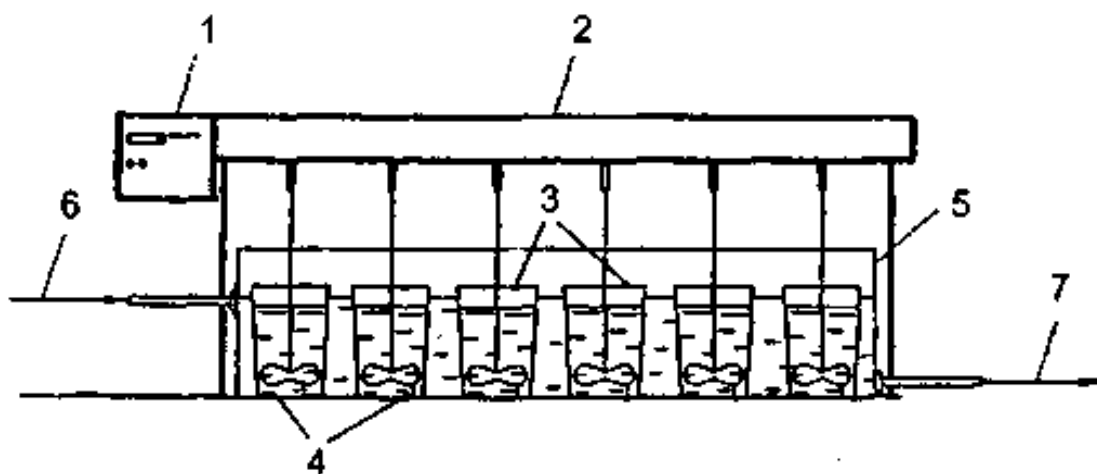


Рис. 3.1 Схема лабораторной установки «Капля» для пробного коагулирования:
1 – панель управления; 2 – корпус редукторов; 3 – стакан с обрабатываемой водой; 4 – лопасть мешалки; 5 – емкость с водой для установки стаканов; 6 – подача воды на охлаждение стаканов; 7 – отвод использованной воды

На данной установке можно осуществлять быстрое и медленное смешение реагентов со сточными водами.

Установка обеспечивает одинаковые условия перемешивания реагентов с обрабатываемой водой во всех пробах и, таким образом, позволяет точно оценить влияние на эффект очистки вида и дозы реагента. Стаканы с обрабатываемой водой устанавливаются в ванну с проточной водой для обеспечения постоянного температурного режима в течение всего эксперимента.

Моделирование технологического процесса хлопьеобразования проводили в лабораторной установке для низкоградиентного пневма-

тического перемешивания сточных вод, прошедших коагуляционную обработку. Схема лабораторной установки показана на рис. 3.2.

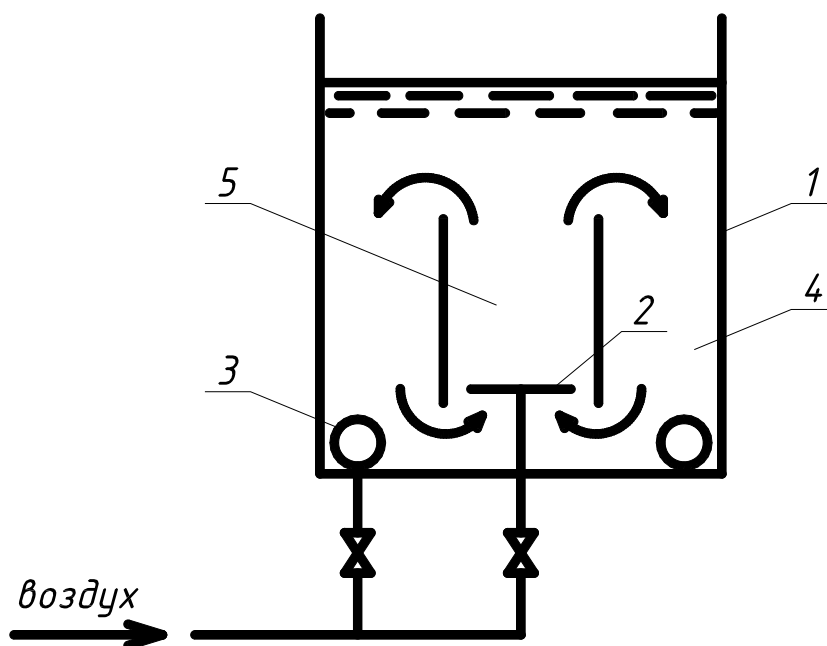


Рис. 3.2. Схема лабораторной установки для исследования процесса пневматического перемешивания сточных вод, прошедших коагуляционную обработку:

- 1 – стакан с обрабатываемой водой; 2 – воздухораспределительная система эрлифтной зоны; 3 – мелкопузырчатое диспергирующее устройство; 4 – зона микромасштабного перемешивания; 5 – эрлифтная зона

Установка комбинированного пневматического перемешивания сточных вод, прошедших коагуляционную обработку, имеет две рабочие зоны. В эрлифтной зоне происходят интенсивное макромасштабное перемешивание сточных вод и усреднение характеристик потока в макрообъеме. В зоне микромасштабного перемешивания осуществляется противоток всплывающих пузырьков воздуха диаметром $d_{\text{п}} = 4\text{--}6$ мм и нисходящего потока жидкости.

Под действием локальных турбулентных пульсаций, возникающих в пристеночных областях всплывающих пузырьков воздуха, происходит процесс интенсивного микромасштабного перемешивания, что способствует повышению степени очистки сточных вод.

3.1.3. Программа и методики проведения лабораторных исследований технологии коагулирования и флокулирования хозяйственно-бытовых сточных вод

Целью проведения лабораторных исследований технологии коагуляционной обработки хозяйственно-бытовых сточных вод, является установление влияния дозы коагулянта на эффективность очистки.

В ходе лабораторных исследований определяли:

- 1) концентрацию взвешенных веществ в сточных водах, прошедших коагуляционную обработку, от дозы коагулянта;
- 2) зависимость величины ХПК в сточных водах, прошедших коагуляционную обработку, от дозы коагулянта;
- 3) зависимость величины БПК₅ в сточных водах, прошедших коагуляционную обработку, от дозы коагулянта;
- 4) зависимость концентрации аммонийного азота в сточных водах, прошедших коагуляционную обработку, от дозы коагулянта;
- 5) зависимость концентрации фосфатов в сточных водах, прошедших коагуляционную обработку, от дозы коагулянта;
- 6) зависимость объема осадка, образующегося при коагуляционной обработке сточных вод, от дозы коагулянта.

Для получения более достоверных сравнительных данных по пробному коагулированию хозяйственно-бытовых сточных вод параллельно проводили серии опытов по три обрабатываемые пробы в каждой серии опытов. Полученные результаты подвергались математической обработке, и определялись среднеарифметические значения искомых параметров.

Программа исследований технологии коагуляционной обработки хозяйственно-бытовых сточных вод предусматривает проведение двух этапов.

На первом этапе исследований сточные воды обрабатывались на установке «Капля». Тщательно перемешанные сточные воды с помощью мерной колбы ($V = 1$ л) разливали в стаканы экспериментальной установки. На панели управления устанавливали режим быстрого перемешивания (160 об./мин). В стаканы добавляли расчетное количество однопроцентного раствора сульфата алюминия дозами 40; 80; 120; 160; 200; 240 мг/л. Растворы приготавливались по товарному продукту. Сульфат алюминия технический очищенный, выпускаемый по ГОСТ 12966–85 имел содержание основного вещества Al_2O_3 – 15 %. Через две минуты в стаканы добавляли 0,1-процентный раствор фло-

кулянта полиакриламида технического марки АК631, выпускаемого по ТУ 6-02-00209912-41-94, дозой по товарному продукту 1 мг/л. Продолжительность перемешивания флокулянта со сточными водами 0,5 минуты. Затем интенсивность перемешивания уменьшалась до 30 об./мин. Продолжительность медленного перемешивания составляла 20 мин.

После коагуляционной обработки пробы воды оставались в покое в течение 30 мин для осаждения образовавшихся хлопьев.

С учетом явления гравитационной коагуляции (сталкивание и слипание частиц в результате различных скоростей осаждения) период 30 минут для слоя воды толщиной 10 см соответствует осаждению хлопьев в производственных отстойниках глубиной 3–4 м за 2–3 часа.

Отстоенные пробы сливались и проводилось определение концентрации взвешенных веществ, ХПК, БПК₅; азота аммонийного; фосфатов.

Определялся объем образовавшегося в процессе отстаивания осадка.

Затем на установке «Капля» по аналогичной методике проводилось пробное коагулирование хозяйственно-бытовых сточных вод с использованием полиоксихлорида алюминия «АКВА-АУРАТ 30» дозами 20; 40; 60; 80; 100; 120 мг/л. «АКВА-АУРАТ 30», выпускаемый по ТУ 6-09-1456-96, имел содержание основного вещества Al_2O_3 – 30 %. В качестве флокулянта использовался катионитовый сополимер акриламида марки АК636Р, КП-555 выпускаемого по ТУ 6-02-0029912-45-03, дозой по товарному продукту 1 мг/л.

На втором этапе исследований проводилось изучение процесса хлопьеобразования при пневматическом перемешивании сточных вод, прошедших коагуляционную обработку.

Быстрое перемешивание сточных вод с коагулянтom и флокулянтom осуществляли в установке «Капля». Затем сточные воды переливались в стаканы установки для исследования процесса пневматического перемешивания, где происходил процесс формирования хлопьев скоагулированных загрязнений. Продолжительность пневматического перемешивания составляла 20 минут. Интенсивность барботирования в эрлифтной зоне $I = 25 \text{ м}^3/(\text{м}^2 \cdot \text{ч})$, в зоне микромасштабного перемешивания $I = 10 \text{ м}^3/(\text{м}^2 \cdot \text{ч})$.

После коагуляционной обработки пробы воды оставались в покое в течение 30 минут. Определялся объем образовавшегося в процессе отстаивания осадка. Отстоенные пробы сливались, и проводилось определение концентраций взвешенных веществ, ХПК; БПК₅; азота аммонийного; фосфатов.

3.2. Методика проведения химических анализов

Определение концентрации взвешенных веществ проводили методом фильтрования через беззольный бумажный фильтр.

Беззольные фильтры средней плотности (белая лента) помещают предварительно в бюксы (каждый фильтр в отдельный бюкс) и высушивают с открытыми крышками в течение 2 ч при 105 °С. Затем охлаждают бюксы в эксикаторе и, закрыв их крышками, взвешивают на аналитических весах.

Через подготовленный таким образом фильтр пропускают 100 мл анализируемой сточной воды. Оставшийся на стенках стакана или колбы осадок смывают небольшой порцией фильтрата в воронку, через которую проводят фильтрование. Фильтр помещают в тот же бюкс, в котором его взвешивали до фильтрования, высушивают в течение 2 ч при 105 °С, охлаждают в эксикаторе и, закрыв бюкс крышкой, снова взвешивают. Высушивание, охлаждение и взвешивание повторяют до достижения постоянной массы.

Концентрацию взвешенных веществ 100 мг/л определяли по формуле

$$C_{\text{вв}} = \frac{(a - b)1000}{V}, \quad (3.1)$$

где a – масса фильтра с осадком, мг; b – масса фильтра без осадка, мг; V – объем профильтрованной пробы, мл.

Определение величины ХПК производили методом окисления органических загрязнений бихроматом калия в присутствии катализатора – сульфата серебра.

К 50 мл пробы (или меньшему ее объему, разбавленному дистиллированной водой до 50 мл) сначала прибавляют 25,0 мл титрованного раствора бихромата, затем наливают 5 мл концентрированной серной кислоты и дают постоять 10–20 мин при комнатной температуре для окисления легкоокисляющихся веществ, в том числе и сернистых соединений. Затем прибавляют 1 г сульфата ртути(II), вводят 70 мл концентрированной серной кислоты, 0,75 г сульфата серебра.

Вводят в колбу несколько стеклянных бусинок или кусочков пемзы, закрывают пробкой, соединенной с обратным холодильником, и нагревают до слабого кипения, которое поддерживают в течение 2 ч. Затем охлаждают, обмывают стенки холодильника 25 мл дистиллированной воды и переносят содержимое этой колбы в коническую колбу

емкостью 500 мл, обмывая стенки первой колбы несколько раз дистиллированной водой. Добавив дистиллированную воду до объема 350 мл, вводят 3–4 капли раствора ферроина (10–15 капель раствора N-фенилантраниловой кислоты) и оттитровывают избыток бихромата титрованным раствором соли Мора. Проводят холостой опыт; для этого берут 50 мл дистиллированной воды и проводят ее через все ступени анализа.

Химическое поглощение кислорода (ХПК), выраженное числом миллиграммов кислорода на 1 л сточной воды, вычисляют по формуле

$$\text{ХПК} = \frac{(a - b)N \cdot 8 \cdot 1000}{V}, \quad (3.2)$$

где a – объем раствора соли Мора, израсходованного на титрование в холостом опыте, мл; b – объем того же раствора, израсходованного на титрование пробы, мл; N – нормальность титрованного раствора соли Мора; V – объем анализируемой сточной воды, мл; 8 – эквивалент кислорода.

Определение БПК проводили следующим образом.

Исходную пробу сточных вод разбавляли насыщенным кислородом воздуха дистиллированной водой до требуемого уровня. Концентрацию кислорода в разбавленной сточной воде и в дистиллированной воде определяли с помощью кислородомера АЖД-101.1М.

Разбавленную сточную воду наливали в 200 мл склянку, наполняя ее доверху, и закрывали ее пробкой так, чтобы над пробкой не оказалось пузырьков воздуха. Затем наливали воду в колпачок склянки и, перевернув склянку кверху дном, вставляли ее в колпачок так, чтобы пузырьки воздуха не попали в колпачок. После этого склянку ставили в термостат, где поддерживалась температура 20 °С, и оставляли на 5 суток.

Таким образом, изготавливалась контрольная склянка с насыщенной кислородом дистиллированной водой, которая также помещалась в термостат на 5 суток. По окончании периода инкубации в исследуемой и контрольной пробах измерялась концентрация кислорода с помощью кислородомера АЖА-101.1М. После всего периода инкубации концентрация кислорода в жидкости должна быть не менее 3 мг/л, а потребление кислорода за все время инкубации не менее 3 мг/л.

БПК сточной воды рассчитывают по формуле

$$\text{БПК} = \frac{(a_1 - b_1) - (a_2 - b_2)}{V} \cdot 1000, \quad (3.3)$$

где a_1 – концентрация кислорода в подготовленной для определения пробе в начале инкубации (в «нулевой день»), мг/л; a_2 – концентрация кислорода в разбавляющей воде в начале инкубации, мг/л; b_1 – концентрация кислорода в пробе в конце инкубации, мг/л; b_2 – концентрация кислорода в разбавляющей воде в конце инкубации, мг/л; V – объем сточной воды, содержащийся в 1 л пробы после всех произведенных разбавлений, мл.

Определение концентрации аммонийных ионов проводили титрометрическим методом.

В колбу для перегонки емкостью 800 мл помещают такой объем анализируемой сточной воды, чтобы в нем содержалось 2–6 мг азота в виде аммиака или солей аммония, нейтрализуют до $\text{pH} = 7$ (необходимое для нейтрализации количество кислоты или щелочи находят титрованием другой порции сточной воды), приливают 25 мл фосфатного буферного раствора, разбавляют до 400 мл безаммиачной дистиллированной водой и отгоняют 200 мл жидкости, поместив в приемник 50 мл раствора борной кислоты. Затем титруют.

Содержание аммонийных ионов и аммиака в расчете $\text{NH}_4^+(x)$ в мг/л находят по формуле

$$x = \frac{(a - b) \cdot K \cdot 0,36 \cdot 1000}{V}, \quad (3.4)$$

где a – объем 0,02 н раствора серной кислоты, израсходованной на титрование пробы, мл; b – объем того же раствора, израсходованного на титрование в холостом опыте, мл; K – поправочный коэффициент для приведения концентрации раствора серной кислоты к точно 0,02 н; V – объем сточной воды, взятой для анализа, мл; 0,36 – количество ионов NH_4^+ , эквивалентное 1 мл точно 0,02 н раствора серной кислоты, мг.

Определение фосфат-ионов проводили колOMETрическим методом по калибровочному графику, построенному для фосформолибденовой серии.

3.3. Результаты лабораторных исследований технологии коагулирования и флокулирования хозяйственно-бытовых сточных вод

Результаты экспериментальных исследований влияния доз реагентов при коагуляционной обработке хозяйственно-бытовых сточных вод в установке «Капля» на концентрацию взвешенных веществ представлены в виде графиков, изображенных на рис. 3.3.

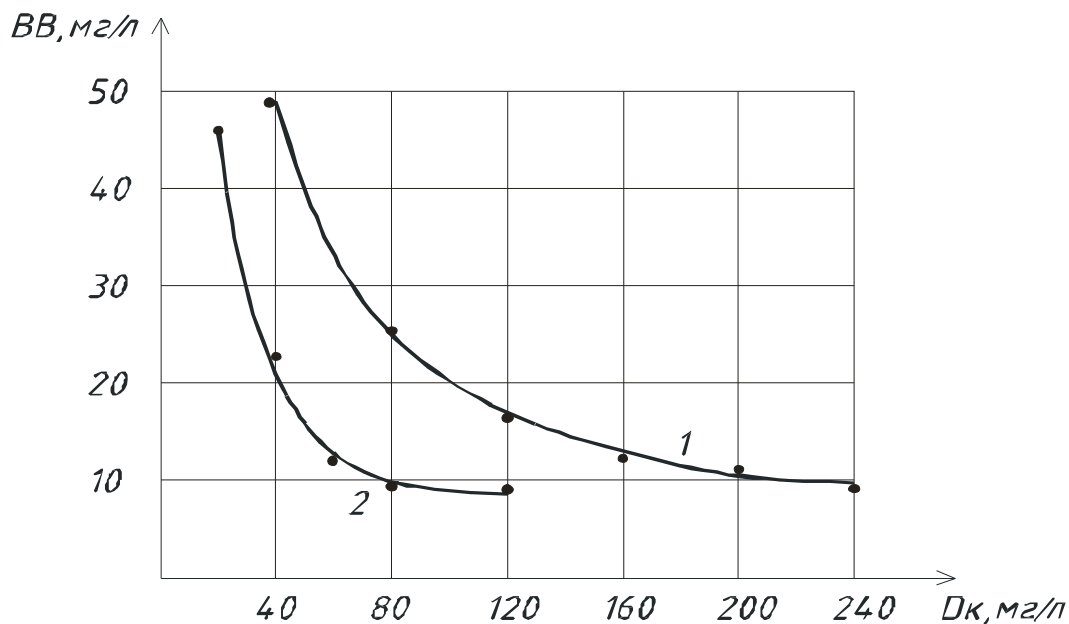


Рис. 3.3. Результаты экспериментальных исследований влияния доз реагентов при коагуляционной обработке хозяйственно-бытовых сточных вод в установке «Капля» на концентрацию взвешенных веществ:

- 1 – коагулянт сульфат алюминия, флокулянт полиакриламид (1 мг/л);
- 2 – коагулянт – полиоксихлорид алюминия (ПОХА), флокулянт – КП-555

Результаты экспериментальных исследований влияния доз реагентов при коагуляционной обработке хозяйственно-бытовых сточных вод в установке для пневматического перемешивания на концентрацию взвешенных веществ приведены на рис. 3.4.

Результаты экспериментальных исследований влияния доз реагентов при коагуляционной обработке хозяйственно-бытовых сточных вод в установке «Капля» на концентрацию органических загрязнений (ХПК) представлены в виде графиков (рис. 3.5).

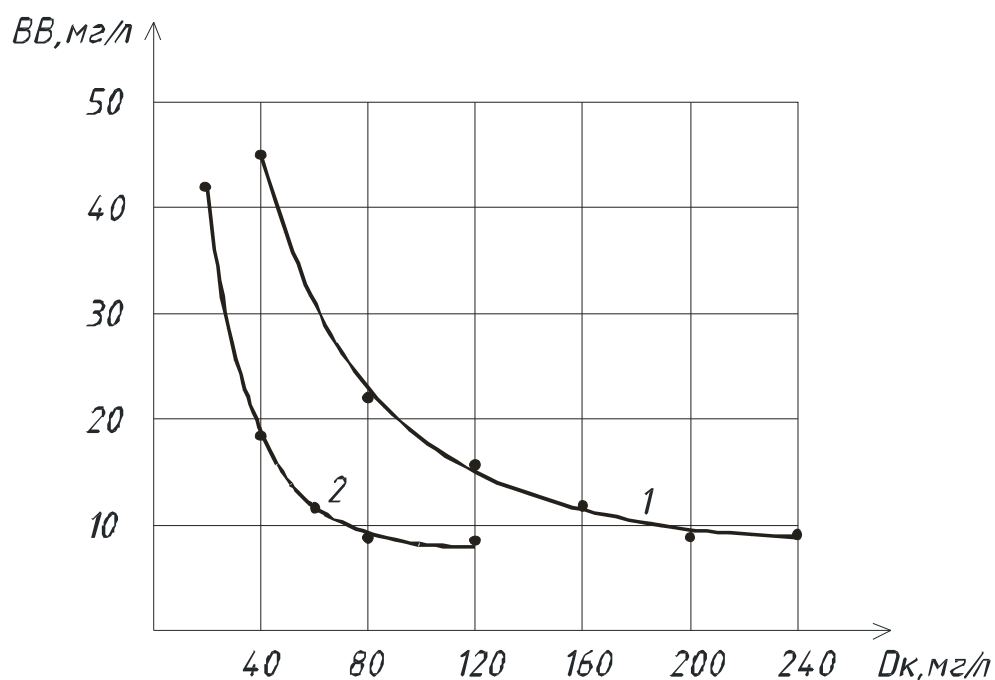


Рис. 3.4. Результаты экспериментальных исследований влияния доз реагентов при коагуляционной обработке хозяйственно-бытовых сточных вод в установке для пневматического перемешивания на концентрацию взвешенных веществ:

- 1 – коагулянт сульфат алюминия, флокулянт полиакриламид (1 мг/л);
 2 – коагулянт – полиоксихлорид алюминия (ПОХА), флокулянт – КП-555

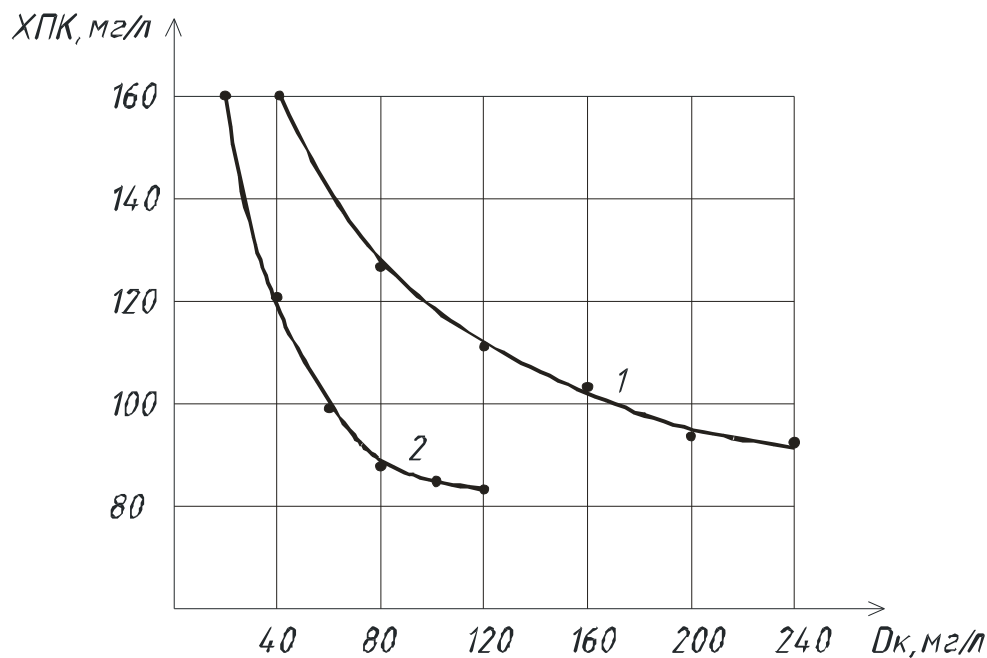


Рис. 3.5. Результаты экспериментальных исследований влияния доз реагентов при коагуляционной обработке хозяйственно-бытовых сточных вод в установке «Капля» на концентрацию органических загрязнений (ХПК):

- 1 – коагулянт сульфат алюминия, флокулянт полиакриламид (1 мг/л);
 2 – коагулянт – полиоксихлорид алюминия (ПОХА), флокулянт – КП-555

Результаты экспериментальных исследований влияния доз реагентов при коагуляционной обработке хозяйственно-бытовых сточных вод в установке для пневматического перемешивания на концентрацию органических загрязнений (ХПК) представлены в виде графиков, изображенных на рис. 3.6.

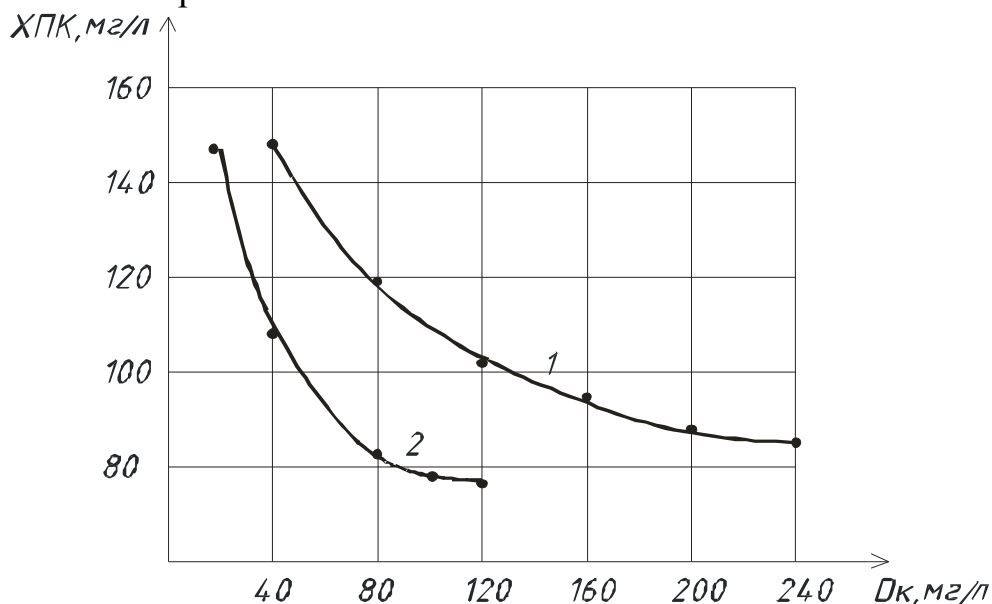


Рис. 3.6. Результаты экспериментальных исследований влияния доз реагентов при коагуляционной обработке хозяйственно-бытовых сточных вод в установке для пневматического перемешивания на концентрацию органических загрязнений (ХПК):

- 1 – коагулянт сульфат алюминия, флокулянт полиакриламид (1 мг/л);
- 2 – коагулянт – полиоксихлорид алюминия (ПОХА), флокулянт – КП-555

Результаты экспериментальных исследований влияния доз реагентов при коагуляционной обработке хозяйственно-бытовых сточных вод в установке «Капля» на концентрацию органических загрязнений (БПК_5) приведены на рис. 3.7.

Результаты экспериментальных исследований влияния доз реагентов при коагуляционной обработке хозяйственно-бытовых сточных вод в установке для пневматического перемешивания на концентрацию органических загрязнений (БПК_5) представлены в виде графиков (рис. 3.8).

Результаты экспериментальных исследований влияния доз реагентов при коагуляционной обработке хозяйственно-бытовых сточных вод в установке «Капля» на концентрацию ионов аммония (NH_4^+) приведены на рис. 3.9.

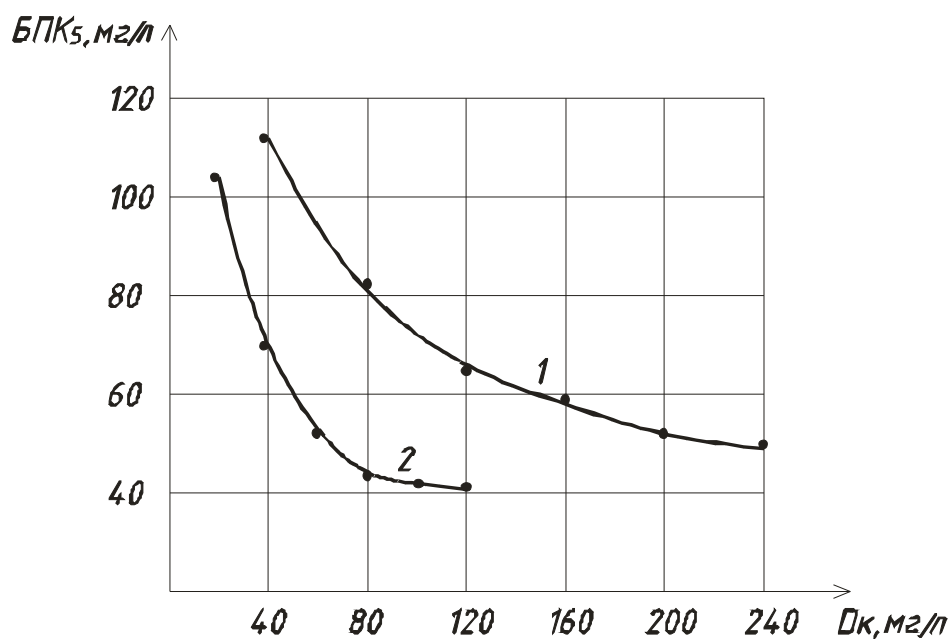


Рис. 3.7. Результаты экспериментальных исследований влияния доз реагентов при коагуляционной обработке хозяйственно-бытовых сточных вод в установке «Капля» на концентрацию органических загрязнений (BPK_5):

- 1 – коагулянт сульфат алюминия, флокулянт полиакриламид (1 мг/л);
 2 – коагулянт – полиоксихлорид алюминия (ПОХА), флокулянт – КП-555

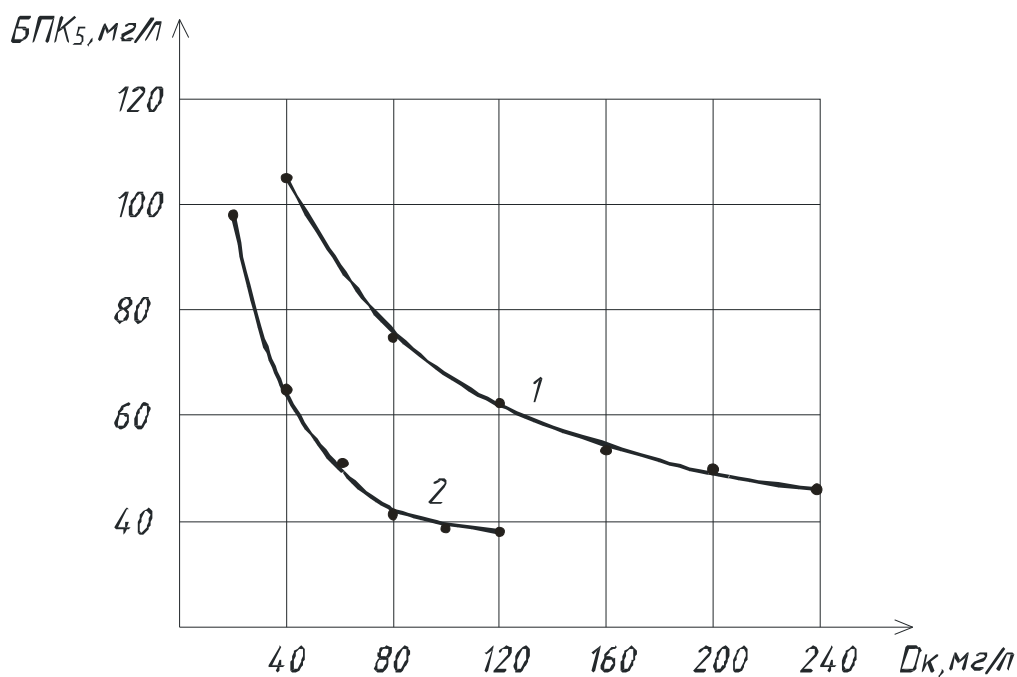


Рис. 3.8. Результаты экспериментальных исследований влияния доз реагентов при коагуляционной обработке хозяйственно-бытовых сточных вод в установке для пневматического перемешивания на концентрацию органических загрязнений (BPK_5):

- 1 – коагулянт сульфат алюминия, флокулянт полиакриламид (1 мг/л);
 2 – коагулянт – полиоксихлорид алюминия (ПОХА), флокулянт – КП-555

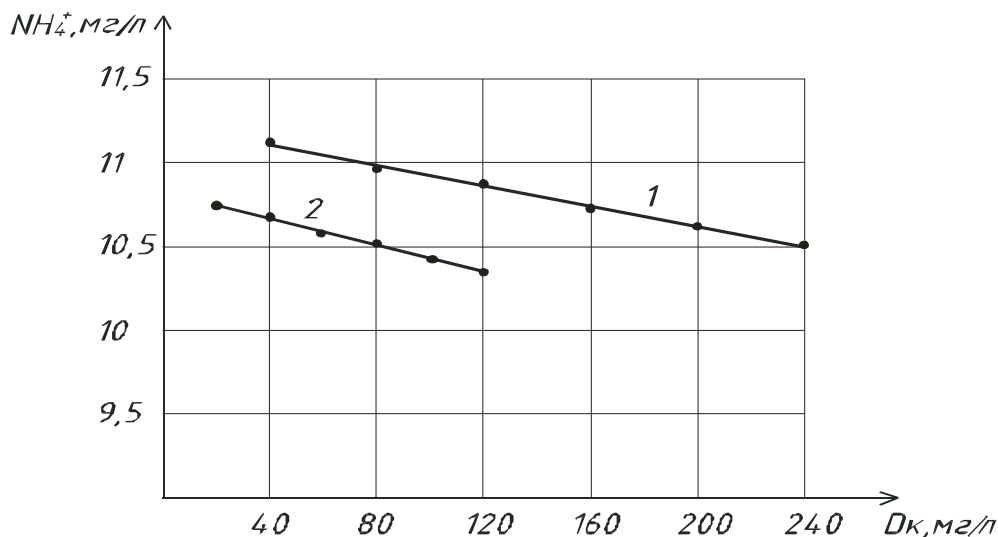


Рис. 3.9. Результаты экспериментальных исследований влияния доз реагентов при коагуляционной обработке хозяйственно-бытовых сточных вод в установке «Капля» на концентрацию ионов аммония (NH_4^+):

- 1 – коагулянт сульфат алюминия, флокулянт полиакриламид (1 мг/л);
 2 – коагулянт – полиоксихлорид алюминия (ПОХА), флокулянт – КП-555

Результаты экспериментальных исследований влияния доз реагентов при коагуляционной обработке хозяйственно-бытовых сточных вод в установке для пневматического перемешивания на концентрацию ионов аммония (NH_4^+) представлены в виде графиков, изображенных на рис. 3.10.

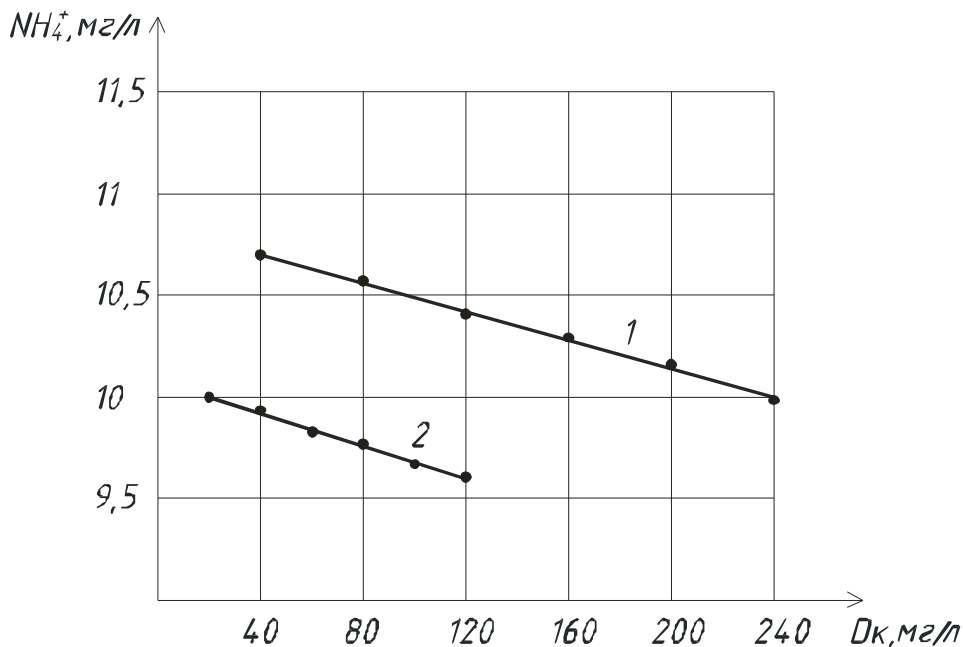


Рис. 3.10. Результаты экспериментальных исследований влияния доз реагентов при коагуляционной обработке хозяйственно-бытовых сточных вод в установке для пневматического перемешивания на концентрацию ионов аммония (NH_4^+):

- 1 – коагулянт сульфат алюминия, флокулянт полиакриламид (1 мг/л);
 2 – коагулянт – полиоксихлорид алюминия (ПОХА), флокулянт – КП-555

Результаты экспериментальных исследований влияния доз реагентов при коагуляционной обработке хозяйственно-бытовых сточных вод в установке «Капля» на концентрацию фосфатов (PO_4^{3-}) представлены в виде графиков, изображенных на рис. 3.11.

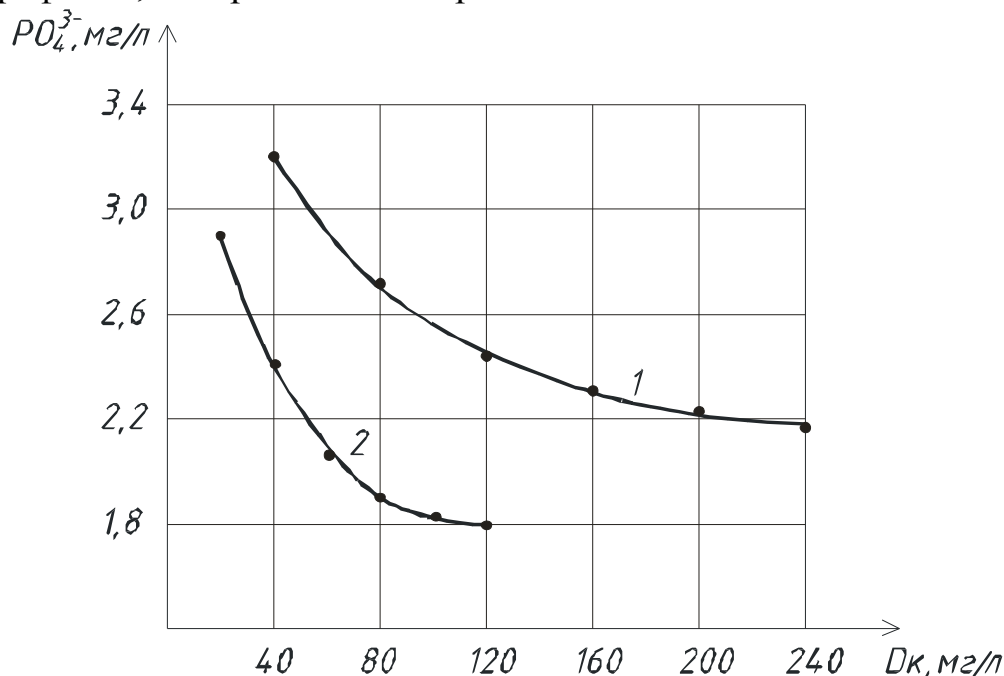


Рис. 3.11. Результаты экспериментальных исследований влияния доз реагентов при коагуляционной обработке хозяйственно-бытовых сточных вод в установке «Капля» на концентрацию фосфатов (PO_4^{3-}):

- 1 – коагулянт сульфат алюминия, флокулянт полиакриламид (1 мг/л);
- 2 – коагулянт – полиоксихлорид алюминия (ПОХА), флокулянт – КП-555

Результаты экспериментальных исследований влияния доз реагентов при коагуляционной обработке хозяйственно-бытовых сточных вод в установке для пневматического перемешивания на концентрацию фосфатов (PO_4^{3-}) приведены на рис. 3.12.

Результаты экспериментальных исследований влияния доз реагентов при коагуляционной обработке хозяйственно-бытовых сточных вод в установке «Капля» на объём образовавшегося в процессе отстаивания осадка представлены на рис. 3.13.

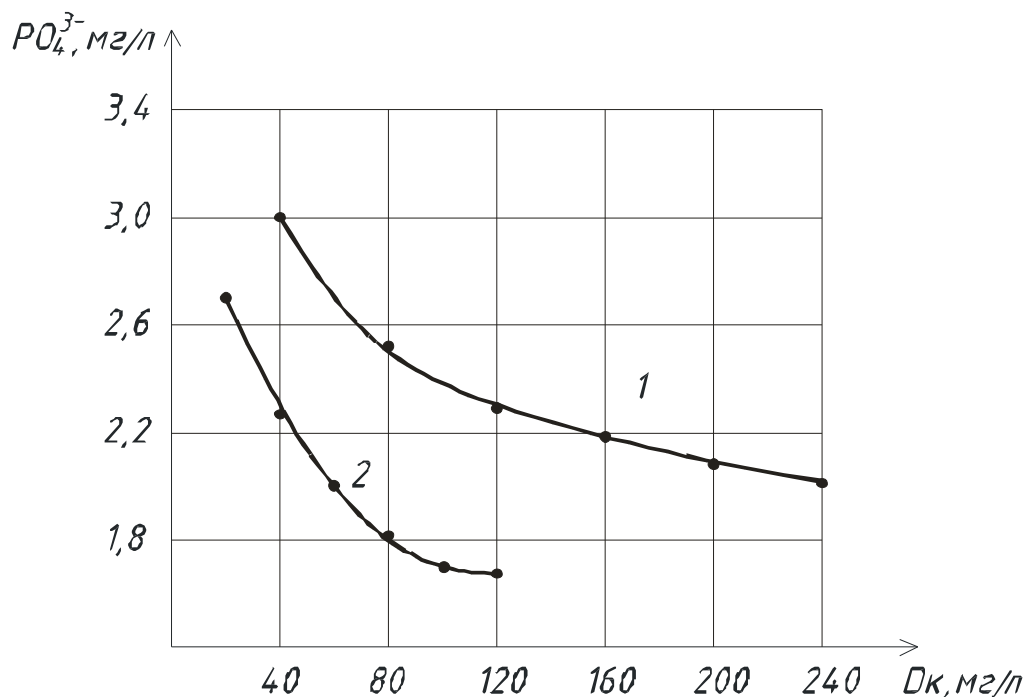


Рис. 3.12. Результаты экспериментальных исследований влияния доз реагентов при коагуляционной обработке хозяйственно-бытовых сточных вод в установке для пневматического перемешивания на концентрацию фосфатов (PO_4^{3-}):

- 1 – коагулянт сульфат алюминия, флокулянт полиакриламид (1 мг/л);
 2 – коагулянт – полиоксихлорид алюминия (ПОХА), флокулянт – КП-555

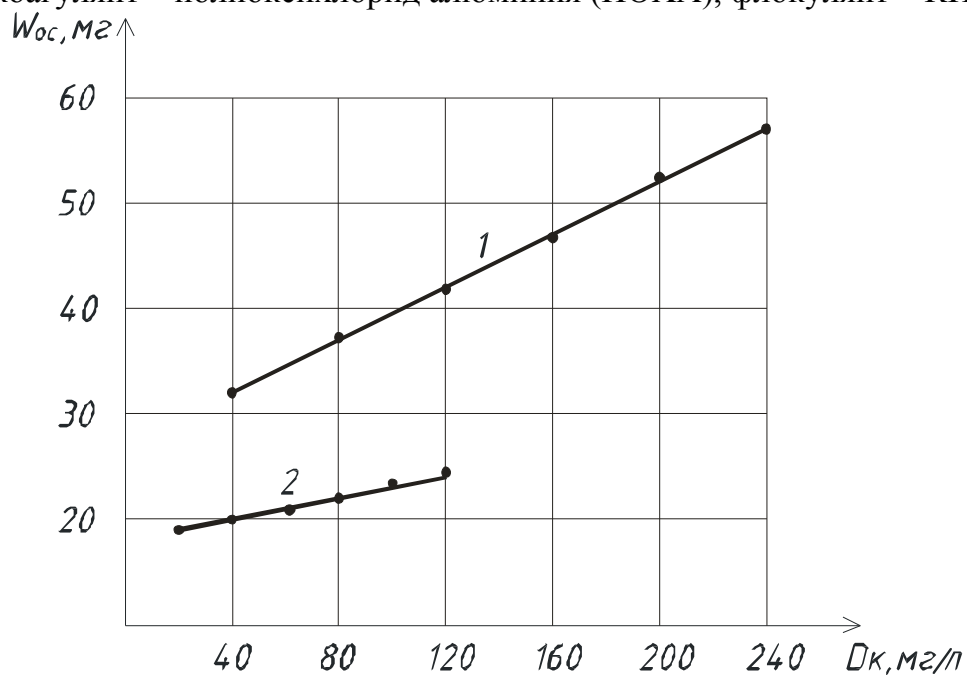


Рис. 3.13. Результаты экспериментальных исследований влияния доз реагентов при коагуляционной обработке хозяйственно-бытовых сточных вод в установке «Капля» на объём образовавшегося в процессе отстаивания осадка:

- 1 – коагулянт сульфат алюминия, флокулянт полиакриламид (1 мг/л);
 2 – коагулянт – полиоксихлорид алюминия (ПОХА), флокулянт – КП-555

Результаты экспериментальных исследований влияния доз реагентов при коагуляционной обработке хозяйственно-бытовых сточных вод в установке для пневматического перемешивания на объём образовавшегося в процессе отстаивания осадка представлены в виде графиков, изображенных на рис. 3.14.

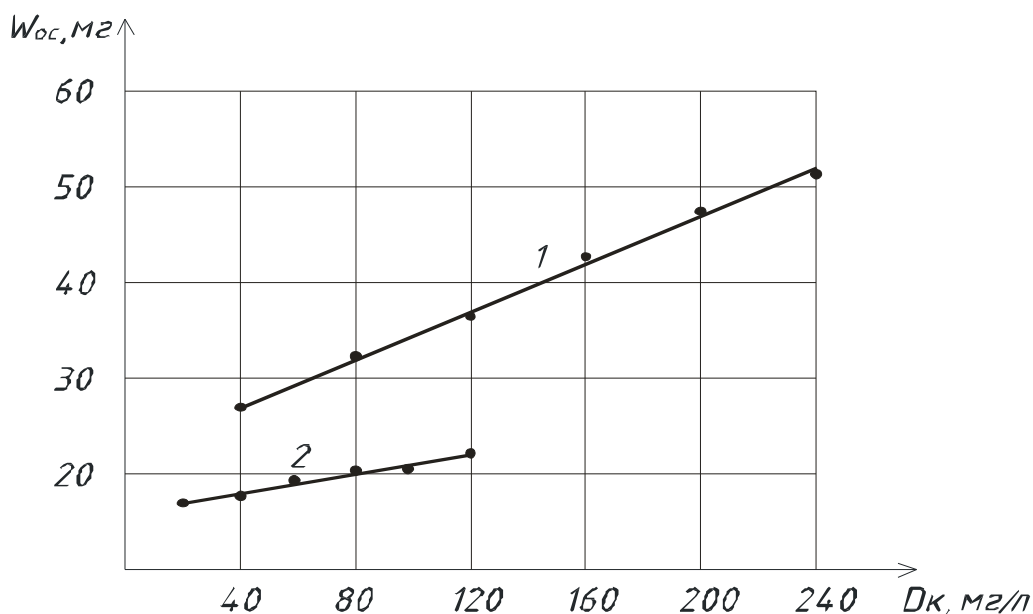


Рис. 3.14. Результаты экспериментальных исследований влияния доз реагентов при коагуляционной обработке хозяйственно-бытовых сточных вод в установке для пневматического перемешивания на объём образовавшегося в процессе отстаивания осадка:

- 1 – коагулянт сульфат алюминия, флокулянт полиакриламид (1 мг/л);
- 2 – коагулянт – полиоксихлорид алюминия (ПОХА), флокулянт – КП-555

3.4. Оценка достоверности полученных экспериментальных данных

Достоверность полученных экспериментальных результатов оценивалась по их воспроизводимости, полученной в трех сериях опытов. Повторение опытов производилось в одинаковых условиях.

При оценке достоверности экспериментальных данных вычислялись следующие показатели:

1. Среднеарифметическое значение определяемого параметра X_i при числе повторенных опытов $n = 3$ ($n < 30$):

$$\bar{X} = \frac{\sum_{i=1}^3 X_i}{n}. \quad (3.5)$$

2. Величина отклонения для данного измерения

$$a_i = X_i - \bar{X}. \quad (3.6)$$

3. Величина среднеквадратичной ошибки серии опытов

$$\sigma = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^3 a_i^2}{n-1}}. \quad (3.7)$$

4. Ошибка репрезентативности серии опытов

$$m = \frac{\sigma}{\sqrt{n}}. \quad (3.8)$$

5. Погрешность серии опытов с числом степеней свободы $\nu = n - 1 = 3 - 1 = 2$ при требовании надежности измерений $\beta = 0,95$ и показателе надежности (стандартном значении критерия Стьюдента) $T = 3,2$

$$\Delta = m \cdot T. \quad (3.9)$$

6. Коэффициент вариации серии опытов

$$K_v = \frac{100\sigma}{\bar{X}}, \%. \quad (3.10)$$

Коэффициент вариации во всех случаях не превышал значения 5 %, что свидетельствует о достоверности полученных результатов.

Полученные данные позволили сделать вывод о том, что зависимости концентраций загрязняющих веществ в сточных водах, прошедших коагуляционную обработку, от концентраций коагулянта могут быть выражены в виде

$$C = K_1 \cdot K_2 \cdot C_0, \quad (3.11)$$

где C_0 и C – соответственно концентрации загрязняющих веществ в сточных водах до и после коагуляционной обработки; K_1 – коэффициент, учитывающий повышение эффективности очистки при пневматическом перемешивании сточных вод; K_2 – коэффициент, учитывающий зависимость концентрации загрязняющих веществ в обрабатываемых сточных водах от дозы коагулянта.

Величина коэффициента K_2 может быть определена по уравнению

$$K_2 = A \cdot D_{\kappa}^B, \quad (3.12)$$

где D_{κ} – доза коагулянта по товарному продукту, мг/л; A и B – коэффициенты.

Коэффициенты A и B в уравнении (3.12) определялись по методу наименьших квадратов по формулам

$$B = \frac{\sum_{i=1}^n \ln D_{\kappa} \cdot \sum_{i=1}^n \ln K_2 - n \cdot \sum_{i=1}^n \ln D_{\kappa} \ln K_2}{\left(\sum_{i=1}^n \ln D_{\kappa} \right)^2 - n \sum_{i=1}^n (\ln D_{\kappa})^2}; \quad (3.13)$$

$$A = \exp \frac{\sum_{i=1}^n \ln K_2 - B \sum_{i=1}^n \ln D_{\kappa}}{n}. \quad (3.14)$$

Решение уравнений (3.13), (3.14) позволяло получить следующие математические зависимости:

1. Для концентрации взвешенных веществ в сточных водах, обработанных сульфатом алюминия при дозе $D_{\text{са}} = 40\text{--}240$ мг/л:

$$K_2 = 18,276 \cdot D_{\text{са}}^{-0,965};$$

в сточных водах, обработанных полиоксихлоридом алюминия при дозе $D_{\text{поха}} = 20\text{--}120$ мг/л:

$$K_2 = 81,9 \cdot D_{\text{поха}}^{-1,689}.$$

Величина коэффициента $K_1 = 0,91$.

2. Для ХПК в сточных водах, обработанных сульфатом алюминия при дозе $D_{\text{са}} = 40\text{--}240$ мг/л:

$$K_2 = 3,211 \cdot D_{\text{са}}^{-0,333}.$$

в сточных водах, обработанных полиоксихлоридом алюминия при дозе $D_{\text{поха}} = 20\text{--}120$ мг/л:

$$K_2 = 3,261 \cdot D_{\text{поха}}^{-0,419}.$$

Величина коэффициента $K_1 = 0,92$.

3. Для БПК₅ в сточных водах, обработанных сульфатом алюминия при дозе $D_{\text{са}} = 40\text{--}240$ мг/л:

$$K_2 = 5,267 \cdot D_{\text{са}}^{-0,482};$$

в сточных водах, обработанных полиоксихлоридом алюминия при дозе $D_{\text{поха}} = 20\text{--}120$ мг/л:

$$K_2 = 5,367 \cdot D_{\text{поха}}^{-0,623}.$$

Величина коэффициента $K_1 = 0,94$.

4. Для фосфатов в сточных водах, обработанных сульфатом алюминия при дозе $D_{\text{са}} = 40\text{--}240$ мг/л:

$$K_2 = 2,12 \cdot D_{\text{са}}^{-0,229};$$

в сточных водах, обработанных полиоксихлоридом алюминия при дозе $D_{\text{поха}} = 20\text{--}120$ мг/л:

$$K_2 = 2,093 \cdot D_{\text{поха}}^{-0,305}.$$

Величина коэффициента $K_1 = 0,94$.

Проведенный анализ показал, что полученные математические зависимости адекватно описывают процесс снижения концентрации загрязняющих веществ в сточных водах, прошедших коагуляционную обработку.

Выводы

1. Полиоксихлорид алюминия (ПОХА) является более эффективным коагулянтом по сравнению с сульфатом алюминия (порог коагуляции для сульфата алюминия 200 мг/л, для полиоксихлорид алюминия 60 мг/л).

2. При использовании пневматического перемешивания в процессе хлопьеобразования повышается эффективность коагуляционной очистки сточных вод на 4–7 %.

3. Метод коагуляционной обработки сточных вод не обеспечивает эффективного удаления ионов аммония (эффект очистки не превышает 23 %).

4. При коагуляционной обработке сточных вод с использованием полиоксихлорида алюминия и флокулянта КП-555 содержание взвешенных веществ снижается на 91,3 %; ХПК – на 55 %; БПК₅ – на 69 %; фосфатов – на 51 %.

5. Применение полиоксихлорида алюминия взамен сульфата алюминия позволяет уменьшить объем образующегося в процессе коагуляционной обработки хозяйственно-бытовых сточных вод осадка с 4,2 до 2,2 %.

4. ЛАБОРАТОРНЫЕ ИССЛЕДОВАНИЯ ТЕХНОЛОГИИ ГЛУБОКОЙ ДООЧИСТКИ ХОЗЯЙСТВЕННО-БЫТОВЫХ СТОЧНЫХ ВОД МЕТОДОМ КАТАЛИТИЧЕСКОГО ОКИСЛЕНИЯ

4.1. Программа и методики проведения лабораторных исследований технологии глубокой доочистки хозяйственно-бытовых сточных вод

4.1.1. Описание установки для проведения исследований технологии глубокой доочистки хозяйственно-бытовых сточных вод

Исследование технологии глубокой доочистки хозяйственно-бытовых сточных вод проводилось на полупроизводственной установке, смонтированной на территории канализационных очистных сооружений п. Вазерки. Схема установки представлена на рис. 4.1.

Установка включала в себя: модельный отстойник с камерой хлопьеобразования; модельный биофильтр-нитрификатор; контактный резервуар; модельный фильтр с каркасно-засыпной загрузкой; реагентное хозяйство.

В отстойнике осуществлялась коагуляционная обработка сточных вод, позволяющая удалить мелкодисперсные и коллоидные загрязнения. Поскольку в ходе коагуляционной обработки сточных вод не удается удалить из них аммонийный азот, было принято решение использовать технологию глубокой доочистки сточных вод, предложенную Н.А. Залетовой [17]. В соответствии с этой технологией предварительно очищенные сточные воды подвергаются обработке на биофильтре с плавающей загрузкой из вспененного полистирола. В биофильтре протекают процессы нитрификации, в результате чего осуществляется биологическое окисление солевого аммония до нитритов и нитратов.

В контактном резервуаре происходит обеззараживание сточных вод раствором гипохлорита натрия, каталитическое окисление оставшихся трудноокисляемых органических загрязнений, дехлорирование сточных вод и глубокое удаление фосфатов.

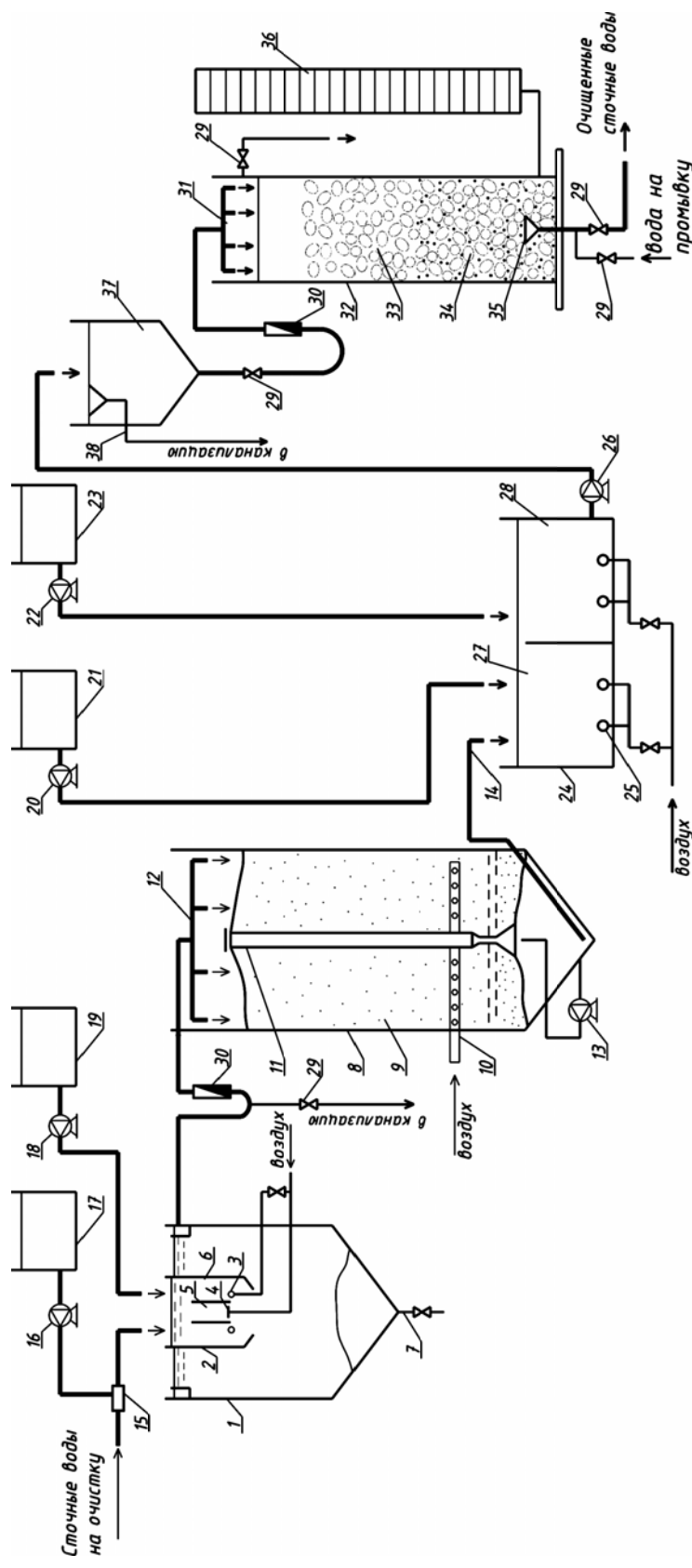


Рис. 4.1. Схема установки для исследования технологии глубокой доочистки сточных вод:

1 – отстойник; 2 – камера хлопьеобразования с пневматическим перемешиванием; 3 – мелкопузырчатое диспергирующее устройство; 4 – воздуховораспределительное устройство эрлифтной зоны; 5 – эрлифтная зона; 6 – зона микромасштабного перемешивания; 7 – патрубок отвода осадка; 8 – биофильтр-нитрификатор; 9 – полистирольная загрузка; 10 – воздушная труба; 11 – центральная труба; 12 – распределительная система подачи сточных вод на биофильтр-нитрификатор; 13 – насос рециркуляционного потока; 14 – отвод сточных вод с биофильтр-нитрификатора; 15 – шайбовый смеситель; 16 – насос-дозатор коагулянта; 17 – расходный бак коагулянта; 18 – насос-дозатор флокулянта; 19 – расходный бак флокулянта; 20 – насос-дозатор гипохлорита натрия; 21 – расходный бак гипохлорита натрия; 22 – насос-дозатор железного купороса; 23 – расходный бак железного купороса; 24 – контактный резервуар; 25 – система барботирования; 26 – насос перекачивания сточных вод в бак постоянного уровня воды; 27 – контактный резервуар; 28 – каталитическое отделение; 29 – запорная арматура; 30 – ротаметр; 31 – распределительная система фильтра; 32 – фильтр с каркаснозасыпной загрузкой; 33 – гравийный каркас; 34 – песчаная загрузка; 35 – фильтрующий элемент (щелевой колпачок); 36 – щит с пьезометрами; 37 – бак постоянного уровня воды; 38 – переливной трубопровод

Окончательная доочистка сточных вод осуществляется на фильтре с каркасно-засыпной загрузкой. В качестве каркаса используется гравий крупностью 50–70 мм, в поры которого засыпается песок диаметром 1,2–1,6 мм.

В качестве фильтрующего элемента в фильтре применялся щелевой колпачок ФЭЛ-0,4-15-1-Н, выпускаемый по ТУ-3113-002-046883-93-96 с шириной щелей 0,4 мм.

4.1.2. Программа и методика проведения лабораторных исследований технологии глубокой доочистки хозяйственно-бытовых сточных вод

Целью проведения лабораторных исследований технологии глубокой доочистки хозяйственно-бытовых сточных вод является установление влияния режимов обработки сточных вод – гидравлической нагрузки на биофильтр-нитрификатор и концентрации активного хлора в контактном резервуаре – на концентрацию загрязняющих веществ в очищенных сточных водах.

В ходе проведения лабораторных исследований определялись:

1) зависимость концентрации ионов аммония, нитритов и нитратов в сточных водах на выходе с биофильтра-нитрификатора от величины гидравлической нагрузки;

2) зависимость концентрации органических загрязнений (БПК, ХПК) в сточных водах на выходе с биофильтра-нитрификатора от величины гидравлической нагрузки;

3) зависимость концентрации взвешенных веществ и фосфатов в сточных водах на выходе с фильтра от величины концентрации гипохлорита натрия в контактном резервуаре C_{NaOCl} ;

4) зависимость концентрации органических загрязнений (БПК, ХПК) в сточных водах на выходе с фильтра от величины концентрации гипохлорита натрия в контактном резервуаре C_{NaOCl} .

Лабораторные исследования технологии глубокой доочистки хозяйственно-бытовых сточных вод проводились в два этапа. На первом этапе изучалось влияние величины гидравлической нагрузки q_s на биофильтр-нитрификатор на эффективность очистки сточных вод.

На втором этапе исследовалось влияние величины скорости фильтрования сточных вод на каркасно-засыпном фильтре $v_{\text{ф}}$ на эффективность их очистки.

Коагуляционная очистка сточных вод осуществлялась в отстойнике 1 (см. рис. 4.1) с камерой хлопьеобразования 2. Концентрация коагулянта «АКВА-АУРАТ 30» поддерживалась насосом-дозатором 16 и составляла 70 мг/л. Концентрация флокулянта (КП-555) задавалась производительностью насоса-дозатора 18 и составляла 1 мг/л. Сточные воды на выходе из отстойника содержали загрязняющие вещества в следующих концентрациях: взвешенные вещества – 17 мг/л; БПК₅ – 26 мг/л; ХПК – 90 мг/л; NH_4^+ – 10,2 мг/л; PO_4^{3-} – 1,8 мг/л; NO_2^- – 0 мг/л; NO_3^- – 0 мг/л.

Расход сточных вод, подаваемых на биофильтр-нитрификатор 8 регулировался вентилем 29 и измерялся ротаметром 30.

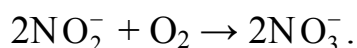
Биофильтр-нитрификатор 8 имел цилиндрический корпус с коническим днищем. Корпус изготовлен из прозрачного оргстекла. В качестве загрузочного материала для биофильтра использовался вспененный полистирол с диаметром гранул 6–10 мм. Высота загрузки биофильтра 2 м. Над загрузкой расположено оросительное устройство 12, равномерно распределяющее сточные воды по поверхности биофильтра. Уровень жидкости в биофильтре поддерживается переливным трубопроводом 14.

Так как плотность гранул пенополистирола значительно меньше плотности воды, загрузочный материал плавает на поверхности воды и находится в незатопленном состоянии. Для поддержания аэробных условий в загрузке биофильтра и обеспечения биологических процессов кислородом в нижнюю часть биофильтра через воздухопроводные трубы 10 от вентилятора подавался воздух. Удельный расход воздуха в соответствии с рекомендациями [17] поддерживался на уровне 5 м³ на 1 м³ обрабатываемых сточных вод. При фильтрации через плавающую загрузку биофильтра сточные воды подвергались биологической очистке, в процессе которой происходило биологическое окисление органических веществ и окисление аммонийного азота – процесс нитрификации. Процесс нитрификации осуществляется нитрифицирующими бактериями, которые представляют собой автотрофные микроорганизмы, не требующие для своего развития органических веществ. Необходимую для своего существования энергию эти микроорганизмы получают в результате окисления аммонийного азота кислородом воздуха, катализируя этот процесс посредством своего ферментативного аппарата.

Первая фаза нитрификации – реакция окисления аммонийного азота в нитриты выражается следующим уравнением:

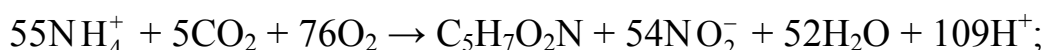


При второй фазе нитрификации происходит окисление нитритов в нитраты

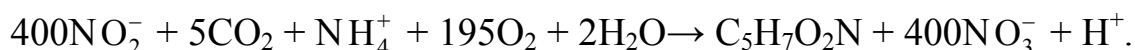


Реакция ассимиляции углекислоты в клеточное вещество с эмпирической формулой $\text{C}_5\text{H}_7\text{O}_2\text{N}$ нитрифицирующими бактериями выражается следующим уравнением:

- для I фазы



- для II фазы



Из приведенных уравнений следует, что при окислении 20 мг/л аммонийного азота синтезируется около 3,3 мг/л клеточной массы и потребляется 84 мг/л кислорода воздуха. Около 2 % начального азота идет на образование клеточной массы, а остальное количество окисляется в нитратный азот.

Отмывка загрузки биофильтра-нитрификатора от избыточной пленки осуществляется автоматически при движении нижних слоев от периферии к центру в процессе работы гидроэлеватора, установленного на центральной трубе 11. К гидроэлеватору под давлением подается рабочая жидкость, перекачиваемая насосом 13, и происходит подсасывание жидкости с гранулами пенополистирола. Пенополистирольная загрузка перекачивается по центральной трубе в верхние слои загрузки, что обеспечивает непрерывное движение загрузки биофильтра. Передвижение загрузки по высоте биофильтра обеспечивает равномерное распределение биопленки в теле биофильтра. Избыточная биопленка выносятся вместе с очищенными сточными водами через переливной патрубок 14.

На втором этапе исследований изучалось влияние величины концентрации гипохлорита натрия в контактном резервуаре на эффек-

тивность очистки при скорости фильтрования сточных вод через каркасно-засыпной фильтр $v_{\phi} = 2$ м/ч.

Гипохлорит натрия нарабатывался из раствора поваренной соли в электролизере с нерастворимыми электродами (ОРТА).

Концентрация гипохлорита натрия в сточных водах в контактном отделении поддерживалась на уровне 2; 4; 6; 8; 10; 12; 14 мг/л. Перемешивание сточных вод осуществлялось пневматическим способом. Время контакта сточных вод с активным хлором 30 минут. В каталитическое отделение 28 контактного резервуара 24 насосом-дозатором 22 подавался раствор сульфата железа. Сульфат железа(II) в присутствии гидрокарбонатов окисляется гипохлоритом натрия по реакции.



На окисление 1 мг железного купороса расходуется по стехиометрии 0,71 мг гипохлорита натрия.

Концентрация сульфата железа в сточных водах поддерживалась на уровне 30 мг/л. Продолжительность каталитической обработки сточных вод 30 минут.

Из каталитического отделения контактного резервуара сточные воды насосом перекачивались в бак постоянного уровня воды 37.

Расход воды, подаваемый на фильтр, изменялся вентилем 29 и измерялся ротаметром 30.

Потери напора в фильтре измерялись пьезометрами 36.

4.2. Результаты лабораторных исследований комбинированной технологии очистки хозяйственно-бытовых сточных вод

Результаты экспериментальных исследований зависимостей концентрации азота аммонийного, нитратов, нитритов в сточных водах на выходе с биофильтра-нитрификатора от величины гидравлической нагрузки q_s представлены в виде графиков, изображенных на рис. 4.2.

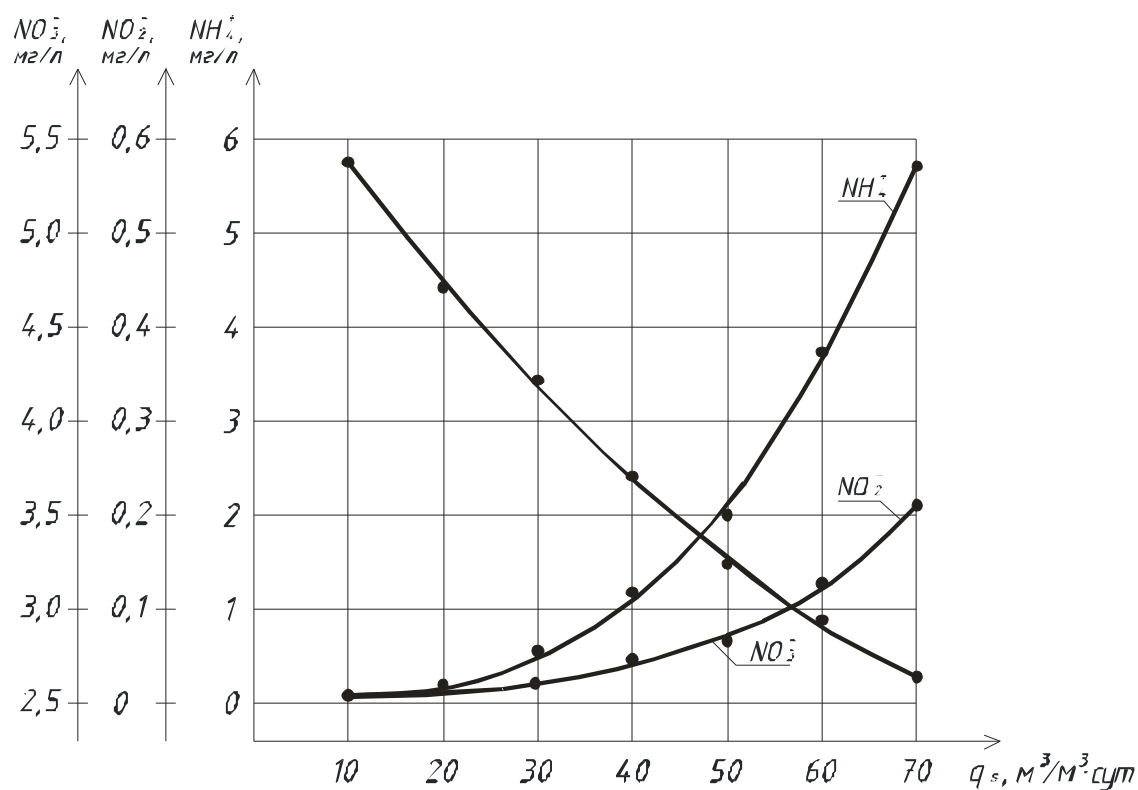


Рис. 4.2. Результаты экспериментальных исследований зависимостей концентрации азота аммонийного, нитратов, нитритов в сточных водах на выходе с биофильтра-нитрификатора от величины гидравлической нагрузки q_s

Результаты экспериментальных исследований зависимостей концентрации фосфатов, ХПК, БПК₅ в сточных водах на выходе с биофильтра-нитрификатора от величины гидравлической нагрузки q_s приведены на рис. 4.3.

Результаты экспериментальных исследований зависимостей концентрации органических загрязнений (ХПК, БПК₅) в сточных водах на выходе с фильтра при скорости фильтрования $v_{\phi} = 2$ м/ч от величины концентрации гипохлорита натрия в контактном резервуаре представлены на рис. 4.4.

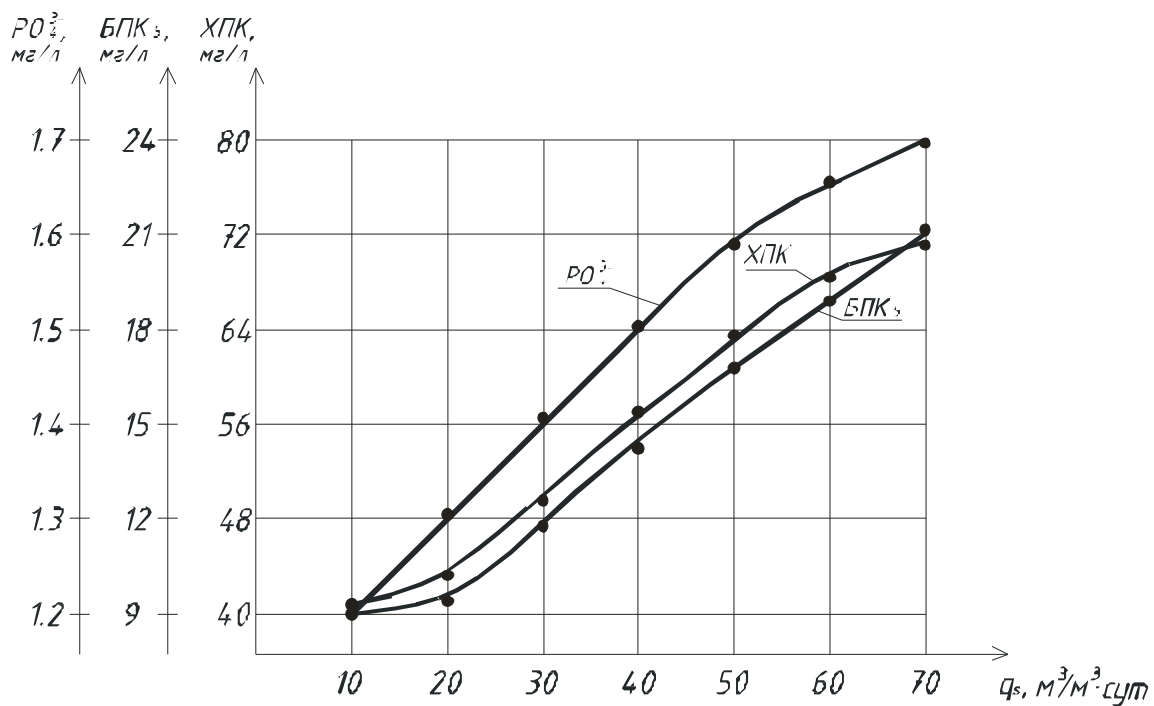


Рис. 4.3. Результаты экспериментальных исследований зависимостей концентрации фосфатов, ХПК, БПК₅ в сточных водах на выходе с биофильтра-нитрификатора от величины гидравлической нагрузки q_s

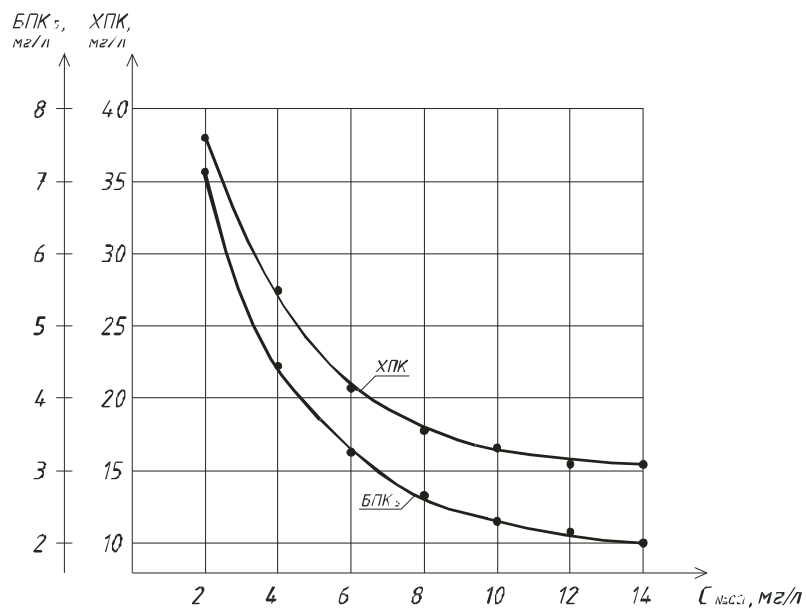


Рис. 4.4. Результаты экспериментальных исследований зависимостей концентрации органических загрязнений (ХПК, БПК₅) в сточных водах на выходе с фильтра при скорости фильтрования $v_{\phi} = 2$ м/ч от величины концентрации гипохлорита натрия в контактном резервуаре

Результаты экспериментальных исследований зависимостей концентрации взвешенных веществ и фосфатов в сточных водах на выходе с фильтра при скорости фильтрования $v_{\phi} = 2$ м/ч от величины концентрации гипохлорита натрия в контактном резервуаре представлены в виде графиков, изображенных на рис. 4.5.

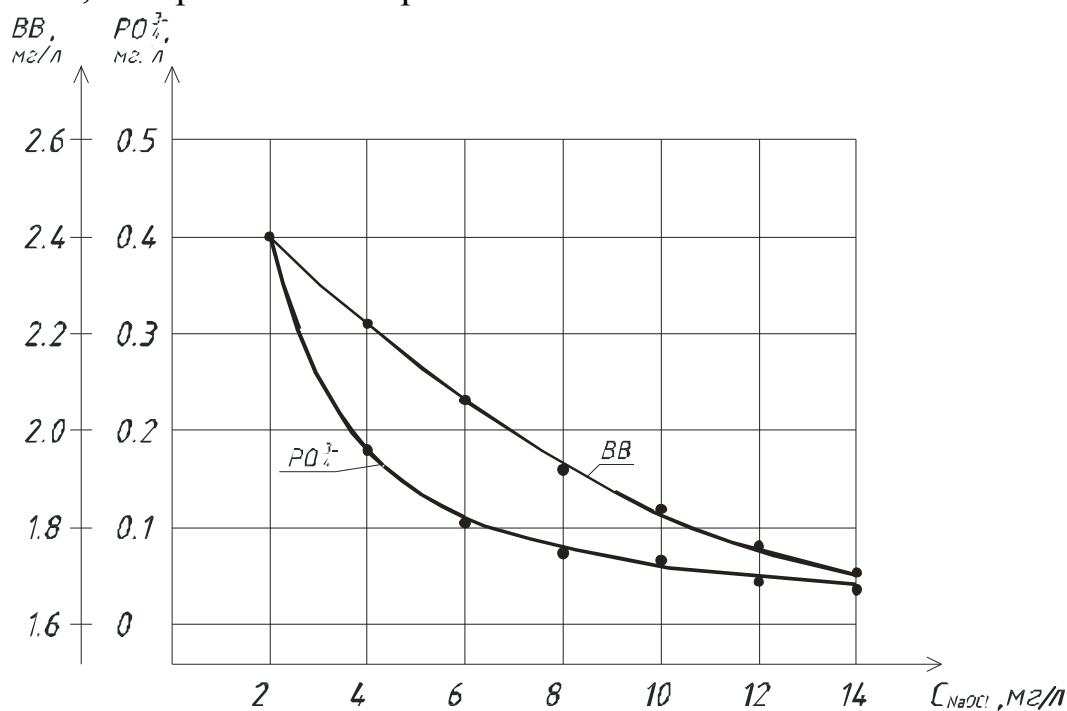


Рис. 4.5. Результаты экспериментальных исследований зависимостей концентрации взвешенных веществ и фосфатов в сточных водах на выходе с фильтра при скорости фильтрования $v_{\phi} = 2$ м/ч от величины концентрации гипохлорита натрия в контактном резервуаре

Анализируя полученные данные, можно сделать следующие выводы:

1. Использование биофильтра-нитрификатора позволяет эффективно снижать концентрацию ионов аммония.
2. При гидравлической нагрузке на биофильтр-нитрификатор $20 \text{ м}^3/(\text{м}^2 \cdot \text{сут})$ концентрация загрязняющих веществ в сточных водах на выходе из сооружения снижается по показателям: азот аммонийный – в 73 раза; ХПК – в 2,2 раза; БПК₅ – в 2,9 раза.
3. Каталитическая обработка сточных вод с использованием гипохлорита натрия и железного купороса с последующим фильтрованием на каркасно-засыпном фильтре позволяет уменьшить концентрацию

загрязняющих веществ в очищенных сточных водах по: ХПК – в 2,5 раза; БПК₅ – в 4 раза; фосфатам – в 20 раз; взвешенным веществам – в 19 раз.

4. Для комбинированной очистки хозяйственно-бытовых сточных вод рекомендуются следующие технологические показатели:

1 – гидравлическая нагрузка на биофильтр-нитрификатор $20 \text{ м}^3/(\text{м}^2 \cdot \text{сут})$;

2 – удельный расход воздуха, подаваемого на биофильтр-нитрификатор $5 \text{ м}^3/\text{м}^3$;

3 – концентрация гипохлорита натрия в контактном резервуаре 10 мг/л ;

4 – концентрация железного купороса в контактном резервуаре 30 мг/л ;

5 – скорость фильтрования сточных вод через каркасно-засыпной фильтр 2 м/ч .

4.3. Математическое моделирование комбинированной технологии физико-химической очистки хозяйственно-бытовых сточных вод

Достоверность полученных экспериментальных данных оценивалась по методике описанной в подразд. 3.4.

Коэффициент вариации во всех случаях не превышал 5 %, что свидетельствует о достоверности полученных результатов.

Обработка полученных данных с использованием метода наименьших квадратов позволила получить следующие математические зависимости:

✓ изменение концентрации ионов аммония на выходе с биофильтра-нитрификатора

$$C_{\text{NH}_4^+} = C_{\text{NH}_4^+}^0 \cdot 2,062 \cdot 10^{-6} \cdot q_s^{2,945}, \quad (4.1)$$

где $C_{\text{NH}_4^+}^0$ – концентрация ионов аммония на входе в биофильтр-нитрификатор, мг/л; q_s – гидравлическая нагрузка на биофильтр-нитрификатор ($q_s = 10\text{-}70 \text{ м}^3/(\text{м}^2 \cdot \text{сут})$);

✓ изменение ХПК на выходе с биофильтра-нитрификатора

$$C_{\text{ХПК}} = C_{\text{ХПК}}^0 \cdot 0,157 \cdot q_s^{0,381}, \quad (4.2)$$

где $C_{\text{ХПК}}^0$ – ХПК на входе в биофильтр-нитрификатор, мг/л;

✓ изменение БПК₅ на выходе с биофильтра-нитрификатора

$$C_{\text{БПК}_5} = C_{\text{БПК}_5}^0 \cdot 0,047 \cdot q_s^{0,670}, \quad (4.3)$$

где $C_{\text{БПК}_5}^0$ – БПК₅ на входе в биофильтр-нитрификатор, мг/л

✓ изменение концентрации фосфатов на выходе с биофильтра-нитрификатора

$$C_{\text{PO}_4^{3-}} = C_{\text{PO}_4^{3-}}^0 \cdot 0,380 \cdot q_s^{0,213}, \quad (4.4)$$

где $C_{\text{PO}_4^{3-}}^0$ – концентрация фосфатов на входе в биофильтр-нитрификатор, мг/л;

✓ изменение концентрации ХПК на выходе с каркасно-засыпного фильтра

$$C_{\text{ХПК}} = C_{\text{ХПК}}^0 \cdot 1,331 \cdot C_{\text{NaOCl}}^{-0,522}, \quad (4.5)$$

где $C_{\text{ХПК}}^0$ – концентрация ХПК в сточных водах на входе в контактный резервуара, мг/л; C_{NaOCl} – концентрация гипохлорита натрия в контактном резервуаре $C_{\text{NaOCl}} = 2\text{--}14$ мг/л;

✓ изменение концентрации БПК₅ на выходе с каркасно-засыпного фильтра

$$C_{\text{БПК}_5} = C_{\text{БПК}_5}^0 \cdot 1,279 \cdot C_{\text{NaOCl}}^{-0,709}, \quad (4.6)$$

где $C_{\text{БПК}_5}^0$ – концентрация БПК₅ в сточных водах на входе в контактный резервуара, мг/л;

✓ изменение концентрации фосфатов на выходе с каркасно-засыпного фильтра

$$C_{\text{PO}_4^{3-}} = C_{\text{PO}_4^{3-}}^0 \cdot 0,755 \cdot C_{\text{NaOCl}}^{-1,179}, \quad (4.7)$$

где $C_{\text{PO}_4^{3-}}^0$ – концентрация фосфатов в сточных водах на входе в контактный резервуар, мг/л.

Выводы

1. Применение биофильтра-нитрификатора позволяет эффективно снижать концентрацию ионов аммония.

2. При гидравлической нагрузке на биофильтр-нитрификатор $20 \text{ м}^3/(\text{м}^2 \cdot \text{сут})$ концентрация загрязняющих веществ в сточных водах на выходе из сооружения снижается по показателям: азот аммонийный – в 73 раза; ХПК – в 2,2 раза; БПК₅ – в 2,9 раза.

3. Каталитическая обработка сточных вод с использованием гипохлорита натрия и железного купороса с последующим фильтрованием на каркасно-засыпном фильтре позволяет уменьшить концентрацию загрязняющих веществ в очищенных сточных водах по показателям: ХПК – в 2,5 раза; БПК₅ – в 4 раза; фосфатам – в 20 раз; взвешенным веществам – в 19 раз.

4. Рациональными для предложенной комбинированной технологии очистки хозяйственно-бытовых сточных вод являются следующие технологические показатели:

1 – гидравлическая нагрузка на биофильтр-нитрификатор $q_s = 20 \text{ м}^3/(\text{м}^2 \cdot \text{сут})$;

2 – удельный расход воздуха, подаваемого на биофильтр-нитрификатор, $q_{\text{воз}} = 5 \text{ м}^3/\text{м}^3$;

3 – концентрация гипохлорита натрия в контактном резервуаре $C_{\text{NaOCl}} = 10 \text{ мг/л}$;

4 – концентрация железного купороса в контактном резервуаре $C_{\text{FeSO}_4} = 30 \text{ мг/л}$;

5 – скорость фильтрования сточных вод через каркасно-засыпной фильтр $v_{\text{ф}} = 2 \text{ м/ч}$.

5. ОПРЕДЕЛЕНИЕ ЭКОНОМИЧЕСКОЙ ЭФФЕКТИВНОСТИ ВНЕДРЕНИЯ ПРЕДЛАГАЕМОЙ ТЕХНОЛОГИИ

Предполагается внедрение комбинированной технологии очистки сточных вод населенного пункта на компактных очистных сооружениях физико-химической очистки производительностью $Q_{\text{сут}} = 100 \text{ м}^3/\text{сут}$.

Рекомендованная доза коагулянта полиоксихлорида алюминия («АКВА-АУРАТ 30») при коагуляционной обработке сточных вод составляет $D_k = 70 \text{ мг/л}$, флокулянта $D_f = 1 \text{ мг/л}$. Суточный расход реагентов при расходе сточных вод $Q_{\text{сут}} = 100 \text{ м}^3/\text{сут}$ рекомендуется определять по формулам:

Расход коагулянта

$$M_k = \frac{D_k \cdot Q_{\text{сут}}}{1000}, \text{ кг/сут.} \quad (5.1)$$

Расход флокулянта

$$M_f = \frac{D_f \cdot Q_{\text{сут}}}{1000}, \text{ кг/сут.} \quad (5.2)$$

При $Q_{\text{сут}} = 100 \text{ м}^3/\text{сут}$

$$M_k = \frac{70 \cdot 100}{1000} = 7 \text{ кг/сут.};$$

$$M_f = \frac{1 \cdot 100}{1000} = 0,1 \text{ кг/сут.}$$

Суточный расход гипохлорита натрия при дозе $D_g = 10 \text{ мг/л}$

$$M_g = \frac{D_g \cdot Q_{\text{сут}}}{1000} = \frac{10 \cdot 100}{1000} = 1 \text{ кг/сут.} \quad (5.3)$$

Затраты на эксплуатацию канализационных очистных сооружений, работающих по комбинированной схеме очистки сточных вод, в основном определяются стоимостью реагентов.

При цене коагулянта $C_k = 25 \text{ руб./кг}$; флокулянта $C_f = 120 \text{ руб./кг}$; гипохлорита натрия $C_g = 13,65 \text{ руб./кг}$ суточные эксплуатационные расходы составят:

$$\begin{aligned} P^1_{\text{сут}} &= M_k C_k + M_f C_f + M_g C_g = \\ &= 7 \cdot 25 + 0,1 \cdot 120 + 1 \cdot 13,5 = 200,65 \text{ руб./сут.} \end{aligned} \quad (5.4)$$

Себестоимость обработки 1 м³ сточных вод

$$\Pi = \frac{P_{\text{сут}}}{Q_{\text{сут}}} = \frac{200,65}{100} = 2,01 \text{ руб./сут.} \quad (5.5)$$

Суточные эксплуатационные расходы

$$P_{\text{сут}}^2 = Q_{\text{сут}} \cdot \Pi_c = 100 \cdot 2,01 = 201 \text{ руб./сут.} \quad (5.6)$$

Годовой эффект от внедрения предлагаемой технологии в ценах 2010 года составил

$$\begin{aligned} \Xi &= 365 (P_{\text{сут}}^1 - P_{\text{сут}}^2) = 365 (201 - 200,65) = \\ &= 127,75 \text{ тыс. руб./год.} \end{aligned} \quad (5.7)$$

Среднегодовой экономический эффект от планируемого внедрения технологии комбинированной очистки хозяйственно-бытовых сточных вод составил более 127 тыс. руб. в ценах 2013 года.

БИБЛИОГРАФИЧЕСКИЙ СПИСОК

1. Алекберов, В.В. Очистка сточных вод от аммонийного азота с применением цеолита [Текст] / В.В. Алекберов, Л.В. Лебеда, Л.В. Яременко // Экспресс-информация. – М.: ЦНТИ МЖКХ РСФСР, 1986. – Вып. 3. – №14.
2. Апельцина, Е.И. Повышение эффективности процесса смешения реагентов с водой [Текст] / Е.И. Апельцина, Ю.И. Вейцер, Л.П. Рыбакова // Научные труды АКХ. – М.: ОНТИ АКХ, 1980. – т. 177.
3. Апельцина, Е.П. Электрохимические методы в технологии очистки природных и сточных вод [Текст]: обзор / Е.И. Апельцина. – М.: ЦНИС ГОССТРОЙ СССР, 1971. – 49 с.
4. Афанасьева, А.Ф. Очистка хозяйственно-бытовых сточных вод на компактных установках [Текст] / А.Ф. Афанасьева, А.П. Иванов, А.Е. Ловцов // Водоснабжение и санитарная техника. – 2003. – №11.
5. Ахназарова, С.А. Методы оптимизации в химической технологии [Текст] / С.А. Ахназарова, В.В. Кафаров. – М.: Высшая школа, 1985. – 327 с.
6. Бабенков, Е.Д. Очистка воды коагулянтами [Текст] / Е.Д. Бабенков. – М.: Наука, 1977. – 356 с.
7. Баранова, А.Г. Практикум по химии воды [Текст] / А.Г. Баранова, П.Р. Таубе. – Пенза: ПГАСА, 1997.
8. Вейцер, Ю.И. Высокомолекулярные флокулянты в процессах очистки природных и сточных вод [Текст] / Ю.И. Вейцер, Д.М. Минц. – М.: Стройиздат, 1984.
9. Вейцер, Ю.И. Оптимальные условия образования хлопьев при коагулировании сточных вод [Текст] / Ю.И. Вейцер, Г.Н. Луценко, А.И. Цветкова // Водоснабжение и санитарная техника. – 1975. – №9.
10. Викарский, М.С. Планирование экспериментов в технологических исследованиях [Текст] / М.С. Викарский, М.В. Лурье. – Киев, 1975. – 380 с.
11. Водоотведение и очистка сточных вод [Текст] / С.В. Яковлев [и др.]. – М.: Стройиздат, 1996. – 591 с.
12. Водоотводящие системы промышленных предприятий [Текст] / С.В. Яковлев [и др.]. – М.: Стройиздат, 1990. – 511 с.

13. Духин, С.С. Теория поляризации двойного слоя и ее влияние на электрокинетические и электрооптические явления и диэлектрическую проницаемость дисперсных систем [Текст] / С.С. Духин, Н.М. Семенихин // Коллоидный журнал. – 1970. – Т.32. – С. 360–368.

14. Евдокимов, С.В. Кинетика и механизм разряда – ионизации хлора на электродах ОРТА [Текст] / С.В. Евдокимов, М.М. Печорский, В.В. Городецкий // Малоизнашиваемые аноды и применение их в электрохимических процессах: тез. докл. V Всесоюз. совещ. – М.: ЦП ВХО им. Д.И. Менделеева, 1984. – С. 8–9.

15. Журба, М.Г. Основы процессов и техника доочистки сточных вод фильтрованием [Текст] / М.Г. Журба. – Кишинев: Молдагроинформ, 1990.

16. Зайцев, Д.В. Обеспечение войск водой [Текст] / Д.В. Зайцев, Р.Н. Дубровин, И.Г. Калугин. – М.: Издание ВИА, 1971.

17. Залетова, Н.А. Очистка городских сточных вод от биогенных веществ (соединений азота и фосфора) [Текст]: дис. ... д-ра техн. наук / Н.А. Залетова. – М., 1999.

18. Запольский, А.К. Коагулянты и флокулянты в процессах очистки воды [Текст] / А.К. Запольский, А.А. Баран. – Л.: Химия, 1987.

19. Запольский, А.К. Коагулянты и флокулянты в процессах очистки воды [Текст] / А.К. Запольский, А.А. Баран. – Л.: Химия, 1987. – 208 с.

20. Исследование процессов смешения и хлопьеобразования при очистке сточных вод с применением катионных флокулянтов [Текст] / И.Н. Мясников [и др.]. // Методы физико-химической очистки промышленных сточных вод: тр. ВНИИ ВОДГЕО. – М., 1981.

21. Казарян, В.А. Станции глубокой очистки сточных вод «Нептун» [Текст] / В.А. Казарян, Н.А. Терентьева, С.Н. Чекалова // Водоснабжение и санитарная техника. – 2002. – №2.

22. Калицун, В.И. Лабораторный практикум по канализации [Текст] / В.И. Калицун, Ю.М. Ласков. – М.: Стройиздат, 1978. – 78 с.

23. Канализация населенных мест и промышленных предприятий [Текст]: справочник проектировщика / под ред. В.Н. Самохина. – 2-е изд.. – М.: Стройиздат, 1981. – 639 с.

24. Кафаров, В.В. Математическое моделирование основных процессов химических производств [Текст] / В.В. Кафаров, М.Е. Глебов. – М.: Высшая школа, 1991.

25. Кафаров, В.В. Основы массопередачи [Текст]: учеб. пособие для вузов / В.В. Кафаров. – М.: Высшая школа, 1979.
26. Коагуляционные контакты в дисперсных системах [Текст] / В.В. Яминский [и др.]. – Л.: Химия, 1982.
27. Когановский, А.М. Физико-химические методы очистки промышленных сточных вод от поверхностно-активных веществ [Текст] / А.М. Когановский, Н.А. Клименко. – К.: Наукова думка, 1974. – 156 с.
28. Компактные установки «Бриз» [Текст] / С.В. Яковлев [и др.] // Водоснабжение и санитарная техника. – 1996. – №11.
29. Краснобородько, И.Г. Деструктивная очистка сточных вод от красителей [Текст] / И.Г. Краснобородько. – Л.: Химия, 1988.
30. Краснобородько, И.Г. Кинетические закономерности удаления аминоактивных ПАВ методом комбинированной электрокаталитической обработки [Текст] / И.Г. Краснобородько, В.В. Кузнецов // Извлечение из сточных вод и использование ценных веществ в системах водоотведения: Межвуз. темат. сб. тр. – Л.: ЛИСИ, 1986. – С. 64–70.
31. Краснобородько, И.Г. Электрохимическая очистка сточных вод [Текст]: учеб. пособие / И.Г. Краснобородько, Е.С. Светашова. – Л.: ЛИСИ, 1978. – 89 с.
32. Куликов, Н.И. Малогабаритные канализационные очистные установки для села [Текст] / Н.И. Куликов, Н.И. Зотов // Водоснабжение и санитарная техника. – 1997. – №6.
33. Кульский, Л.А. Технология очистки природных вод [Текст] / Л.А. Кульский, П.П. Строкач. – Киев: Вища школа, 1981. – 352 с.
34. Кутателадзе, С.С. Гидродинамика газожидкостных систем [Текст] / С.С. Кутателадзе, М.А. Стырикович. – 2-е изд., перераб. и доп. – М.: Энергия, 1976.
35. Ласков, Ю.М. Удаление синтетических поверхностно – активных веществ методами флотации [Текст] / Ю.М. Ласков, В.И. Кондратовичус // Изв. высших учебных заведений. Строительство и архитектура. – 1969. – №4. – С. 141.
36. Левич, В.Г. Физико-химическая гидродинамика [Текст] / В.Г. Левич. – М.: Физматгиз, 1959.
37. Лукиных, Н.А. Методы доочистки сточных вод [Текст] / Н.А. Лукиных, Б.Л. Липман, В.П. Криштул. – М.: Стройиздат, 1978. – 160 с.
38. Лурье, Ю.Ю. Аналитическая химия промышленных сточных вод [Текст] / Ю.Ю. Лурье. – М.: Химия, 1984.

39. Луценко, Г.Н. Физико-химическая очистка городских сточных вод [Текст] / Г.Н. Луценко, А.И. Цветкова, И.Ш. Свердлов. – М.: Стройиздат, 1984. – 88 с.
40. Маркизов, В.И. Очистка воды коагулянтами [Текст] / В.И. Маркизов. – М.: МКХ РСФСР, 1954. – 12 с.
41. Медриш, Г.Я. Обеззараживание природных и сточных вод с использованием электролиза [Текст] / Г.Я. Медриш, А.А. Тейшева, Д.Л. Басин. – М.: Стройиздат, 1982. – 80 с.
42. Мельдер, Х.А. Малогабаритные канализационные очистные установки [Текст] / Х.А. Мельдер, Л.Л. Пааль. – М.: Стройиздат, 1987. – 136 с.
43. Минц, Д.М. Теоретические основы технологии очистки воды [Текст] / Д.М. Минц. – М.: Стройиздат, 1964. – 156 с.
44. Морозова, К.М. Комплектные сооружения для глубокой очистки сточных вод [Текст] / К.М. Морозова, Я.З. Стоник // Водоснабжение и санитарная техника. – 1993. – №1.
45. Мочалов, И.П. Применение физико-химических методов очистки сточных вод малых населенных мест Сибири [Текст] / И.П. Мочалов // Водоснабжение и санитарная техника. – 2004. – №10.
46. Мочалов, И.П. Очистка и обеззараживание сточных вод малых населенных мест (в условиях Крайнего Севера) [Текст] / И.П. Мочалов, И.Д. Родзиллер, Е.Г. Жук. – Л.: Стройиздат, ЛО, 1991. – 160 с.
47. Найденко, В.В. Оптимизация процессов очистки природных и сточных вод [Текст] / В.В. Найденко, А.П. Кулакова, И.А. Шеренков. – М.: Стройиздат, 1984.
48. Непаридзе, Р.Ш. Станция заводского изготовления «Ручей» для глубокой очистки сточных вод [Текст] / Р.Ш. Непаридзе // Водоснабжение и санитарная техника. – 1998. – №7.
49. Никифоров, М.Т. Локальная физико-химическая очистка сточных вод от красителей и ПАВ [Текст]: автореф. дис. ... канд. техн. наук / М.Т. Никифоров. – Л., 1984.
50. Никифорова, А.О. Изменение электрокинетического потенциала поверхности активного ила при отстаивании [Текст] / А.О. Никифорова // Совершенствование методов биологической и физико-механической очистки производственных сточных вод: сб. трудов ин-та ВНИИ ВОДГЕО. – М., 1990.

51. Пааль, Л.Л. Справочник по очистке природных и сточных вод [Текст] / Л.Л. Пааль, К.А.Мельдер, Б.Н. Репин. – М.: Высшая школа, 1994.
52. Пономарев, В.Г. Очистка производственных сточных вод от грубодиспергированных примесей [Текст]: дис. ... д-ра техн. наук / В.Г. Пономарев. – М., 1993. – 225 с.
53. Попова, В.И. Технология текстильной промышленности [Текст] / В.И. Попова, О.Н. Коновальчук // Изв. вузов. – 1985. – № 3. – С. 41–44.
54. Прогрессивные методы очистки природных и сточных вод [Текст] / А.И. Жуков [и др.] // Материалы конференции. – М.: МИСИ, 1971. – №2. – С. 82.
55. Проектирование сооружений для очистки сточных вод [Текст]: справочное пособие к СНиП 2.04.03-85. – М.: Стройиздат, 1990. – 192 с.
56. Прокопчик, А.Ю. Разложение некоторых окислителей в щелочной среде [Текст]: автореф. дис... д-ра хим. наук / А.Ю. Прокопчик. – Вильнюс, 1963.
57. Пятницкий, Ю.И. Кинетика и катализ [Текст] / Ю.И. Пятницкий, Г.И. Голодец, Т.Г. Скробилина. – 1976. – Т. 27. – № 1. – С. 148–154.
58. Разумовский, Э.С. Очистка сточных вод малых населенных пунктов [Текст] / Э.С. Разумовский, Р.Ш. Непаридзе // Водоснабжение и санитарная техника. – 2002. – №2.
59. Разумовский, Э.С. Эффективность очистки сточных вод на станциях типа «Ручей». [Текст] / Э.С. Разумовский // Водоснабжение и санитарная техника. – 1998. – №2.
60. Разумовский, Э.С. Очистка и обеззараживание сточных вод малых населенных пунктов [Текст] / Э.С. Разумовский, Г.Л. Медриш, В.А. Казарян. – М.: Стройиздат, 1986. – 173 с.
61. Раппопорт, Я.Д. Исследование технологических процессов оборотки воды при использовании электролитических коагулирующих растворов [Текст]: дис. ... канд. техн. наук / Я.Д. Раппопорт. – М.: 1970. – 220 с.
62. Рекомендации по привязке, монтажу и эксплуатации установок физико-химической очистки сточных вод типа «РИЦА» [Текст]. – М.: АКХ им К.Д. Памфилова, 1987.
63. Рекомендации по расчету и проектированию аэротенков с затопленной загрузкой (прикрепленной микрофлорой) для станций биологической очистки сточных вод [Текст]. – М.: ЦНИИЭП, 1990.

64. Рекомендации по расчету экономической эффективности научно-технических мероприятий в области очистки природных и сточных вод [Текст]. – М.: ВНИИ ВОДГЕО, 1979. – 305 с.

65. Реконструкция и интенсификация работы канализационных очистных сооружений [Текст] / Ю.В. Воронов [и др.]. – М.: Стройиздат, 1990. – 222 с.

66. Родин, В.Н. Биологическая очистка сточных вод в аэротенках с прикрепленной микрофлорой [Текст] / В.Н. Родин, А.Ф. Афанасьева, А.Е. Левцов // Водоснабжение и санитарная техника. – 1990. – №5.

67. Ротинян, А.Л. Теоретическая электрохимия [Текст] / А.Л. Ротинян, К.Л. Тихонов, И.А. Шошина. – Л.: Химия, 1981. – 421 с.

68. Семенов, В.В. Химическая физика. Физические основы химических превращений [Текст] / В.В. Семенов. – М.: Знание, 1978. – 64 с.

69. Семенов, Н.Н. О цепных реакциях и теории горения [Текст] / Н.Н. Семенов. – М.: Знание, 1957. – 32 с.

70. Семеркова, Л.К. Методические указания к выполнению экономической части [Текст] / Л.К. Семеркова, Б.Б. Хрусталева, Л.В. Стрелкова. – Пенза: ПИСИ, 1993. – 40 с.

71. СНиП 2.04.03–85. Строительные нормы и правила. Канализация. Наружные сети и сооружения [Текст]. – М.: ЦИТП, 1986. – 72 с.

72. Соколов, В.Н. Газожидкостные реакторы [Текст] / В.Н. Соколов, И.В. Доманский. – Л.: Машиностроение, 1976.

73. Соловьев, Л.С. Проблемы и тенденции в области удаления фосфора из бытовых сточных вод [Текст] / Л.С. Соловьев, А.Р. Агевин, А.Н. Эпов // Международный конгресс «АКВАТЕК-2000»: тез. докл. – М., 2000.

74. Способ очистки сточных вод красильно-отделочных производств [Текст]: а.с. 518467 СССР, МКИ С 02 С 5/12 / Шифрин С.М., Красноборожье И.Г., Светашова Е.С. [и др.].

75. Способ электрохимической очистки сточных вод [Текст]: а.с. 1011548 СССР, МКИ С 02 F 5/12 / Ласьков Ю.М., Алексеев Е.В., Ганичев С.Д. [и др.].

76. Технология очистки сточных вод и опыт эксплуатации модульной установки «Контус» [Текст] / Н.А. Залетова [и др.] // Водоснабжение и санитарная техника. – 2002. – №2

77. Туманова, Т.А. Физико-химические основы отбелки целлюлозы [Текст] / Т.А. Туманова, И.Е. Флис; под ред. К.П. Мищенко. – М.: Лесная промышленность, 1972. – 262 с.
78. Физико-химическая очистка сточных вод в блочно-модульных сооружениях [Текст] / А.В. Ершов [и др.]. // Водоснабжение и санитарная техника. – 1994. – №5.
79. Физико-химические основы очистки воды коагуляцией [Текст] / Л.А. Кульский [и др.]. – К.: Изд-во АН УССР, 1950. – С. 50.
80. Филиппов, В.М. Исследование и создание промышленного способа очистки сточных вод производства активных красителей активным хлором [Текст]: автореф. дис. ... канд. техн. наук / В.М. Филиппов. – Новочебоксарск, 1979.
81. Фоминых, В.А. Технология очистки воды фильтрованием методом направленного структурообразования осадка [Текст]: автореф. дис. ... д-ра техн. наук / В.А. Фоминых. – Новосибирск, 2004.
82. Фрог, Б.Н. Эколого-химические аспекты процессов водоочистки на предприятиях лесопромышленного комплекса [Текст]: автореф. дис. ... д-ра хим. наук / Б.Н. Фрог. – М., 2002.
83. Фролов, Ю.Г. Курс коллоидной химии [Текст] / Ю.Г. Фролов. – М.: Химия, 1982. – 400 с.
84. Фролов, Ю.Г. Курс коллоидной химии, поверхностные явления и дисперсионные системы [Текст] / Ю.Г. Фролов. – М.: Химия, 1988. – 46 с.
85. Эль, А.М. Очистка сточных вод от грубодисперсных механических примесей [Текст]: обзорная информация / А.М. Эль, И.Е. Бондаренко Н.С. Черкасова. – М.: ЦБНТИ Минжилкомхоза РСФСР, 1989. – 61 с.
86. Эндюшкин, Н.Н. // ЖПХ [Текст] / Н.Н. Эндюшкин, С.В. Селезенкин, К.М. Дюмаев. – 1983. – Т. 54. – №5.
87. Юрьев, Б.Т. Очистка сточных вод малых объектов [Текст] / Б.Т. Юрьев. – Рига: Авотс, 1983. – 173 с.
88. Яковлев, Л.Л. Канализация [Текст] / Л.Л. Яковлев, Ю.М. Ласков. – М.: Стройиздат, 1987. – 319 с.
89. Яковлев, С.В. Водоотведение и очистка сточных вод [Текст] / С.В. Яковлев, Ю.В. Воронов. – М.: АСВ, 2002. – 704 с.
90. Яковлев, С.В. Канализация [Текст] / С.В. Яковлев, Я.А. Карелин, А.И. Жуков. – М.: Стройиздат, 1975. – 632 с.

91. Яковлев, С.В. Механическая очистка сточных вод [Текст] / С.В. Яковлев, В.И. Калицун. – М.: Стройиздат, 1972. – 200 с.
92. Яковлев, С.В. Научно-исследовательские работы в области очистки природных и сточных вод [Текст] / С.В. Яковлев // Водоснабжение и санитарная очистка. – 1986. – № 1. – С. 2–4.
93. Яковлев, С.В. Технология электрохимической очистки воды [Текст] / С.В. Яковлев, И.Г. Краснобородько, В.М. Рогов. – Л.: Стройиздат, 1987.

ОГЛАВЛЕНИЕ

ПРЕДИСЛОВИЕ.....	3
ВВЕДЕНИЕ	5
1. АНАЛИТИЧЕСКИЙ ОБЗОР ТЕХНОЛОГИЧЕСКИХ И КОНСТРУКТИВНЫХ РЕШЕНИЙ, ИСПОЛЬЗУЕМЫХ ДЛЯ ОЧИСТКИ ХОЗЯЙСТВЕННО-БЫТОВЫХ СТОЧНЫХ ВОД НА СООРУЖЕНИЯХ МАЛОЙ ПРОИЗВОДИТЕЛЬНОСТИ	7
1.1. Источники образования, состав и свойства хозяйственно-бытовых сточных вод малых и средних населенных пунктов.....	7
1.2. Очистка хозяйственно-бытовых сточных вод биологическими методами	11
1.3. Коагулянты и флокулянты, используемые для физико-химической очистки хозяйственно-бытовых сточных вод	23
1.4. Схемы физико-химической очистки хозяйственно-бытовых сточных вод	34
Выводы.....	48
2. ТЕОРЕТИЧЕСКИЕ ОСНОВЫ ПРОЦЕССОВ КОАГУЛЯЦИИ И КАТАЛИТИЧЕСКОЙ ДЕСТРУКЦИИ ЗАГРЯЗНЕНИЙ ХОЗЯЙСТВЕННО-БЫТОВЫХ СТОЧНЫХ ВОД.....	49
2.1. Коагулирование коллоидных систем ионами поливалентных металлов	49
2.2. Теоретические основы окисления загрязнений сточных вод в процессе гомогенного каталитического разложения кислородосодержащих соединений хлора.....	55
2.3. Перемешивание как способ интенсификации процессов физико-химической очистки сточных вод.....	68
Выводы.....	74
3. ЛАБОРАТОРНЫЕ ИССЛЕДОВАНИЯ ТЕХНОЛОГИИ КОАГУЛИРОВАНИЯ И ФЛОКУЛИРОВАНИЯ ХОЗЯЙСТВЕННО-БЫТОВЫХ СТОЧНЫХ ВОД.....	75
3.1. Объект исследования, программа и методики проведения лабораторных испытаний коагулирования и флокулирования хозяйственно-бытовых сточных вод	75
3.1.1. Объект исследований.....	75
3.1.2. Описание установки для проведения исследований технологии коагулирования и флокулирования хозяйственно-бытовых сточных вод.....	77

3.1.3. Программа и методики проведения лабораторных исследований технологии коагулирования и флокулирования хозяйственно-бытовых сточных вод	79
3.2. Методика проведения химических анализов	81
3.3. Результаты лабораторных исследований технологии коагулирования и флокулирования хозяйственно-бытовых сточных вод	84
3.4. Оценка достоверности полученных экспериментальных данных	91
Выводы	94
4. ЛАБОРАТОРНЫЕ ИССЛЕДОВАНИЯ ТЕХНОЛОГИИ ГЛУБОКОЙ ДООЧИСТКИ ХОЗЯЙСТВЕННО-БЫТОВЫХ СТОЧНЫХ ВОД МЕТОДОМ КАТАЛИТИЧЕСКОГО ОКИСЛЕНИЯ	95
4.1. Программа и методики проведения лабораторных исследований технологии глубокой доочистки хозяйственно-бытовых сточных вод	95
4.1.1. Описание установки для проведения исследований технологии глубокой доочистки хозяйственно-бытовых сточных вод	95
4.1.2. Программа и методика проведения лабораторных исследований технологии глубокой доочистки хозяйственно-бытовых сточных вод	97
4.2. Результаты лабораторных исследований комбинированной технологии очистки хозяйственно-бытовых сточных вод	100
4.3. Математическое моделирование комбинированной технологии физико-химической очистки хозяйственно-бытовых сточных вод	104
Выводы	106
5. ОПРЕДЕЛЕНИЕ ЭКОНОМИЧЕСКОЙ ЭФФЕКТИВНОСТИ ВНЕДРЕНИЯ ПРЕДЛАГАЕМОЙ ТЕХНОЛОГИИ	107
БИБЛИОГРАФИЧЕСКИЙ СПИСОК	109

Научное издание

Андреев Сергей Юрьевич
Исаева Антонина Михайловна
Кочергин Александр Сергеевич

РАЗРАБОТКА И ИССЛЕДОВАНИЕ КОМБИНИРОВАННОЙ
ТЕХНОЛОГИИ ОЧИСТКИ СТОЧНЫХ ВОД
МАЛЫХ НАСЕЛЕННЫХ ПУНКТОВ
Монография

Р е д а к т о р М.А. Сухова
В е р с т к а Н.В. Кучина

Подписано в печать 18.12.2014. Формат 60х84/16.
Бумага офисная «Снегурочка». Печать на ризографе.
Усл.печ.л. 7,0. Уч.-изд.л. 7,5. Тираж 500 экз. 1-й завод 100 экз.
Заказ № 9.

Издательство ПГУАС.
440028, г. Пенза, ул. Германа Титова, 28.