

МИНИСТЕРСТВО ОБРАЗОВАНИЯ
РОССИЙСКОЙ ФЕДЕРАЦИИ
Вологодский государственный технический университет

Е.А. ЗЕЙФМАН
Е.А. ЛЕБЕДЕВА
Г.А. ТИХАНОВСКАЯ

**ИНТЕНСИФИКАЦИЯ ПРОЦЕССОВ
ОЧИСТКИ СТОЧНЫХ ВОД ОТ
БИОГЕННЫХ ЭЛЕМЕНТОВ**

Рекомендовано
редакционно-издательским советом университета
в качестве учебного пособия

Вологда 2003

УДК 688.35
ББК
Г97

Рецензенты: Доктор технических наук, декан санитарно-технического факультета Московского государственного строительного университета **Воронов Ю. В.**
Кандидат технических наук, генеральный директор МУП ЖКХ «Вологдагорводоканал» **Приемышев Ю. Р.**

Зейфман Е.А., Лебедева Е.А., Тихановская Г.А.

Г97 Интенсификация процессов очистки сточных вод от биогенных элементов : Учебное пособие.- Вологда: ВоГТУ, 2003. - с. ISBN 5-86871-144-6

В учебном пособии рассмотрены вопросы проектирования и расчета основных сооружений очистки сточных вод от биогенных элементов. Пособие предназначено для студентов специальности 290800 для выполнения курсовых и дипломных работ по дисциплине "Водоотведение и очистка сточных вод".

УДК 688.35
ББК

ISBN 5-86871-14-6

© Вологодский государственный
технический университет, 2003
© Зейфман Е.А. и др., 2003

ВВЕДЕНИЕ

За последние годы в стране построено значительное число сооружений по очистке сточных вод. В то же время интенсивное развитие промышленности, улучшение степени благоустроенности городов и поселков и их быстрый рост привели к тому, что снижается эффективность очистки воды, в том числе и от биогенных элементов (соединения азота и фосфора). Кроме того, повышение требований к степени очистки сточных вод вызывает необходимость строительства блока сооружений для глубокой очистки сточных вод от биогенных элементов. Поэтому в настоящее время необходима разработка и осуществление в каждой отрасли, в объединениях и на предприятиях комплексных программ технического перевооружения, его непрерывного обновления на основе современной техники и передовой технологии. При этом обращается внимание на более рациональное использование водных ресурсов и повышение эффективности работы очистных сооружений и установок.

Осуществление реконструкции и технического перевооружения сооружений по очистке производственных и городских сточных вод – одна из наиболее сложных инженерных задач, направленная на улучшение экологической обстановки в различных регионах России и охрану водоемов от загрязнения и истощения.

Как в настоящее время, так на и перспективу, значительная роль отводится биологическим и комбинированным методам очистки городских и производственных сточных вод, как наиболее экономичным, простым и надежным.

Учебное пособие предназначено в помощь студентам, обучающимся по специальности 290800 «Водоснабжение и водоотведение», для написания курсовых и дипломных работ по темам, охватывающим спектр вопросов очистки сточных вод от биогенных элементов.

Учебное пособие ставит целью ознакомить читателей с существующими в настоящее время нормативами сброса биогенных веществ очищенных сточных вод в водоприемники, технологиями глубокой очистки сточных вод от биогенных элементов, методиками расчета параметров сооружений в зависимости от различных факторов.

ВВЕДЕНИЕ

За последние годы в стране построено значительное число сооружений по очистке сточных вод. В то же время интенсивное развитие промышленности, улучшение степени благоустроенности городов и поселков и их быстрый рост привели к тому, что снижается эффективность очистки воды, в том числе и от биогенных элементов (соединения азота и фосфора). Кроме того, повышение требований к степени очистки сточных вод вызывает необходимость строительства блока сооружений для глубокой очистки сточных вод от биогенных элементов. Поэтому в настоящее время необходима разработка и осуществление в каждой отрасли, в объединениях и на предприятиях комплексных программ технического перевооружения, его непрерывного обновления на основе современной техники и передовой технологии. При этом обращается внимание на более рациональное использование водных ресурсов и повышение эффективности работы очистных сооружений и установок.

Осуществление реконструкции и технического перевооружения сооружений по очистке производственных и городских сточных вод – одна из наиболее сложных инженерных задач, направленная на улучшение экологической обстановки в различных регионах России и охрану водоемов от загрязнения и истощения.

Как в настоящее время, так на и перспективу, значительная роль отводится биологическим и комбинированным методам очистки городских и производственных сточных вод, как наиболее экономичным, простым и надежным.

Учебное пособие предназначено в помощь студентам, обучающимся по специальности 290800 «Водоснабжение и водоотведение», для написания курсовых и дипломных работ по темам, охватывающим спектр вопросов очистки сточных вод от биогенных элементов.

Учебное пособие ставит целью ознакомить читателей с существующими в настоящее время нормативами сброса биогенных веществ очищенных сточных вод в водоприемники, технологиями глубокой очистки сточных вод от биогенных элементов, методиками расчета параметров сооружений в зависимости от различных факторов.

1. АНАЛИЗ ЭФФЕКТИВНОСТИ ТРАДИЦИОННЫХ ТЕХНОЛОГИЙ ОЧИСТКИ СТОЧНЫХ ВОД И УСЛОВИЙ ВЫПУСКА В СООТВЕТСТВИИ С СУЩЕСТВУЮЩИМИ НОРМАТИВАМИ

Основная задача, стоящая перед специалистами водного хозяйства – повышение эффективности работы очистных сооружений и установок. Необходимо добиваться наиболее высокого эффекта очистки сточных вод, сбрасываемых в водоемы, чтобы предотвратить экологический ущерб, который можно нанести при сбросе в водоемы недостаточно очищенной воды. Поэтому вопрос о применении более совершенных технологий и сооружений по обработке воды весьма актуален.

Причины низкой эффективности работы очистных сооружений весьма разнообразны. Ими могут быть ошибки при проектировании и строительстве, использование устаревших неэффективных сооружений, нарушение регламента эксплуатации сооружений, и конечно же изменение по сравнению с проектными состава и количества сточных вод, в связи с развитием промышленности и строительством новых жилых районов.

1.1. Обзор традиционных технологий очистки сточных вод, используемых в отечественной и зарубежной практике

Согласно СНиП 2.04.03-85 "Канализация. Наружные сети и сооружения" при отдельной системе канализации очистку поверхностных сточных вод с территории города следует осуществлять на локальных или централизованных очистных сооружениях поверхностного стока. При этом в зависимости от предъявляемых требований следует, как правило, применять сооружения механической очистки (решетки, песколовки, отстойники, фильтры). В некоторых случаях возможна совместная очистка поверхностных, бытовых и производственных сточных вод на общих очистных сооружениях, при этом поверхностные сточные воды следует аккумулировать в накопителях и подавать в систему канализации в часы минимального притока городских сточных вод. При полураздельной системе канализации очистку смеси поверхностных вод с бытовыми и производственными сточными водами следует осуществлять по полной схеме очистки, принятой для городских сточных вод.

Для снижения гидравлической нагрузки на очистные сооружения допускается использование регулирующих емкостей. Поверхностные сточные воды с территорий промышленных предприятий следует подвергать очистке. Разработка мероприятий по очистке поверхностных сточных вод на предприятиях должна основываться на натуральных данных об источниках загрязнения территории и воздуха, характеристике водосборного бассейна, сведениях об атмосферных осадках, выпадающих в данном районе, режимах полива и мойки территории. Если территория предприятия по составу и количеству накапливаемых на поверхности примесей мало отличается от селитебной, поверхностные сточные воды могут быть направлены в дождевую канализацию населенного пункта.

Выбор схемы отведения поверхностных сточных вод на очистку должен осу-

ществляться на основе оценки технической возможности и экономической целесообразности: использования, как правило, поверхностных сточных вод в системах производственного водоснабжения; самостоятельной очистки поверхностных сточных вод.

При разработке схемы отведения и очистки поверхностных сточных вод в зависимости от конкретных условий (источников загрязнения, размеров, расположения и рельефа водосборного бассейна и др.) следует учитывать необходимость локализации отдельных участков производственной территории, на которые могут попадать вредные вещества, с отводом стока в производственную канализацию или после предварительной очистки в дождевую канализацию. В ряде случаев необходимо оценивать целесообразность раздельной очистки стоков с производственных площадей, отличающихся по характеру и степени загрязнения территории.

Для очистки поверхностных сточных вод рекомендуется предусматривать простые в эксплуатации и надежные в работе сооружения механической и физико-химической очистки. Во всех случаях следует применять отстойные сооружения. Для интенсификации процесса очистки и обеспечения более глубокой степени очистки, чем та, которая достигается в отстойных сооружениях, рекомендуется применять фильтрацию, коагуляцию, флотацию.

При необходимости снижения содержания органических примесей осветленные сточные воды следует направлять на сооружения биологической очистки. Для интенсификации биологической очистки городских и поверхностных сточных вод допускается применять контактно-стабилизационный метод (на аэротенках).

В качестве примеров рассмотрены следующие технологические схемы:

1. технологическая схема очистных сооружений канализации (ОСК) г. Вологды;
2. технологическая схема локальных очистных сооружений (ЛОС) животноводческого комплекса, расположенного на территории Вологодской области;
3. технологическая схема очистных сооружений канализации г. Сокола

1. Характеристика технологической схемы ОСК г. Вологды (рис.1.1)

Очистные сооружения канализации г. Вологды были введены в эксплуатацию в 1964 г. Проектная производительность ОСК 150 тыс. м³/сут (с перспективой развития до 220 тыс. м³/сут). На них применяется механическая и полная биологическая очистка.

Состав сточных вод, принимаемых на ОСК – смесь хозяйственно-бытовых (60%) и промышленных (40%) стоков. Промышленные сточные воды поступают на очистные сооружения с промышленной зоны завода “Электротехмаш”, комбината хлебопродуктов, заводов металлоизделий и ЖБИ, мясокомбината, льнокомбината, вологодского ДОК, и других предприятий города. Все стоки подаются на две главные насосные станции, с которых идут в приемную камеру ОСК.

Механическая очистка производится при выделении из сточных вод находящихся в ней нерастворимых грубодисперсных примесей путём процеживания, отстаивания и фильтрования. Для задержания крупных загрязнений и частично взвешенных веществ применяют процеживание воды через решётки, взвешенные вещества минерального происхождения выделяют из сточных вод с помощью песколовков. Основную массу более мелкой взвеси преимущественно органического происхождения выделяют из сточных вод в отстойниках.

Биологические методы очистки основаны на использовании микроорганизмов, которые способны окислять или восстанавливать органические вещества, находящиеся в сточных водах в виде тонких суспензий, коллоидов и растворов, являющихся источником питания микроорганизмов. В результате происходит очистка воды от органических загрязнений. Для биологической очистки сточных вод применяют аэротенки.

На рассматриваемых очистных сооружениях подача сточных вод на первичные отстойники осуществляется по открытому железобетонному лотку в распределительную чашу, оборудованную незатопленными водосливами, которые обеспечивают деление потока на четыре части, т. е. четыре радиальных отстойника, и по трубопроводу на два отстойника. Сточные воды из распределительной чаши по самостоятельным трубопроводам направляются в центральное распределительное устройство. Из сборного кольцевого лотка осветлённая вода идёт в выпускную камеру отстойника и далее системой подземных труб отводится за пределы группы отстойников.

Сточная вода из первичного отстойника поступает в верхний канал и через отверстия, оборудованные шиберами, направляется в распределительный лоток в секции и через отверстия сливается в аэротенк.

Циркуляционный активный ил подаётся в аэротенки сосредоточенно. Из вторичных отстойников по напорному трубопроводу циркуляционный активный ил подаётся в камеру, а затем в начало первого коридора каждого аэротенка.

Иловая смесь из аэротенка выпускается через водосливные отверстия в нижний канал и далее по отводящим трубопроводам идёт на вторичные отстойники для осветления. Вторичные отстойники, как и первичные, приняты радиальными.

Для уплотнения избыточного активного ила предназначены радиальные гравитационные илоуплотнители. Подача избыточного активного ила осуществляется по напорному трубопроводу из блока насосно-воздуходувной станции в распределительный колодец, откуда при помощи задвижек распределяется по илоуплотнителям. Уплотнённый ил, осевший на дно, удаляется самотёком под гидростатическим давлением при помощи илососа в илоуплотнителе и при помощи илоскрёба в илоуплотнителе, в иловую камеру, из которой отводится в резервуар при блоке насосно-воздуходувной станции. Из резервуара насосом перекачивается на метантенки.

Иловые площадки предназначены для сушки и складирования обезвоженного осадка. Осадок, поступающий из метантенков, подаётся в цех механического обезвоживания и на иловые площадки насосом. Выпуск очищенных сточных вод

осуществляется в р. Делевка.

2. Характеристика технологической схемы ЛОС животноводческого комплекса, расположенного на территории Вологодской области (рис.1.2)

Общая производительность локальных очистных сооружений животноводческого комплекса составляет 2400 м³/сут. Сточные воды, поступающие на очистные сооружения, в основном загрязнены взвешенными веществами, растворенными органическими загрязнениями, сульфатами, соединениями азота и фосфора.

Производственные стоки после свинокомплекса поступают в приемный резервуар канализационной насосной станции, откуда перекачиваются в приемный резервуар очистных сооружений, который играет роль усреднителя. Здесь сточные воды постоянно перемешиваются барботажным насосом СД 800/32. Далее стоки из приемного резервуара-усреднителя равномерно в течение суток перекачиваются фекальным насосом на дуговые сита. Крупные нерастворенные частицы задерживаются на ситах, по профильной поверхности сползают вниз и сбрасываются затем скребками в бункер-дозатор, где происходит дальнейшее обезвоживание осадка. Затем густая фракция ленточным транспортером загружается в телеги и вывозится на площадку компостирования.

Жидкая фракция после дуговых сит перекачивается в распределительную камеру и равномерно поступает на 4 первичных вертикальных отстойника. После первичных отстойников осветленные стоки поступают на первую ступень биологической очистки. Стоки распределяются на 4 аэротенка-вытеснителя первой ступени биологической очистки. После аэротенков первой ступени сточные воды поступают по каналам во вторичные отстойники. Избыточный ил 1 ступени перекачивается в илоуплотнители.

Осветленные стоки насосами перекачиваются в 2 аэротенка второй ступени биологической очистки, откуда самотеком поступают в третичные вертикальные отстойники. Активный ил из третичных отстойников перекачивается насосами в начало первой и второй ступени аэротенков. Надиловая вода с илоуплотнителей возвращается и поступает на биологическую очистку, а уплотненный избыточный ил под гидростатическим напором сбрасывается в емкость, а оттуда в резервуар-накопитель, где перемешивается с сырым осадком и в жидком виде утилизируется, как органическое удобрение. Очищенные сточные воды после третичных отстойников поступают в карантинные емкости. После карантинирования стоки перекачиваются в биопруды первой и второй ступени и сбрасываются в р. Ягорбу.

3. Характеристика технологической схемы ОСК г. Сокола (рис.1.3)

В соответствии с принятыми методами очистки предусмотрены две системы канализации:

- канализация хозяйственно-бытовых вод;
- канализация промстоков Сухонского и Сокольского целлюлозно-бумажных

комбинатов.

Хозяйственно-бытовые стоки города и промпредприятий поступают на площадку очистных сооружений по трем напорным коллекторам диаметром 400 мм.

Сооружения механической очистки стоков предусматриваются в составе: решеток – дробилок, песколовки с круговым движением воды, первичных отстойников радиального типа, контактных резервуаров.

Такой состав позволяет удалить в осадок часть органических загрязнений без больших затрат электроэнергии, а также обеспечить более надежную работу сооружений биологической очистки.

Хозяйственно-бытовая сточная вода поступает на решетки-дробилки, где крупные отбросы задерживаются, измельчаются и вместе с водой поступают в отводные лотки. Приняты две решетки-дробилки РД-600, одна рабочая, одна резервная. Затем вода проходит через песколовку с круговым движением, где происходит задерживание песка. Замер расхода хозяйственно-бытовых стоков осуществляется водоизмерительным лотком, а оттуда сточная вода поступает в первичные радиальные отстойники с механизированным удалением осадка.

Отстаивание сточных вод применяется для выделения из них нерастворенных взвешенных веществ. Для обеззараживания хозяйственно-бытовых стоков предусмотрена хлораторная, совмещенная с расходным складом хлора. Смешение сточной воды с хлором предусматривается в системе по типу "лоток Паршалья", расположенной перед контактным резервуаром. В качестве контактного резервуара принят канализационный вторичный вертикальный отстойник, куда и поступает сточная вода с хлором. После механической очистки хозяйственно-бытовые стоки поступают в камеру смешения с потоком промстоков и далее на сооружения биологической очистки.

Сооружения механической очистки промстоков Сухонского ЦБЗ и Сокольского ЦБК предусматриваются в составе: песколовки, преаэратора-усреднителя и первичных радиальных отстойников.

Промстоки Сухонского ЦБЗ и Сокольского ЦБК после локальной очистки насосными станциями, расположенными на территории комбинатов, по напорным коллекторам перекачиваются на площадку очистных сооружений.

В связи с содержанием в промстоках большого количества песка, предварительно они поступают на песколовки, а затем в преаэратор-усреднитель, в который подается активный ил и биологические вещества.

Из преаэратора–усреднителя промстоки поступают в первичные радиальные отстойники и затем, после смешения с хозяйственно-бытовыми стоками города, прошедшими механическую очистку, на сооружения биологической очистки: аэротенк-смеситель и вторичные радиальные отстойники.

В целях дальнейшего снижения БПК и содержания взвешенных веществ объединенный поток сточных вод поступает в высоконагружаемые пруды и далее в третичные отстойники, после чего сточные воды сбрасываются в реку Пельшму.

Для насыщения стоков кислородом перед сбросом в реку Пельшму предусматривается многоступенчатый водослив. Предусматривается аварийный сброс

в р. Пельшму минуя аэрационные пруды в обводной канал.

Приготовление сжатого воздуха, предназначенного для подачи в аротенк-смеситель, преаэратор, камеру смешения и реагентное хозяйство осуществляется в блоке насосно-воздуходувной станции, там же размещаются насосы перекачки активного ила и избыточного ила системы аротенк - вторичный отстойник. Так же предусматривается насосная станция для перекачки активного и избыточного ила в системе высоконагружаемые пруды – третичные отстойники. Избыточный активный ил обеих систем частично подается в преаэратор-усреднитель и первичные отстойники хозяйственно-бытового потока.

Целесообразность разделения сточных вод на две канализационные системы обусловлена спецификой предварительной обработки стоков, что создает необходимость применения различных наборов сооружений механической очистки. Для промстоков существует необходимость устройства преаэратора-усреднителя, не требуемого для хозяйственно-бытовых стоков, для которых, в свою очередь, необходимо обеззараживание.

1.2. Анализ эффективности удаления биогенных элементов на комплексных очистных сооружениях городов и населенных пунктов

В последние два десятилетия в мировой практике в области удаления азота и фосфора из сточных вод достигнуты существенные успехи. Созданы технологические схемы и математические описания процессов удаления биогенных элементов.

Для отечественных очистных сооружений канализации характерной чертой является то, что недостатки работы сооружений механической очистки (решетки и песколовки) нивелируются первичными отстойниками. Так, эти сооружения задерживают механические примеси, прошедшие решетки и песколовки. Это затрудняет работу сооружений по обработке осадка (метантенки, аппараты для механического обезвоживания, насосы). В том случае если в технологической цепочке отсутствуют первичные отстойники, то к сооружениям, работа которых будет затруднена, добавятся аротенки и вторичные отстойники.

В России в основном применяются технологии биологического удаления азота и фосфора. Их особенность заключается в том, что микроорганизмы, аккумулирующие фосфор в анаэробных условиях, выделяют его в сточную воду в растворенном виде. В соответствии с общепринятой технологией обработки осадка избыточный активный ил подлежит гравитационному уплотнению в течение нескольких часов. Этого времени достаточно для того, чтобы весь фосфор, накопленный в нем в виде полифосфатов, перешел в растворенное состояние. Поэтому при проектировании очистных сооружений необходимо учитывать эту особенность и включать в технологическую цепочку сооружения по химическому осаждению фосфора.

В практике проектирования очистных сооружений канализации составление материального баланса не является обязательным элементом. Это объясняется тем, что при обычной технологии очистки сточных вод и обработки осадка коли-

чество возвратных сточных вод, образующихся в этом процессе, и их БПК невелики и не играют существенной роли при определении вместимости сооружений и эффективности их работы.

В случае разработки проектов с удалением биогенных элементов количество образующихся в технологическом процессе загрязняющих примесей, содержащих соединения азота и фосфора, которые возвращаются в процесс, существенно влияет на его параметры. Таким образом, необходимо составление материального баланса по всем компонентам, участвующим в технологическом процессе.

1. Анализ эффективности удаления биогенных элементов на ОСК г.Вологды

На основании данных МУП «Горводоканал» г. Вологды проведен анализ эффективности работы комплексных очистных сооружений (для среднего расхода сточных вод $Q_{\text{ср}}=130000 \text{ м}^3/\text{сут}$), приведенный в таблице 1.1.

Таблица 1.1

Эффективность работы существующих сооружений для среднего расхода сточных вод

№	Наименование сооружений и показатель загрязнений	Концентрация загрязнений, мг/л		Эффективность очистки, %	Примечания
		Вход	На выпуске		
1	2	3	4	5	6
1	<i>Приёмная камера</i>				
	ВВ	194,4	194,4	-	
	БПК ₅	192,2	192,2	-	
	[NH ₄ ⁺] [PO ₄ ³⁻]	32,34 4,15	32,34 4,15	- -	
2	<i>Решётки</i>				
	ВВ	194,4	174,96	10	Тип РГ-2
	БПК ₅	192,2	192,2	-	
	[NH ₄ ⁺] [PO ₄ ³⁻]	32,34 4,15	32,34 4,15	- -	
4	<i>Первичные отстойники</i>				
	ВВ	139,97	76,98	55	Радиальные
	БПК ₅	192,2	161,45	16	
	[NH ₄ ⁺] [PO ₄ ³⁻]	32,34 4,15	31,01 3,94	4 5	
5	<i>Аэротенки</i>				
	ВВ	2776,9	2855,1	-	Доза активного ила 2,7 г/дм ³ аэротенк смеситель 3-х коридорный
	БПК ₅	161,45	12,5	92	
	[NH ₄ ⁺] [PO ₄ ³⁻]	31,01 3,94	31,01 3,94	- -	
6	<i>Вторичные отстойники</i>				
	ВВ	55,1	11,02	80	Радиальные
	БПК ₅	12,5	12,5	-	
	[NH ₄ ⁺] [PO ₄ ³⁻]	31,01 3,94	8,9 3,2	71,3 18,8	

Основой комплекса сооружений биологической очистки городских и произ-

водственных сточных вод являются биофильтры и аэротенки различных конструкций.

Количество сточных вод, поступающих на станции аэрации и биофильтрации, во многих случаях превышает их проектную пропускную способность, вследствие чего снижается качество очистки и ухудшается санитарное состояние водоемов. Введение коагулянта в канал перед первичными отстойниками является важным направлением для увеличения степени очистки сточных вод от биогенных элементов. На любой из станций аэрации или биофильтрации имеются сооружения механической очистки и обработки осадка. Очистные сооружения связаны в единую технологическую цепочку и изменение параметров работы одного из них сказывается на работе других.

Анализ качества поступающих на очистку стоков показал, что в динамике состава и количества загрязнений имеет место сезонная изменчивость. Существующие очистные сооружения характеризуются стабильными показателями эффективности, однако по условиям выпуска требуется интенсификация процессов очистки. Сточные воды после механической и биологической очистки не обеззараживаются, что является нарушением требований СанПиН 2.1.5.980 – 00.

2. Анализ эффективности удаления биогенных элементов на ЛОС животноводческого комплекса

Эффективность работы очистных сооружений животноводческого комплекса зависит от особенностей системы механической и биологической очистки, состава поступающих производственных сточных вод, типа и конструкции имеющихся сооружений.

Механическая очистка применяется для выделения из сточных вод нерастворимых минеральных и органических примесей. Она обеспечивает выделение из стоков до 90-95 % и снижение органических загрязнений до 20-25%. К механической очистке на КОС относятся: цех обезвоживания и первичные отстойники. Цех обезвоживания оборудован дуговыми ситами.

Эффективность работы цеха обезвоживания зависит от концентраций загрязнений поступающих стоков, равномерности подачи стоков на дуговые сита, чистоты решеток на ситах, исправности работы оборудования. Влажность фракции после дуговых сит, по данным лабораторных исследований, составляет 75-80 %, после бункера-дозатора – 70-75 %. Эффективность работы дуговых сит по взвешенным веществам составляет 16-18 %.

Эффективность работы первичных отстойников зависит от исходной концентрации взвешенных веществ в поступающей воде, от времени отстаивания, температуры, от конструкции отстойника и равномерности подачи стоков. Влажность выпускаемого осадка - 95-97 %. Эффективность по взвешенным веществам составляет 65-75 %, по фосфатам - 6-9 %, по БПК₅ – 30 %, по азоту аммонийному - 5-7 %.

Работа илоуплотнителей зависит от качества поступающего ила, то есть от илового индекса: чем меньше иловый индекс, тем лучше способность ила к оседанию и, наоборот, при высоком иловом индексе ил хорошо работает, но спо-

способность к оседанию и уплотнению у него снижается. Эффективность работы зависит также от конструкции илоуплотнителей и равномерности поступления в них стоков. Влажность ила после илоуплотнителей 97-98 %, происходит уплотнение ила в 6-10 раз.

Эффективность работы сооружений биологической очистки зависит от ряда факторов, одни из которых поддаются изменению и регулированию в широких диапазонах в пределах биологической системы. Регулирование же других, таких, например, как состав поступающих на очистку сточных вод, практически исключено. К регулируемым факторам относится, например, создание благоприятных условий для развития и жизнедеятельности микроорганизмов, осуществляющих процесс очистки. При неблагоприятных условиях биохимические процессы замедляются или прекращаются полностью.

Факторы, влияющие на эффективность процессов биологической очистки:

Температура (температура производственных сточных вод ЗАО «Ботово» колеблется в пределах 5-30 °С). Оптимальной температурой для аэробных процессов, происходящих в очистных сооружениях, считается 20-30 °С. Неблагоприятное влияние на развитие и жизнедеятельность микроорганизмов оказывает резкое изменение температуры;

Активная реакция среды (рН) (на очистных сооружениях ЗАО «Ботово» рН сточной воды равно 6,5-8,5, что соответствует оптимальному значению). Ряд бактерий в процессе жизнедеятельности изменяют реакцию среды. Например, при разложении мочевины выделяется аммиак, подщелачивающий среду;

Биогенные элементы. Для нормального процесса очистки сточной воды в среде должна быть достаточная концентрация всех основных элементов питания;

Уровень питания, то есть концентрация стоков. По степени нагруженности аэрационные системы подразделяют на высоконагружаемые, классические и низконагружаемые (на КОС ЗАО «Ботово» аэрационные системы высоконагружаемые);

Кислородный режим. В очищенной воде должно быть не менее 2 мг/дм³ O₂. Также система аэрации должна обеспечивать постоянное содержание ила во взвешенном состоянии;

Токсичные вещества. Токсичное действие может быть задерживающим рост и развитие микроорганизмов или убивающим их, в зависимости от концентрации токсичных веществ в поступающих стоках.

Эффективность работы аэротенков первой ступени биологической очистки на КОС составляет по взвешенным веществам 70 %, по БПК₅ – 85 %, по азоту аммонийному – 60 %, по фосфатам – 75 %. Ил по весу в аэротенках первой ступени равен 5 г/дм³, иловый индекс – 180.

Эффективность работы биологических прудов зависит от концентрации поступающих сточных вод и от времени года. Зимой все окислительные процессы идут замедленно, поэтому эффективность невысока и приблизительно равна 5-10 %. Летом, наоборот, биологическая очистка проходит быстро и, вследствие этого, эффективность работы биологических прудов высокая и составляет 70-80 % по

всем показателям.

В таблице 1.2 представлен анализ эффективности очистки сточных вод из системы гидросплава отходов животноводческого комплекса мощностью 50 тысяч голов.

Таблица 1.2

Характеристика работы очистных сооружений свинокомплекса
на различных ступенях очистки

Анализируемый компонент	Массовая концентрация компонентов						
	в стоках до очистки Сисх., мг/дм ³	в стоках после первичных отстойников Сп.о., мг/дм ³	в стоках после биоочистки Сб.о., мг/дм ³	в карантинниках Скар., мг/дм ³	в биологических прудах Сб.п., мг/дм ³	в стоке при выходе на рельеф Сост., мг/дм ³	ПДК для водоемов рыбо-хоз. назначения ПДКр.х., мг/дм ³
1	2	3	4	5	6	7	8
Ионы аммония	660	608	19,11	13,81	5,36	2,76	0,39
Нитрит – ионы	2,37	2,26	0,34	0,14	0,034	0,01	0,02
Нитрат – ионы	15,12	13,36	8,86	7,68	0,558	0,260	9,1
Сульфат-ионы	585	446	132	126	107	55,1	100
БПК ₅	5,2	5,2	4,9	4,7	3,8	3,4	3
Ортофосфат – ионы	254	229	55	33,9	3,93	2,25	0,05
Взв. в-ва	16690	4210	373	23,37	23,20	19,6	10
Хлор-ионы	207	185	175	175	173	170,8	300

Данные таблицы свидетельствуют о том, что применение биологической очистки для удаления из сточных вод азотсодержащих соединений является достаточно эффективным, но не позволяет снизить содержание соединений фосфора и азота до ПДК

Удаление биогенных элементов, содержащихся в сточных водах, можно увеличить путем введения коагулянта, причем на стадии механической очистки более эффективно удаляются ортофосфаты, а на стадии биологической очистки – аммонийный азот.

3. Анализ эффективности удаления биогенных элементов на ОСК г. Сокола

Эффективность работы очистных сооружений МУП "Соколводоканал" зависит в значительной степени от уровня эксплуатации и оценивается путем сопоставления проектных показателей степени очистки сточных вод с фактическими (табл. 1.3.)

Таблица 1.3.
Эффективность работы очистных сооружений МУП "Соколводоканал"
на разных ступенях очистки.

№ поз	Наименование сооружений	Фактическая концентрация, мг/л		Э, %	Проектная концентрация, мг/л		Э, %
		ВХОД	ВЫХОД		ВХОД	ВЫХОД	
1	2	3	4	5	6	7	8
1	<i>Приемная камера хоз.быт.стоков</i>						
	ВВ	105	105	-	105	105	-
	БПК ₅	100	100	-	100	100	-
	NH ₄ ⁺	6	6	-	6	6	-
	PO ₄ ²⁻	0,5	0,5	-	0,5	0,5	-
	АПAB	0,2	0,2	-	0,2	0,2	-
	НефтЬ	0,7	0,7	-	0,7	0,7	-
	SO ₄ ²⁻	105	105	-	105	105	-
	Cl	60	60	-	60	60	-
2	<i>Решетки-дробилки РД-600</i>						
	ВВ	105	105	-	105	96,6	8
	БПК ₅	100	100	-	100	100	-
	NH ₄ ⁺	6	6	-	6	6	-
	PO ₄ ²⁻	0,5	0,5	-	0,5	0,5	-
	АПAB	0,2	0,2	-	0,2	0,2	-
	НефтЬ	0,7	0,7	-	0,7	0,7	-
	SO ₄ ²⁻	105	105	-	105	105	-
	Cl	60	60	-	60	60	-
3	<i>Песколовки с круговым движением воды</i>						
	ВВ	105	105	-	96,6	77,28	20
	БПК ₅	100	100	-	100	100	-
	NH ₄ ⁺	6	6	-	6	6	-
	PO ₄ ²⁻	0,5	0,5	-	0,5	0,5	-
	АПAB	0,2	0,2	-	0,2	0,2	-
	НефтЬ	0,7	0,7	-	0,7	0,7	-
	SO ₄ ²⁻	105	105	-	105	105	-
	Cl	60	60	-	60	60	-
4	<i>Первичные отстойники х/б стоков (радиальные)</i>						
	ВВ	105	68	35,2	77,28	30,91	60
	БПК ₅	100	89	11	100	80	20
	NH ₄ ⁺	6	5,4	6,7	6	5,4	10
	PO ₄ ²⁻	0,5	0,45	10	0,5	0,45	10
	АПAB	0,2	0,19	5	0,2	0,19	5
	НефтЬ	0,7	0,49	30	0,7	0,28	60
	SO ₄ ²⁻	105	95	9,5	105	94,5	10
	Cl	60	50	16,5	60	50	17
5	<i>Камера смешения х/б стоков с промстоками</i>						

	ВВ	68	85	-	30,91	50	-
	БПК ₅	89	250	-	80	224	-
	NH ₄ ⁺	3,2	3,2	-	3,2	3,2	-
	PO ₄ ²⁻	0,45	0,45	-	0,45	0,45	-

Продолжение табл. 1.3

	АПАВ	0,19	0,19	-	0,19	0,19	-
	НефтЬ	0,49	0,49	-	0,28	0,28	-
	SO ₄ ²⁻	95	95	-	94,5	94,5	-
	Cl ⁻	50	50	-	48	48	-
6	<i>Аэротенки-смесители</i>						
	ВВ	2585	2636	При- рост 50% от сниж. БПК	2550	25,61	При- рост 50% от сниж. БПК
	БПК ₅	250	120	59,2	224	22,4	90
	NH ₄ ⁺	3,2	0,64	80	3,2	1,92	40
	PO ₄ ²⁻	0,45	0,18	60	0,45	0,27	40
	АПАВ	0,19	0,11	40	0,19	0,11	40
	НефтЬ	0,49	0,39	20	0,28	0,19	30
	SO ₄ ²⁻	95	95	-	94,5	94,5	-
Cl ⁻	50	40	20	48	38,4	20	
7	<i>Вторичные радиальные отстой- ники</i>						
	ВВ	136	60	56	61,2	12,24	80
	БПК ₅	102	97	5	22,4	22,4	-
	NH ₄ ⁺	0,64	0,6	4,8	1,92	1,72	10
	PO ₄ ²⁻	0,18	0,15	17	0,27	0,24	10
	АПАВ	0,11	0,09	12	0,11	0,09	15
	НефтЬ	0,39	0,3	20	0,19	0,1	45
	SO ₄ ²⁻	95	95	-	94,5	94,5	-
Cl ⁻	40	35	12	38,4	33,8	12	
8	<i>Биопруды (аэрируемые)</i>						
	ВВ	1060	1091,5	При- рост 50% от сниж. БПК	1012,24	1012,35	При- рост 50% от сниж. БПК
	БПК ₅	97	63	35	22,4	2,23	90
	NH ₄ ⁺	0,6	0,57	5	1,72	1,2	30
	PO ₄ ²⁻	0,15	0,14	5	0,24	0,19	20
	АПАВ	0,09	0,085	-	0,09	0,08	10
	НефтЬ	0,3	0,3	-	0,1	0,09	-
	SO ₄ ²⁻	95	95	-	94,5	94,5	-
Cl ⁻	35	35	-	33,8	33,8	-	
9	<i>Третичные радиальные отстой- ники</i>						
	ВВ	31,5	28,35	10	12,35	7,41	40
	БПК ₅	63	59,85	5	2,23	2,23	-
	NH ₄ ⁺	0,57	0,54	5	11,5	11,5	-
	PO ₄ ²⁻	0,14	0,13	5	0,19	0,17	10
	АПАВ	0,085	0,08	5	0,08	0,07	5
	НефтЬ	0,3	0,3	-	0,09	0,05	40
	SO ₄ ²⁻	95	95	-	94,5	94,5	-
Cl ⁻	35	35	-	33,8	33,8	-	

Очистные сооружения города Сокола эксплуатируются с 1985 года. Новые требования, предъявляемые к качеству сточных вод, сбрасываемых в водные объекты, привели к необходимости совершенствовать биологическую очистку. Принят ряд законов и постановлений направленных на защиту водных объектов и улучшения их санитарного состояния. Анализ эффективности работы сооружений механической и биологической очистки ГОСК показывает превышение в отводимой в водоем сточной воды допустимой концентрации по взвешенным веществам в 2,8 раза, по БПК5 – в 39,9 раз, по нефтепродуктам в 6 раз, по биогенным элементам - в 3 раза. Сооружения биологической очистки не дают высокого эффекта которого можно добиться используя новые модификации или замену на более современные.

В настоящий момент на ГОСК аэротенки работают с недостаточной системой подачи воздуха. Старые конструкции трубопроводов для аэрации требуют замены на более усовершенствованные, из более практичного материала. Биопруды заросли, так как с момента пуска в эксплуатацию ни разу не зачищались, поэтому сточные воды проходят по обводному лотку, минуя их. Третичные отстойники выведены из эксплуатации на планируемый ремонт. При таком составе действующих очистных сооружений не возможно добиться хорошего результата очистки, поэтому нужно искать новые, более современные конструкции сооружений и реконструировать старые.

1.3. Экологическое нормирование. Обзор требований к нормированию сбросов биогенных веществ очищенных сточных вод в водоприемники. Условия выпуска очищенных сточных вод в водоприёмник.

Современная российская концепция экологического нормирования определяет его как деятельность, направленную на установление системы нормативов состояния и нормативов предельно допустимого воздействия на экосистемы, необходимых для эффективного осуществления природоохранного управления. Предполагается, что нормативы состояния должны основываться на тех характеристиках экосистем, которые наиболее информативно отражают влияние антропогенного воздействия на состояние данной экосистемы. Подразумевается также, что, в свою очередь, установление нормативов предельно допустимых воздействий на экосистемы способствует регулированию загрязнения окружающей среды, изъятия природных ресурсов, ограничению антропогенной трансформации экосистем.

Таким образом, развитие экологического нормирования призвано обеспечить создание системы реальных, отражающих фундаментальные природные процессы и возможности современных технологий, ориентиров минимизации антропогенного воздействия.

Одним из международно-признанных инструментов снижения воздействия на окружающую среду является экологический менеджмент - процесс внутренне мотивированной, инициативной деятельности экономических субъектов, направленной на последовательное улучшение в достижении их собственных экологи-

ческих целей и задач, реализации проектов и программ, разработанных на основе самостоятельно принятой экологической политики.

В ряде российских документов (в том числе, в переводах серии стандартов ГОСТ Р ИСО 14000) термин "экологический менеджмент" заменен словосочетанием "управление окружающей средой", что во многом затрудняет понимание сути описываемой деятельности. Планирование деятельности, мониторинг и контроль непосредственно по отношению к объектам окружающей среды предприятиями практически не осуществляются.

Основным объектом менеджмента являются различные экологические аспекты деятельности предприятий (например, источники образования воздействия на окружающую среду, использование опасных веществ и материалов, экономическая эффективность экологической деятельности и т.п.). В международных стандартах серии ISO 14000 экологический аспект определен как элемент деятельности предприятия, его продукции или услуг, который взаимодействует или может взаимодействовать с окружающей средой.

Международный стандарт ISO 14001 содержит рекомендации в отношении системы экологического менеджмента с тем, чтобы дать любой организации возможность сформулировать политику и цели, принимая во внимание требования законодательства, нормативно-технических актов и информацию о значимых экологических аспектах и о воздействии на окружающую среду. В системе экологического менеджмента рассматриваются те экологические аспекты деятельности организации, которые она может контролировать, и влияния на которые можно ожидать.

Ядром системы экологического менеджмента является программа - комплексный документ, описывающий организацию деятельности предприятия в области экологического менеджмента, а также конкретные мероприятия и действия по ее реализации, разработанные в соответствии с экологической политикой, целями и задачами. При разработке программ экологического менеджмента предприятия руководствуются принципом последовательного улучшения, то есть достижения лучших показателей во всех экологических аспектах деятельности предприятия, там, где это практически возможно. При этом последовательное улучшение необходимо демонстрировать, доказывать заинтересованным сторонам: государственным органам, общественности, партнерам, инвесторам, конкурентам.

Оценка выполнения программ экологического менеджмента, демонстрация достижений осуществляются с использованием конкретных показателей, отражающих характер деятельности организации в целом. В числе таких показателей выделяют группы индикаторов, описывающих эффективность системы экологического менеджмента, особенности функционирования основных и вспомогательных производственных процессов и состояние окружающей среды.

Показатель эффективности системы экологического менеджмента - специфический индикатор, показатель, отражающий эффективность и результативность внедрения, функционирования и развития системы экологического менеджмента, проявляющиеся в характере деятельности организации.

Показатель функционирования основных и вспомогательных производственных процессов - специфический индикатор, показатель, отражающий информацию о реальных экологических параметрах производственных процессов. Наряду с широко распространенными в Российской Федерации показателями типа массы выбросов загрязняющих веществ в атмосферу, сбросов их в водные объекты и объемов размещения отходов, предприятия используют внутренние количественные показатели планирования деятельности в области экологического менеджмента. Среди них следует отметить такие, как удельное потребление чрезвычайно опасных и высокоопасных веществ, удельные объемы рециклируемых материалов и реагентов, удельные выбросы и сбросы загрязняющих веществ, удельное образование отходов и их накопление на территории промышленной площадки и т.п.

Наконец, в тех случаях, когда это возможно, организации используют при разработке и оценке выполнения программ экологического менеджмента показатели состояния окружающей среды, отражающие сведения о местных, региональных или глобальных особенностях состояния окружающей среды.

Как видно, практически все показатели, применяемые в системах экологического менеджмента, так или иначе связаны с нормативами предельно допустимого воздействия и нормативами состояния окружающей среды. В самом деле, даже жалобы жителей на нарушения, совершенные предприятиями, основываются на представлениях людей о том, до какой степени воздействие экономических субъектов может сказываться на состоянии природной среды. При планировании показателей, отражающих функционирование производственных процессов, во внимание принимается полнота использования ресурсов (связанная с ограничением их изъятия), потери, типичные процедуры, например, обращения с опасными веществами и материалами.

Оценка выполнения программ, действенности мер, направленных на снижение антропогенного воздействия, подразумевает организацию систематических наблюдений за изменением выбранных показателей. Наиболее желательны те ситуации, в которых показатели являются измеримыми (в самом широком смысле слова), верифицируемыми не только для самого предприятия, но и для других заинтересованных сторон. Поэтому идентификация экологических аспектов, планирование деятельности, выбор показателей, их обсуждение, согласование позиций хозяйствующих субъектов, государственных органов, общественных организаций представляют собой один из основополагающих этапов развития системы экологического менеджмента.

При разработке программ экологического менеджмента, при распределении обязанностей между предприятиями, государственными органами и общественными организациями в отношении производственного, государственного и общественного экологического мониторинга показатели качества природных и сточных вод могут быть использованы в качестве частных и маркерных параметров, отражающих состояние водных систем и особенности антропогенного воздействия на водосборе

Нормирование качества окружающей среды

В соответствии с природоохранительным законодательством Российской Федерации нормирование качества окружающей природной среды производится с целью установления предельно допустимых норм воздействия, гарантирующих экологическую безопасность населения, сохранение генофонда, обеспечивающих рациональное использование и воспроизводство природных ресурсов в условиях устойчивого развития хозяйственной деятельности. При этом под воздействием понимается антропогенная деятельность, связанная с реализацией экономических, рекреационных, культурных интересов и вносящая физические, химические, биологические изменения в природную среду.

Определенная таким образом цель подразумевает наложение граничных условий (нормативов) как на само воздействие, так и на факторы среды, отражающие и воздействие, и отклики экосистем. Принцип антропоцентризма верен и в отношении истории развития нормирования: значительно ранее прочих были установлены нормативы приемлемых для человека условий среды (прежде всего, производственной). Тем самым было положено начало работам в области санитарно-гигиенического нормирования. Экологическое нормирование предполагает учет так называемой допустимой нагрузки на экосистему. Допустимой считается такая нагрузка, под воздействием которой отклонение от нормального состояния системы не превышает естественных изменений и, следовательно, не вызывает нежелательных последствий у живых организмов и не ведет к ухудшению качества среды. К настоящему времени известны лишь некоторые попытки учета нагрузки для растений суши и для сообществ водоемов рыбохозяйственного назначения.

Как экологическое, так и санитарно-гигиеническое нормирование основаны на знании эффектов, оказываемых разнообразными факторами воздействия на живые организмы. Одним из важных понятий в токсикологии и в нормировании является понятие вредного вещества. В специальной литературе принято называть вредными все вещества, воздействие которых на биологические системы может привести к отрицательным последствиям. Кроме того, как правило, все ксенобиотики (чужеродные для живых организмов, искусственно синтезированные вещества) рассматривают как вредные.

Установление нормативов качества окружающей среды и продуктов питания основывается на концепции пороговости воздействия. Порог вредного действия - это минимальная доза вещества, при воздействии которой в организме возникают изменения, выходящие за пределы физиологических и приспособительных реакций, или скрытая (временно компенсированная) патология. Таким образом, пороговая доза вещества (или пороговое действие вообще) вызывает у биологического организма отклик, который не может быть скомпенсирован за счет гомеостатических механизмов (механизмов поддержания внутреннего равновесия организма).

Нормативы, ограничивающие вредное воздействие, устанавливаются и утверждаются специально уполномоченными государственными органами в области охраны окружающей природной среды, санитарно-эпидемиологического надзора и совершенствуются по мере развития науки и техники с учетом междуна-

родных стандартов. В основе санитарно-гигиенического нормирования лежит понятие предельно допустимой концентрации.

Предельно допустимые концентрации (ПДК) - нормативы, устанавливающие концентрации вредного вещества в единице объема (воздуха, воды), массы (пищевых продуктов, почвы) или поверхности (кожа работающих), которые при воздействии за определенный промежуток времени практически не влияют на здоровье человека и не вызывают неблагоприятных последствий у его потомства.

Таким образом, санитарно-гигиеническое нормирование охватывает все среды, различные пути поступления вредных веществ в организм, хотя редко отражает комбинированное действие (одновременное или последовательное действие нескольких веществ при одном и том же пути поступления) и не учитывает эффектов комплексного (поступления вредных веществ в организм различными путями и с различными средами - с воздухом, водой, пищей, через кожные покровы) и сочетанного воздействия всего многообразия физических, химических и биологических факторов окружающей среды. Существуют лишь ограниченные перечни веществ, обладающих эффектом суммации при их одновременном содержании в атмосферном воздухе.

Для веществ, о действии которых не накоплено достаточной информации, могут устанавливаться временно допустимые концентрации (ВДК) - полученные расчетным путем нормативы, рекомендованные для использования сроком на 2-3 года.

В публикациях иногда встречаются и другие характеристики загрязняющих веществ. Под токсичностью понимают способность веществ вызывать нарушения физиологических функций организма, что в свою очередь приводит к заболеваниям (интоксикациям, отравлениям) или, в тяжелых случаях, к гибели. Фактически токсичность - мера несовместимости вещества с жизнью.

Степень токсичности веществ принято характеризовать величиной токсической дозы - количеством вещества (отнесенным, как правило, к единице массы животного или человека), вызывающим определенный токсический эффект. Чем меньше токсическая доза, тем выше токсичность вещества. Величина токсической дозы не используется в системе нормирования.

Санитарно-гигиенические и экологические нормативы определяют качество окружающей среды по отношению к здоровью человека и состоянию экосистем, но не указывают на источник воздействия и не регулируют его деятельность. Требования, предъявляемые собственно к источникам воздействия, отражают научно-технические нормативы. К таковым относятся нормативы выбросов и сбросов вредных веществ (ПДВ и ПДС), а также технологические, строительные, градостроительные нормы и правила, содержащие требования по охране окружающей природной среды. В основу установления научно-технических нормативов положен следующий принцип: при условии соблюдения этих нормативов предприятиями региона содержание любой примеси в воде, воздухе и почве должно удовлетворять требованиям санитарно-гигиенического нормирования.

Научно-техническое нормирование предполагает введение ограничений деятельности хозяйственных объектов в отношении загрязнения окружающей среды,

иными словами, определяет предельно допустимые потоки вредных веществ, которые могут поступать от источников воздействия в воздух, воду, почву. Таким образом, от предприятий требуется не собственно обеспечение тех или иных ПДК, а соблюдение пределов выбросов и сбросов вредных веществ, установленных для объекта в целом или для конкретных источников, входящих в его состав. Зафиксированное превышение величин ПДК в окружающей среде само по себе не является нарушением со стороны предприятия, хотя, как правило, служит сигналом невыполнения установленных научно-технических нормативов (или свидетельством необходимости их пересмотра).

Нормирование качества вод

Качество вод и виды водопользования

Нормирование качества воды состоит в установлении для воды водного объекта совокупности допустимых значений показателей ее состава и свойств, в пределах которых надежно обеспечиваются здоровье населения, благоприятные условия водопользования и экологическое благополучие водного объекта.

Под качеством воды в целом понимается характеристика ее состава и свойств, определяющая ее пригодность для конкретных видов водопользования (ГОСТ 17.1.1.01-77), при этом критерии качества представляют собой признаки, по которым производится оценка качества воды.

Предельно допустимая концентрация в воде водоема хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования (ПДК_в) - это концентрация вредного вещества в воде, которая не должна оказывать прямого или косвенного влияния на организм человека в течение всей его жизни и на здоровье последующих поколений, и не должна ухудшать гигиенические условия водопользования.

Предельно допустимая концентрация в воде водоема, используемого для рыбохозяйственных целей (ПДК_{вр}) - это концентрация вредного вещества в воде, которая не должна оказывать вредного влияния на популяции рыб, в первую очередь промысловых.

Нормирование качества воды состоит в установлении для воды водного объекта совокупности допустимых значений показателей ее состава и свойств, в пределах которых надежно обеспечиваются здоровье населения, благоприятные условия водопользования и экологическое благополучие водного объекта. Вещество, вызывающее нарушение норм качества воды, называют загрязняющим.

Виды водопользования

Виды водопользования на водных объектах определяются органами Министерства природных ресурсов РФ и Государственного комитета РФ по охране окружающей среды и подлежат утверждению органами местного самоуправления субъектов РФ. Существующие в настоящее время виды водопользования приводятся на рис. 1.4.

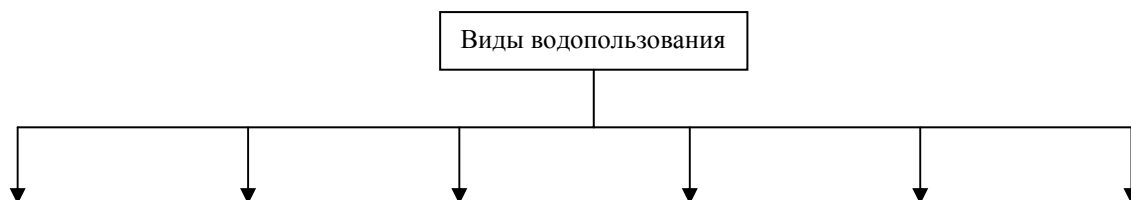




Рис.1.4 Виды водопользования

К хозяйственно-питьевому водопользованию относится использование водных объектов или их участков в качестве источников хозяйственно-питьевого водоснабжения, а также для снабжения предприятий пищевой промышленности. В соответствии с Санитарными правилами и нормами СанПиН 2.1.4.559-00, питьевая вода должна быть безопасна в эпидемическом и радиационном отношении, безвредна по химическому составу и должна иметь благоприятные органолептические свойства.

К культурно-бытовому водопользованию относится использование водных объектов для купания, занятия спортом и отдыха населения. Требования к качеству воды, установленные для культурно-бытового водопользования, распространяются на все участки водных объектов, находящихся в черте населенных мест, независимо от вида их использования объектами для обитания, размножения и миграции рыб и других водных организмов.

Рыбохозяйственные водные объекты могут относиться к одной из трех категорий:

- к высшей категории относят места расположения нерестилищ, массового нагула и зимовальных ям особо ценных видов рыб и других промысловых водных организмов, а также охранные зоны хозяйств любого типа для разведения и выращивания рыб, других водных животных и растений;

- к первой категории относят водные объекты, используемые для сохранения и воспроизводства ценных видов рыб, обладающих высокой чувствительностью к содержанию кислорода;

- ко второй категории относят водные объекты, используемые для других рыбохозяйственных целей.

Предельно допустимая концентрация вещества в воде устанавливается:

а) для водоемов питьевого, хозяйственно-бытового водоснабжения, водоснабжения пищевых предприятий, рекреационного водопользования (ПДК_в) и в черте населенных мест водоемов с учетом трех показателей вредности:

- органолептического;
- общесанитарного;
- санитарно-токсикологического.

б) для рыбохозяйственного водопользования (ПДК_{вр}) с учетом пяти показателей вредности:

- органолептического;
- санитарного;

- санитарно-токсикологического;
- токсикологического;
- рыбохозяйственного.

Органолептический показатель вредности характеризует способность вещества изменять органолептические свойства воды. Общесанитарный - определяет влияние вещества на процессы естественного самоочищения вод за счет биохимических и химических реакций с участием естественной микрофлоры. Санитарно-токсикологический показатель характеризует вредное воздействие на организм человека, а токсикологический - показывает токсичность вещества для живых организмов, населяющих водный объект. Рыбохозяйственный показатель вредности определяет порчу качеств промысловых рыб.

Наименьшая из безвредных концентраций по трем (пяти) показателям вредности принимается за ПДК с указанием лимитирующего показателя вредности.

Рыбохозяйственные ПДК должны удовлетворять ряду условий, при которых не должны наблюдаться:

- гибель рыб и кормовых организмов для рыб;
- постепенное исчезновение видов рыб и кормовых организмов;
- ухудшение товарных качеств обитающей в водном объекте рыбы;
- замена ценных видов рыб на малоценные.

На качество природных вод влияют природные и антропогенные факторы.

Формирование химического состава природных вод

Формирование химического состава природных вод определяют в основном две группы факторов:

- прямые факторы, непосредственно воздействующие на воду (т.е. действие веществ, которые могут обогащать воду растворенными соединениями или, наоборот, выделять их из воды): состав горных пород, живые организмы, хозяйственная деятельность человека;
- косвенные факторы, определяющие условия, в которых протекает взаимодействие веществ с водой: климат, рельеф, гидрологический режим, растительность, гидрогеологические и гидродинамические условия и пр.

Таблица 1.4.

Факторы формирования химического состава природных вод

Факторы формирования и результаты их воздействия	Виды природных вод		
	Атмосферные осадки (дождь, снег, иней, град)	Поверхностные воды суши (реки, ручьи, озера, болота)	Подземные воды

Прямые факторы формирования	почвы, породы, растения, соли солончаков, соли с поверхности льда, деятельность человека, космическая пыль, разряд атмосферного электричества (оксиды азота), вулканические газы, пыль	атмосферные осадки, почвы, породы, растения, подземные воды, сточные воды (промышленные, сельскохозяйственные, хозяйственно-бытовые)	поверхностные воды, почвы, породы, физико-химические процессы (растворение-осаждение, сорбция-десорбция и др.)
Результаты воздействия прямых факторов на состав воды	переход в растворимое состояние солей: поступление в атмосферу и образование в ней твердых и жидких аэрозолей и газов	поступление химических веществ в различных формах: взвешенные, коллоидные, растворенные (ионы, комплексные соединения, недиссоциированные соединения)	поступление химических веществ в растворенной форме, осаждение в результате физико-химических процессов

Продолжение табл.1.4

Косвенные факторы формирования	климат	климат, рельеф, растительность, водный режим	климат, рельеф, геологические условия, глубина залегания, температура и давление
Результат воздействия косвенных факторов на состав воды	обогащение атмосферных осадков химическими веществами в различных концентрациях в зависимости от климатических условий и интенсивности антропогенного воздействия в регионе	дифференциация поступления химических веществ в поверхностные воды в пространстве (географическая, климатическая зональность) и во времени (гидрохимический режим)	изменение химического состава воды по концентрации (минерализация) и соотношению компонентов (относительный состав)

По характеру своего воздействия факторы, определяющие формирование химического состава природных вод, целесообразно разделить на следующие группы:

- физико-географические (рельеф, климат, выветривание, почвенный покров);
- геологические (состав горных пород, тектоническое строение, гидрогеологические условия);
- физико-химические (химические свойства элементов, кислотно-щелочные и окислительно-восстановительные условия, смешение вод и катионный обмен);
- биологические (деятельность растений и живых организмов);
- антропогенные (все факторы, связанные с деятельностью человека).

Классификация вод по интегральным показателям качества

К категории наиболее часто используемых показателей для оценки качества водных объектов относят гидрохимический индекс загрязнения воды ИЗВ и гидробиологический индекс сапробности S.

Индекс загрязнения воды, как правило, рассчитывают по шести-семи показателям, которые можно считать гидрохимическими; часть из них (концентрация

растворенного кислорода, водородный показатель **pH**, биологическое потребление кислорода БПК₅) является обязательной.

$$ИЗВ = \sum_{i=1}^N \frac{C_i / ПДК_i}{I}, \quad (1.1)$$

где C_i - концентрация компонента (в ряде случаев - значение параметра);

N - число показателей, используемых для расчета индекса;

$ПДК_i$ - установленная величина для соответствующего типа водного объекта.

В зависимости от величины ИЗВ участки водных объектов подразделяют на классы (табл.1.5). Индексы загрязнения воды сравнивают для водных объектов одной биогеохимической провинции и сходного типа, для одного и того же водотока (по течению, во времени, и так далее).

Таблица 1.5.

Классы качества вод в зависимости от значения индекса загрязнения воды

Воды	Значения ИЗВ	Классы качества вод
Очень чистые	до 0,2	1
Чистые	0,2-1,0	2
Умеренно загрязненные	1,0-2,0	3
агрязненные	2,0-4,0	4
Грязные	4,0-6,0	5
Очень грязные	6,0-10,0	6
Чрезвычайно грязные	>10,0	7

Из гидробиологических показателей качества в России наибольшее применение нашел так называемый индекс сапробности водных объектов, который рассчитывают исходя из индивидуальных характеристик сапробности видов, представленных в различных водных сообществах (фитопланктоне, перифитоне)

Каждому виду исследуемых организмов присвоено некоторое условное численное значение индивидуального индекса сапробности, отражающее совокупность его физиолого-биохимических свойств, обуславливающих способность обитать в воде с тем или иным содержанием органических веществ. Для статистической достоверности результатов необходимо, чтобы в пробе содержалось не менее двенадцати индикаторных организмов с общим числом особей в поле наблюдения не менее тридцати.

В табл. 1.6 приведена классификация водных объектов по значению индекса сапробности S, которые также нормируются.

Таблица 1.6.

Классы качества вод в зависимости от индексов сапробности

Уровень загрязненности	Зоны	Индексы сапробности S	Классы качества вод
Очень чистые	ксеносапробная	до 0,50	1
Чистые	олигосапробная	0,50-1,50	2
Умеренно загрязненные	а-мезосапробная	1,51-2,50	3
Тяжело загрязненные	б-мезосапробная	2,51-3,50	4
Очень тяжело загрязненные	полисапробная	3,51-4,00	5
Очень грязные	полисапробная	>4,00	6

Индекс загрязнения воды и индекс сапробности следует отнести к интегральным характеристикам состояния. Уровень загрязненности и класс качества водных объектов иногда устанавливают в зависимости от микробиологических показателей (табл. 1.7).

Классы качества воды по микробиологическим показателям

Уровень загрязненности и класс качества вод	Микробиологические показатели		
	Общее число бактерий, 10^6 клеток/мл	Число сапрофитных бактерий, 1000 клеток/мл	Отношение общего числа бактерий к числу сапрофитных бактерий
Очень чистые, I	<0,5	<0,5	<1000
Чистые, II	0,5-1,0	0,5-5,0	>1000
Умеренно загрязненные, III	1,1-1,3	5,1-10,0	1000-100
Загрязненные, IV	3,1-5,0	10,1-50,0	<100
Грязные, V	5,1-10,0	50,1-100,0	<100
Очень грязные, VI	>10,0	>1000	<100

Экологический мониторинг поверхностных водных объектов в Российской Федерации. Структура государственного экологического мониторинга

В настоящее время в рамках проекта ООН создана глобальная система мониторинга окружающей среды (ГСМОС), частью которой является программа, посвященная водным проблемам - ГСМОС (Вода) - с центром в Канаде. В программе ГСМОС (Вода) активное участие принимают 4 специализированных учреждения ООН: Программа ООН по окружающей среде (ЮНЕП), Всемирная организация здравоохранения (ВОЗ), Всемирная метеорологическая организация (ВМО) и Организация Объединенных Наций по вопросам образования, науки и культуры (ЮНЕСКО).

Задачами программы ГСМОС (Вода) является следующее:

- мониторинг распространения и трансформации загрязняющих веществ в водной среде;
- оповещение о серьезном нарушении состояния водных объектов;
- напоминание правительствам о необходимости принятия мероприятий по охране, восстановлению и улучшению окружающей среды.

Программа ГСМОС (Вода) включает 7 основных пунктов:

- создание всемирной сети станций мониторинга;
- разработка единой методики отбора и анализа проб воды;
- осуществление контроля за точностью данных;
- использование современных систем хранения и распространения информации;
- организация повышения квалификации для специалистов;
- подготовка методических справочников;
- обеспечение необходимым оборудованием (в отдельных случаях).

В 1972 г. на базе станций гидрометеослужбы организована Общегосударст-

венная служба наблюдений и контроля состояния окружающей среды (ОГСНК), построенная по иерархическому принципу:

ОГСНК состоит из нескольких уровней:

- станций наблюдения (первичных пунктов), осуществляющих наблюдения, определенную обработку и обобщение данных;
- территориальных и региональных центров, осуществляющих обобщения, анализ материалов, составление местных прогнозов и оценку состояния окружающей среды по своей территории;
- высшего Гидрометцентра и других головных центров (НИИ).

В обработанном и систематизированном виде полученная информация представлена в кадастровых изданиях, таких как "Ежегодные данные о составе и качестве поверхностных вод суши" (по гидрохимическим и гидробиологическим показателям).

Государственный водный кадастр (ГВК)

Государственный водный кадастр представляет собой систематизированный свод сведений о водных ресурсах страны, включающий количественные и качественные показатели, данные регистрации водопользователей и учета использования вод. Ведение ГВК предусмотрено "Водным законодательством РФ". Основная задача ГВК - обеспечение народного хозяйства необходимыми данными о водных ресурсах, водных объектах, режиме, качестве и использовании природных вод, а также водопользователях.

Государственному учету и включению в государственный водный кадастр подлежат все воды единого государственного фонда. К ним относятся:

- воды рек, озер, водохранилищ и других поверхностных водоемов и водных источников, включая воды каналов и прудов;
- ледники и подземные воды;
- внутренние моря и другие внутренние морские воды;
- территориальные воды (территориальное море).

Учет поверхностных вод суши по качественным показателям осуществляется в рамках ОГСНК. Основными требованиями к гидрохимической сети применительно к государственному учету вод являются следующие:

- строгая увязка сети пунктов (створов) гидрохимических наблюдений с размещением на них водопользователей, особенно водопользователей с водоемкими производствами;
- достаточная полнота пространственного охвата водных объектов сетью наблюдений, обеспечивающих получение соответствующей информации о качестве забираемых водопользователями поверхностных вод, а также данных об изменении качества воды в результате водопользования;
- достаточная частота наблюдений во времени;
- строгая увязка перечня определяемых загрязняющих веществ и показателей загрязнения в воде водоема или водотока со спецификой состава сточных вод, сбрасываемых в водный объект основными водопользователями.

Публикуемая часть ГВК имеет следующую структуру:

- поверхностные воды (реки и каналы; озера и водохранилища; качество вод суши; селевые потоки; ледники, моря и устья рек);
- подземные воды;
- использование вод.

Каждый из трех перечисленных разделов подразделяется на три серии:

- каталожные данные (разовое издание);
- ежегодные данные (ежегодное издание);
- многолетние данные (издаются один раз в 5 лет).

Помимо ОГСНК Росгидромета (Комитета России по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды) экологический мониторинг осуществляется целым рядом служб, министерств и ведомств, таких как Государственный комитет Российской Федерации по охране окружающей среды (Госкомэкология России), Министерство природных ресурсов РФ, Министерство сельского хозяйства и продовольствия РФ, Департамент государственного санитарно-эпидемиологического надзора (Госсанэпиднадзор) при Министерстве здравоохранения РФ, Государственный комитет РФ по стандартизации и метрологии (Госстандарт РФ), Федеральная служба лесного хозяйства.

Распределение функций мониторинга по различным ведомствам, не связанным между собой, приводит к дублированию усилий, снижает эффективность всей системы мониторинга и затрудняет доступ к необходимой информации как для граждан, так и для государственных организаций. Поэтому в 1993 году было принято решение о создании Единой государственной системы экологического мониторинга (ЕГСЭМ), которая должна объединить возможности и усилия многочисленных служб для решения задач комплексного наблюдения, оценки и прогноза состояния среды в РФ.

ЕГСЭМ как центр единой научно-технической политики в области экологического мониторинга должна обеспечивать:

- координацию разработки и выполнения программ наблюдений за состоянием окружающей среды;
- регламентацию и контроль сбора и обработки достоверных и сопоставимых данных;
- хранение информации, ведение специальных банков данных и их гармонизацию (согласование, телекоммуникационную связь) с международными эколого-информационными системами;
- деятельность по оценке и прогнозу состояния объектов окружающей природной среды, природных ресурсов, откликов экосистем и здоровья населения на антропогенное воздействие;
- доступность интегрированной экологической информации широкому кругу потребителей.

Виды наблюдений за качеством поверхностных вод ОГСНК

В рамках ОГСНК проводят:

- наблюдения за уровнем загрязненности поверхностных вод по физическим, химическим, гидрологическим и гидробиологическим показателям в режимных пунктах;

- наблюдения, предназначенные для решения специальных задач.

Каждый из этих видов наблюдений осуществляется в результате:

- предварительных (рекогносцировочных) наблюдений и исследований на водных объектах или их участках;

- систематических наблюдений на водных объектах в выбранных пунктах.

Основные задачи наблюдений за качеством поверхностных вод в системе ОГСНК

Основные задачи систематических наблюдений за качеством поверхностных вод в системе ОГСНК можно сформулировать следующим образом:

- систематическое получение как отдельных, так и осредненных во времени и пространстве данных о качестве воды;

- обеспечение хозяйственных органов, а также заинтересованных организаций систематической информацией и прогнозами изменения гидрохимического режима и качества воды водоемов и водотоков и экстренной информацией о резких изменениях загрязненности воды.

Порядок организации и проведения наблюдений в пунктах режимных работ определены ГОСТом 17.1.3.07-82 и Методическими указаниями.

К задачам специальных наблюдений и исследований, определяемым в каждом конкретном случае, относятся:

- установление основных закономерностей процессов самоочищения;

- определение влияния накопленных в донных отложениях загрязняющих веществ на качество воды;

- составление балансов химических веществ водоемов или участков водотоков;

- оценка выноса химических веществ через замыкающий створ рек;

- оценка выноса химических веществ с коллекторно-дренажными водами и др.

Организация сети пунктов наблюдений за поверхностными водными объектами

Для проведения мониторинга вод суши организуются:

- стационарная сеть пунктов наблюдений за естественным составом и загрязнением поверхностных вод;

- специализированная сеть пунктов для решения научно-исследовательских задач;

- временная экспедиционная сеть пунктов.

В основе организации и проведения наблюдений за качеством поверхностных вод лежат следующие принципы: комплексность и систематичность наблюдений, согласованность сроков их проведения с характерными гидрологическими ситуа-

циями, определение показателей качества воды едиными методами. Соблюдение этих принципов достигается установлением программ контроля (по физическим, химическим, гидробиологическим и гидрологическим показателям) и периодичности проведения контроля, выполнением анализа проб воды по единым или обеспечивающим требуемую точность методикам.

Сеть *гидрохимических* наблюдений должна охватывать

- в пространстве:
- по возможности все водные объекты, расположенные на территории изучаемого бассейна;
- всю длину водотока с определением влияния наиболее крупных его притоков и сброса сточных вод в него;
- всю акваторию водоема с определением влияния на него наиболее крупных притоков и сброса в него сточных вод;
- во времени:
- все фазы гидрологического режима (весеннее половодье, летнюю межень, летние и осенние дождевые паводки, ледостав, зимнюю межень);
- различные по водности годы (многоводные, средние по водности и мало-водные);
- суточные изменения химического состава воды;
- катастрофические сбросы сточных вод в водные объекты.

Установление местоположения створов в пунктах наблюдений

Под пунктом наблюдения следует понимать место на водоеме или водотоке, в котором производят комплекс работ для получения данных о качестве воды.

Пункты наблюдений организуют в первую очередь на водоемах и водотоках, имеющих большое народнохозяйственное значение, а также подверженных значительному загрязнению промышленными, хозяйственно-бытовыми и сельскохозяйственными сточными водами. На не загрязненных сточными водами водоемах и водотоках или их участках создаются пункты для фоновых наблюдений.

Пункты наблюдений организуют на водоемах и водотоках в районах:

- расположения городов и крупных поселков, сточные воды которых сбрасываются в водоемы и водотоки;
- сброса сточных вод отдельно стоящими крупными промышленными предприятиями, территориально производственными комплексами, организованного сброса сельскохозяйственных сточных вод;
- мест нереста и зимовья ценных и особо ценных видов промысловых организмов;
- предплотинных участков рек, являющихся важными для рыбного хозяйства;
- пересечения реками государственных границ;
- замыкающих створов больших и средних рек;
- устьев загрязненных притоков больших водоемов и водотоков.

Для изучения природных процессов и определения фонового состояния воды водоемов и водотоков пункты наблюдений создают также на не подверженных прямому антропогенному воздействию участках, в том числе на водоемах и водотоках, расположенных на территориях заповедников и национальных парков и являющихся уникальными природными образованиями.

В пунктах наблюдений организуют один или несколько створов. Под створом понимают условное поперечное сечение водоема или водотока, в котором производится комплекс работ для получения данных о качестве воды. Местоположение створов устанавливают с учетом гидрометеорологических и морфологических особенностей водного объекта, расположения источников загрязнения, количества, состава и свойств сбрасываемых сточных вод, интересов водопользователей и водопотребителей.

Один створ устанавливают *на водотоках* при отсутствии организованного сброса сточных вод в устьях загрязненных притоков, на незагрязненных участках водотоков, на предплотинных участках рек, на замыкающих участках рек, в местах пересечения государственной границы.

При наличии организованного сброса сточных вод устанавливают на водотоках два створа и более. Один из них располагают выше источника загрязнения (вне влияния рассматриваемых сточных вод), другие - ниже источника (или группы источников) загрязнения в месте полного смешения. Химический состав воды в пробе, отобранной в створе выше источника загрязнения, характеризует фоновые показатели качества воды водотока в данном пункте. Сравнение фоновых показателей с показателями качества воды в пробе, отобранной ниже источника загрязнения, позволяет судить о характере и степени загрязненности воды под влиянием источников загрязнения данного пункта. Изменение химического состава воды в пробах, отобранных в первом после сброса сточных вод створе и в расположенных ниже створах, дает возможность оценить самоочищающую способность водотока.

Верхний (первый) фоновый створ устанавливают в 1 км выше первого источника загрязнения. Выбор створов ниже источника (или группы источников) загрязнения осуществляют с учетом комплекса условий, влияющих на характер распространения загрязняющих веществ в водотоке. Необходимо, чтобы нижний створ характеризовал состав воды в целом по сечению, т.е. был расположен в месте достаточно полного (не менее 80%) смешения сточных вод с водой водотока.

На реках, где створ полного смешения находится далеко от источников загрязнения, процесс трансформации части загрязняющих веществ может завершиться до створа полного смешения и их влияние на физические свойства и химический состав воды в этом створе может быть не обнаружено. В этом случае створ устанавливают, исходя из интересов народного хозяйства, на ближайшем участке водопользования. На реках, используемых для нужд рыбного хозяйства, такой створ устанавливают не далее 0,5 км от места сброса сточных вод.

При наличии группы источников загрязнения верхний (фоновый) створ располагают выше первого источника, нижний - ниже последнего. Исходя из инте-

ресов народного хозяйства, между створами выше и ниже источников загрязнения могут быть установлены дополнительные створы, которые должны характеризовать влияние отдельных источников загрязнения.

Для наблюдений по водоему в целом с учетом геоморфологии береговой линии и других факторов устанавливаются не менее трех створов, по возможности равномерно распределенных по акватории. При контроле на отдельных загрязненных участках водоемов створы устанавливаются с учетом условий водообмена водоемов.

На водоемах с интенсивным водообменом (коэффициент водообмена более 5 раз в год) расположение створов аналогично расположению их на водотоках: один створ устанавливается в 1 км выше источника загрязнения, вне зоны его влияния, остальные створы (не менее двух) располагаются ниже источника загрязнения на расстоянии 0,5 км от места сброса сточных вод и непосредственно за границей зоны загрязнения.

На водоемах с умеренным (от 0,1 до 5 раз в год) и замедленным (до 0,1 раз в год) водообменом один створ устанавливается вне зоны влияния источника или группы источников загрязнения, второй створ совмещают с местом сброса сточных вод, остальные створы (не менее двух) располагаются параллельно второму по обе его стороны на расстоянии 0,5 км от места сброса сточных вод и непосредственно за границей загрязненной зоны).

Количество вертикалей в створе на водоеме определяется шириной зоны загрязненности: первую вертикаль располагают на расстоянии не далее 0,5 км от места сброса сточных вод или от берега, последнюю - непосредственно за границей зоны загрязнения.

Количество вертикалей в створе на водотоке определяется условиями смешения речных вод со сточными водами или водами притоков: при неоднородности химического состава в створе устанавливаются не менее трех вертикалей (на стержне и на расстоянии 3-5 м от берегов), при однородности химического состава - одну вертикаль (на стержне реки).

Количество горизонтов на вертикали определяется глубиной водоема или водотока в месте измерения: при глубине до 5 м устанавливается один горизонт (у поверхности - в 0,2-0,3 м от поверхности воды летом и у нижней поверхности льда зимой), при глубине от 5 до 10 м - два (у поверхности и в 0,5 м от дна), а при глубине более 10 м - три (дополнительно промежуточный, расположенный на половине глубины).

Программы наблюдений за качеством воды

Все пункты наблюдений за качеством воды водоемов и водотоков делят на 4 категории, определяемые частотой и детальностью программ наблюдений. Назначение и расположение пунктов контроля определяются правилами наблюдений за качеством воды водоемов и водотоков.

Пункты первой категории располагают на средних и больших водоемах и водотоках, имеющих важное народнохозяйственное значение:

- в районах городов с населением свыше 1 млн. жителей;

- в местах нереста и зимовья особо ценных видов промысловых рыб;
- в районах повторяющихся аварийных сбросов загрязняющих веществ;
- в районах организованного сброса сточных вод, в результате которых наблюдается высокая загрязненность воды.

Пункты второй категории устраивают на водоемах и водотоках в пределах следующих участков:

- в районах городов с населением от 0,5 до 1 млн. жителей;
- в местах нереста и зимовья ценных видов промысловых рыб (организмов);
- на важных для рыбного хозяйства предплотинных участках рек;
- в местах организованного сброса дренажных сточных вод с орошаемых территорий и промышленных сточных вод;
- при пересечении реками Государственной границы;
- в районах со средней загрязненностью воды.

Пункты третьей категории располагают на водоемах и водотоках:

- в районах городов с населением менее 0,5 млн. жителей;
- на замыкающих участках больших и средних рек;
- в устьях загрязненных притоков больших рек и водоемов;
- в районах организованного сброса сточных вод, в результате чего наблюдается низкая загрязненность воды.

Пункты четвертой категории устанавливают:

- на незагрязненных участках водоемов и водотоков,
- на водоемах и водотоках, расположенных на территориях государственных заповедников и национальных парков.

Наблюдения за качеством воды ведут по определенным видам программ, которые выбирают в зависимости от категории пункта контроля. Периодичность проведения контроля по гидробиологическим и гидрохимическим показателям устанавливают в соответствии с категорией пункта наблюдений. При выборе программы контроля учитывают целевое использование водоема или водотока, состав сбрасываемых сточных вод, требования потребителей информации.

Параметры, определение которых предусмотрено обязательной программой наблюдений за качеством поверхностных вод по гидрохимическим и гидрологическим показателям, приведены в табл. 1.8.

Таблица 1.8.

Параметры, определение которых предусмотрено обязательной программой наблюдений

Параметры	Единицы измерения
1	2
Расход воды (на водотоках)	м ³ /с
Скорость течения воды (на водотоках)	м/с
Уровень воды (на водоемах)	м
Визуальные наблюдения	-
Температура	°С

Цветность	градусы
Прозрачность	см
Запах	баллы
Кислород	мг/дм ³
Диоксид углерода	мг/дм ³
Взвешенные вещества	мг/дм ³
Водородный показатель (рН)	-

Продолжение табл.1.8

Сульфаты(SO ₄ ²⁻)	мг/дм ³
Окислительно-восстановительный потенциал (Еh)	мВ
Хлориды(Cl ⁻)	мг/дм ³
Гидрокарбонаты(HCO ₃ ⁻)	мг/дм ³
Кальций(Ca ²⁺)	мг/дм ³
Магний(Mg ²⁺)	мг/дм ³
Натрий(Na ⁺)	мг/дм ³
Калий(K ⁺)	мг/дм ³
Сумма ионов (Σ _и)	мг/дм ³
Аммонийный азот(NH ₄ ⁺)	мг/дм ³
Нитритный азот (NO ₂ ⁻)	мг/дм ³
Нитратный азот (NO ₃ ⁻)	мг/дм ³
Минеральный фосфор(PO ₄ ³⁻)	мг/дм ³
Железо общее	мг/дм ³
Кремний	мг/дм ³
БПК ₅	мг O ₂ /дм ³
ХПК	мг O/дм ³
Нефтепродукты	мг/дм ³
СПАВ	мг/дм ³
Фенолы (летучие)	мг/дм ³
Пестициды	мг/дм ³
Тяжелые металлы	мг/дм ³

Наблюдения по обязательной программе на водотоках осуществляют, как правило, 7 раз в год в основные фазы водного режима: во время половодья - на подъеме, пике и спаде; во время летней межени - при наименьшем расходе и при прохождении дождевого паводка; осенью - перед ледоставом; во время зимней межени.

В водоемах качество воды исследуют при следующих гидрологических ситуациях: зимой при наиболее низком уровне и наибольшей толщине льда; в начале весеннего наполнения водоема; в период максимального наполнения; в летне-осенний период при наиболее низком уровне воды.

Сокращенную программу наблюдений за качеством поверхностных вод по гидрологическим и гидрохимическим показателям подразделяют на три вида:

- Первая программа предусматривает определение расхода воды (на водотоках), уровня воды (на водоемах), температуры, концентрации растворенного ки-

слорода, удельной электропроводности, визуальные наблюдения.

- Вторая программа предусматривает определение расхода воды (на водотоках), уровня воды (на водоемах), температуры, рН, удельной электропроводности, концентрации взвешенных веществ, ХПК, БПК₅, концентрации 2-3 загрязняющих веществ, основных для воды в данном пункте контроля, визуальные наблюдения.

- Третья программа предусматривает определение расхода воды, скорости течения (на водотоках), уровня воды (на водоемах), температуры, рН, концентрации взвешенных веществ, концентрации растворенного кислорода, БПК₅, концентрации всех загрязняющих воду в данном пункте контроля веществ, визуальные наблюдения.

Гидрохимические показатели качества природных вод в пунктах контроля сопоставляют с установленными нормами качества воды.

Программы и периодичность наблюдений по гидрохимическим показателям для пунктов различных категорий приведены в табл. 1.9.

Таблица 1.9.

Программы и периодичность наблюдений для пунктов различных категорий

Периодичность проведения контроля	Категория пунктов наблюдений			
	I	II	III	IV
Ежедневно	Сокращенная программа 1	Визуальные наблюдения	-	-
Ежедекадно	Сокращенная программа 2	Сокращенная программа 1	-	-
Ежемесячно	Сокращенная программа 3			-
В основные фазы водного режима	Обязательная программа			

Внедрение в систему наблюдений за качеством воды гидробиологических методов позволяет непосредственно выяснить состав и структуру сообществ гидробионтов.

Полная программа наблюдений за качеством поверхностных вод по гидробиологическим показателям предусматривает:

- исследование *фитопланктона* - общей численности клеток, числа видов, общей биомассы, численности основных групп, биомассы основных групп, числа видов в группе, массовых видов и видов-индикаторов сапробности;

- исследование *зоопланктона* - общей численности организмов, общего числа видов, общей биомассы, численности основных групп, биомассы основных групп, числа видов в группе, массовых видов и видов-индикаторов сапробности;

- исследование *зообентоса* - общей численности, общей биомассы, общего числа видов, числа групп по стандартной разработке, числа видов в группе, числа основных групп, биомассы основных групп, массовых видов и видов-индикаторов сапробности;

- исследование *перифитона* - общего числа видов, массовых видов, частоты

встречаемости, сапробности;

- определение *микробиологических показателей* - общего числа бактерий, числа сапрофитных бактерий, отношения общего числа бактерий к числу сапрофитных бактерий;
- изучение *фотосинтеза* фитопланктона и *деструкции* органического вещества, определение отношения интенсивности фотосинтеза к деструкции органического вещества, содержания хлорофилла;
- исследование *макрофитов* - проективного покрытия опытной площадки, характера распространения растительности, общего числа видов, преобладающих видов (наименования, проективного покрытия, фенофазы, аномальных признаков).

Сокращенная программа наблюдений за качеством поверхностных вод по гидробиологическим показателям предусматривает исследование:

- *фитопланктона* - общей численности клеток, общего числа видов, массовых видов и видов-индикаторов сапробности;
- *зоопланктона* - общей численности организмов, общего числа видов, массовых видов и видов-индикаторов сапробности;
- *зообентоса* - общей численности групп по стандартной разработке, числа видов в группе, числа основных групп, массовых видов и видов-индикаторов сапробности;
- *перифитона* - общего числа видов, массовых видов, сапробности, частоты встречаемости.

Программы и периодичность наблюдений по гидробиологическим показателям для станций различных категорий приведены в табл. 1.10.

Таблица 1.10.

Периодичность проведения наблюдений по гидробиологическим показателям и виды программ

Периодичность проведения наблюдений	Категория пункта наблюдений			
		I	II	III
Ежемесячно	Сокращенная программа	Сокращенная программа	Сокращенная программа (контроль в вегетационный период)	-
Ежеквартально	Полная программа			

Государственная экологическая статистическая отчетность.

Основные виды государственной экологической статистической отчетности

Форма N 2 - тп (воздух). Отчет об охране атмосферного воздуха. Представляется ежегодно и включает данные о выбросах загрязняющих веществ в атмосферу, их очистке и утилизации; данные о выбросе в атмосферу специфических загрязняющих веществ; источники выбросов загрязняющих веществ в атмосферу;

выполнение мероприятий по уменьшению выбросов.

Форма N 2 - тп (водхоз). Отчет об использовании воды. Представляется ежегодно и включает данные о забранной из природных источников, полученной от других предприятий (организаций), использованной и переданной воды; данные о водоотведении, системах оборотного и повторного водоснабжения; установленные лимиты забора воды.

Форма N 2 - тп (токсичные отходы). Отчет об образовании и удалении токсичных отходов. Представляется ежегодно и включает данные об отходах (наличие, образование, поступление от других предприятий, использование, обезвреживание, организованное и неорганизованное складирование и захоронение) отходов I, II, III и IV классов опасности.

Форма N 1 - канализация. Отчет о работе канализации. Включает данные о наличии канализационных сооружений и их работе за год.

Форма N 1 - водопровод. Отчет о работе водопровода. Включает данные о наличии водопроводных сооружений и их работе за год.

Форма N 4 - ОС. Отчет о текущих затратах на охрану природы и экологических платежах.

Обзор требований к нормированию сбросов биогенных веществ очищенных сточных вод в водоприемники.

Фосфор и азот – важнейшие биогенные элементы, чаще всего лимитирующие развитие продуктивности водоемов. Поэтому поступление избытка соединений фосфора и азота с водосбора в виде минеральных удобрений с поверхностным стоком с полей, со стоками с ферм, с недоочищенными или неочищенными бытовыми сточными водами, а также с некоторыми производственными отходами приводит к резкому неконтролируемому приросту растительной биомассы водного объекта (это особенно характерно для непроточных и малопроточных водоемов). Происходит так называемое изменение трофического статуса водоема (эвтрофирование), сопровождающееся перестройкой всего водного сообщества и ведущее к преобладанию гнилостных процессов.

Азотсодержащие соединения находятся в поверхностных водах в растворенном, коллоидном и взвешенном состоянии и могут под влиянием многих физико-химических и биохимических факторов переходить из одного состояния в другое. Под общим азотом понимают сумму минерального и органического азота в природных водах. Средняя концентрация общего азота в природных водах колеблется в значительных пределах и зависит от трофности водного объекта: для олиготрофных изменяется обычно в пределах 0,3-0,7 мг/дм³, для мезотрофных — 0,7-1,3 мг/дм³, для эвтрофных — 0,8-2,0 мг/дм³.

Повышение концентрации ионов аммония и нитритов обычно указывает на свежее загрязнение, в то время как увеличение содержания нитратов — на загрязнение в предшествующее время. Все формы азота, включая и газообразную, способны к взаимным превращениям.

Основными источниками поступления ионов аммония в водные объекты являются животноводческие фермы, хозяйственно-бытовые сточные воды, поверх-

ностный сток с сельхозугодий в случае использования аммонийных удобрений, а также сточные воды предприятий пищевой, коксохимической, лесохимической и химической промышленности. В стоках промышленных предприятий содержится до 1 мг/дм³ аммония, в бытовых стоках — 2-7 мг/дм³; с хозяйственно-бытовыми сточными водами в канализационные системы ежедневно поступает до 10 г аммонийного азота (на одного жителя).

Концентрация аммония в питьевой воде не должна превышать 2 мг/дм³ по азоту. ПДК_{вр} солевого аммония составляет 0,5 мг/дм³ по азоту (лимитирующий показатель вредности — токсикологический). Присутствие аммония в концентрациях порядка 1 мг/дм³ снижает способность гемоглобина рыб связывать кислород. Токсичность аммония возрастает с повышением рН среды.

Содержание аммония в водоемах с различной степенью загрязненности

Степень загрязнения (классы водоемов)	Аммонийный азот, мг/дм ³
Очень чистые	0,05
Чистые	0,1
Умеренно загрязненные	0,2-0,3
Загрязненные	0,4-1,0
Грязные	1,1-3,0
Очень грязные	>3,0

Повышенная концентрация ионов аммония может быть использована в качестве индикаторного показателя, отражающего ухудшение санитарного состояния водного объекта, процесса загрязнения поверхностных и подземных вод, в первую очередь, бытовыми и сельскохозяйственными стоками.

Присутствие нитратных ионов в природных водах связано с:

- внутриводоемными процессами нитрификации аммонийных ионов в присутствии кислорода под действием нитрифицирующих бактерий;
- атмосферными осадками, которые поглощают образующиеся при атмосферных электрических разрядах оксиды азота (концентрация нитратов в атмосферных осадках достигает 0,9 - 1 мг/дм³);
- промышленными и хозяйственно-бытовыми сточными водами, особенно после биологической очистки, когда концентрация достигает 50 мг/дм³;
- стоком с сельскохозяйственных угодий и со сбросными водами с орошаемых полей, на которых применяются азотные удобрения.

Главными процессами, направленными на понижение концентрации нитратов, являются потребление их фитопланктоном и денитрофицирующими бактериями, которые при недостатке кислорода используют кислород нитратов на окисление органических веществ.

В поверхностных водах нитраты находятся в растворенной форме. Концентрация нитратов в поверхностных водах подвержена заметным сезонным колебаниям: минимальная в вегетационный период, она увеличивается осенью и достигает максимума зимой, когда при минимальном потреблении азота происходит разложение органических веществ и переход азота из органических форм в минеральные. Амплитуда сезонных колебаний может служить одним из показателей эвтрофирования водного объекта.

Присутствие нитрата аммония в концентрациях порядка 2 мг/дм³ не вызывает нарушения биохимических процессов в водоеме; подпороговая концентрация этого вещества, не влияющая на санитарный режим водоема, 10 мг/дм³. Повреждающие концентрации соединений азота (в первую очередь, аммония) для различных видов рыб составляют величины порядка сотен миллиграммов в 1 дм³ воды. ПДК_в нитратов составляет 45 мг/дм³ (по NO₃⁻) (тождественно равен стандарту США для питьевой воды), ПДК_{вр} - 40 мг/дм³ (по NO₃⁻) или 9,1 мг/дм³ (по азоту).

Нитриты представляют собой промежуточную ступень в цепи бактериальных процессов окисления аммония до нитратов (нитрификация — только в аэробных условиях) и, напротив, восстановления нитратов до азота и аммиака (денитрификация — при недостатке кислорода). Подобные окислительно-восстановительные реакции характерны для станций аэрации, систем водоснабжения и собственно природных вод. Кроме того, нитриты используются в качестве ингибиторов коррозии в процессах водоподготовки технологической воды и поэтому могут попасть и в системы хозяйственно-питьевого водоснабжения. Широко известно также применение нитритов для консервирования пищевых продуктов.

В поверхностных водах нитриты находятся в растворенном виде. В кислых водах могут присутствовать небольшие концентрации азотистой кислоты (HNO_2) (не диссоциированной на ионы). Повышенное содержание нитритов указывает на усиление процессов разложения органических веществ в условиях более медленного окисления NO_2^- в NO_3^- , что указывает на загрязнение водного объекта, т.е. является важным санитарным показателем.

Сезонные колебания содержания нитритов характеризуются отсутствием их зимой и появлением весной при разложении неживого органического вещества. Наибольшая концентрация нитритов наблюдается в конце лета, их присутствие связано с активностью фитопланктона (установлена способность диатомовых и зеленых водорослей восстанавливать нитраты до нитритов). Осенью содержание нитритов уменьшается.

Для нитритов ПДК_в установлена в размере 3,3 мг/дм³ в виде иона NO_2^- или 1 мг/дм³ в пересчете на азот. ПДК_{вр} - 0,08 мг/дм³ в виде иона NO_2^- или 0,02 мг/дм³ в пересчете на азот.

В соответствии с требованиями глобальной системы мониторинга состояния окружающей среды (ГСМОС/GEMS) нитрит- и нитрат-ионы входят в программы обязательных наблюдений за составом питьевой воды и являются важными показателями степени загрязнения и трофического статуса природных водоемов.

В России лимитирующим показателем качества очищенных сточных вод по содержанию фосфора является концентрация ортофосфатов (PO_4^{3-}), в то время как за рубежом — это общий фосфор, хотя исходя из роли фосфора в биохимических процессах водных объектов, логично было бы установить требования к очистке сточных вод в виде максимально допустимого годового сброса его как питательного вещества для экосистемы водоема.

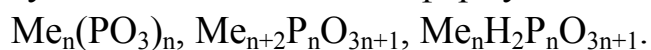
Под общим фосфором понимают сумму минерального и органического фосфора. Так же, как и для азота, обмен фосфором между его минеральными и органическими формами с одной стороны, и живыми организмами — с другой, является основным фактором, определяющим его концентрацию.

Фосфор органический. Природные соединения органического фосфора поступают в природные воды в результате процессов жизнедеятельности и посмертного распада водных организмов, обмена с донными отложениями. Также могут поступать со сточными водами синтезированные в промышленности фосфорорганические соединения. Органические соединения фосфора присутствуют в поверхностных водах в растворенном, взвешенном и коллоидном состоянии.

Фосфор минеральный. Соединения минерального фосфора поступают в природные воды в результате выветривания и растворения пород, содержащих ортофосфаты (апатиты и фосфориты) и поступления с поверхности водосбора в виде орто-, мета-, пиро- и полифосфат-ионов (удобрения, синтетические моющие средства, добавки, предупреждающие образование накипи в котлах, и т. п.), а также образуются при биологической переработке остатков животных и растительных организмов. Избыточное содержание фосфатов в воде, особенно в грунтовой, может быть отражением присутствия в водном объекте примесей удобрений, компонентов хозяйственно-бытовых сточных вод, разлагающейся биомассы. Основной формой неорганического фосфора при значениях рН водоема больше 6,5 является ион HPO_4^{2-} (около 90%). В кислых водах неорганический фосфор присутствует преимущественно в виде H_2PO_4^- . Концентрация фосфатов в природных водах обычно очень мала – сотые, редко десятые доли миллиграммов фосфора в 1 дм^3 , в загрязненных водах она может достигать нескольких миллиграммов в 1 дм^3 . Подземные воды содержат обычно не более 100 мкг/дм^3 фосфатов; исключение составляют воды в районах залегания фосфорсодержащих пород. Содержание соединений фосфора подвержено значительным сезонным колебаниям, поскольку оно зависит от соотношения интенсивности процессов фотосинтеза и биохимического окисления органических веществ.

В методике оценки экологической ситуации, принятой Госкомэкологией РФ, рекомендован норматив содержания фосфатов в воде – 50 мкг/дм^3 .

Без предварительной подготовки проб колориметрически определяются неорганические растворенные и взвешенные фосфаты. Полифосфаты можно описать следующими химическими формулами:



Полифосфаты применяются для умягчения воды, обезжиривания волокна, как компонент стиральных порошков и мыла, ингибитор коррозии, катализатор, в пищевой промышленности. Установленное допустимое остаточное количество полифосфатов в воде хозяйственно-питьевого назначения составляет $3,5 \text{ мг/дм}^3$ (лимитирующий показатель вредности – органолептический).

Основные формы, в которых фосфор может находиться в природных и сточных водах, приведены в таблице 1.12

Таблица 1.12

Основные формы фосфора в воде

Химические формы Р	Общий	Фильтруемый (растворенный)	Частицы
Общий	Общий растворенный и взвешенный фосфор	Общий растворенный фосфор	Общий фосфор в частицах
Ортофосфаты	Общий растворенный и взвешенный фосфор	Растворенные ортофосфаты	Ортофосфаты в частицах
Гидролизуемые кислотой фосфаты	Общие растворенные и взвешенные гидролизуемые кислотой фосфаты	Растворенные гидролизуемые кислотой фосфаты	Гидролизуемые кислотой фосфаты в частицах
Органический фосфор	Общий растворенный и взвешенный органический фосфор	Растворенный органический фосфор	Органический фосфор в частицах

Важное значение в установлении лимита этого элемента играет кратность разбавления в водоеме: если разбавление низкое, то даже небольшой уровень поступления фосфора может привести к негативным последствиям. Сброс фосфора в водоем с низким разбавлением с концентрацией, превышающей 0,1 мг/л, легко приводит к эвтрофированию.

На динамику содержания фосфатов в водных объектах оказывают влияние физико-химические показатели качества воды (температура, рН и т. д.), гидрологический режим водного объекта и прилегающих территорий.

Таблица 1.13

Классы качества воды и соответствующие им показатели загрязненности водоема

Класс качества воды	Состояние водоема	Аммонийный азот мг/л	Азот нитратов мг/л	Фосфаты мг/л	Кислород (% насыщения)	БПК ₅ мг/л	Coli-индекс (колоний на мл)
1	2	3	4	5	6	7	8
1-2	Чистое	<<0,4	<0,3	<0,05	90–100	0 – 3	> 50
3	Умеренно загрязненное	0,4-0,8	0,3-0,5	0,05-0,07	80 – 90	3- 5	50 – 100
4	Загрязненное	0,8-1,5	0,5-1,0	0,07-0,1	50 – 80	5 - 7	100 – 1000
5-6	Грязное, очень грязное	11,5-5,0	11,0-8,0	0,1-0,3	5 – 50	77–10	1000-20000

Таблица 1.14

Сравнительная характеристика нормативов качества очищенной сточной воды, принятых в России и странах ЕЭС

Страны	Показатель	Место контроля	Форма показателя	Концентрация
1	2	3	4	5
Европейского Союза	БПК	Сточные воды	БПК ₅	25 мг/л
	ХПК	Сточные воды	Бихроматное ХПК	125 мг/л
	Взв. в-ва	Сточные воды	Сухое вещество	35 мг/л
	Азот	Сточные воды нас. пунктов до 100 тыс. жителей	Общий азот	15 мг/л
		Сточные воды нас. пунктов выше 100 тыс. жителей	Общий азот	10 мг/л
Фосфор	Сточные воды нас. пунктов до 100 тыс. жителей	Общий фосфор	2 мг/л	
	Сточные воды нас. пунктов выше 100 тыс. жителей	Общий фосфор	1 мг/л	

<i>Россия</i>	Биологическая потребность в кислороде	Водоёмы хоз.-питьевого назначения, а так же рыбохозяйственные водоёмы	БПК ₂₀	3 мг/л
		Водоёмы коммунально-бытового назначения	БПК ₂₀	6 мг/л
	Химическое потребление кислорода	Водоёмы хозяйственно – питьевого назначения	Бихроматное ХПК	15 мг/л
		Водоёмы коммунально-бытового назначения		30 мг/л
	Взвешенные вещества	Водоёмы хоз.-питьевого назначения а так же рыбохозяйственные водоёмы первой и высшей категорий	Сухое вещество	Превышение 0,25 мг/л
	Водоёмы коммунально-бытового назначения а так же рыбохозяйственные водоёмы второй категории	Превышение 0,75 мг/л		
Азот	Рыбохозяйственные водоёмы	NH ₄ -N NO ₂ -N NO ₃ -N	0,4 мг/л 0,02 мг/л 9,1 мг/л	
Фосфор	Рыбохозяйственные водоёмы (токс.)	PO ₄ -P	2,0 мг/л	
	Олиготрофные	PO ₄ -P	0,05 мг/л	
	Мезотрофные	PO ₄ -P	0,15 мг/л	
	Эвтрофные	PO ₄ -P	0,2 мг/л	

Условия выпуска очищенных сточных вод в водоприёмник.

Основным нормативом сбросов загрязняющих веществ, установленным в Российской Федерации, является *предельно допустимый сброс (ПДС)* - масса вещества в сточных водах, максимально допустимая к отведению с установленным режимом в данном пункте водного объекта в единицу времени с целью обеспечения норм качества воды в контрольном пункте. *ПДС* - предел по расходу сточных вод и концентрации содержащихся в них примесей - устанавливается с учетом предельно допустимых концентраций веществ в местах водопользования (в зависимости от вида водопользования), ассимилирующей способности водного объекта, перспектив развития региона и оптимального распределения массы сбрасываемых веществ между водопользователями, сбрасывающими сточные воды.

$$ПДС = qS'_{ст} \text{ (г/час)}, \quad (1.2)$$

где $S'_{ст}$ - допустимая концентрация загрязняющего вещества в сточных водах - концентрация загрязняющего вещества в отводимых сточных водах, которая не приводит к нарушению норм качества воды в контролируемом створе или пункте водопользования, мг/л или г/м³;

q' - максимальный часовой расход сточных вод, поступающих в водоем, м³/час.

Сброс сточных вод - вид специального водопользования. Сточные воды при этом считаются нормативно чистыми. ПДС устанавливаются для каждого источника загрязнения и каждого вида примеси с учетом их комбинированного действия. В целом, для предприятия величина ПДС, т/г, должна устанавливаться как сумма значений ПДС_і для отдельных действующих, проектируемых и реконструируемых источников загрязнения водоемов (в том числе неорганизованных - поверхностный сток) с учетом временной неравномерности сбросов.

В основе определения ПДС (по аналогии с ПДВ) лежит методика расчета концентраций загрязняющих веществ, создаваемых источником в контрольных пунктах - расчетных створах - с учетом разбавления, вклада других источников (Сф), перспектив развития (проектируемые источники) и т. д.

Общий принцип установления ПДС - величина ПДС должна гарантировать достижение установленных норм качества воды (санитарных и рыбохозяйственных) при наихудших условиях для разбавления в водном объекте. Нормативы ПДС устанавливаются на срок до 3 - х лет.

Величины ПДС разрабатываются и утверждаются для действующих и проектируемых предприятий - водопользователей. При этом, независимо от ассимилирующей способности водоема, назначаемые ПДС должны удовлетворять уровню очистки, который может быть достигнут при применении типовой технологии водоохраны для рассматриваемой категории сточных вод. Если фактический сброс действующего предприятия меньше расчетного ПДС, то в качестве ПДС принимается фактический сброс.

Требуемая степень очистки сточных вод по рассматриваемому показателю загрязнения определяется по формуле 1.3.

$$n_{оч} = \frac{S_{ст} q - ПДС}{S_{ст} q} 100, \quad (1.3)$$

где $S_{ст}$ - концентрация загрязняющего вещества до очистки.

Действующие предприятия - водопользователи, сбрасывающие сточные воды с превышением установленных ПДС, обязаны в сроки, согласованные с органами системы Минприроды, обеспечить разработку и реализацию планов мероприятий по достижению ПДС. В период реализации указанных планов предприятия осуществляют сброс сточных вод на основании разрешений, выдаваемых им органами системы Госкомприроды. *Лимиты временно согласованного сброса (ВСС)* веществ со сточными водами, указываемые в этих разрешениях, устанавливаются по наилучшим результатам, которые могут быть достигнуты на данном предприятии, исходя из наличия систем оборотного водоснабжения, очистных и других водоохраных сооружений.

Комплекс мероприятий, обеспечивающий достижение ПДС, должен обладать свойством поэтапной реализуемости (возможностью ввода водоохраных сооружений очередями), что позволяет последовательно улучшать качество воды в

водных объектах при ограниченности наличных ресурсов на каждом этапе планирования. При этом в большинстве случаев создание оборотных систем водоснабжения влечет значительно меньшие затраты, чем очистка сточных вод до уровня ПДК, т. к. требования технического водоснабжения менее жесткие.

Установление ВСС является не способом, допускающим сброс нормированных веществ свыше ПДС, а средством поэтапного достижения ПДС. Достижение величин ПДС требует проведения сложного дорогостоящего комплекса технических, экономических и организационных мероприятий и должно гармонично сочетаться с общим экономическим развитием региона на основе замены устаревших технологий, развития оборотных систем водоснабжения, создания малоотходных и безотходных производств. В противном случае достижение рассчитанных величин ПДС будет технически неосуществимым либо экономически неэффективным.

Величины ПДС могут устанавливаться без применения бассейнового принципа для отдельных водопользователей в следующих случаях:

- в водном объекте в районе выпуска сточных вод исчерпана ассимилирующая способность по каким-либо показателям, присутствующим в сбросе (например, $Cф > ПДК$);
- выпуск сточных вод расположен в черте населенного пункта;
- для выпуска сточных вод (расположенного, как правило, вдалеке от других выпусков) имеется достоверная информация о качестве воды выше сброса (фоновые концентрации).

Если величины ПДС рассчитываются без применения бассейнового принципа и отсутствует достоверная информация о качестве воды выше сброса, то соблюдение нормативных требований к составу и свойствам воды водных объектов может быть гарантировано только в случае установления ПДС, обеспечивающих выполнение требований к качеству воды водоемов в самих сточных водах. В этом случае существенно возрастают суммарные затраты водопользователей на водоохраные мероприятия.

Загрязняющие вещества, присутствующие в воде, можно разделить на две группы - консервативные и неконсервативные. Концентрация консервативных уменьшается в основном вследствие разбавления, а также адсорбции и седиментации. Процесс самоочищения от неконсервативных загрязнителей более сложен и включает биохимические превращения (большинство органических веществ).

Основную роль в процессе самоочищения вод от неконсервативных загрязняющих веществ играют процессы, имеющие биологическую природу. Агентами биологического самоочищения являются бактерии, грибы, инфузории, колониальные организмы. Неприродные органические соединения разрушаются микроорганизмами, наблюдается тенденция превращения исходного природного вещества в соединения, аналогичные природным, а затем в ключевые соединения метаболического цикла.

В общей форме протекание процессов минерализации и трансформации органических загрязнителей известно. Особая роль в этих процессах отведена бакте-

риям, которые способны потреблять питательный субстрат, присутствующий в ничтожных концентрациях. Спектр биохимической активности разных групп бактерий весьма широк, позволяет им использовать в качестве источников энергии клетчатку, гуминовые вещества, углеводороды. Органические вещества окисляются микроорганизмами до углекислоты и воды. В связи с этим влияние на деятельность микроорганизмов таких факторов, как температура воды, кислородный режим, наличие биогенов, рассматривается как непосредственное воздействие этих факторов на скорость химических процессов. Особенно сильно влияет на биохимическое окисление сложных органических веществ типа нефти температурный фактор. При низкой температуре, менее 10°C , скорость деструкции резко снижается. При температуре, близкой к 0°C , биохимическое окисление трудноминерализуемой органики практически прекращается.

Совокупность всех процессов, изменяющих характер загрязняющих веществ, называют процессами самоочищения водоемов.

Разбавление сточных вод в водотоках и водоёмах определяется комплексным влиянием следующих основных факторов:

1. гидрологическими и гидродинамическими особенностями водоемов и водотоков, в которые производится сброс сточных вод;
2. конструктивными и технологическими особенностями выпуска сточных вод

К первой группе следует отнести переносное движение и турбулентность водных масс с обуславливающими их причинами, такими как сток воды, ветер, морфометрические характеристики русла водотока или ложа водоема, шероховатость. К этой же группе относятся свойства водной среды и состав содержащихся в ней веществ. Существенная роль в первой группе факторов принадлежит поперечным течениям, расширяющим области распространения сточных вод и способствующим усилению перемешивания водных масс в потоках и водоемах.

Вторая группа включает такие факторы, как расположение в потоке выпускного сооружения, число, форма и размеры выпускных отверстий, расход и относительная скорость истечения сточных вод, физические свойства, концентрация загрязняющих ингредиентов. В зависимости от конструкции распределительной части выпуски делятся на сосредоточенные и рассеивающие. Для последних характерно увеличение длины фронта распространения загрязняющих вод. Можно считать установленным, что при достаточных скоростях течения в водотоке или водоеме разбавление протекает более интенсивно в случае сброса сточных вод через рассеивающие выпуски; расстояние до створа с заданной степенью перемешивания в этом случае оказывается меньшим, чем при сосредоточенном выпуске. Очевидно также, что разбавление зависит от характера сбрасываемых веществ и их количественных соотношений

Введем обозначения, которыми будем пользоваться в дальнейшем. s - концентрация вещества в потоке, Q - расход воды. Q_e и s_e - соответственно расход воды и концентрация вещества выше места сброса сточных вод (s_e называется также фоновой концентрацией); Q_{st} и s_{st} - расход сточных вод и концентрация вещества в сточных водах. Введем понятие приведенной концентрации $s_{red} = s - s_e$ - превы-

шение над естественным фоном. s_{\max} - максимальная концентрация загрязняющих веществ в расчетном створе, s_m - средняя концентрация вещества в створе полного перемешивания. Очевидно, что

$$s_m = (s_e Q_e + s_{st} Q_{st}) / (Q_e + Q_{st}) \quad (1.4)$$

Кратность разбавления вещества будем обозначать через n .

$$n = \frac{s_{st} - s_e}{s_{\max} - s_e} = \frac{s_{st.red}}{s_{\max.red}} \quad (1.5)$$

Для характеристики русла введем следующие величины: H и B - глубина и ширина потока соответственно, $\tilde{H} = H/B$ - относительная глубина, I - уклон поверхности (падение уровня на единицу длины), C - коэффициент Шези, характеризующий шероховатость дна, v_{av} - средняя скорость потока. Через x будем, как правило, обозначать расстояние до точки сброса сточных вод, измеренное вдоль потока.

При расчете турбулентного перемешивания в реках прежде всего следует назначить расчетные расходы воды. В соответствии с расходом определяются площадь живого сечения, средняя скорость течения, уклон водной поверхности, средняя ширина и глубина потока. После этого вычисляются (или определяются в результате измерений) поперечные составляющие скорости на закруглении речного потока.

На основе исходных данных вычисляются коэффициент Шези C и коэффициент турбулентной диффузии D . Коэффициент Шези определяется по формуле:

$$C = \frac{v_{av}}{\sqrt{HI}} \quad (1.6)$$

а коэффициент турбулентной диффузии из соотношения

$$D = \frac{gHv_{av}}{MC}, \quad (1.7)$$

где M - коэффициент, зависящий от C . При $10 < C < 60$ параметр принимают равным $M=0,7C+6$. При $C \geq 60$ параметр M принимают равным 48.

Упрощенные методы расчета применяются в тех случаях, когда применение численных методов решения уравнения турбулентной диффузии встречает затруднения, например в связи со срочностью поставленной задачи. Методы позволяют вычислять расстояние до створа с заданной степенью разбавления или зна-

чение максимальной концентрации загрязняющего вещества на заданном расстоянии от места выпуска сточных вод S_{max} .

1. Экспресс-метод ГТИ.

Метод предложен М.А. Бесценной. Формулы для расчета кратности разбавления в зависимости от расстояния от места стока имеют вид:

$$\frac{1}{n(x)} = \frac{s_s}{s_{st}} + \eta(x), \quad (1.8)$$

где $\eta(x)$ - эмпирический коэффициент неравномерности распределения примеси в расчетном створе:

$$\eta(x) = \frac{0.14 Q_{st} \sqrt{\frac{N}{\tilde{H}}} B}{x(Q_e + Q_{st})\phi}, \quad (1.9)$$

где ϕ - коэффициент извилистости русла,

$$\phi = \frac{l_{ch}}{l_{str}}, \quad (1.10)$$

где l_{ch} - длина участка, измеренная по фарватеру, l_{str} - длина того же участка по прямой.

2. Метод аппроксимирующих функций.

Метод, разработанный Михайловым, основан на аппроксимации численных решений уравнения турбулентной диффузии в форме конечных разностей. Зона загрязнения разделяется на два участка: A_1 - участок от створа выпуска до створа, где загрязненные воды распространяются по всей глубине реки; A_2 - участок разбавления, лежащий ниже участка A_1 и включающий всю область разбавления до створа полного перемешивания. В пределах участка A_2 происходит распространение загрязненных вод по всей ширине реки и последующее выравнивание концентраций. На участке A_1 :

$$n(x) = \frac{\beta x D}{Q_{st}}, \quad (1.11)$$

где β - численный безразмерный коэффициент, зависящий от места выпуска

сточных вод в потоке и равный: 14.4 - при выпуске в середине потока, 7.2 - при выпуске у одной из граничных поверхностей (берега, дна, или свободной поверхности потока), 3.6 - при расположении сброса на пересечении двух граничных поверхностей.

На участке A_2

$$n(x) = \sqrt{\frac{\Phi(\xi_0 \sqrt{2})}{\Phi(\xi \sqrt{2})}} \quad (1.12)$$

Для определения ε предлагаются две зависимости. Первая из них

$$\xi = \frac{3mkxD}{B^2 v_{av}} \quad (1.13)$$

применяется в случае, если в начальном створе сточные воды занимают менее 10% площади поперечного сечения потока. Здесь m - безразмерный коэффициент, зависящий от местоположения источника загрязнения в потоке (при выпуске в середине потока $m = 4$, при выпуске возле одной из боковых поверхностей $m = 1$; k - эмпирический коэффициент, в первом приближении $k = 3$.

Для больших расходов сточных вод, когда в начальном створе потока они занимают более 10% площади его поперечного сечения

$$\xi = \frac{3mD(kx + x_0)}{B^2 v_{av}}, \quad (1.14)$$

где x_0 - параметр, имеющий размерность длины, и учитывающий влияние на разбавление соотношения между площадью загрязненной струи и площадью всего сечения в начальном створе потока.

Значение ε_0 находится из условия:

$$\Phi(\xi_0 \sqrt{2}) = \left(\frac{S}{S_{st}}\right)^2 \quad (1.15)$$

и затем может использоваться для определения x_0 :

$$x_0 = \frac{\xi_0 B^2 v_{av}}{3mD} \quad (1.16)$$

3. Метод Таллинского политехнического института

Метод разработан Л.Л. Паалем и В.А. Сууркаском и основан на аналитическом решении уравнения турбулентной диффузии применительно к простейшему случаю. Получены следующие расчетные формулы для вычисления максималь-

ной концентрации загрязняющих неконсервативных (в общем случае) веществ в любом заданном створе, если выпуск сточных вод находится на расстоянии b от берега:

$$S_{\max} = S_e + \frac{sQ_{st}}{H\sqrt{\pi\nu D_y^* x}} \frac{1}{\Phi(\xi_1\sqrt{2}) - \Phi(\xi_2\sqrt{2})} e^{-k_{nc}\frac{x}{v_{av}}}, \quad (1.17)$$

где

$$\xi_1 = \frac{-b\sqrt{v_{av}}}{2\sqrt{D_y^* x}} \quad (1.18)$$

$$\xi_2 = \frac{(b-B)\sqrt{v_{av}}}{2\sqrt{D_y^* x}} \quad (1.19)$$

В приведенных формулах D_y^* - коэффициент дисперсии в поперечном направлении; k_{nc} - коэффициент неконсервативности. В условиях небольших рек D_y^* предлагается определять по формуле:

$$D_y^* = \frac{41,6Ru_*}{\sqrt{Re}}, \quad (1.20)$$

где R - гидравлический радиус, u_* - динамическая скорость потока

$$u_* = \frac{v\sqrt{g}}{C} \quad (1.21)$$

Re - число Рейнольдса, определяемое как

$$Re = \frac{Rv}{\nu}, \quad (1.22)$$

где ν - кинематический коэффициент вязкости потока.

Для рек с большой шириной ($B > 100$) коэффициент поперечной дисперсии рекомендуется вычислять по формуле:

$$D_y^* = \frac{Hv_{av}}{3524} \left(\frac{B}{H}\right)^{1,378} \quad (1.23)$$

Авторы ограничивают применимость метода случаями сравнительно небольших водотоков, с коэффициентом извилистости меньше 1.5

4. Метод УралНИИВХ

Метод разработан И.С. Шаховым и В.В. Мороковым и основан на методике Таллинского политехнического института. Он применим к различным условиям выпуска сточных вод и позволяет получить концентрацию загрязняющих веществ в реках ниже сосредоточенных, стационарных выпусков по следующим формулам (в предположении, что выпуск находится на расстоянии b от берега и h от поверхности, начало координат в середине потока):

$$s = \frac{Q_{st} s_{st}}{\pi p x^{3/2} [\Phi(\xi_1) + \Phi(\xi_2)] [\Phi(\xi_3) + \Phi(\xi_4)]} \exp \left[\frac{(y+h-\frac{H}{2})^2 (z+b-\frac{B}{2})^2}{p x^{3/2}} - k_{nc} \frac{x}{v} \right] + s_e e^{\frac{k_{nc} x}{v}} \quad (1.24)$$

$$\xi_1 = \frac{b\sqrt{2}}{2\sqrt{p}x^{3/4}} \quad (1.25)$$

$$\xi_2 = \frac{(B-b)\sqrt{2}}{2\sqrt{p}x^{3/4}} \quad (1.26)$$

$$\xi_3 = \frac{h\sqrt{2}}{2\sqrt{p}x^{3/4}} \quad (1.27)$$

$$\xi_4 = \frac{(H-h)\sqrt{2}}{2\sqrt{p}x^{3/4}} \quad (1.28)$$

Здесь s - концентрация загрязняющих веществ в точке с координатами (x, y, z) , где x - расстояние вдоль потока, отсчитываемое от источника, y - координата глубины, z - координата ширины, k_{nc} - константа неконсервативности, p - размерный коэффициент пропорциональности, определяемый по формуле:

$$p = \frac{r\sqrt{B}\sqrt{2g}}{CH^{3/4}}, \quad (1.29)$$

где r - размерный коэффициент, равный $0,026^{0,5}$

Рассмотренный метод применяется для расчетов поля концентрации загрязняющих веществ в условиях прямолинейных и слабоизвилистых малых потоков. В случае выпуска в сильноизвилистые большие и средние водотоки результаты расчета этим методом следует рассматривать как ориентировочные.

Приближенная оценка разбавления при рассеивающих выпусках

Изложенные выше упрощенные методы применяются для расчета разбавления сточных вод, сбрасываемых в реки через сосредоточенные выпуски. При рассеивающих выпусках для вычисления максимальной концентрации загрязняющих веществ на заданных расстояниях x от створа сброса используется полученная М.А. Бесценной зависимость вида:

$$s_{\max.c.s.} = s_{av.s.} + \frac{0,14\sqrt{N/\tilde{H}}\Delta l s_{st} Q_{st}}{x(Q_c + Q_{st})\phi} \quad (1.30)$$

Здесь Q_c - расход воды части речного потока, заключенного между продольными вертикальными плоскостями, проходящими через центры двух соседних оголовков; Q_c вычисляется по формуле $Q_c = \Delta l \tilde{H} v$, где Δl расстояние между оголовками рассеивающего выпуска; Q_{st} - расход сточных вод, вытекающих из одного оголовка, $\tilde{H} = H / \Delta l$ - относительная глубина, $s_{av.s.}$ - средняя концентрация в струе, равная

$$s_{av.s.} = \frac{Q_e s_e + Q_{st} s_{st}}{Q_e + Q_{st}} \quad (1.31)$$

Формула 1.30 применима для участка от створа выпуска до створа, где водные массы из области, лежащей за пределами фронта рассеивания достигают центра загрязненной струи. Расстояние до этого створа $x_{c.s.}$ определяется из зависимости:

$$x_{c.s.} = \frac{L}{8D} \sqrt{Q_{st} v} \quad (1.32)$$

в которой L - длина рассеивающей части выпуска.

Если створ, для которого рассчитывается максимальная концентрация, находится от выпуска на расстоянии, превышающем $x_{c.s.}$ расчет производится детальным методом.

Детальные методы расчета турбулентной диффузии. Детальными называются численные методы решений уравнения турбулентной диффузии:

$$\frac{\partial s}{\partial t} + v_x \frac{\partial s}{\partial x} + v_y \frac{\partial s}{\partial y} + v_z \frac{\partial s}{\partial z} = D \left(\frac{\partial^2 s}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 s}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 s}{\partial z^2} \right), \quad (1.33)$$

где t - время, v_x, v_y, v_z - компоненты скорости течения относительно координат x, y, z . Ось X направлена по течению потока, ось Y - от поверхности ко дну, ось Z - по ширине потока, D - коэффициент турбулентной диффузии.

Граничные условия учитывают, что поток вещества через непроницаемые поверхности, ограничивающие поток, равен нулю. Так, например, для боковой поверхности потока (берега) граничное условие запишется в виде:

$$\frac{\partial s}{\partial z} = 0, \quad (1.34)$$

где $z = 0, z = B$

В зависимости от характера потока и особенностей решаемой задачи уравнение 1.33 записывается с соответствующими упрощениями. Например, для установившегося процесса диффузии растворенных веществ в потоках, уравнение с достаточным приближением может быть представлено в виде:

$$v_x \frac{\partial s}{\partial x} + v_z \frac{\partial s}{\partial z} = D \left(\frac{\partial^2 s}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 s}{\partial z^2} \right) \quad (1.35)$$

Уравнение диффузии может быть записано и для случая плоской задачи, т.е. распространения загрязненных вод в одной какой-либо плоскости, например в горизонтальной. Эта задача возникает, в частности, в том случае, если по вертикали перемешивание в потоке осуществляется очень быстро, поперечные течения отсутствуют и представляет интерес проследить за распространением загрязняющего вещества по ширине потока. Для указанного случая уравнение записывается так:

$$v_x \frac{\partial s}{\partial x} = D \frac{\partial^2 s}{\partial z^2} \quad (1.36)$$

Начальное условие при расчете может задаваться следующим образом:

- в виде распределения концентрации на начальном поперечнике;
- в виде расхода и концентрации поступающего в поток вещества с указанием места его выпуска.

Детальные методы позволяют получать поле концентрации вещества в пределах всей расчетной области, начиная от источника загрязнения, вплоть до некоторого контрольного створа, например до створа водопользования.

Основной метод

При решении основным методом пространственной задачи предполагают

пренебрежимо малые поперечные скорости течения и стационарность процесса. Таким образом, рассматривается уравнение вида:

$$v_{av} \frac{\partial s}{\partial x} = D \left(\frac{\partial^2 s}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 s}{\partial z^2} \right) \quad (1.37)$$

которое аппроксимируется с помощью конечных разностей. Заменяя содержащиеся в нем дифференциалы $\partial s, \partial x$ и т.д. конечными приращениями $\Delta s, \Delta x$ и т.д. получим:

$$\frac{\Delta_x s}{\Delta x} = \frac{D}{v_{av}} \left(\frac{\Delta_y^2 s}{\Delta y^2} + \frac{\Delta_z^2 s}{\Delta z^2} \right) \quad (1.38)$$

Вся расчетная область потока делится плоскостями, параллельными координатным, на расчетные клетки параллелепипедами со сторонами $\Delta x, \Delta y, \Delta z$. Каждой клетке присвоим свой индекс по соответствующим осям координат. По оси x - k , по оси y - n , по оси z - m . Значениям концентрации в каждой клетке приписываются те же самые индексы. Наиболее простая расчетная зависимость получается при таком разделении потока на элементы, когда $\Delta y = \Delta z$ и

$$\Delta x = (v_{av} \Delta z^2) / (4D) \quad (1.39)$$

для пространственной задачи и

$$\Delta x = (v_{av} \Delta z^2) / (2D) \quad (1.40)$$

для плоской.

Расчетное уравнение для пространственной задачи примет вид:

$$s_{k+1,n,m} = \frac{1}{4} (s_{k,n+1,m} + s_{k,n-1,m} + s_{k,n,m+1} + s_{k,n,m-1}) \quad (1.41)$$

Для плоской соответственно:

$$s_{k+1,m} = \frac{1}{4} (s_{k,m+1} + s_{k,m-1}) \quad (1.42)$$

Начальные условия учитываются при задании места выпуска раствора, его расхода Q_{st} и концентрации выпускаемого вещества (начальной концентрации s_{st})

На плане реки обозначают места поступления сточных вод и через него проводят начальный поперечник. Ниже по течению речной поток схематизируется и делится на расчетные клетки.

Скорость сточных вод в месте выпуска v_{st} принимается равной скорости течения реки v_{av} . Вычисляется условная площадь поперечного сечения притока δ в месте его впадения по следующей формуле:

$$\delta = Q_{st} / v_{av} \quad (1.43)$$

Если решается плоская задача и при этом выполняется расчет распределения концентрации в плане потока, то следующим этапом является определение ширины загрязненной струи потока b в начальном створе:

$$b = \frac{\delta}{H_{av}} = \frac{Q_{st}}{v_{av} H_{av}} \quad (1.44)$$

В соответствии с величиной b назначается ширина расчетной клетки Δz . Наибольшая допустимая величина Δz находится из соотношения:

$$\Delta z = b = \frac{Q_{st}}{v_{av} H_{av}} \quad (1.45)$$

При выпуске сточных вод на некотором расстоянии от берега или на середине потока следует брать:

$$\Delta z = \frac{b}{2} = \frac{Q_{st}}{2v_{av} H_{av}} \quad (1.46)$$

Если получаемые по формулам 1.45-1.46 значения Δz очень велики ($\Delta z > 1/10B$), то их уменьшают так, чтобы $\Delta z < 1/10B$.

При расчете по схеме пространственной задачи площадь поперечного сечения загрязненной струи на начальном створе определяется также по формуле 1.43. Площадь одной расчетной клетки, находящейся в поперечном сечении потока $\omega = \Delta y \Delta z$, вычисляется из соотношения $n_{con} \Delta \omega = \delta$, где n_{con} - число клеток, занятых загрязненными водами; оно должно удовлетворять неравенству $n_{con} \geq 4$.

Если размеры клеток получаются очень малыми, то расчет с принятым делением потока на элементы ведется до определенного створа, в котором загрязняющее вещество окажется распределенным в 20-50 клетках. После этого клетки в сечении объединяют по 2-4 (плоская задача) или по 4-9 (пространственная задача), получая новые средние значения концентрации в клетках и новые их линейные размеры. Новые значения концентрации получаются как среднее арифметическое из суммы концентраций в объединяемых клетках, новые значения Δz и Δy - как Δz и Δy , увеличенные соответственно в 2-3 раза (пространственная задача), или Δz , увеличенные в 2-4 раза (плоская задача). Величина Δx после укруп-

нения клеток рассчитывается по формуле:

$$\Delta x_{enl} = \Delta x \mu^2, \quad (1.47)$$

где μ - число, показывающее, во сколько раз увеличено значение Δz после объединения клеток. Такую операцию объединения можно повторять несколько раз.

В результате расчетов, выполняемых последовательно от поперечника к поперечнику, получают поле концентрации на участке ниже сброса сточных вод. Это поле может быть представлено в виде изолиний концентраций. Изолиния концентрации рассматриваемого загрязняющего вещества, отвечающая значению ПДК этого вещества, является границей зоны загрязнения. Таким образом, расчет позволяет определять указанную зону и вычислить ее параметры.

Рассмотренный метод применяется для расчетов разбавления как при сосредоточенных, так и при рассеивающих выпусках сточных вод. В случае рассеивающих выпусков расчет на участке от створа выпуска до створа слияния загрязненных струй ведется для одной струи, так как процесс разбавления во всех струях на этом участке протекает одинаково. Начиная от створа слияния струй, вычисления производят для зоны, расположенной между двумя соседними выпусками в ограниченной осями двух соседних струй, и отдельно для струи, примыкающей к берегу.

Изложенный метод также в принципе позволяет учитывать поперечную циркуляцию (т.е. случай неравенства нулю составляющих скорости v_y и v_z) и кинематическую неоднородность, вызванную изменением глубины потока. Однако при необходимости учета этих факторов расчетная схема усложняется и расчет становится более трудоемким. В связи с этим был разработан метод расчета, позволяющий учесть те же факторы, но без увеличения объема вычислений.

Комбинированный метод

Комбинированный метод расчета разбавления сточных вод разработан М.А. Бесценной и Л.И. Фаустовой. В основе метода лежит решение турбулентной диффузии для условий плоской задачи (в горизонтальной плоскости) по конечно-разностной схеме. Учет таких факторов, как поперечная циркуляция в потоке и кинематическая неоднородность последнего, вызванная неравномерностью распределения глубин, осуществляется путем введения корректирующих множителей к коэффициенту турбулентного обмена.

Основным расчетным уравнением служит зависимость 1.42. При вычислении Δx (формула) коэффициент турбулентной диффузии берется с корректирующим множителем K_{com} , позволяющим учесть упомянутые выше факторы,

$$K_{com} = K_{cc} K_A, \quad (1.48)$$

где K_{cc} - множитель, посредством которого учитывается поперечная циркуляция в потоке; K_A - множитель, учитывающий кинематическую неоднородность потока.

K_{cc} зависит от соотношения $\frac{v_{zav} + \omega}{\omega}$, где v_{zav} - среднее абсолютное значение поперечной скорости на вертикали, ω - среднее абсолютное значение пульсационной скорости. Величина ω (м/с) определяется по формуле:

$$\omega = \frac{v_x}{\sqrt{N}} \quad (1.49)$$

Здесь v_x - продольная составляющая осредненной скорости м/с; N - безразмерное характеристическое число, вычисляемое по отношению:

$$N = MC/g \quad (1.50)$$

Для расчета v_{zav} рекомендуется формула:

$$v_z = 0,13N \frac{H_{av}}{r} v_{av}, \quad (1.51)$$

где r - радиус кривизны русла, взятый как средняя величина для участка реки, расположенного непосредственно ниже места выпуска сточных вод и включающего одно-два закругления.

Величина K_A зависит от параметра Θ , выражающего изменчивость средних по профилям глубин на участке потока. Параметр Θ находится по формуле:

$$\Theta = \frac{H_{\max.av.} - H_{av.}}{H_{av.}} \quad (1.52)$$

где $H_{\max.av.}$ - максимальная из средних глубин в поперечных сечениях потока на рассматриваемом участке; $H_{av.}$ - средняя глубина для всего участка.

С учетом K_{com} формула для обобщающего коэффициента турбулентной диффузии D_{com} записывается следующим образом:

$$D_{com} = \frac{gH_{av} v_{av} K_{com}}{MC} \quad (1.53)$$

а выражение для Δx принимает вид:

$$\Delta x = \frac{\Delta z^2 N}{K_{com} H_{av}} \quad (1.54)$$

Для больших и средних рек расчетные значения Θ не должны превышать 0,6, потому что при получении $\Theta > 0,6$ всегда берется $\Theta = 0,6$.

Расчет общего разбавления с учетом начального

В ряде случаев целесообразно применять метод конечных разностей, рассмотренный выше, в сочетании с методом Н.Н. Лапшева, предназначенным для учета начального разбавления. Целесообразность такого сочетания очевидна при определении кратности разбавления вблизи от выпуска сточных вод. Метод Лапшева применяется в том случае, если наблюдается значительная разница между скоростью истечения сточной жидкости v_{st} и скоростью течения в потоке v_s , куда производится сброс. При сочетании названных методов расчет начинается с определения кратности начального разбавления n_b по следующей формуле:

$$n_b = \frac{0,248}{1-m} \tilde{d}^2 \left(\sqrt{m^2 + 8,1 \frac{1-m}{\tilde{d}^2}} - m \right), \quad (1.55)$$

где $m = v_s / v_{st}$. Формула применяется при условии $m \leq 0,25$ и $v_{st} \geq 2$ м/с. Значение \tilde{d} вычисляется по формуле:

$$\tilde{d} = \sqrt{\frac{8,1}{\frac{(1-m)\Delta v_m^2}{0,92} + \frac{2m\Delta v_{av}}{0,96}}} \quad (1.56)$$

Расстояние от створа выпуска до замыкающего створа зоны начального разбавления вычисляется по зависимости:

$$x_b = \frac{d}{0,48(1-3,12m)} \quad (1.57)$$

Дальнейший расчет разбавления ведется, как уже говорилось, по конечно-разностной схеме. Сечение струи в конце зоны начального разбавления схематизируется как квадратное, а концентрация загрязняющих ингредиентов по всему сечению принимается одинаковой и равной $s = s_{st}/n_b$. В соответствие с размером сечения назначается размер и число расчетных клеток и выполняется расчет по изложенной выше методике.

Расчет разбавления при нескольких выпусках сточных вод

При условии поступления загрязненных вод из нескольких источников, последовательно расположенных на берегах по длине реки, расчет может быть выполнен комбинированным методом, изложенным выше.

Расчет ведется вниз по течению реки, начиная от первого источника загрязнения до створа второго источника. Для второго источника загрязнения расчет ведется в таком же порядке, но теперь фоном служит поле концентрации, полученное из расчета разбавления загрязненных вод, поступающих из первого источни-

ка.

Если на рассматриваемом участке реки происходит изменение более чем на 20% одного из следующих параметров: глубины H , скорости течения v , ширины B потока или коэффициента Шези C , то поток разбивается на отдельные участки. Изменение расходов воды, обусловленное впадениями притоков, учитываются в расчете таким же образом, как и сбросы сточных вод. Водам притоков приписываются характерная для них средняя концентрация рассматриваемого вещества. Деление на участки производят и при наличии рукавов и островов. Для каждого участка находят средние значения величин H , v , B , C , которые в пределах данного участка рассматриваются как постоянные.

Для каждого участка расчет разбавления производится в обычном порядке. Границы между участками удобно располагать в местах впадения притоков. Переход от участка к участку выполняется одним из двух следующих способов в зависимости от того, изменяется или остается постоянным расход воды.

При отсутствии притока последующий участок по ширине делится на такое же число клеток, как и предыдущий участок, т.е. $n_{z2} = n_{z1}$. Ширина расчетной клетки второго участка

$$\Delta z_2 = \frac{B_2}{n_{z1}} \quad (1.58)$$

Длина клетки второго участка вычисляется при использовании гидравлических элементов второго участка и величины Δz . Как правило, $\Delta x_2 \neq \Delta x_1$. Значения концентраций в последнем ряду клеток предыдущего участка используются при расчете последующего участка, различие в размерах клеток в данном случае не имеет значения. Важно только, чтобы число клеток по ширине потока на предыдущем и последующем участках было одинаковым.

Если река принимает приток, заметно увеличивающий расход реки, то линия, разграничивающая два участка, проводится через створ устья притока. Поперечное сечение участка ниже впадения притока делится на количество клеток n_{z2} которое удовлетворяет равенству:

$$n_{z2} = \frac{Q_2}{Q_1} n_{z1} \quad (1.59)$$

Число, полученное по формуле 56, округляется до целого. Новые клетки в количестве $n_{in} = n_2 - n_1$ отвечают притоку. Клеткам главной реки и притоков приписываются значения концентрации, отвечающие содержанию рассматриваемого вещества в водах реки и, соответственно, притока. Если, например, на первом участке поток по всей ширине загрязнен, а приток имеет чистую воду, то при переходе на второй участок все клетки, отвечающие главной реке, будут иметь отличную от нуля концентрацию загрязняющего вещества, а клетки, отвечающие притоку, будут иметь нулевую концентрацию.

Учет неконсервативности примеси

Поступающие в водные объекты неконсервативные загрязняющие вещества подвергаются химическим превращениям, приводящим в большинстве случаев к уменьшению их концентрации в воде. Трансформацию (распад) химических веществ необходимо учитывать при составлении баланса веществ в зоне загрязнения и влияния.

В методах ГПИ и УралВНИИХ члены, отвечающие за распад, входят непосредственно в расчетные формулы. Другой подход предполагает особый прием учета неконсервативности вещества при расчете поля концентрации. Сначала, пренебрегая неконсервативностью вещества, выполняют расчет разбавления одним из методов, предложенных для консервативной примеси. Затем исправляют полученное распределение концентрации, используя соотношение, учитывающее закономерность распада, или трансформации, данного вещества. Раздельный расчет диффузии и превращения веществ позволяет учитывать процесс трансформации, протекающей по любой закономерности. Ниже рассматривается простейший случай, отвечающий возможности использования следующей формулы, приближенно описывающей процесс при реакциях первого порядка:

$$s_n = s_0 e^{k_d t} \quad (1.60)$$

Здесь s_n - концентрация вещества в заданной точке расчетного створа или средняя концентрация в этом створе в момент времени t , s_0 - концентрация этого вещества в начальном створе в начальный момент времени (при $t=0$), k_d - коэффициент неконсервативности вещества ($1/c$) (при распаде $k_d < 0$); время t (с), вычисляется как время добегающего от некоторого начального створа, например створа выпуска сточных вод, до расчетного створа, расстояние между которыми обозначим x (м). Если средняя скорость течения в зоне распространения загрязняющего вещества на участке потока длиной x обозначена v_{av} , то: $t=x/v_{av}$

Коэффициенты неконсервативности для рассматриваемых веществ берутся из соответствующих таблиц, находятся на основании лабораторных химических экспериментов или, что более надежно, устанавливаются на основании данных полевых наблюдений на изучаемом водном объекте или на его аналоге.

Нетрудно получить выражение для вычисления снижения концентрации за счет неконсервативности δs_{nc} на пути его перемещения от створа выпуска до расчетного створа:

$$\delta s_{nc} = s_0 (1 - e^{k_d t}), \quad (1.61)$$

где s_0 выражает концентрацию примеси в расчетном створе, получаемую в результате расчета разбавления без учета неконсервативности вещества, δs_{nc} - снижение концентрации в данном створе (г/м) за время t .

Вычисления могут выполняться не только для заданного контрольного створа, но и для ряда последовательно расположенных створов. Изложенный способ

весьма приближенный, но его применение оправдано тем, что коэффициенты k_d определяются с большими погрешностями.

ПРИМЕР 1. Условия выпуска сточных вод свинокомплекса рассчитываем методом аппроксимирующих функций. Гидрохимическая характеристика водотока – водоприемника в фоновом створе принята по данным Вологодского областного центра по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды. Состав загрязняющих веществ, поступающих со сточными водами, представлен в таблице 1.15.

Таблица 1.15

Значения показателей качества воды в р. Ягорба

Показатель	Фоновые концентрации загрязняющих веществ, мг/л	ПДК, мг/л
1	2	3
1. Взвешенные вещества	10,55	10
2. БПК _n (органические загрязнения)	2,47	3
3. Нефть и нефтепродукты	отсутствуют	0,05
4. Нитрат-анион	0,91	9,1
5. Хлорид-анион	19,05	300
6. Сульфат-анион	157,3	100
7. Алкилсульфонаты (СПАВ)	отсутствуют	0,05
8. Фосфаты одно-, двух-, трех-замещенные (орто- и полифосфаты)	0,19	0,2
9. Аммонийный ион	0,24	0,4
10. Нитрит-анион	0,014	0,2
11. Железо	0,1	0,3
12. Формальдегид	отсутствуют	0,05

$$S_{CT}^{БПК_n} = (2,47 - 1,38) \cdot 0,017 + 2,47 = 2,49 \text{ мг/л.}$$

Определяем концентрацию нитратов в сточной воде:

$$S_n^{нитрат} = 4,19 \text{ мг/л;}$$

$$S_{CT}^{нитрат} = (0,91 - 4,19) \cdot 0,017 + 0,91 = 0,85 \text{ мг/л.}$$

Определяем содержание хлоридов в сточной воде свинокомплекса:

$$S_n^{ХЛ} = 138,08 \text{ мг/л;}$$

$$S_{CT}^{ХЛ} = (19,05 - 138,08) \cdot 0,017 + 19,05 = 17,03 \text{ мг/л.}$$

Концентрация сульфатов:

$$S_n^C = 46,03 \text{ мг/л;}$$

$$S_{CT}^C = (157,3 - 46,03) \cdot 0,017 + 157,3 = 159,2 \text{ мг/л.}$$

Содержание фосфатов:

$$S_n^\Phi = 0,092 \text{ мг/л;}$$

$$S_{CT}^\Phi = (0,19 - 0,092) \cdot 0,017 + 0,19 = 0,192 \text{ мг/л.}$$

Определяем концентрацию азота аммонийного:

$$S_n^A = 0,184 \text{ мг/л};$$

$$S_{CT}^A = (0,24 - 0,184) \cdot 0,017 + 0,24 = 0,241 \text{ мг/л}.$$

Концентрация нитритов:

$$S_n^H = 0,092 \text{ мг/л};$$

$$S_{CT}^H = (0,014 - 0,092) \cdot 0,017 + 0,014 = 0,013 \text{ мг/л}.$$

Содержание железа:

$$S_n^Ж = 0,138 \text{ мг/л};$$

$$S_{CT}^Ж = (0,1 - 0,138) \cdot 0,017 + 0,1 = 0,01 \text{ мг/л}.$$

Концентрации нефти и нефтепродуктов, СПАВ и формальдегида в сточных водах животноводческого комплекса равны нулю.

Метод, разработанный В.О. Михайловым, основан на аппроксимации численных решений уравнения турбулентной диффузии в форме конечных разностей. Автор предлагает формулы, позволяющие определять концентрацию загрязняющих веществ в любом сечении струи.

Закономерность снижения максимальной концентрации на участке разбавления может быть приближенно аппроксимирована следующей формулой:

$$\frac{1}{n} = \frac{S_{CT}}{S_{MAX}} = \frac{\beta \cdot x \cdot D_{CP}}{Q_{CT}}, \quad (1.62)$$

где n – кратность разбавления;

Q_{CT} и S_{CT} – соответственно расход воды и концентрация вещества в потоке сточных вод, $\text{м}^3/\text{с}$ и мг/л ;

S_{max} – максимальная концентрация загрязнений;

β - численный безразмерный коэффициент, зависящий от места выпуска сточных вод в потоке и равный 7,2 – при выпуске у одной из граничных поверхностей, то есть у берега, дна или свободной поверхности потока;

x – расстояние от места выпуска загрязненных вод до створа, для которого вычисляется S_{max} , 300 м;

D_{cp} – осредненный для рассматриваемого участка разбавления коэффициент турбулентной диффузии, определяется по формуле:

$$D_{CP} = \frac{H \cdot v_{CP}}{200}; \quad (1.63)$$

где H – средняя глубина на рассматриваемом участке, равная 0,36 м;

v_{cp} – средняя скорость течения на контрольном участке реки, 0,15 м/с.

$$D_{CP} = \frac{0,36 \cdot 0,15}{200} = 0,00027 ;$$

$$\frac{1}{n} = \frac{7,2 \cdot 300 \cdot 0,00027}{0,01} = 58,32 ,$$

$$n = \frac{1}{58,32} = 0,017 .$$

Для участков разбавления, где процессы турбулентного перемешивания протекают под влиянием граничных поверхностей, аппроксимирующее выражение имеет вид:

$$\left(\frac{S_n}{S_{\max}} \right)^2 = \Phi(\xi \cdot \sqrt{2}) ; \quad (1.64)$$

где S_n – средняя концентрация вещества в створе достаточного перемешивания, мг/л;

$\Phi(\xi \cdot \sqrt{2})$ - интеграл вероятности.

Значение функции $\Phi(\xi \cdot \sqrt{2})$ находим по верхнему пределу $(\xi \cdot \sqrt{2})$ из табл. 4.1. Для определения коэффициента ξ используем зависимость:

$$\xi = \frac{3 \cdot m \cdot k \cdot x \cdot D_{CP}}{B^2 \cdot v_{CP}} ; \quad (1.65)$$

где m – безразмерный коэффициент, зависящий от местоположения источника загрязнения в потоке, при выпуске возле одной из боковых поверхностей, $m = 1$;

k – эмпирический коэффициент, в первом приближении $k = 3$;

B – ширина реки, 6 м.

$$\xi = \frac{3 \cdot 1 \cdot 3 \cdot 300 \cdot 0,00027}{6^2 \cdot 0,15} = 0,135$$

тогда $(\xi \cdot \sqrt{2}) = 0,191$, $\Phi(\xi \cdot \sqrt{2}) = 0,21184$.

Среднюю концентрацию вещества в створе достаточного перемешивания определяем из формулы (1.3):

$$S_n = \sqrt{\Phi(\xi \cdot \sqrt{2})} \cdot S_{\max} , \text{ мг/л,} \quad (1.66)$$

Концентрация какого-либо загрязняющего вещества определяется по формуле:

$$S_{CT} = (S_e - S_n) \cdot n + S_e, \text{ мг/л}, \quad (1.67)$$

где S_e – концентрация вещества в потоке выше места сброса сточных вод (фоновая концентрация загрязнений), мг/л.

Определяем концентрацию взвешенных веществ в сточных водах свинокомплекса:

$$S_n^{66} = \sqrt{0,21184 \cdot 11,3} = 5,2 ;$$

$$S_{CT}^{66} = (10,55 - 5,2) \cdot 0,017 + 10,55 = 10,64 \text{ мг/л}.$$

Определяем биохимическую потребность в кислороде:

$$S_n^{БПК} = \sqrt{0,21184} \cdot 3 = 1,38 \text{ мг/л}.$$

$$S_{CT}^{БПК} = (2,47 - 1,38) \cdot 0,017 + 2,47 = 2,49 \text{ мг/л}.$$

Определяем концентрацию нитратов в сточной воде:

$$S_n^{нитрат} = 4,19 \text{ мг/л};$$

$$S_{CT}^{нитрат} = (0,91 - 4,19) \cdot 0,017 + 0,91 = 0,85 \text{ мг/л}.$$

Определяем содержание хлоридов в сточной воде свинокомплекса:

$$S_n^{ХЛ} = 138,08 \text{ мг/л};$$

$$S_{CT}^{ХЛ} = (19,05 - 138,08) \cdot 0,017 + 19,05 = 17,03 \text{ мг/л}.$$

Концентрация сульфатов:

$$S_n^C = 46,03 \text{ мг/л};$$

$$S_{CT}^C = (157,3 - 46,03) \cdot 0,017 + 157,3 = 159,2 \text{ мг/л}.$$

Содержание фосфатов:

$$S_n^\Phi = 0,092 \text{ мг/л};$$

$$S_{CT}^\Phi = (0,19 - 0,092) \cdot 0,017 + 0,19 = 0,192 \text{ мг/л}.$$

Определяем концентрацию азота аммонийного:

$$S_n^A = 0,184 \text{ мг/л};$$

$$S_{CT}^A = (0,24 - 0,184) \cdot 0,017 + 0,24 = 0,241 \text{ мг/л}.$$

Концентрация нитритов:

$$S_n^H = 0,092 \text{ мг/л};$$

$$S_{CT}^H = (0,014 - 0,092) \cdot 0,017 + 0,014 = 0,013 \text{ мг/л}.$$

Содержание железа:

$$S_n^Ж = 0,138 \text{ мг/л};$$

$$S_{CT}^Ж = (0,1 - 0,138) \cdot 0,017 + 0,1 = 0,01 \text{ мг/л}.$$

Концентрации нефти и нефтепродуктов, СПАВ и формальдегида в сточных водах животноводческого комплекса равны нулю.

1.4. Обоснование необходимости интенсификации технологий обработки сточных вод по удалению биогенных элементов.

На основании представленных в п.1.2 данных можно сделать вывод о том, что при использовании традиционных технологий кондиционирования сточных вод эффективность удаления соединений фосфора составляет 20–40% и в большинстве случаев не удовлетворяет условиям выпуска в водоприемники. Кроме того, избыточные концентрации биогенных элементов могут вызвать негативные явления при очистке воды по существующим технологиям.

Так, например, в сентябре 2001 г. на очистных сооружениях канализации г. Вологды возросло значение илового индекса. (рис. 1.5.)

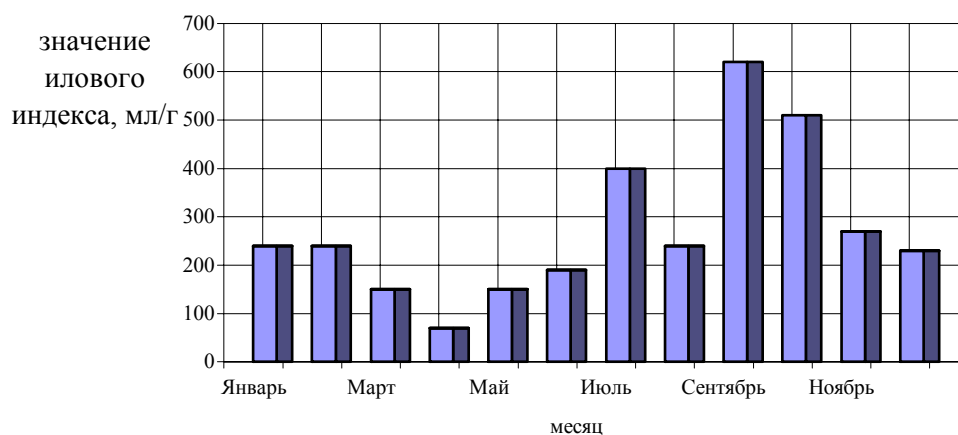


Рис.1.5. Диаграмма изменения илового индекса за 2001 год.

Причиной изменения илового индекса было повышенное содержание биогенных элементов в сточной воде, поступающей после механической очистки, что следует из сравнения динамики биогенных элементов и илового индекса. (рис. 1.6).

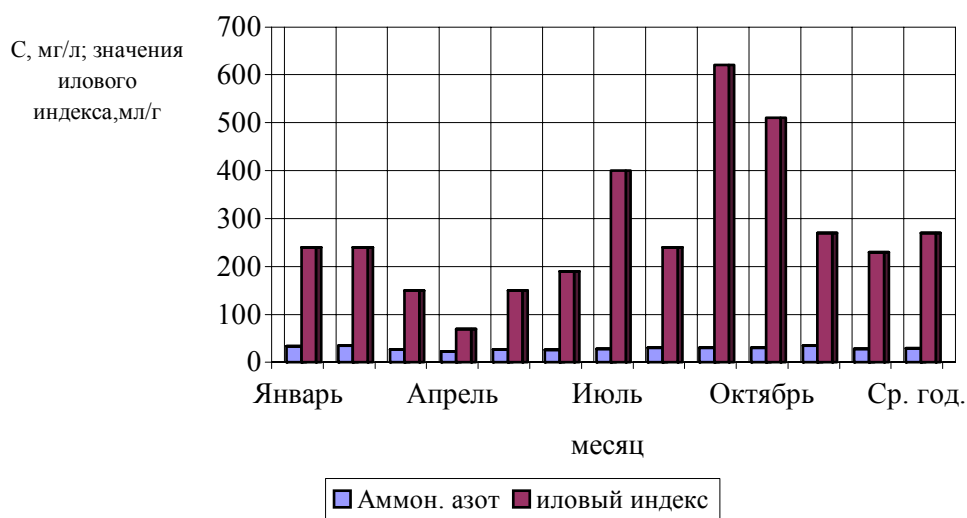


Рис. 1.6. Изменение концентраций аммонийного азота и значений илового индекса за 2001 г.

Это привело к нарушению баланса питания микроорганизмов, который оценивается по соотношению БПК:N:P. для нормальной работы аэротенков необходимо выдерживать это соотношение в пределах 100:5:1, а в сентябре 2001 г. оно было 5:1:3, что привело к вспуханию активного ила, снижению эффекта осветления иловой смеси во вторичных отстойниках и увеличению взвешенных веществ в сбрасываемых в р. Делёвка очищенных сточных водах.

В последнее время при очистке сточных вод проблемам удаления соединений азота и фосфора оказывают равное внимание, но в России в большей степени разработан вопрос трансформации и удаления азотных соединений. В зарубежной практике кондиционирования сточных вод по удалению соединений фосфора

накоплены значительные практические и теоретические знания, однако технологических и инженерных решений, апробированных на отечественных очистных сооружениях и пригодных для широкого применения в условиях России, в настоящее время недостаточно.

2. МЕТОДЫ И СПОСОБЫ УДАЛЕНИЯ БИОГЕННЫХ ЭЛЕМЕНТОВ НА ГОРОДСКИХ СТАНЦИЯХ АЭРАЦИИ

2.1. Общая характеристика и эффективность предлагаемых методов

Ниже приводятся основные методы удаления соединений фосфора из сточных вод, представленные в технической литературе. Их подробная характеристика приводится в таблице 2.1.

Физико-механические: магнитная сепарация (максимальная эффективность удаления фосфора по литературным данным $\mathcal{E}_{\max} = 95\%$).

Физико-химические: сорбция ($\mathcal{E}_{\max} = 99\%$), осаждение с кристаллизацией ($\mathcal{E}_{\max} = 98\%$), химическое осаждение ($\mathcal{E}_{\max} = 94\%$), ионный обмен ($\mathcal{E}_{\max} = 99\%$).

Биологические: аэробное окисление ($\mathcal{E}_{\max} = 90\%$), анаэробное восстановление ($\mathcal{E}_{\max} = 90\%$), биосорбция ($\mathcal{E}_{\max} = 90\%$).

Комбинированные: биологические с применением коагулянтов и флокулянтов (биолого-химические) ($\mathcal{E}_{\max} = 90\%$), биологические с термической обработкой избыточного активного ила ($\mathcal{E}_{\max} = 90\%$).

Таблица 2.1

Характеристика методов удаления соединений фосфора

Наименование метода и его сущность	Реагенты и вещества, применяемые в процессах обработки воды	$\mathcal{E}_{\max}, \%$	Примечания
1	2	3	4
<i>Физико-химические методы дефосфотации</i>			
Сорбция. Основана на притяжении молекул к поверхности частиц, обладающих избытком свободной энергии.	Сорбенты: почва, соединения титана (сульфат титана, гидратированная окись титана), соединения алюминия (активный алюминий, оксид алюминия, смесь активированной окиси алюминия и сульфата алюминия, комплексное соединение молибденовой кислоты и активного алюминия), глинистые соединения (активированная глина, глина Канума, монтмориллонит, вермикулит, Na-монтмориллонит), шлаки черных металлов, цирконий, активированный уголь, синтетические	85–99% [5, 49, 78, 81, 12, 82, 83, 84, 43, 86, 19, 89, 2, 80]	Значительное влияние на эффективность процессов оказывает pH среды, оптимальные показатели кислотности среды для различных реагентов следующие: сульфат титана (pH=2), активный алюминий (кислая среда), оксид алюминия (pH=6),

1	2	3	4
	цеолиты, гидроксид железа, оксид магния.		глина Канума (емкость адсорбции 300 Мкмоль Р/г при рН=2), активированная глина рН _{опт} =5,7–8,0, оксид магния рН _{опт} =2,1–10,3
Осаждение с кристаллизацией. Образование кристаллической фазы из любой некристаллической или другой кристаллической. Фосфаты переходят в состав соотв. кристаллич. соединений.	Соединения кальция (фосфат кальция, карбонат кальция, известь, гидроксилпатит), соединения гипса и гашеной извести, фторида натрия и гашеной извести, фосфорная руда, костный уголь, магнезиальный клинкер, фторапатит.	97–98% [64, 77, 51, 47, 68, 31, 67, 91, 92, 63]	При использовании соединений гипса и гашеной извести, фторида натрия и гашеной извести, а также магнезиального клинкера остаточное содержание фосфора 0,5 мг/л. Для всех реагентов необходимо наличие щелочной среды.
Химическое осаждение. Осаждение нерастворимых соединений фосфора при добавлении различных реагентов.	В качестве коагулянтов применяют: соединения алюминия (сульфат алюминия, гидроксид алюминия), железа (хлорид железа, гидроксид железа, железный купорос), новые виды реагентов (Зюдфлок- содержащий до 13,0 г/л Al ³⁺ , до 7,6 г/л Fe ³⁺ , до 5,4 г/л Mg ²⁺ , до 6,2 г/л Ca ²⁺ и до 0,5 г/л SiO ₂ ⁴⁻ ; ALTON, производимый на основе глинозема), минералы, гидроксилпатит; в качестве флокулянтов используется полиакриламид.	75–94% [5, 2, 80, 29, 87, 35, 33, 74, 34, 61, 62, 52, 53, 54, 26, 75, 72, 36, 39, 79, 55, 48, 69, 21, 60, 23, 44, 64]	Оптимальные показатели кислотности среды для различных реагентов: хлорид железа (рН=8), гидроксилпатит (рН=7–10). При использовании хлорида железа остаточное содержание фосфора составляет 0,1 мг/л, Зюдфлока-1–2 мг/л, гидроксидов алюминия и железа-0,5–1 мг/л.
Ионный обмен. Процесс стехиометрического обмена ионами между двумя контактирующими фазами.	Ионообменные смолы (амберлит IRA–68, сильноосновная смола DUOLITE A 101D), амины.	До 100% [30]	Периодически требуется регенерация смол с применением серной кислоты, сульфата и бисульфата аммония.
<i>Физико-механические методы дефосфатации</i>			
Магнитная сепарация. Ускорение слипания частиц в воде под действием магнитного поля.	Процесс происходит в присутствии коагулянтов (солей железа и алюминия), осаждающий агент - известь, в качестве магнитного материала используют ферромагнитный порошок.	92-95% [2, 4, 11, 24, 41, 58, 7, 6, 25]	Наибольший эффект достигается в водах с повышенной щелочностью и содержанием минеральных примесей, при этом расход коагулянта уменьшается в 2–3

1	2	3	4
			раза, а скорость коагуляции увеличивается в 2 раза.
<i>Биологические методы дефосфотации</i>			
Аэробное окисление. Использование соединений фосфора микроорганизмами активного ила и биопленки в качестве источника питания и энергии.	Активный ил, биопленка.	90% [5, 16, 93, 51, 20, 37, 3, 73, 59, 13, 18, 4, 76, 7, 88, 1,46]	Эффективность дефосфотации в значительной мере зависит от технологии аэрации и содержания в обрабатываемой воде нитритов и нитратов.
Анаэробное восстановление. Использование соединений фосфора в процессе жизнедеятельности анаэробного субстрата.	Активный ил, биопленка, адаптированные к анаэробным условиям. Органические и неорганические соединения – акцепторы электронов: продукты щелочного брожения осадков очистных сооружений или минеральные и органические реагенты-восстановители.	90% [16, 93, 51, 20, 37, 3, 73, 59, 13, 18, 4, 76, 7, 88, 1,46]	Требуют увеличения объемов сооружений биологической очистки на 20–30%.
Биосорбция.	Активный ил, биопленка + активированный уголь	90% [5]	
<i>Комбинированные методы дефосфотации</i>			
Биологические с применением коагулянтов и флокулянтов (биолого-химические) Сущность процесса та же, что и при биологических методах очистки, но с участием реагентов.	В качестве коагулянтов применяют металлические осадители: ионы алюминия (гранулированный сульфат алюминия, жидкие квасцы и жидкий алюминат натрия), ионы железа (хлорид железа), ионы кальция (хлорид кальция) В качестве флокулянтов используются: полиакриламид, полиэлектролиты.	90% [17, 40, 57, 32, 45, 90, 56, 70, 71, 85]	Значительное влияние на ход процесса оказывает значение рН: ионы двухвалентного кальция и железа обеспечивают эффективное удаление фосфатов только при высоких рН, что не всегда согласуется с требованиями биол. обработки.
Биологические с термической обработкой активного ила. Нагревание избыточного ила и отделение твердой фазы, содержащей фосфор		90 % [38, 85, 42]	Оптимальная температура для нагревания ила 105-110 ⁰ С, отделение твердой фазы может вестись центрифугированием, пресс и вакуум-фильтрованием или гравитационным осаждением.

2.2. Физико-химические методы

Ионный обмен

Ионный обмен - обратимый процесс стехиометрического обмена ионами между двумя контактирующими фазами. Обычно одна из фаз – раствор электролита, другая – ионит. Практически ионообменный процесс нельзя считать процессом удаления только одного фосфора, поскольку для его осуществления необходима тщательная предварительная обработка, благодаря которой предотвращается загрязнение смол органическими соединениями []. Создание макропористых смол, которые адсорбируют большое количество органического материала без засорения, а также возможность получения недорогих восстановителей привлекают внимание к этому процессу. В нем используется находящийся под давлением анионообменник (амберлит IRA-68), который работает в бикарбонатном цикле и регенерируется гидроксидом аммония и диоксидом углерода. Главные реакции имеют вид:



Регенерация:



Сходные реакции протекают при использовании других анионов, например, хлорид и сульфат аниона. Процесс удаления состоит в том, что сточные воды после первичной обработки поступают в автоклав, а затем под давлением подаваемого диоксида углерода поднимаются вверх по ионообменнику. Когда поглощающая способность ионообменника истощается, производят его регенерацию.

Достоинства ионного обмена является его высокая эффективность удаления фосфатов, которая составляет 95-100 %. К недостаткам относится необходимость регенерации смол с применением кислот и то, что для полной очистки от соединений фосфора необходимо неоднократное прохождение сточных вод через колонку.

Магнитная сепарация

Наиболее распространенным способом ускорения оседания мелких частиц в воде является их флокуляция, которая производится путем добавления в воду соответствующих реагентов (флокулянтов). Главными недостатками применения флокулянтов являются:

1. загрязнение осветленной воды реагентами;
2. получение желеобразного осадка, что затрудняет его обработку и складирование;
3. высокая стоимость ряда флокулянтов.

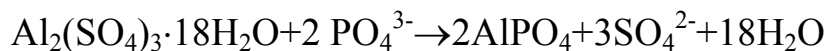
Исследования, выполненные Шаховым [], показывают, что слипание частиц в воде с последующим их осаждением можно ускорить с помощью магнитной обработки. Недостаток этого метода связан с тем, что в больших объемах воды сложно создать необходимую индукцию.

Процесс выделения фосфора осуществляется при добавках в сточные воды осаждающего агента – извести, солей железа (III) или солей алюминия. В качестве магнитного материала добавляют ферромагнитный порошок (частицы магнетита). Флокуляция фосфатов осуществляется при подаче высокомолекулярного анионоактивного соединения. В результате образуются нерастворимые флокулы, которые пропускают через электромагнитную систему, где образовавшиеся агломераты задерживаются [].

Метод магнитной сепарации позволяет получить остаточное содержание фосфора менее 0,5 мг/дм³. Недостатком данного метода служит то, что при высокой напряженности поля порошок магнетита и фосфаты реагируют между собой.

Реагентные методы.

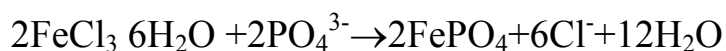
При осаждении фосфора чаще всего в качестве алюминийсодержащего реагента используется гидратированный сульфат алюминия, который имеет формулу $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$ (молекулярная масса 666 г/моль) и содержит растворимого алюминия в процентном соотношении 8,1%. Реакция с PO_4^{3-} может быть написана следующим образом:



Сульфат-анион SO_4^{2-} в результате реакции переходит в раствор. Вышеупомянутая реакция указывает, что 1 моль сульфата алюминия (666 г) реагирует с 2 молями (190 г) PO_4^{3-} содержащих 62 грамма фосфора с образованием 2 моль (244 г) $AlPO_4$. Весовое отношение $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$ к фосфору 10,74:1. Требуемое количество сульфата алюминия на грамм фосфора может также быть получено из молярного отношения Al:P следующим образом: молярное отношение Al:P = 1:1; весовое отношение Al:P = 27:31 = 0,87:1; квасцы содержат 8,1% Al; масса $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$, требуемая на грамм P = 0,87/0,081 = 10,74 грамма.

Однако на практике для достижения более высокого эффекта дефосфотации приходится использовать большую дозу реагента, чем полученную по стехиометрическим соотношениям.

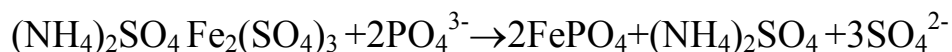
Для хлорида железа уравнение реакции имеет вид:



Таким образом, с Fe^{3+} реакция подобна указанной выше для осаждения фосфата алюминия. Молярное соотношение Fe: PO_4 = 1:1. Так как молекулярный вес

железа – 55,85 г/моль, весовое соотношение Fe:P = 1,8:1. Таким образом, в данном случае фактически требуется большее количество железа, чем алюминия (что показывает химия реакции). Механизм реакции с Fe сложнее, чем с алюминием. Хлорид железа содержит 20,67% растворимого Fe. Масса FeCl₃·6H₂O, требуемая на грамм P = 1,8/0,2067 = 8,7 грамма.

Для железоаммонийных квасцов уравнение реакции имеет вид:



Молярное соотношение Fe:PO₄ = 1:1. Так как молекулярный вес железа 55,85 г/моль, весовое соотношение Fe:P = 1,8:1. Железоаммонийные квасцы содержат 21% растворимого Fe. Масса (NH₄)₂SO₄ Fe₂(SO₄)₃, требуемая на грамм P = 1,8/0,21 = 8,57 грамма.

При использовании фосфогипса ион кальция реагирует с ионом фосфата в присутствии гидроксильного иона с образованием гидроксилapatита. Этот материал имеет переменный химический состав, но приблизительное уравнение для этой реакции может быть написано следующим образом:



Молярное соотношение Ca:HPO₄ = 5:3. Так как молекулярный вес кальция – 40,08 г/моль, весовое соотношение Ca:P – 5 · 1,29:1·3 = 2,15:1. Фосфогипс содержит 29,4% Ca. Масса CaSO₄, требуемая на грамм P = 2,15/0,294 = 7,312 грамма.

Электрокоагуляция

В основе электрокоагуляции лежит процесс анодного растворения металлов под действием электрического тока. Перешедшие в раствор катионы алюминия и железа гидролизуются и служат активными коагулянтами для дисперсных примесей []. В отличие от обычного коагулирования солями железа и алюминия при электрокоагуляции вода не обогащается анионами, что благотворно сказывается на обработке вод, содержащих растворенные загрязнения. Однако в ходе электролиза воды или водных растворов солей происходит выделение значительных количеств газов (водорода на катоде и кислорода на аноде), пузырьки, которых вызывают флотацию хлопьев. Вероятность флотации, резко замедляющей осаждение хлопьев в отстойниках или осветителях, увеличивается с уменьшением содержания взвеси в исходной воде. При электрокоагуляции, в отличие от обработки воды кислыми солями алюминия и железа, происходит некоторое повышение pH среды, благодаря которому в отдельных случаях отпадает необходимость в добавке подщелачивающих растворов. Недостатком электрокоагуляции является высокое потребление электроэнергии и потребность в больших количествах вспомогательных реагентов.

2.3. Биологические методы

Удаление биогенных элементов путем биологической очистки без применения реагентов является наиболее перспективным: значительно снижаются эксплуатационные расходы на химические реагенты, уменьшается количество образующегося осадка, снижаются транспортные и другие затраты, и в результате происходит снижение химической нагрузки на окружающую среду, так как остатки химических реагентов при сбросе очищенных сточных вод не попадают в водоемы и на полигоны складирования []. Однако, эффективность чисто биологических методов удаления фосфатов невысока и в редких случаях превышает 75%.

Процесс глубокой нитрификации сточных вод, содержащих NH_4 , независимо от исходной концентрации аммонийного азота эффективно протекает в аэротенках - смесителях при соблюдении строго определенного возраста активного ила, который для различных условий может измениться от 5 до 70 и более сут.

При осуществлении процесса нитрификации в отсутствие или недостатке органического субстрата для построения биомассы нитрифицирующих микроорганизмов требуется искусственная добавка источников неорганического углерода в виде HCO_3 или CO_2 из расчета 2 мг-экв окисленного аммонийного азота.

Оптимальная величина рН для нитрифицирующих микроорганизмов составляет 8,4, оптимальная температура 30°C . При температуре менее 30°C наблюдается снижение скорости нитрификации. Процесс нитрификации может осуществляться как в присутствии органических веществ, так и в их отсутствии. Особое внимание следует обратить на присутствие в сточных водах веществ, тормозящих или полностью ингибирующих нитрификацию, в частности свободного аммиака и тяжелых металлов.

В качестве органического субстрата в процессе денитрификации могут быть использованы любые биологически окисляемые органические соединения углеводов, спирты, органические кислоты, продукты распада белков, избыточный активный ил и т.д.). Источником углеродного питания при очистке сточных вод методом нитрификации могут быть исходные или прошедшие очистку в первичных отстойниках сточные воды, а также органосодержащие производственные сточные воды, предпочтительно не содержащие аммонийного, органического и белкового азота.

Необходимое соотношение величины $\text{БПК}_{\text{полн}}$ в сточных водах к нитратному азоту ориентировочно равно 4 : 1.

Для процессов нитрификации и денитрификации могут быть использованы обычные сооружения биологической очистки: аэротенки и биофильтры.

При удалении соединений азота из сточных вод могут применяться различные схемы очистки: одностадийные, двух - или трехстадийные. В каждой схеме процесс денитрификации может осуществляться в начале, середине или конце сооружения, с искусственной добавкой субстрата (например, метанола) или с использованием субстрата сточных вод, с проведением процесса денитрификации в

аэробных и анаэробных условиях, с дополнительной рециркуляцией иловой смеси в начало резервуара из его конца или вторичного отстойника, а также из одной ступени в другую. Во всех схемах на завершающей стадии устраивают, как правило, аэрацию иловой смеси продолжительностью не менее 1-2 ч для отдувки газообразного азота и более глубокого окисления аммонийного азота.

Одним из приемов предупреждения эвтрофирования водных объектов является удаление из очищенных сточных вод фосфора. В процессе обычной биологической очистки соединения фосфора удаляются не полностью. Благодаря бактериальному воздействию полифосфаты превращаются в ортофосфаты. Если в неочищенных исходных городских сточных водах примерно две трети общего содержания фосфора обусловлено присутствием полифосфатов, а одна треть - ортофосфатов, в биологически очищенных сточных водах имеет место обратное соотношение.

Авторы работы [] предлагают для очистки сточных вод использовать модульную установку «КОНТУС» основанную на двухступенчатой схеме биологической очистки сточных вод с прикрепленной микрофлорой на синтетическом вспененном носителе в сочетании с анаэробно-аэробной обработкой иловой смеси для удаления фосфора. Эффективность удаления фосфатов составляет 60-80%.

Основным преимуществом данной установки является ее способность работать круглогодично с одинаковой эффективностью и в зимний период, и в теплое время года. Это достигается за счет теплоизоляции технологической емкости и машинного отделения, вследствие чего температура сточной воды, поступающей на сооружения, не снижалась ниже 15°C и в ходе очистки практически не менялась. Недостатком установки является то, что технологическое и машинное отделение размещены в универсальном крупнотонажном контейнере и могут быть использованы лишь при строительстве новых сооружений, но не при реконструкции уже действующих.

По данным литературного источника [], для достижения 90% эффективности удаления фосфатов из сточных вод необходимо выполнение следующих условий

- В аэротенках по возможности должна поддерживаться постоянная оптимальная органическая нагрузка равная 50 кг БПК на 100 кг твердых частиц. Это обеспечивается стабилизацией потока необработанных сточных вод в резервуары, а также регулировкой процесса перекачивания активного ила;
- Концентрация растворенного кислорода в центре аэротенка должна поддерживаться на уровне 2 мг/дм^3 , а на выходе -5 мг/дм^3 ;
- Обогащенный фосфатами отбрасываемый активный ил необходимо обрабатывать отдельно и не включать в процесс первичной и вторичной обработки, (обработку проводят, помещая ил в анаэробные условия или в условия низких pH).

Предложенные до настоящего времени способы биологической дефосфотации представляют собой различные сочетания анаэробной и аэробной зон обработки, главной задачей которых является обеспечение чередования аэробной и анаэробной обработки при минимальном поступлении нитратов и кислорода на анаэробную стадию обработки, чем обеспечивается протекание процессов нитрификации - денитрификации. Выбор конкретного варианта дефосфотации определяется локальными условиями, характеристиками сточных вод и предпочтениями разработчиков на основе предварительных экспериментов.

Например, в работе [] предлагается технология биологической очистки сточных вод от загрязняющих веществ, вызывающих эвтрофикацию водоемов, основанная на использовании сооружений, совмещающих аэробные, аноксичные и анаэробные зоны. Данная технология даёт возможность провести окисление органических веществ и аммонийного азота, денитрификацию и значительно снизить концентрацию фосфора в едином технологическом процессе без введения дополнительных реагентов. Дефосфотация в модифицированном биологическом процессе включает совокупность последовательно протекающих процессов выделения и аккумуляции избыточного количества фосфора при резкой смене анаэробных и аэробных условий. При этом микроорганизмы поглощают фосфор в количествах существенно превышающих необходимые для их жизнедеятельности. Соответственно содержание фосфора в активном иле возрастает до 5-6 мас.% сухого вещества, а в очищенной воде снижается до 0,5-1,0 мг/дм³. Технология, при оптимальном сочетании аэробных и анаэробных процессов, позволяет обеспечить широкий диапазон степени очистки от органических веществ и соединений азота и фосфора в каждом конкретном случае. Недостатком данного метода является сложность поддержания оптимальных условий для процессов.

Как известно, водоросли, характерные для любого окислительного пруда, нуждаются в больших количествах фосфора, чем бактерии. Именно поэтому окислительные пруды привлекают к себе значительное внимание как потенциальный объект для удаления фосфора. В исследованиях [] сделан вывод о том, что в окислительных прудах происходит эффективное удаление фосфора при следующих условиях:

1. соответствующим образом удаляется органический материал;
2. используются такие пруды преимущественно в теплом климате для обеспечения биологической активности;
3. применяется искусственное освещение для поддержания постоянного фотосинтеза;
4. собирается урожай водорослей для предотвращения потери фосфора с вытекающими из системы водами.

В окислительных прудах большие количества фосфора могут осаждаться в виде фосфата кальция. Такое осаждение происходит тогда, когда значение рН в пруду повышается за счет использования диоксида углерода растущи-

ми в нем водорослями.

Недостатком окислительных прудов является низкая эффективность прудов в холодное время года и необходимость удаления и последующей обработки водорослей после их отмирания.

Наиболее глубокая очистка от фосфора (85-90%) обеспечивается в схеме с анаэробной обработкой рециркулирующего активного ила. Недостатком является наличие специальной емкости, в которой возвратный активный ил после вторичного отстойника перед подачей в аэротенк подвергается анаэробной обработке.

Практически единственным применимым методом удаления соединений азота из городских сточных вод является биологическая нитрификация-денитрификация.

Механизм нитрификации и денитрификации с взвешенной микрофлорой изучен достаточно полно как за рубежом, так и нашими учёными Яковлевым С. В., Бондаревым А. А., Карюхиной Т. А. и др.

Лабораторными исследованиями, выполненными в НИИ КВОВ, показана перспективность применения для очистки городских сточных вод двухступенчатой нитрификации-денитрификации с взвешенной микрофлорой с использованием в качестве субстрата органических веществ очищаемой воды. Практическое применение технологии требовало опытно-промышленной отработки и разработки методики расчёта сооружений.

Одним из современных направлений развития технологии биологической очистки сточных вод является использование иммобилизованной микрофлоры для ускорения процессов биологической очистки и повышения качества очищенной воды, в том числе, от соединений азота. Исследования в этом направлении широко ведутся как в нашей стране (НИИ ВОДГЕО, НИИ КВОВ и др.), так и за рубежом. Однако задача глубокого изъятия аммония солевого до настоящего времени не ставилась.

За рубежом для совместного удаления из сточных вод соединений азота и фосфора широко ведутся исследования одноиловых систем, сочетающих технологии удаления фосфора биологическим методом и азота методом нитрификации-денитрификации. (НД) В последние годы такие исследования начаты в г. С.-Петербурге (Алексеев М. И., Мишуков Б. Г.) г. Москва (Эль Ю. Ф., Эпов В. Н.). Большой интерес к этим технологиям объясняется желанием максимально использовать биологический потенциал активного ила. Однако многочисленные данные свидетельствуют, что такие схемы очистки наиболее эффективны и работают стабильно при высоких исходных концентрациях органических веществ в сточной воде. Эта биотехнология требует поддержания в аэротенке достаточно высокого возраста активного ила, необходимого для развития нитрифицирующих бактерий. В свою очередь, для удаления из стоков фосфора наилучшие результаты даёт технология биологической дефосфотации (БДФ), позволяющая достигать остаточные концентрации фосфатов в очищенной сточной воде на уровне ПДК

для водоёмов рыбохозяйственной категории водопользования. Возможность обеспечить нормативное качество сточных вод на сбросе в водоём появляется при совместном применении технологии НД и БДФ. Однако отечественный опыт использования БДФ очень ограничен, закономерности процесса изучены не достаточно. В частности, остаётся мало изученным вопрос влияния на БДФ такого важного технологического параметра, как возраст активного ила.

Таким образом, для выделения процесса с биоудалением фосфора требуется наличия аэробной, аноксичной и анаэробной зон; глубокое удаление фосфора связано с селекцией определенных видов микрофлоры, обусловленной, в свою очередь, наличием соответствующей схемы и технологическими приемами; присутствие нитратов в сточных водах на анаэробной стадии обработки нарушает процесс выделения фосфора.

2.4. Комбинированные методы

Практически для удаления из сточных вод соединений фосфора применяется биолого-химическая очистка. При биолого-химической очистке традиционные схемы сооружений биологической очистки (с заключительным фильтрованием сточных вод или без него) дополняются реагентным хозяйством, включающим растворные и расходные баки для коагулянтов и помещение для их хранения.

Учитывая возможное угнетение микроорганизмов активного ила при введении реагентов в иловую смесь, не рекомендуется применять дозы сульфата железа (II) более 25 мг/л по Fe_2O_3 ; сульфата алюминия более 18 мг/л по Al_2O_3 .

При использовании в качестве реагента сульфата алюминия для уменьшения концентрации взвешенных веществ в очищенной воде следует добавлять полиакриламид (ПАА). Ориентировочная доза ПАА 0,2-1 мг/л. Введение раствора ПАА осуществляется в иловую смесь перед вторичными отстойником.

При наличии в схеме очистки сточных вод на завершающем этапе фильтров с повышенной грязеемкостью применение ПАА не обязательно.

Введение реагента на ступени биологической очистки позволяет снизить содержание в воде общего фосфора до 85%, растворимых фосфатов до 95%. Более глубокое удаление общего фосфора (до 90-95 %) достигается в процессе доочистки сточных вод фильтрованием.

В научной литературе рассматриваются сооружения и методы удаления биогенных веществ.

Авторы [1] рассматривали очистные сооружения, которые имели два круглых аэротенка, объем которых кольцевой перегородкой делился на равные части - центральную и кольцевую, каждая зона была снабжена дисковыми пневмоаэраторами и механическими мешалками, таким образом, могут быть реализованы аэробные и аноксичные условия. В летний период аэротенки включались параллельно, при этом сточные воды подавались в центральные зоны с отключенной аэрацией. Зимой применялась последовательная схема, первый аэротенк аэрировался в кольцевой зоне (сточная вода поступала в центральную), второй полно-

стью. Для увеличения эффективности удаления фосфора сточная вода в другом варианте подавалась в аэротенк с полностью аноксичными условиями (в центральную зону), и затем переходили во второй полностью аэрируемый.

В [2] в общем виде рассматривается проблема удаления из сточных вод соединений фосфора в процессах с активным илом. Приводятся основные варианты структур, в которых обеспечивается удаление органических загрязнений, дефосфотация, а также деструкция соединений азота. Делается вывод, что во всех вариантах инженерные схемы, предназначенные для удаления фосфатов, должны предусматривать чередование аэробных и анаэробных условий, при этом происходит автоселекция биоценозов, содержащих культуры, способные к накоплению повышенных концентраций соединений фосфора. В приведенном примере модельные сточные воды содержали фосфор в концентрациях 8-10 мг/л, эффект очистки составил 92%.

В [3] исследовался процесс предварительной очистки дренажных сточных вод свалки путем реагентного осаждения, в результате экспериментов выбрана двухстадийная схема. На первой стадии в сточной воде дозируется смесь, включающая $MgCl_2$ (шестивалентный) и Na_2HPO_4 (12-водный), затем подается $MgNH_4PO_4$ (6-водный), в результате чего происходит осаждение аммонийного азота и других загрязнителей. В экспериментах исходное содержание NH_4-N составляло 5618 мг/л, и после осаждения 112 мг/л. Установлено, что в результате токсичность сточных вод уменьшилась, а эффективность последующей биологической очистки увеличилась.

В [4] изучались очистные сооружения Инсбрука (Австралия) имеют расчетную производительность 400.000 чел.эquiv., БПК₅ поступающих сточных вод (в среднем) 265 мг/л, содержание общего азота 43 мг/л, общего фосфора 7 мг/л, отрицательным фактором являются резкие колебания расходов – 6 : 1 для максимальных и минимальных значений, благодаря наличию усреднителя этот показатель уменьшен до 2 : 1. Необходимое для дефосфотации количество легко окисляемых органических кислот поступает на сооружения в течение 7 часов в сутки, в связи с чем в схему введен гидролизатор – отстойник, в который подается сырой осадок, время пребывания 7 суток, содержание легкоокисляемых соединений на выходе от 700 до 1600 мг/л, гидролизат собирается в накопитель емкостью 300 м³, потребность в легкоокисляемых компонентах удовлетворяется таким образом полностью. В результате этих мер обеспечивается стабильность работы ступени дефосфотации, содержание общего фосфора в очищенной сточной воде от 1,2 до 2,6 мг/л.

В [5] указывается, что методы удаления из сточных вод биогенных элементов, в том числе процессы денитрификации, в настоящее время изучены не достаточно. При обследовании сооружений для удаления из сточных вод биогенных элементов из активного ила была выделена культура *Microthrix parvicella* (I), установлено, что при ее использовании можно проводить процессы денитрификации. Вместе с тем, I способна в значительных количествах накапливать находящиеся в сточных водах жиры и летучие жирные кислоты, используя их далее в качестве

источника энергии. Процесс велся в анаэробных, бескислородных и кислородных условиях, представлены гипотетические схемы механизмов и т. д.

В [6] предложено устройство для аэробной биологической очистки сточных вод активным илом, содержащий биофильтр с загрузкой, лоток подачи сточной жидкости, аэротенк с аэраторами, вторичный отстойник со взвешенным слоем осадка, рециркуляционный насос и трубопровод возвратного ила, отличающиеся тем, что биофильтр выполнен в виде поплавка с насадкой, расположенного в верхней части коридоров аэротенка, вдоль барботеров аэраторов, над факелами возвратного потока, создаваемого барботерами, обеспечивающими наличие биомассы, при этом биофильтр выполнен плавающим, затопленным в аэротенк. С целью удержания гидробионтов, поплавки с насадкой закреплены в объеме аэротенка с помощью шнуров и канатов. С целью обеспечения плавучести и устойчивости поплавков с насадками, они снабжены пригрузами и полыми герметичными трубами.

В [7] в пилотном масштабе исследовался процесс удаления из сточных вод фосфатов, схема предусматривала удаление в аэробно-анаэробном биологическом процессе. Для увеличения эффективности в иловую смесь одновременно дозировалась смесь солей железа ($\text{FeCl}_2\text{-FeCl}_3$) с целью осаждения фосфора. В исследованиях применялась модельная сточная вода на базе ацетата Na с ХПК 150 мг/л, фосфор вводился в составе K_2HPO_4 в концентрации по фосфору от 15 до 40 мг/л. На различных стадиях опыта концентрация реагентной смеси изменялась от 9,6 до 19,2 мг/л, при этом эффективность удаления фосфора составляла 19-81%. Установлено также, что значения стехиометрических коэффициентов в реальном процессе не соответствуют расчетным и испытывают весьма существенные колебания.

В [8] представлены результаты исследований в лабораторных и полупромышленных условиях, их целью являлось получение экспериментальных данных, при этом исследовалась схема удаления из сточных вод фосфора при одновременном использовании биологического процесса и осаждения с применением смеси $\text{FeCl}_2\text{-FeCl}_3$. Следующей стадией работы является разработка модели процессов с целью оптимизации схем удаления фосфора и управления работой очистных сооружений. В данной публикации авторы анализируют существующие модели, в частности, описывающие только процессы химического осаждения или методы биологического удаления фосфатов в анаэробно-аэробных условиях, описывают методы калибровки моделей и др., приводят их недостатки. На базе анализа источников делается вывод о необходимости разработки новой модели удаления фосфора в комбинированном процессе.

В [9] представлен процесс очистки сточных вод, в котором иловую смесь в аэротенке дозировался хлорид железа или соли алюминия с целью удаления фосфатов. Установлено, что хлорид железа является более эффективным реагентом, а оптимальным соотношением P : Fe, равное 1 : 1 (в молярном выражении). В экспериментах возраст активного ила поддерживался равным 20-ти суткам, при уменьшении этого значения эффективность удаления как ХПК, так и фосфора

снижалась. Сообщается о разработке модели процесса, которая учитывает 52 параметра, приводятся методы калибровки этой модели. Среднее содержание фосфора в исходной сточной воде в течение эксперимента составляло 16,46 мг/л, эффективность удаления до 82%.

В [10] описывается устройство для биохимической очистки сточных вод содержит корпус с размещенной внутри его загрузкой, ороситель, цилиндрический резервуар. Цилиндрический резервуар разделен вертикальной кольцевой перегородкой на камеры минерализации и отстаивания. По оси корпуса расположена направляющая труба, сообщенная с оросителем. В нижней части трубы по ее оси установлен ротор. Под направляющей трубой установлена коническая перегородка, отделяющая зону минерализации от зоны сбора минерализованного осадка. Между вертикальной кольцевой перегородкой и конической перегородкой имеется кольцевая щель для прохода жидкости из зоны минерализации в зону отстаивания. Над кольцевой щелью установлен направляющий козырек. Ороситель выполнен в виде конического диффузора с перфорированной нижней стенкой. Устройство также оснащено трубой для подачи исходной жидкости, трубой для отвода осадка. На конце трубопровода подачи исходной жидкости установлена сужающая насадка, на внутренней поверхности которой предусмотрены криволинейные винтообразные канавки. В направляющей трубе установлены винтообразные кондукторы. Верхняя часть оросителя выполнена в форме «локона Аньези», а на внутренней поверхности нижней части оросителя размещены цилиндрические направляющие спиралевидной формы. Технической задачей, на решение которой направлено предлагаемое изобретение, является повышение степени очистки сточных вод.

Способ в [11] предполагает удаление из сточных вод различного происхождения азота и фосфора в многостадийном процессе. Вначале производится приготовление вспомогательного раствора, с этой целью биомасса из метантенка смешивается с различными отходами, например, от переработки сельскохозяйственной продукции, и в течении 2-4 суток эта смесь подвергается ферментации при температуре 30-40⁰С. Затем от смеси отделяется жидкая фаза, она содержит органические кислоты, а также ацетат, бутират, пропионат и др. Этот растворитель далее дозируется в сточной воде, содержащей соединения азота и фосфора, и последовательно реализуется анаэробная, аэробная и бескислородная стадии. Содержание фосфора в исходной сточной воде 9,1 мг/л, и после обработки не выше 0,5 мг/л.

В [12] способ предназначен для глубокой доочистки сточных вод, устройство представляет собой прямоугольную емкость, разделенную на два равных объема, при этом в месте притока жидкости из первого во второй, и на выпуске из второго находятся проточные емкости. Они имеют цилиндрический корпус, несколько не доходящий до верха реактора, сверху снабжены крышками, вода из объемов реакторов поступает в них через отверстия в придонной части. Первый цилиндр загружается известняком (фильтр), второй ионообменной смолой (сорбция фосфора). Первый реактор является денитрификатором, в него подается внешний ис-

точник углерода от специального устройства.

В [13] в лабораторных условиях используется процесс обработки городских сточных вод реагентами, при этом применялись полиакриламид и Al_2O_3 (7,5% р-р). Модель представляла собой 2-х канальный реактор длиной 6 м. и глубиной 0,5 м., ширина каждого канала 0,2 м. Реагенты дозаторами подавались из емкости с мешалкой, скорость вращения от 120 до 170 об/мин, расход модельных сточных вод 42 л/ч. Они имели ХПК от 110 до 260 мг/л, БПК₅ от 80 до 130 мг/л, содержание аммонийного азота составляло 6-13 мг/л, ВВ до 1400 мг/л. Доза флокулянта изменялась от 0,48 до 2,4 мг/л, максимальная эффективность удаления ХПК составляла около 80%, БПК₅ более 90%.

Температурный фактор является наиболее изменчивым во времени. В условиях Вологодской области перепад температуры воздуха в течение суток может достигать в отдельные периоды 25⁰С, что единственным образом сказывается на температуре воды. Для гибкого управления процессом коагуляции необходимо учитывать этот фактор. Предлагается в [14] величину дозы коагулянта, определяемую пробным коагулированием изменять с учетом температурного коэффициента. Предложена формула для его определения.

В [15] сообщается о разработке о промышленном производстве реагентов, используемых при очистке сточных вод, содержащих в т. ч. тяжелые металлы.

В [16] предпринята попытка создания математической модели процессов, происходящих в очистных сооружениях на базе аэротенков. Модель строилась в виде зависимостей по основным параметрам, характеризующие очищенные сточные воды (качество очистки) от параметров характеризующих сточные воды на выходе, и от значений технологических параметров. Задачей ставилось исследование общего подхода к моделированию отдельного аэротенка, а имея модель каждого аэротенка и учитывая различные связи между всеми аэротенками, составляющими систему очистки, можно создать модель сооружений в целом. Эффективность модели была проверена на данных анализов 2-х последующих месяцев и показала себя применимой для прогноза выходных параметров.

В [17] рассматривается станции заводского изготовления для очистки сточных вод типа «Ручей» производительностью от 50 до 1500 м³/сут. Используются для очистки сточных вод сельских населенных пунктов. Они могут быть использованы также для предприятий пищевой промышленности, таких как молочные заводы, мясокомбинаты и др., после дополнения узлами предочистки станции типа «Ручей» работают целиком на биологическом методе с применением сочетания взвешенных (А. И.) и прикрепленных (биопленка) культур. Эти станции обеспечивают такую очистку сточных вод, что последние по качеству приближаются к чистой речной воде (БПК 3 мг/л, ВВ 9мг/л, азот аммонийных солей 0,4 мг/л, азот нитратов 9 мг/л, фосфаты 1,5 мг/л) при более высоких требованиях к качеству станция дополняется узлами доочистки. Технология экологически чиста и привычна для эксплуатационного персонала. Станции компактны, просты в монтаже и эксплуатации.

В [18] исследовалась возможность увеличения эффективности процесса очистки городских сточных вод с содержанием ХПК до 330, а аммонийного азота до 15 мг/л, масштаб исследований лабораторный. Основным приемом для повышения эффективности являлось применение многоступенчатых схем, в которых в различных комбинациях сочетались аэробные, бескислородные и анаэробные ступени, для аэробной обработки рекомендуется применять орошаемый биофильтр. Проводились эксперименты с использованием ступеней денитрификации внешнего источника углерода, в т. ч. ацетата натрия. В опытах достигнута эффективность удаления ХПК до 87%, аммонийного азота 98,1% и общего фосфора 91,4%.

В [19] разработана новая технология интенсификации биологической очистки сточных вод с эжектированием воздуха за счет утилизации избыточной энергии потока возвратного ила и последующей его обработкой в электродинамическом устройстве является актуальной задачей.

В [20] дается краткая характеристика научных и технологических данных по обработке сточных вод алюмокремниевым флокулянтom - коагулянтom (АКФК). Подчеркнуто, что важным преимуществом АКФК по сравнению с другими реагентами водоочистки является высокая эффективность очистки при низких температурах, сочетание коагулирующих и флокулирующих свойств, повышенная механохимическая устойчивость и низкое остаточное содержание Al в очищенных водах.

В [21] рассматривается способ, предназначенный для обеспечения повышенной интенсивности массообмена. Устройство имеет вертикальную трубу, в верхней части которой коаксиально установлен отрезок трубы меньшего диаметра, при подаче в него с большой скоростью воды воздух из атмосферы засасывается в кольцевое пространство между трубами, за счет чего образуется водовоздушная смесь. Нижняя часть трубы соединена с полым диском. На периферии которого установлены в горизонтальной плоскости, например, восемь отрезков труб (сопел), при выходе из которых водовоздушной смеси с высокой скоростью происходит аэрирование и перемешивание иловой смеси.

В марте 2001, в г. Череповце на базе ОАО «Северсталь» состоялся Всероссийский семинар специалистов – биохимиков коксохимических производств, посвященный современным достижениям в области биотехники очистки сточных вод, а также проблеме освоения и внедрения технологии нитри – денитрификации (НДФ) сточных вод на коксохимических предприятиях. Семинар биохимиков отметил следующее : 1.Разработанный процесс очистки сточных вод в режиме однофазовой НДФ существенно упрощает известные технологические схемы биохимической установки и тем самым способствует снижению затрат на внедрение и ведение процесса дезазотивации . 2.Благодаря проведенным исследованиям впервые обоснован и подтвержден на практике необходимый теоретический расход щелочного реагента в зависимости от природы аммонийной соли. Установленные закономерности также позволяют объяснить и решить проблемы дезазотивации сточных вод различного происхождения, в том числе хозяйственно – бы-

товых. 3. При ведении процессов нитрификации и денитрификации в одной фазе расход щелочного реагента приближается к теоретическому [24].

2.5. Технологические схемы с удалением биогенных элементов, апробированные в практике очистки сточных вод

В этом параграфе приводятся некоторые существующие технологии глубокого удаления фосфора из сточных вод.

Технологии на основе химического осаждения. В мировой практике очистки сточных вод в качестве реагентов для химического осаждения фосфора можно использовать соли алюминия: сульфат и гидроксохлорид, соли железа: сульфат и хлорид, известь. При обработке сточной воды можно применять как повышенные, так и пониженные дозы извести. Преимущество обработки воды пониженными дозами извести заключается в том, что есть возможность использования для удаления фосфора существующих емкостей и сооружений. Исследование повышенного известкования в центральном районе Контра Косты (Калифорния) с применением повышенных доз извести и введением хлорида трехвалентного железа привело к снижению концентрации общего фосфора в обрабатываемой сточной воде до 0,68 мг/л. В Рочестере (Нью-Йорк) испытывался способ обработки сточной воды пониженными дозами извести. Схема этого процесса приведена на рис. 2.1.

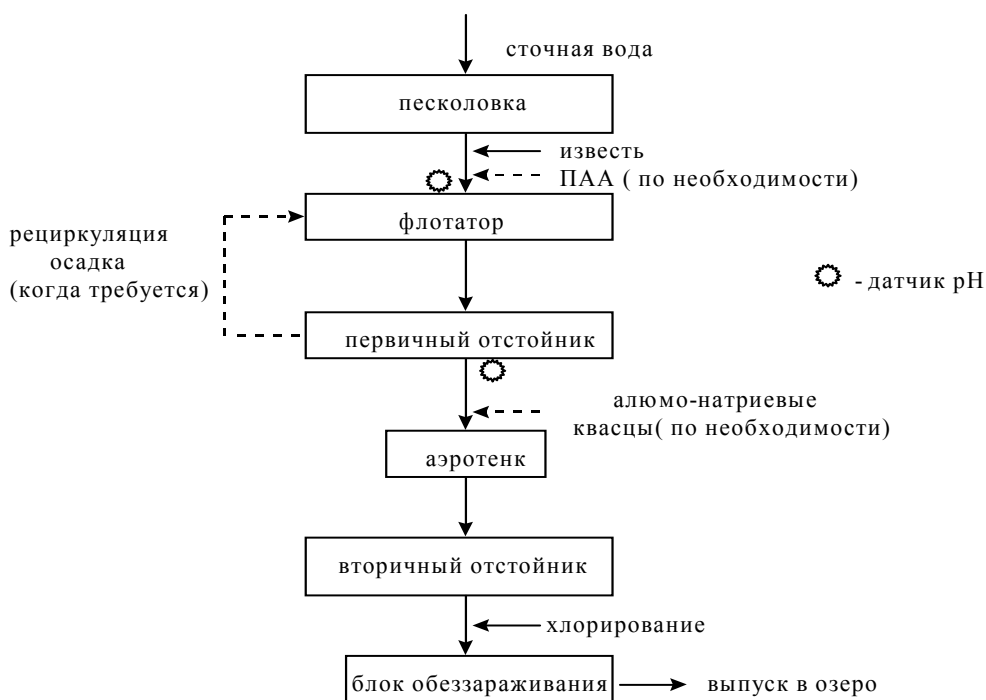


Рис.2.1. Система очистки в Рочестере, Нью-Йорк

Различные схемы осаждения известью для удаления фосфатов приведены на рис.2.2.

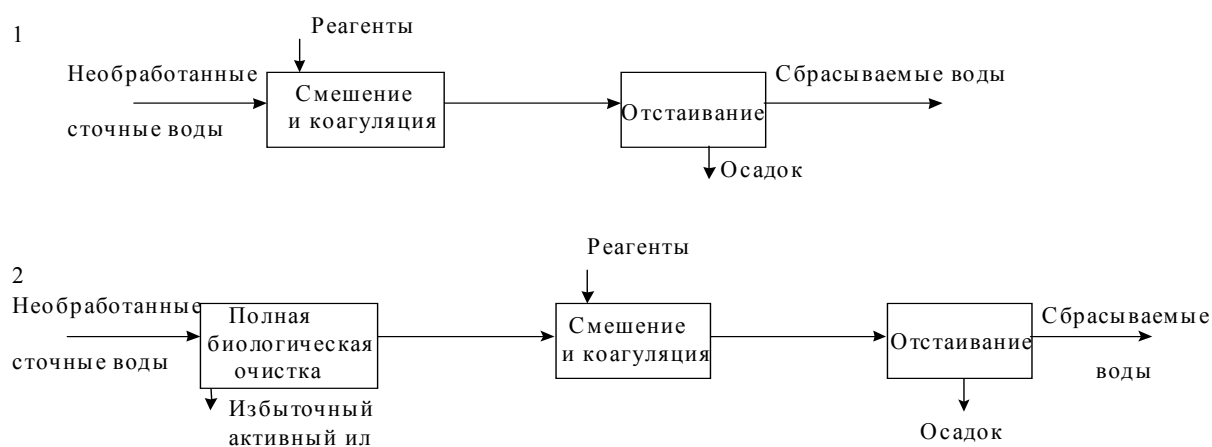


Рис.2.2. Схемы осаждения известью для удаления фосфатов

Схема 1 включает прямое химическое воздействие без какой-либо биологической обработки, схема 2 – типичную третичную обработку [5]. Ни на одной из схем нет предварительного фильтрования для удаления нерастворимых примесей, содержащих фосфор, но их можно включить. Оптимальное значение pH для схем 1 и 2 равно 11, следовательно, необходимо производить повторное насыщение карбонатом, чтобы предотвратить осаждение кальция в водоеме и в используемом оборудовании. Имеются данные о результатах лабораторных исследований процесса, моделирующего ПЭФ и включающего схему 1 и биологическую обработку с использованием либо активного ила, либо окислительных прудов. Эффективность удаления фосфора 88–99%. Дальнейшее усовершенствование этого процесса сводится к уменьшению размеров блока вторичной обработки, к снижению стоимости обработки ила в результате снижения БПК и более эффективного удаления твердых частиц в блоке первичной обработки. Эти схемы перспективны, но пока еще не существует ни одной очистной станции, выполняющей такую обработку в полном объеме. Исследования показывают, что при осаждении известью удаляется большое количество фосфора, но если в качестве заключительного этапа использовать фильтрование, то концентрация фосфора в сбрасываемых водах будет минимальной.

При использовании извести в качестве реагента, постоянная подача ее на ступени механической очистки, предшествующей биологической, либо непосредственно в аэротенк, не приемлема. Обработка известью биологически очищенных сточных вод усложнена, поскольку такая технология должна заканчиваться рекарбонизацией, что позволит осуществлять сброс очищенных сточных вод в вод-

ные объекты. Поэтому применение извести для обработки всего объема сточных вод не нашло широкого применения. Наиболее распространено использование извести в системе биологического удаления фосфора для обработки образующегося внутреннего потока сточных вод. Схемы удаления фосфора с использованием извести представлены на рис.2.3.

Схема 1.

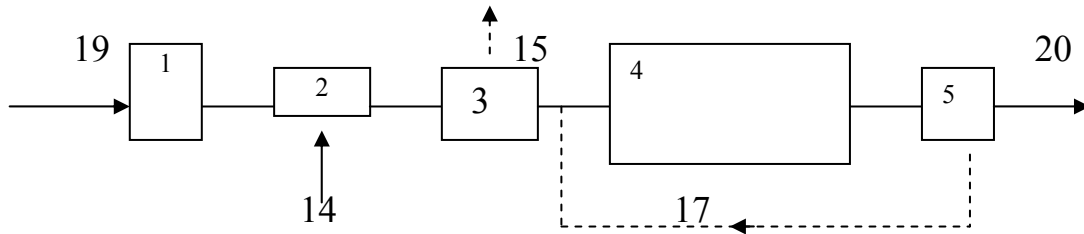


Схема 2.

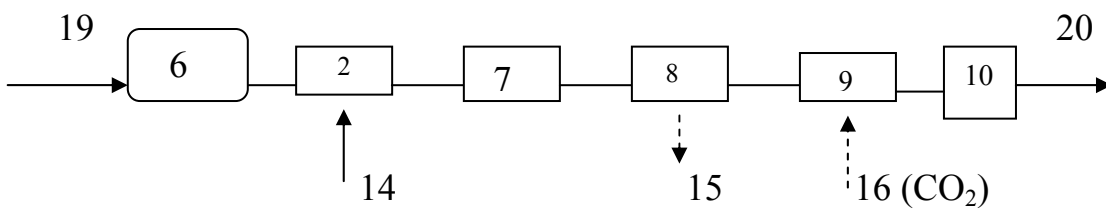


Схема 3.

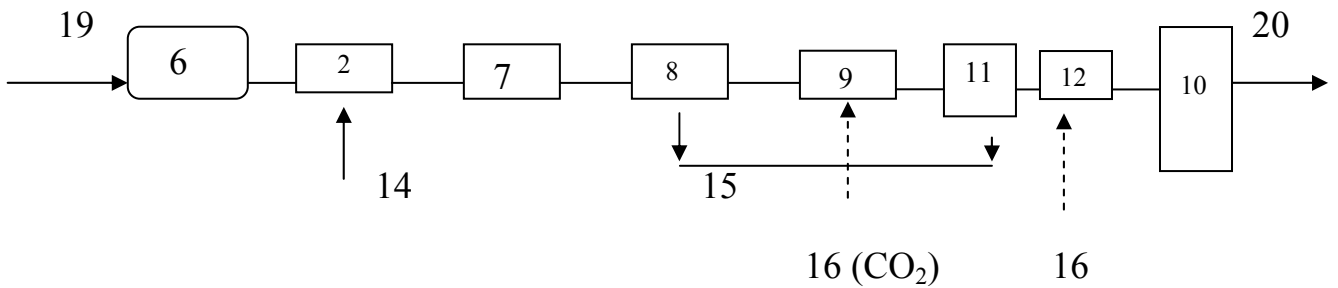


Схема 4.

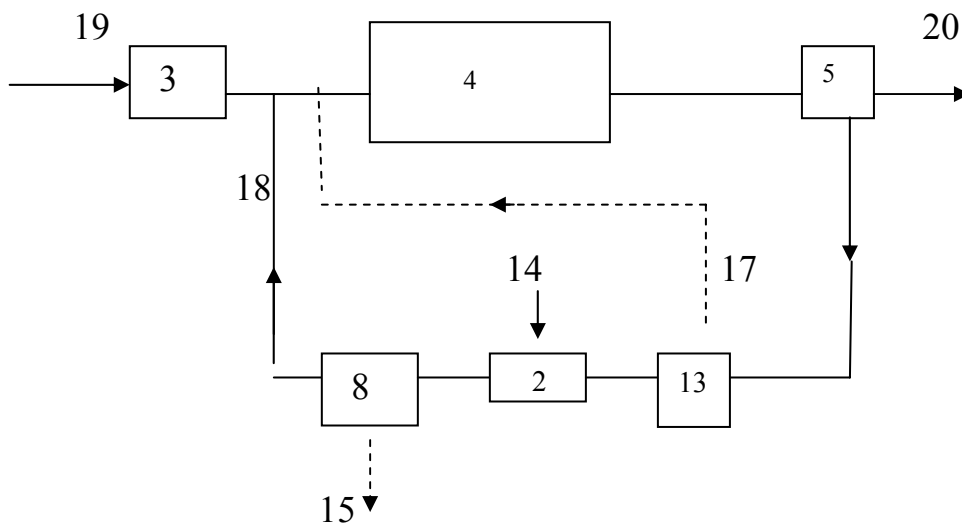


Рис.2.3. Схемы удаления фосфора с использованием извести

1-песколовка; 2-камера смешения; 3-первичный отстойник; 4-аэротенк; 5-вторичный отстойник; 6-сооружения биологической очистки; 7-флокулятор; 8,11,13-отстойник; 9,12-рекарбонизатор; 14-подача извести; 15-химический осадок; 16-подача CO_2 ; 17-ил; 18-сливная вода; 19- поступающая вода; 20-очищенная вода.

Хеннеси и другие изучали процесс на экспериментальной очистной станции, регулируя удаление фосфора с помощью изменения рН. Результаты показывают, что из сточных вод, концентрация фосфата в которых составляла примерно 30 мг/л удалялось до 55 % общего фосфора (рис 2.4).

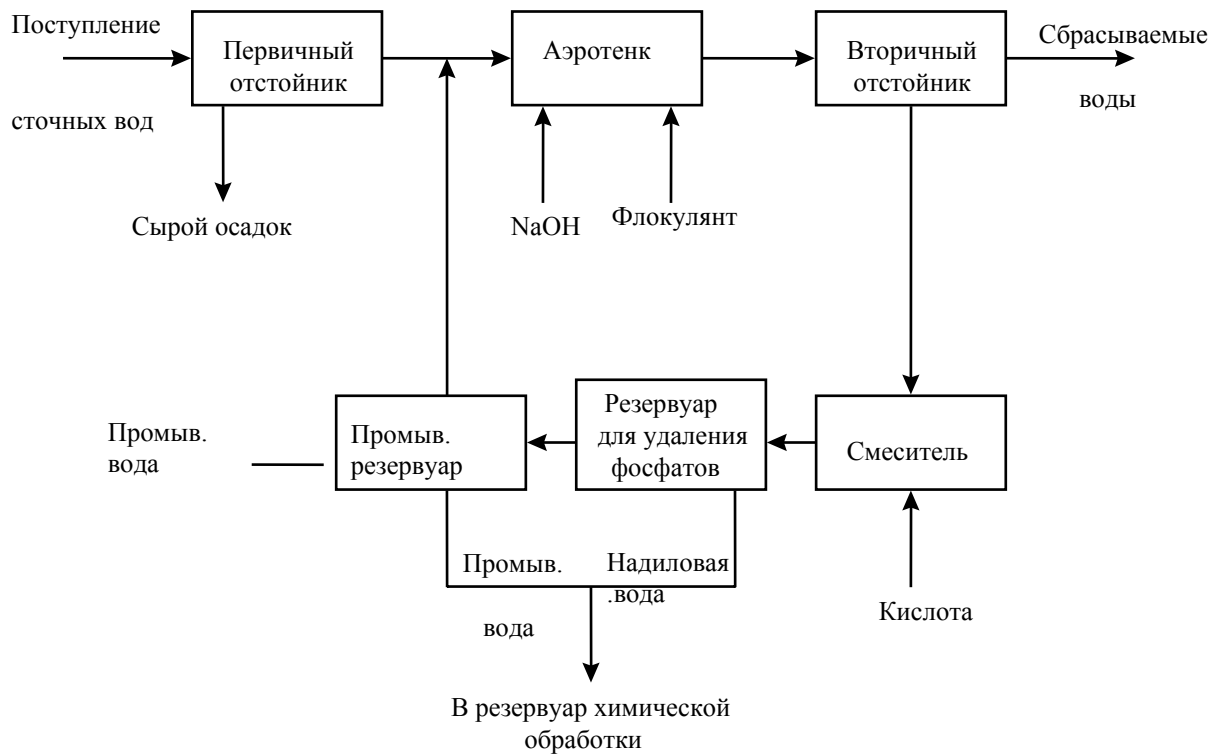


Рис.2.4. Технологическая схема опытного блока очистки сточных вод с использованием в качестве реагентов NaOH , кислоты и флокулянтов.

Ниже представлены различные схемы удаления фосфора из сточных вод [9] с введением в качестве реагентов соединений железа и алюминия на различных ступенях очистки, а также схемы совместного удаления азота и фосфора (рис.2.5).

Схема 1.

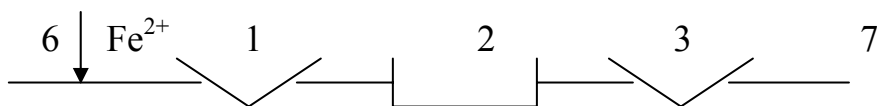


Схема 2.

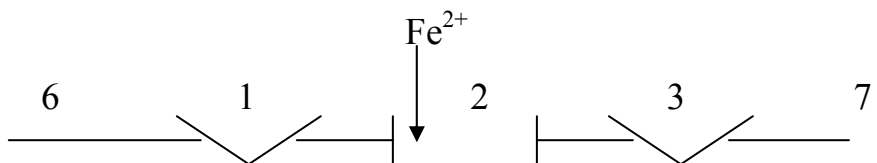


Схема 3.

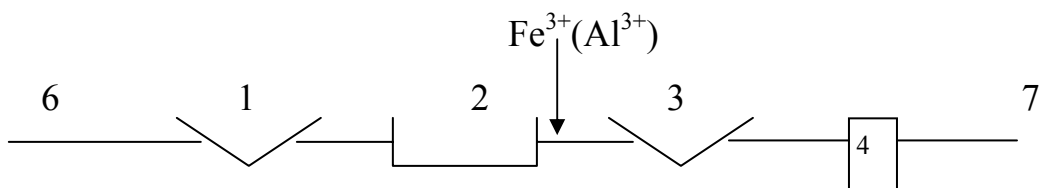


Схема 4.

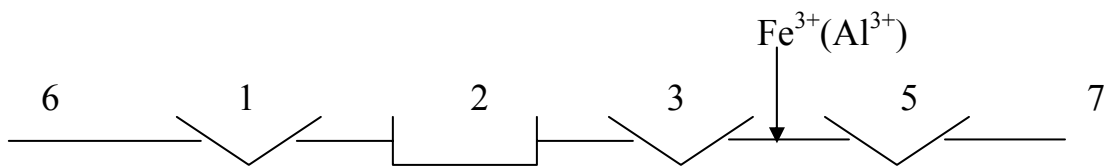


Схема 5.

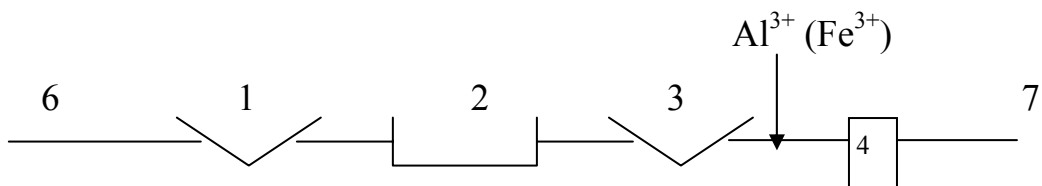


Схема 6.

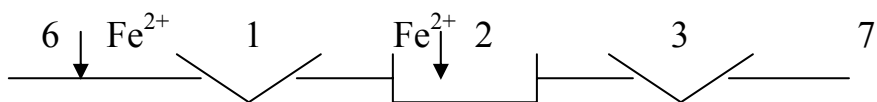


Схема 7.

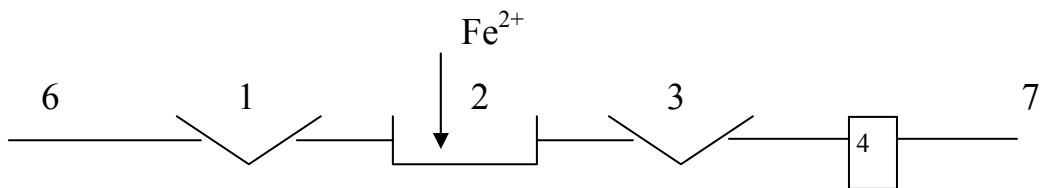


Рис.2.5. Схемы удаления фосфора с использованием алюминия и железа.

1-первичный отстойник; 2-аэротенк; 3-вторичный отстойник; 4-фильтр; 5-третичный отстойник; 6- поступающая вода; 7-очищенная вода.

Введение реагентов осуществляется на различных ступенях очистки:

- механической;
- биологической (введение реагента в аэротенк в научно-технической литературе носит название симультанного осаждения);
- третичной очистки.

Каждая из схем очистки с применением железо- или алюминийсодержащими реагентами обладает как рядом достоинств, так и определенными недостатками. Так, при введении реагента на ступени механической очистки, получаемые нерастворимые соединения фосфора удаляются совместно с осадком первичных отстойников, в результате чего обеспечивается повышенное осветление сточной воды перед поступлением на ступень биологической очистки. Это обеспечивает снижение нагрузки на аэротенки, что особенно выгодно при высоких концентрациях исходных загрязняющих веществ, поступающих на очистные сооружения. Этот же эффект не представляет интереса при очистке малоконцентрированных сточных вод, что характерно для городов России, и абсолютно невыгодно при осуществлении технологий биологического удаления азота. Кроме того, при введении реагента на ступени механической очистки повышается потребность в реагенте, и, как следствие, увеличивается количество осадка, обработка которого представляет на станциях определенные трудности и приводит к повышению затрат.

Третичная обработка биологически очищенных сточных вод реагентом позволяет уменьшить его расход, поскольку в данном случае сокращается использование реагента на изъятие загрязняющих веществ из сточных вод. Однако в такой схеме очистки появляются новые сооружения – третичные отстойники, а следовательно, повышаются капитальные затраты.

Биологическое удаление фосфора. На рис. 2.6. приведены наиболее распространенные в практике технологические схемы биологического удаления фосфора [9]. Все схемы включают анаэробную и аэробную системы обработки.

Схема 1.

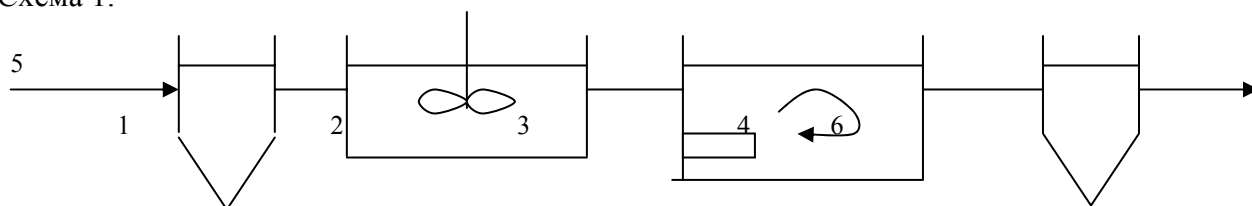


Схема 2.

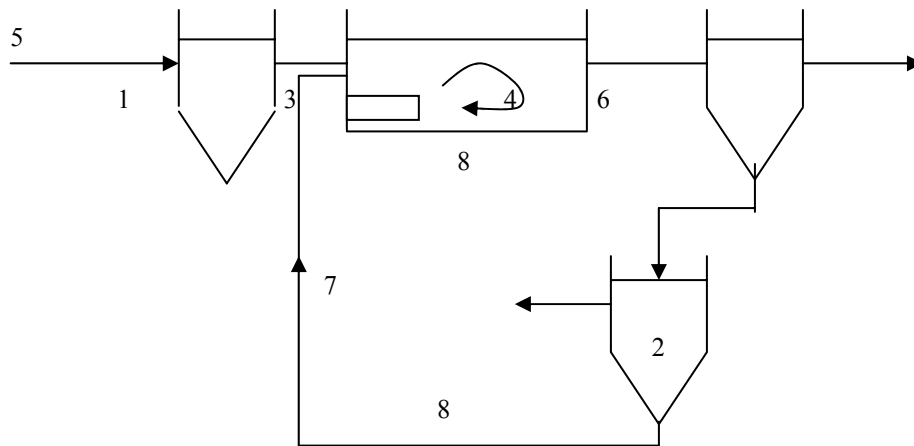


Схема 3.

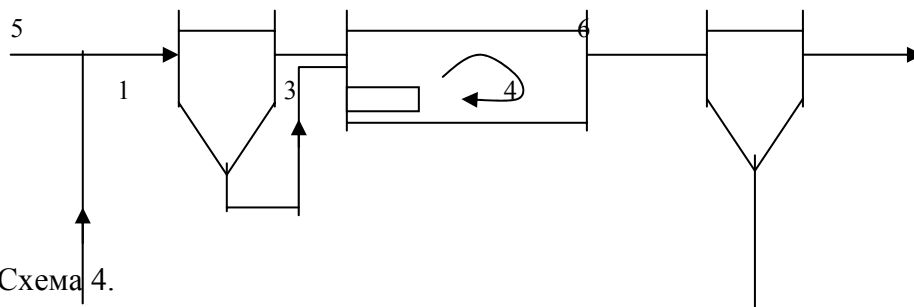


Схема 4.

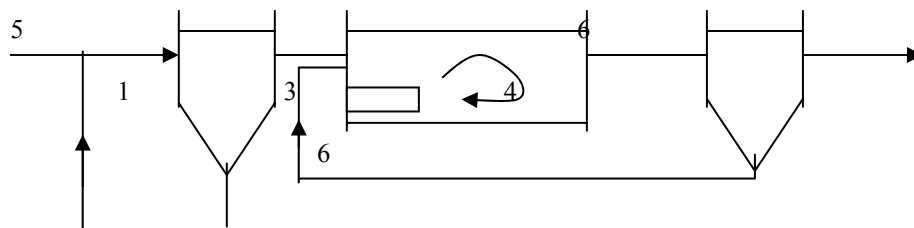
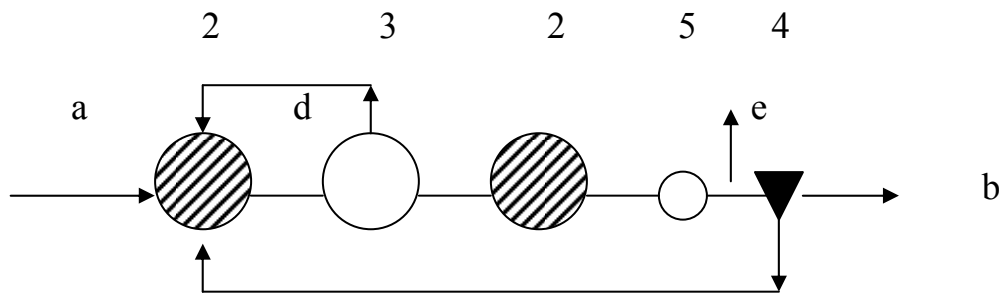


Рис.2.6. Схемы биологического удаления фосфора

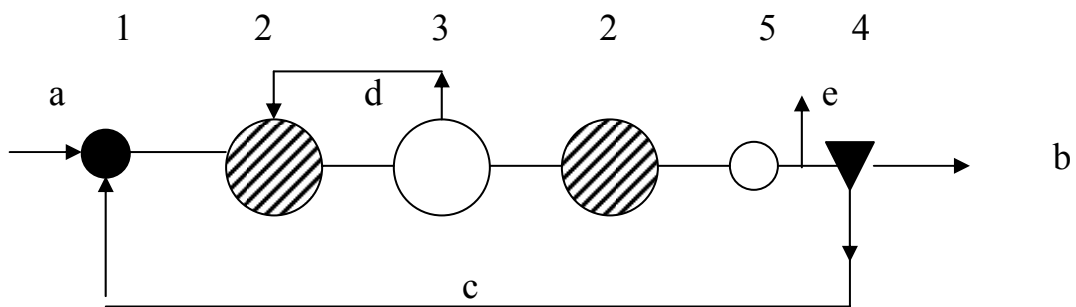
1-первичный отстойник; 2-сооружения для анаэробной обработки; 3-аэротенк; 4-вторичный отстойник; 5-исходная вода; 6-очищенная вода; 7-иловая вода; 8-рециркулирующий активный ил.

В схеме 1 аэробной и анаэробной обработке подвергается смесь рециркулирующего активного ила и очищаемой сточной воды, в схемах 2 и 3 анаэробную обработку проходит только рециркулирующая часть активного ила, причем в схеме 2 – в отдельных емкостях, в схеме 3 – в первичном отстойнике специальной конструкции. В схеме 4. появившейся позднее, предложено в первичных отстойниках осуществлять подготовку необходимого субстрата, обеспечивающего процесс удаления фосфора в аэротенках. На рис.2.7 представлены схемы совместного биологического удаления азота и фосфора [9], которые получили значительное распространение.

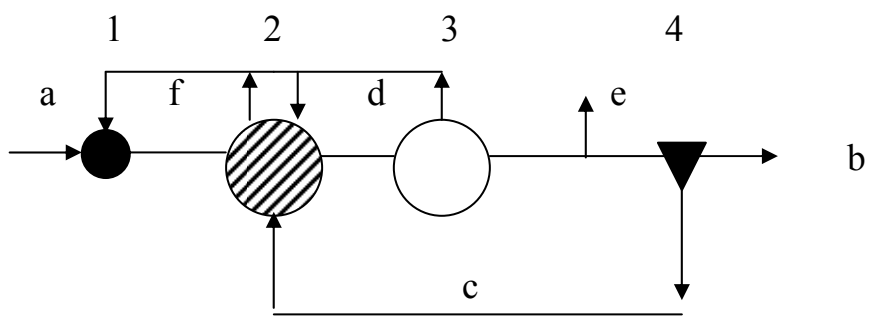
Bardenpho



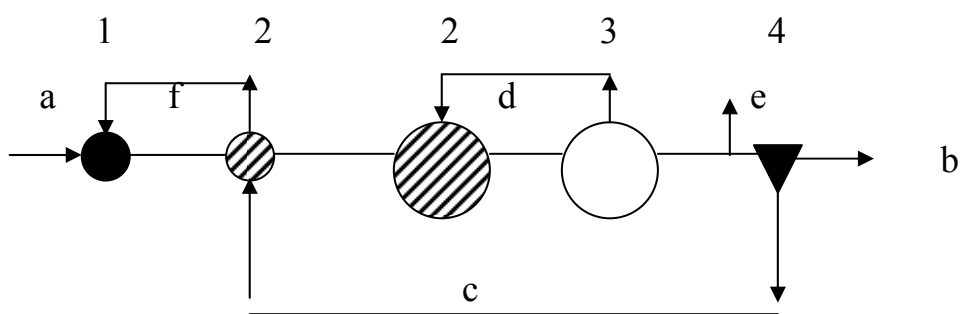
Phoredox



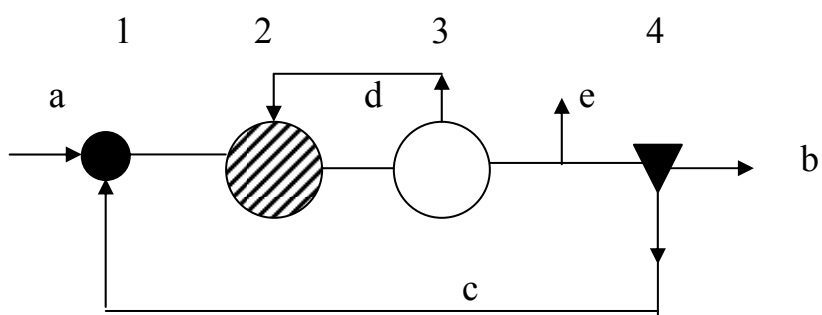
ИСТ



MODIFIED ИСТ



MODIFIED. Phoredox



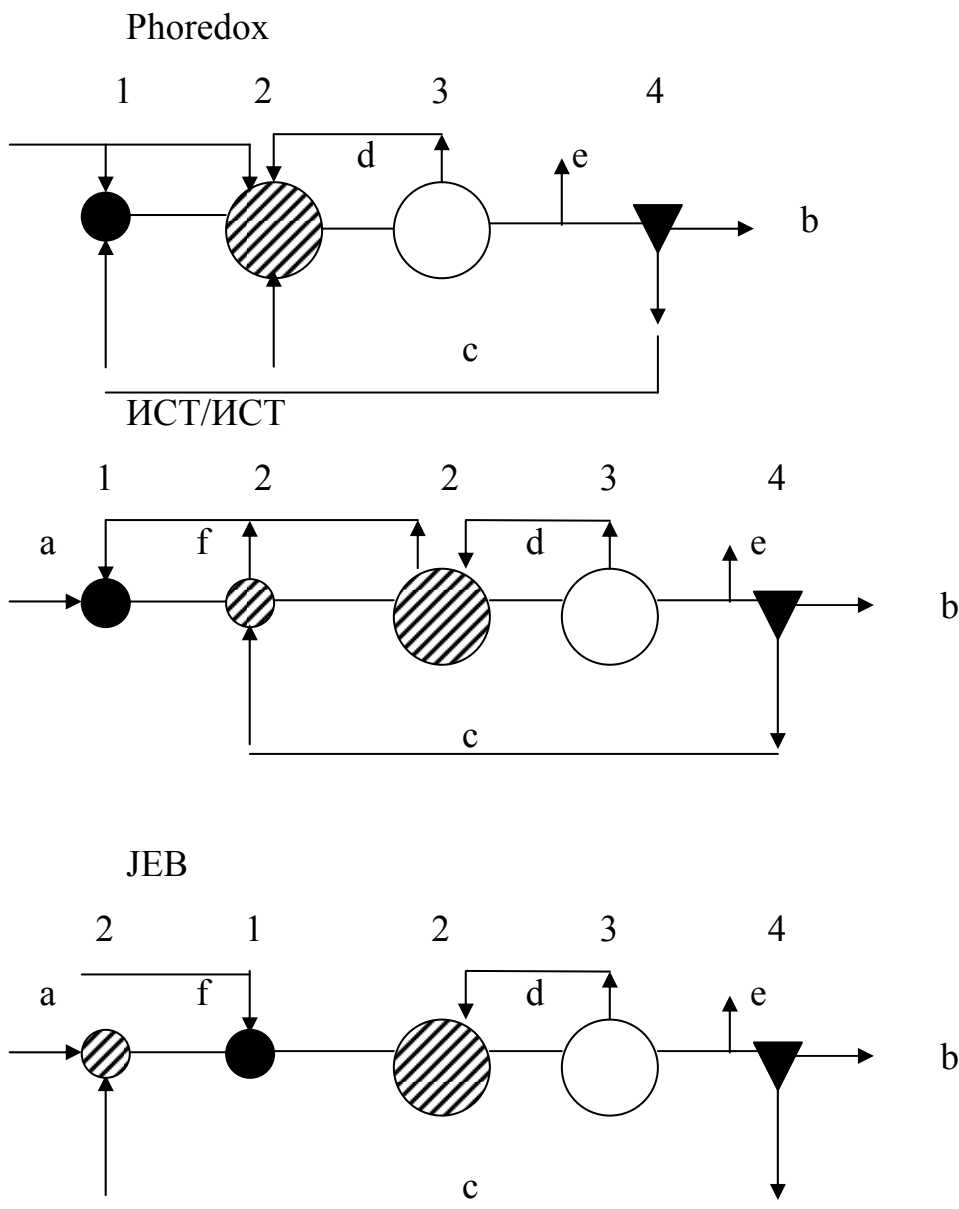


Рис.2.7. Схемы совместного биологического удаления азота и фосфора

1- анаэробная емкость; 2-аноксидная емкость; 3-аэробная емкость; 4-вторичный отстойник; 5- емкость реаэрации; а-поступающая вода; б-очищенная вода; с - рециркуляционный ил; d- рециркулирующая иловая смесь; е-избыточный ил; f-иловая смесь.

Наиболее распространенными и изученными являются схемы Bardenpho, Phoredox и ее модификации (схемы 2, 5, 6), а также схемы ИСТ с модификациями (схемы 3, 4, 7). Все схемы, за исключением Bardenpho, включают последовательно работающие анноксидную, аэробную и анаэробную зоны очистки сточных вод, технология Bardenpho представляет собой ступенчатую биоочистку с чередующимися аэробными и анаэробными зонами обработки иловой смеси.

Характерной особенностью всех рассмотренных схем является организация рециркулирующих потоков. Так, например, в схеме Bardenpho рециркуляция активного ила из вторичного отстойника и иловой смеси из первой аэробной зоны осуществляется в анноксидную зону. В технологии Phoredox активный ил из вто-

ричного отстойника направляется в анаэробную зону, а иловая смесь из аэробной зоны, также, как и в предыдущей схеме возвращается в первую аноксидную. В процессе ИСТ из вторичного отстойника рециркулирующий ил направляют в аноксидную зону, часть иловой смеси из аноксидной зоны возвращают в анаэробную зону. В модифицированных схемах ИСТ аноксидные зоны разделены на 2 части.

Комбинированные методы (биохимические). Наиболее рациональным местом введения реагента представляется подача его в сооружения биологической очистки. В этом случае очистка сточных вод от органических веществ и удалений фосфора проводится в единых сооружениях. Допускается непосредственное использование двухвалентного железа. В этом случае перевод закисного железа в трехвалентную форму осуществляется в аэротенке, а потому отпадает необходимость в дополнительных сооружениях для реализации этого процесса. Технологические схемы, реализующие этот метод, представлены на рис. 2.7 (схема 2, 6, 7).

3. МЕТОДИЧЕСКИЕ ОСНОВЫ ПОДБОРА ТЕХНОЛОГИЙ ДЛЯ УДАЛЕНИЯ БИОГЕННЫХ ЭЛЕМЕНТОВ.

3.1. Анализ состава и свойств сточных вод и технологических параметров процессов очистки

Анализ качества поступающих на очистные сооружения МУП «Вологдагороводоканал» стоков показал, что в динамике состава и количества загрязнений имеет место сезонная изменчивость.

Таблица 3.1

Средние максимальные и минимальные концентрации за период с 1995 по 2001 год по основным ингредиентам

Наименование	Минимальная концентрация, мг/л	Средняя концентрация, мг/л	Максимальная концентрация, мг/л
Взв. вещества	164,0	214,8	265,6
БПК	160,84	217,42	274
NH_4^+	24,01	32,71	41,42
PO_4^{3-}	1,5	5,225	8,95

Исследования динамики качества исходной воды проводились за период с 2000 г. по 2001 г. Изменчивость качества исходной воды, поступающей на очистные сооружения, представлена на диаграммах (рис.3.1, 3.2, 3.3, 3.4, 3.5, 3.6, 3.7, 3.8). Из анализа данных следует, что показатели качества воды изменяются в течение года.

Показатели качества воды по аммонийному азоту в 2000 году резко изменялись (рис.3.1). Наибольшие значения показателей качества наблюдались в январе – 38,55 мг/л, феврале – 41,45 мг/л, июне – 40 мг/л и июле – 37,13 мг/л, минимальные значения – в апреле – 24,01 мг/л.

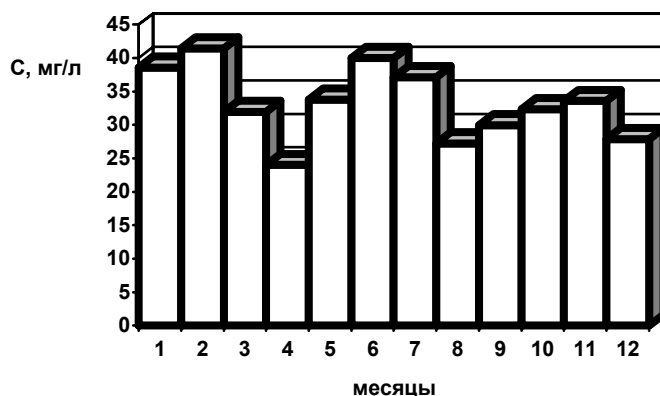


Рис 3.1. Диаграмма изменчивости качества воды по аммонийному азоту в 2000 году
 N/NH_4^+ , мг/л

В 2001 году максимальные концентрации аммонийного азота были отме-

чены в январе – 34,83 мг/л, феврале – 37,19 мг/л и ноябре – 35,45 мг/л, минимальные – в марте – 26,75 мг/л и июле – 25,48 мг/л (рис.3.2).

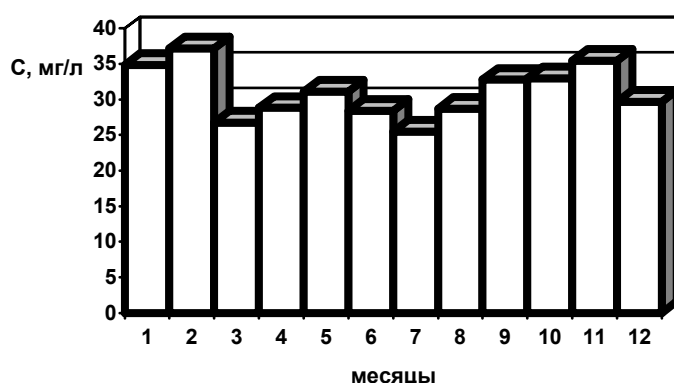


Рис 3.2. Диаграмма изменчивости качества воды по аммонийному азоту в 2001 году
 N/NH^{4+} , мг/л

По БПКп в 2000 году максимальные значения показателя наблюдались в мае – 257,97 мг/л и в июне – 258,85 мг/л, а минимальные в июле – 162,9 мг/л (рис.3.3).

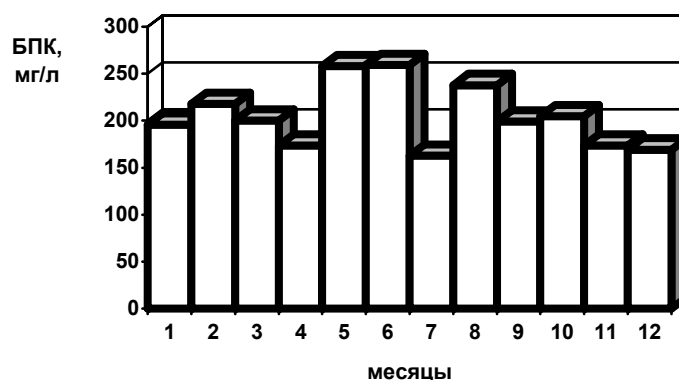


Рис 3.3. Диаграмма изменчивости качества воды по БПКп в 2000 году

В 2001 году картина немного изменилась максимальных значений концентраций по БПКп достигли в январе – 270,8 мг/л, а минимальные значения как и в 2000 году наблюдались в июле – 194,3 мг/л (рис. 3.4). В другие месяцы концентрации были примерно одинаковы.

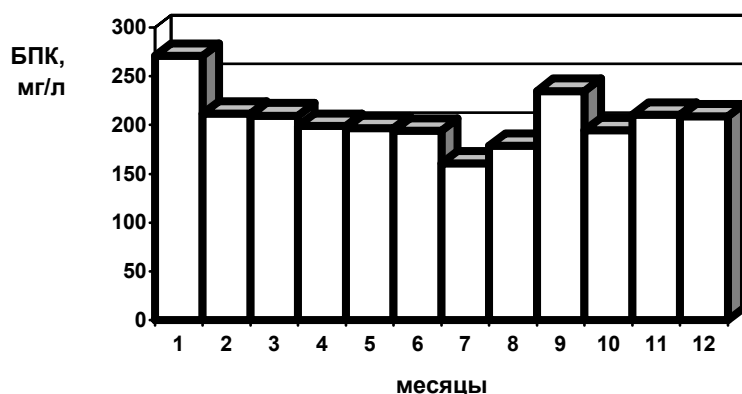


Рис 3.4. Диаграмма изменчивости качества воды по БПКп в 2001 году

Максимальные концентрации взвешенных веществ, поступающих с исходной водой на очистные сооружения в 2000 году приходятся на май-июль – 229,8 мг/л. В конце года концентрации снизились до 164 мг/л (рис. 3.5).

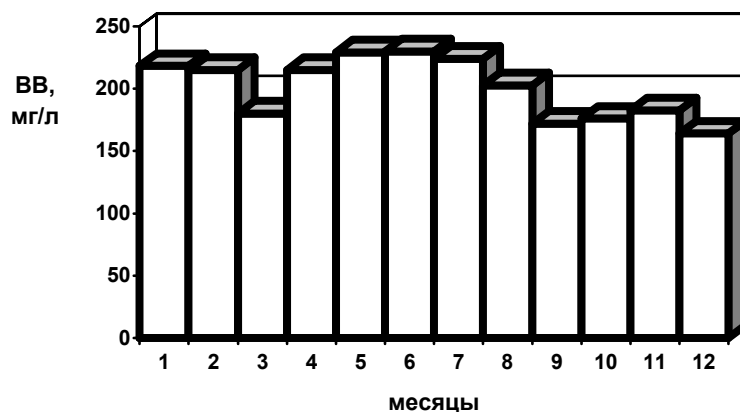


Рис 3.5. Диаграмма изменчивости качества воды по взвешенным веществам за 2000 год

В 2001 году наибольшие концентрации взвешенных веществ наблюдаются в январе-феврале – 265,6 мг/л, а минимальные в мае – 169,9 мг/л (рис. 3.6).

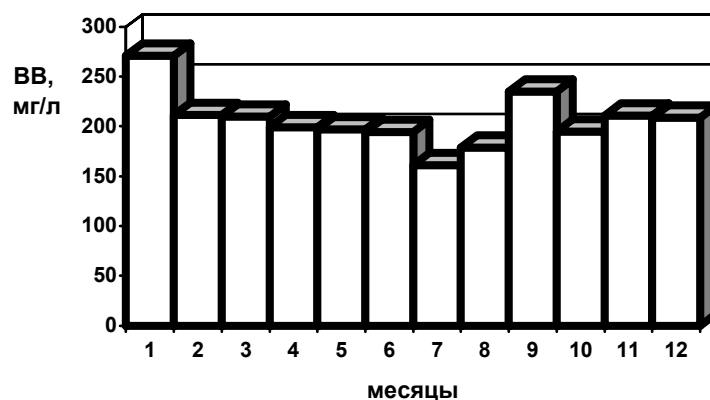


Рис 3.6. Диаграмма изменчивости качества воды по взвешенным веществам за 2000 год

В 2000 году концентрация ортофосфатов возрастала в течение года с 1,48 мг/л до 3,21 мг/л (рис.3.7), а в 2001 году наблюдалось постепенное снижение концентрации фосфатов к маю до значений 2,1 мг/л, а с июля месяца началось ее возрастание. Максимальная концентрация была отмечена в сентябре и составила 4,91 мг/л (рис. 3.8).

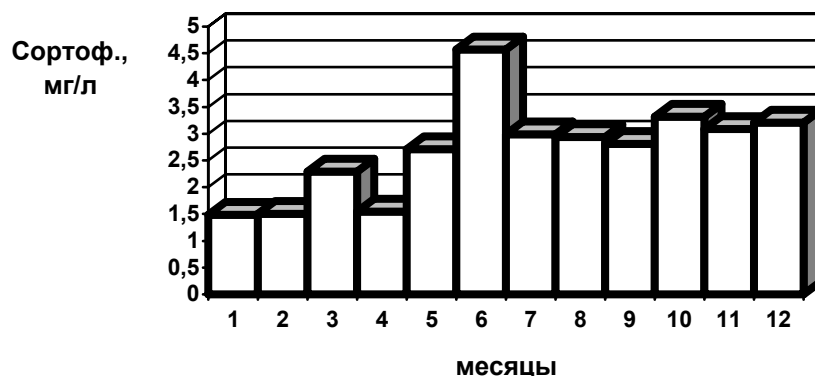


Рис 3.7. Диаграмма изменения качества воды по ортофосфатам за 2000 год $(\text{PO}_4)^{3-}$, мг/л

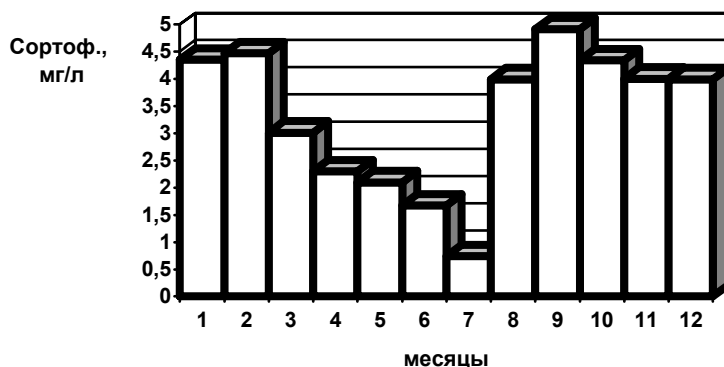


Рис 3.8. Диаграмма изменчивости качества воды по ортофосфатам за 2001 год $(\text{PO}_4)^{3-}$, мг/л

Также был проведен анализ стоков, поступающих на локальные очистные сооружения животноводческого комплекса мощность 50 тысяч голов на содержание ортофосфатов.

При проведении исследований в рамках данной работы за период с 1995–2001 гг. проведен анализ эффективности удаления ортофосфатов из сточных вод по существующей технологии очистки. Для исследования были взяты точки: № 3

–перед первичными отстойниками; № 7 – после первой ступени биологической очистки; № 10 - после второй ступени биологической очистки.

Статистическая обработка результатов технологического контроля процессов очистки сточных вод за период с 1995 по 2001 год представлена на рис. 1, 2 и 3 приложения 5. Наибольшая повторяемость концентраций фосфатов в исходной воде в исследуемых точках имеет место в следующих интервалах: точка 3 – 338–388 мг/л, точка 7 – 75–85 мг/л, точка 10 – 51–66 мг/л. Средняя эффективность удаления ортофосфатов составила 68,58 %.

3.2. Планирование технологического эксперимента. Методики

В этом параграфе рассмотрены 3 основные методики планирования технологического эксперимента в зависимости от вида и исходных характеристик сточной воды.

I. Для изучения кинетики процессов физико-химической дефосфотации хозяйственно-бытовых сточных вод были проведены исследования по подбору оптимальной дозы реагентов (сульфат алюминия $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$, железоммонийные квасцы $NH_4Fe(SO_4)_2$, хлорид железа $FeCl_3 \cdot 6H_2O$), а также оптимального значения рН и температуры для наиболее эффективного реагента и оптимального соотношения реагента по металлу к фосфору.

Эксперименты проводились в два этапа:

1. Первая серия экспериментов для оценки и определения оптимальных условий реагентной обработки хозяйственно-бытовых сточных вод на ОСК г. Вологды;
2. Вторая серия исследований проводилась в соответствии с планом, составленным на основе методов математического планирования экспериментов. Результаты второй серии экспериментов использовались для математического моделирования процессов и подбора формулы для определения оптимальной дозы реагента в зависимости от параметров исходной воды.

Последовательность проведения экспериментов:

1. Отбирались пробы воды в нескольких точках: т. 1 – распределительная камера (чаша), т. 2 – после первичных отстойников, т. 3 – цех механического обезвоживания (фильтрат), т. 4 – выпуск. В этих точках определялось содержание ортофосфатов, которое пересчитывалась на фосфор согласно стехиометрическому соотношению $M_{PO_4} : M_P = 3,065 : 1$.

2. В исследуемую воду добавлялись в качестве реагентов растворы сульфата алюминия $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$, железоммонийных квасцов $NH_4Fe(SO_4)_2$, хлорида железа $FeCl_3 \cdot 6H_2O$. Доза реагента подбиралась исходя из соотношений $[P] : [Me^{3+}]$ в пределах от 1:1 до 1:6 (для железоммонийных квасцов от 2:1 до 1:6) в пересчете на объем в 100 см^3 . Необходимое количество реагента взвешивалось на технических весах в соответствии с заданными со-

отношениями $[P]:[Me^{3+}]$. Далее в каждый цилиндр со сточной водой, взятой из определенной точки, добавлялся взвешенный сухой реагент соответствующей массы. Проба из каждого цилиндра тщательно перемешивалась, отстаивалась в течение 30 минут, фильтровалась, затем в ней определялось содержание ортофосфатов.

3. Сравнивалось остаточное и начальное содержание ортофосфатов в исследуемой воде, определялся максимальный эффект очистки воды и по нему выбиралась оптимальная доза каждого реагента. Опыт повторялся 4 раза, методом наименьших квадратов определялось расчетное значение эффективности дефосфотации, которое заносилось в таблицу.

4. По формуле
$$\Theta = \frac{C_{исх.фосф} - C_{ост.фосф}}{C_{исх.фосф}} \cdot 100\%$$
 рассчитывалась эффективность

удаления соединений фосфора различными реагентами и были построены графики зависимости $\Theta = f([P]:[Me^{3+}])$ при фактических параметрах исследуемой среды.

5. Определялась точка, в которой введение реагентов дает максимальный эффект, а также реагент, эффект дефосфотации по которому был максимальным.

6. Полученные результаты использовались для составления математической модели, которая представлена в главе 3.

7. Опыты повторялись при различных значениях pH в диапазоне от 4 до 11 и при значениях температуры от 20 до 40 °С.

8. При проведении исследований в пробах воды определены общий фосфор, ХПК, содержание взвешенных веществ, концентрация аммиака и ионов аммония до и после введения реагента, а также остаточная концентрация алюминия.

Для изучения кинетики процессов физико-химической дефосфотации были проведены исследования по подбору оптимальной дозы реагентов (сульфат алюминия $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$, железоаммонийные квасцы $NH_4Fe(SO_4)_2$ и фосфогипс), а также оптимальной температуры.

II. Для сточных вод животноводческого комплекса эксперименты проводились в следующей последовательности:

1. Отбирались пробы воды в нескольких точках: перед первичными отстойниками (т. 3), после 1 ступени биологической очистки (т. 7), после 2 ступени биологической очистки (т. 10). В этих точках определялось содержание фосфатов.

2. Определялась оптимальная доза реагента. Для этого в качестве реагентов использовались: сульфат алюминия $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$, железоаммонийные квасцы $NH_4Fe(SO_4)_2$, фосфогипс $CaSO_4 \cdot P_2O_5$. Доза реагента подбиралась исходя из соотношений $[P]:[Me^{3+}]$ в пределах от 1:1 до 1:11 (в случае, когда в

этих пределах критическая точка не определялась, то соотношение увеличивалось до 1:15, как в случае с использованием железоаммонийных квасцов в пробах сточной воды перед первичными отстойниками) в пересчете на объем в 100 см³. Необходимое количество коагулянта взвешивалось на технических весах в соответствии с заданными соотношениями [P]:[Me³⁺]. Далее в каждый цилиндр со сточной водой, взятой из определенной точки, добавлялся взвешенный сухой реагент соответствующей массы. Проба из каждого цилиндра тщательно перемешивалась, отстаивалась в течение 30 минут, фильтровалась, затем в ней определялось содержание фосфатов. Сравнивая полученные результаты остаточного содержания фосфатов из каждого цилиндра с их содержанием в исходной воде, определялся максимальный эффект очистки воды и по нему выбиралась оптимальная доза каждого реагента;

3. По формуле
$$\mathcal{E} = \frac{C_{исх.фосф} - C_{ост.фосф}}{C_{исх.фосф}} \cdot 100\%$$
 рассчитывалась эффективность

удаления соединений фосфора различными реагентами и были построены графики зависимости $\mathcal{E} = f([P]:[Me^{3+}])$.

Для определения оптимальной температуры сточной воды сначала был проведен анализ изменения температуры в заданных точках в течение 5 лет. Сточная вода из каждой точки так же разливалась в цилиндры объемом 100 мл. Температура воды в цилиндрах изменялась до значений температур, в пределах которых она колебалась в данной точке в течение 5 лет. В каждый цилиндр добавлялась определенная ранее оптимальная доза реагента (фосфогипс). Сточная вода тщательно перемешивалась, отстаивалась в течение 30 минут, фильтровалась, и затем в ней определялось остаточное содержание ортофосфатов.

III. Химико-биологический метод удаления биогенных веществ в условиях очистных сооружений канализации г. Вологды.

Исследования проводились в два этапа. На первом этапе в лаборатории ВОГТУ на модельных растворах. В аэротенках очистных сооружений канализации г. Вологды проходит процесс аэробного окисления. Наиболее легко окисляемыми являются сахара, особенно гексозы, за ними следуют много атомные спирты (глицерин, маннит и др.) и карбоновые кислоты. Исходя из этого, в качестве модельного мы применяли раствор сахара. Проводилось три серии опытов с различными концентрациями сахара, которые подбирались в зависимости от требуемого начального значения ХПК раствора: 100 мг-э/л, 200 мг-э/л, 300 мг-э/л. В раствор вводился коагулянт – сульфат алюминия Al₂(SO₄)₃*18H₂O. В литературных источниках указано оптимальное соотношение [P]:[Me^{N+}] = от 1:1 до 1:6, поэтому доза реагента подбиралась исходя из этих соотношений. В процессе экспериментов проводилась аэрация растворов в течении шести часов. Через каждые два часа производился отбор проб в которых, по стандартным методикам, определялось содержание фосфора и значение ХПК.

Второй этап экспериментов проводился в лаборатории очистных сооружений канализации г. Вологды на сточной воде отобранной после первичных отстойников. На данном этапе проводилось шесть серий опытов с соотношениями $[P]:[Me^{N+}]$ = от 1:1 до 1:6, и дозой ила 2,7 мг/л. Как и на первом этапе, проводилась аэрация растворов в течении шести часов, через каждые два часа производился отбор проб в которых по, стандартным методикам, определялись концентрации аммонийного азота и ортофосфатов, а также значение илового индекса.

3.3. Обработка результатов экспериментов. Построение математической модели процесса дефосфатации сточных вод методом полного факторного эксперимента

Для успешного решения задач, связанных с прогнозированием, оперативным управлением и контролем над качеством водной среды широко применяются методы математического моделирования. Разработке и применению математических моделей для водных объектов посвящен ряд сборников и монографий как у нас в стране, так и за рубежом

Все известные модели можно разбить на два класса - оптимизационные и имитационные. Как следует из названия, первые предназначены для определения оптимальной стратегии хозяйствования и для выбора оптимального плана водоохраных мероприятий. При этом рассмотрение ведется в масштабах целого региона, например, бассейна реки или большой его части.

Имитационные модели используются для получения долгосрочных (перспективных) прогнозов и для оперативного управления водными ресурсами. Зачастую они являются частью оптимизационных моделей. Цель перспективного прогнозирования - выяснить реакцию окружающей среды на долговременное воздействие некоторых факторов, например, при постоянном сбросе сточных вод. При оперативном управлении имитационные модели используются для предсказания непосредственного воздействия на состояние водной среды какого-либо события (аварийного сброса загрязняющих веществ и т.п.) Полученные результаты используются для выбора экстренных мер, ведущих к снижению или полному предотвращению ущерба от подобных случаев.

При построении математических моделей состояния водной среды необходимо оценивать качество воды с помощью одной или нескольких числовых величин, т.е. провести формализацию параметра "качество воды". Качество природных вод представляет собой совокупность физических, химических и биологических показателей, определяющих степень пригодности воды для конкретных видов водопользования и отвечающих требованиям охраны окружающей среды. Оно характеризуется составом и количеством растворенных и взвешенных в воде веществ, содержанием биомассы и микроорганизмов, температурой и другими физическими характеристиками.

Действительное число компонент экосистемы может быть бесконечно велико, можно выделить несколько десятков и даже сотен различных параметров. Поэто-

му индивидуальный учет в модели каждой из них невозможен и бесполезен. В зависимости от характера задачи и на основе имеющихся результатов исследования экосистемы, большей частью компонент пренебрегают. Как правило, реальные методы используют несколько простейших параметров: растворенный кислород, биологическое потребление кислорода, концентрация примеси и т.п.

Кроме того, можно ввести и интегральные гидрологические показатели, которые учитывают совместное влияние нескольких факторов. Эти показатели используются для оценки фоновой нагрузки потока, т.е. характеризуют степень загрязненности или качество водных масс речного потока, гидрохимический режим которого не нарушен деятельностью человека или, если он нарушен, это нарушение не связано с локальными крупными сбросами сточных вод, а обусловлено многочисленными мелкими притоками загрязненных вод, впадающими на протяжении значительных участков береговой линии водотока и не поддающимися учету. Эти показатели применимы также и в случае искусственного нарушения гидрохимического режима в пределах всего бассейна реки путем повсеместного применения удобрений, пестицидов и т.д., а также ирригации или мелиорации крупных площадей бассейна.

Все эти параметры отражают мгновенное состояние водной среды, знание которого необходимо для оперативного управления и контроля ее качества

Математическую модель процесса дефосфотации в общем виде можно представить как $\Theta = f(C_{\text{реаг. по Me}}: C_{\text{исх. (P)}}, \text{pH}, t)$, где $C_{\text{реаг. по Me}}: C_{\text{исх. (P)}}$ – соотношение концентрации реагента по металлу к исходной концентрации фосфора, pH – водородный показатель, t – температура сточной воды. Это уравнение используется в математическом моделировании процессов дефосфотации с целью поиска формулы для определения оптимальных значений параметров технологического процесса коагуляции фосфатов на канализационных очистных сооружениях. Для сбора цифрового материала для математического моделирования целесообразно проведение лабораторно-технических исследований. Для получения более объективной картины процессов коагуляции фосфатов при различных вариациях исходных факторов используем методы математического планирования эксперимента. Предварительные опыты показали, что наиболее высокий и стабильный эффект при дефосфотации модельных растворов, хозяйственно-бытовых и хозяйственно-фекальных сточных вод животноводческого комплекса обеспечивают соли алюминия. Поэтому при математическом моделировании ориентируемся на использование алюминия в качестве реагента для удаления фосфатов при обработке сточных вод.

Существует много методов отыскания уравнения регрессии, которые можно условно разделить на два класса: методы активного и методы пассивного эксперимента. Активный эксперимент – эксперимент, предварительный план которого составлен так, чтобы получить максимальную информацию о целевой функции при минимальной ее дисперсии и проведении минимального числа опытов (эффективный план). Такой план (например, полный факторный эксперимент) тре-

бует искусственного одновременного варьирования всеми факторами в довольно широких пределах.

В качестве зависимой переменной Y (целевая функция или параметр оптимизации) принимаем эффективность удаления фосфатов $\mathcal{E}, \%$. За фактор принимаем контролируемую величину процесса, то есть величину, характеризующую то или иное свойство объекта или режим технологического процесса. Эта величина, числовое значение которой измеряется в пределах изменения, должна влиять на параметр оптимизации. При определении величин количественных оценок во внимание должны приниматься только те факторы, которые имеют четкий метрологический смысл (возможность измерения фактора с определенной точностью). В данном случае за факторы принимаем: соотношение $C_{\text{реак.по Me}}:C_{\text{исх. (P)}}$, водородный показатель pH и температуру сточной воды t .

Описание исследуемого объекта нельзя получить в виде точной формулы функции, справедливой во всем диапазоне существования аргументов. Оно может быть лишь приближенным и на небольшом участке в окрестностях выбранной базовой точки. Аппроксимация искомой математической зависимости представляет собой некоторый полином – отрезок ряда Тейлора, в который разлагается неизвестная зависимость:

$$Y = f(X_1, X_2, \dots, X_{n1}) = b_0 + \sum_{i=1}^n b_i x_i + \sum_{i,j=1}^n b_{ij} x_i x_j + \dots, \quad (3.1)$$

где:

$$b_i = \left. \frac{\partial f}{\partial X_i} \right|_{\bar{X}=0}; b_{ij} = \left. \frac{\partial^2 f}{\partial X_i \partial X_j} \right|_{\bar{X}=0}.$$

В силу наличия неуправляемых входных переменных X_i изменение величины Y носит случайный характер, а потому уравнение (3.1) не дает точной связи между входом и выходом объекта и является лишь условным математическим ожиданием случайной величины Y , т. е. уравнением регрессии.

Задача отыскания коэффициентов уравнения регрессии сводится к решению системы так называемых нормальных уравнений:

$$\sum_{g=1}^N (Y_g - \tilde{Y}_g)^2 = \sum_{g=1}^N (Y_g - \sum_{i=0}^d b_i x_{ig})^2 = \min, \quad (3.2)$$

где Y_g – экспериментальные значения выходного параметра, полученные в g -й точке факторного пространства;

\tilde{Y}_g – значение выходного параметра, найденные по уравнению регрессии в тех же точках;

d – количество членов в уравнении регрессии.

Для гарантированного получения единственного решения системы нормальных уравнений необходимо иметь ортогональную матрицу планирования, что невозможно обеспечить в абсолютной системе единиц факторов X_i , то есть тогда,

когда факторы именованные. Поэтому необходимо провести предварительное преобразование каждого фактора – его перевод в систему относительных координат. Такое преобразование легко сделать с помощью переноса начала координат в базовую точку X^* и выбора единицы отсчета ΔX_i по каждой координате X_i .

$$x_i = \frac{X_i - X_i^*}{\Delta X_i} \quad (3.3)$$

Это дает возможность легко построить ортогональную матрицу планирования и значительно облегчает дальнейшие расчеты, так как в этом случае верхние и нижние уровни варьирования X_{ib} и X_{in} в относительных единицах будут равны соответственно $x_{ib} = +1$ и $x_{in} = -1$.

Матрица планирования должна отвечать следующим условиям:

1. Ортогональность $\sum_{g=1}^N x_{ig} x_{jg} = 0, (i \neq j)$

2. Условие нормированности $\sum_{g=1}^N x_{ig}^2 = N$

3. Симметричность относительно центра экстремума $\sum_{g=1}^N x_{ig} = 0$

4. Ротатабельность, т. е. координаты точек факторного пространства в матрице планирования подстраиваются так, что точность предсказания значения параметра оптимизации одинакова на равных расстояниях от центра и не зависит от направления.

Матрица планирования составляется по следующим правилам:

1. Каждая g -я строка матрицы представляет собой набор координат точки \bar{X}_g , в которой производится эксперимент;
2. Поскольку переменные x_{gi} принимают лишь значения $+1$ и -1 , то все остальные переменные могут принимать те же значения, что позволяет в целях упрощения записывать в таблицу вместо $+1$ и -1 их знаки $+$ и $-$;
3. Первая строка \bar{X}_1 выбирается так, чтобы управляемые переменные находились на нижнем уровне, т.е. $x_{i1} = -1$. Последующие строки при составлении матрицы планирования набираются по правилу: при построчном переборе всех вариантов частота смены знака управляемых переменных для каждой последующей переменной вдвое меньше, чем для предыдущей (табл. 3.2)

Поскольку изменение выходной величины Y носит случайный характер, необходимо в каждой точке (т.е. в точке с координатами, записанными в g -й строке) проводить m параллельных опытов и результаты наблюдений $Y_{1g}, Y_{2g}, \dots, Y_{mg}$ усреднять:

$$\bar{Y}_g = \frac{1}{m} \sum_{i=1}^m Y_{ij} \quad (3.4.)$$

Величина m может быть любой, но не меньше $m=3$. Тогда эксперимент делится на m серий опытов, в каждой из которых полностью реализуется матрица планирования (т. е. эксперимент проводится в $N=2^n$ точках факторного пространства).

План эксперимента составляется так, чтобы рандомизировать, т. е. сделать случайными те систематически действующие факторы, которые трудно поддаются учету и контролю, для того, чтобы рассматривать их как случайные величины и учитывать статистически. Перед реализацией плана на объекте необходимо произвести рандомизацию – с помощью таблицы равномерно распределенных случайных чисел определить последовательность реализации матрицы планирования в каждой из m серий опытов.

Проверка воспроизводимости – это проверка на выполнение второй предпосылки регрессионного анализа об однородности выборочных дисперсий S^2_g . Задача состоит в проверке гипотезы о равенстве дисперсий $\sigma^2\{Y_1\}=\sigma^2\{Y_2\}=\dots\sigma^2\{Y_N\}$ при экспериментах соответственно в точках $\tilde{X}_1, \tilde{X}_2, \dots, \tilde{X}_g, \tilde{X}_n$.

Оценки дисперсий находятся по формуле:

$$S^2_g = \frac{1}{m-1} \sum_{l=1}^m (Y_{lg} - \bar{Y}_g)^2 \quad (3.5)$$

Так как все дисперсии получены по выборкам одинакового объема m , то число степеней свободы для всех дисперсий одинаково и равно:

$$V_1=m-1 \quad (3.6)$$

Для проверки гипотезы об однородности оценок дисперсий используется критерий Кохрена, который основан на законе распределения отношения максимальной эмпирической дисперсии к сумме всех дисперсий, т. е.

$$G = \frac{\max\{S^2_g\}}{\sum_{g=1}^N S^2_g} \langle G_{кр}(q; v_1; v_2) \quad (3.7)$$

Если вычисленное значение критерия G окажется меньше табличного значения $G_{кр}$, найденного для $q\%$ -ного уровня значимости, $v_{зн} = v_2 = N -$ числа степеней свободы знаменателя, то гипотеза об однородности дисперсий принимается. При этом всю группу дисперсий S^2_g можно считать оценкой $S^2\{Y\}$ одной и той же генеральной дисперсии воспроизводимости $\sigma^2\{Y\}$, откуда

$$S^2\{Y\} = \frac{1}{N} \sum_{g=1}^N S^2_g \quad (3.8)$$

Если проверка на воспроизводимость дала отрицательный результат, то остается признать либо невозможность эксперимента относительно управляемых переменных вследствие наличия флуктуаций неуправляемых и неконтролируемых переменных, либо наличие грубого промаха в строке, откуда взята дис-

персия $\max \{S_g^2\}$. В первом случае следует увеличить число параллельных опытов, во втором – найти грубый промах и заменить его на результат доброкачественного измерения при соответствующей комбинации факторов.

Математическая модель объекта, получающаяся в результате ПФЭ может быть представлена в виде:

$$Y = \beta_0 + \beta_0 x_1 + \beta_n x_n + \beta_{12} x_1 x_2 + \dots + \beta_{123} x_1 x_2 x_3 \text{ и т.д.} \quad (3.9)$$

Однако вследствие того, что из ограниченного числа опытов нельзя получить точные значения коэффициентов β_i , а только их независимые оценки b_i , вся математическая модель становится оценочной:

$$\tilde{Y} = b_0 + b_1 x_1 + \dots + b_n x_n + b_{12} x_1 x_2 + b_{1\dots n} x_1 \dots x_n \quad (3.10)$$

Пример матрицы планирования, принципа ее реализации и последующей обработки экспериментальных данных приведен в табл. 3.2 на базе трехфакторного эксперимента.

Таблица 3.2

Матрица планирования ПФЭ типа $N=2^3$ и обработка его результатов

N строки g	Порядок реализации опытов						Матрица планирования эксперимента							Результаты эксперимента					Первичная обработка результатов		Проверка адекватности			
	1						z ₀	z ₁	z ₂	z ₃	z ₄	z ₅	z ₆	z ₇	Y _{g1}	...	Y _{gl}	...	Y _{gm}	\tilde{Y}	S ² _g	\tilde{Y}_g	$(\tilde{Y}_g - \bar{\tilde{Y}})^2$	
	k ₁	...	k ₁	...	k _m	x ₀	x ₁	x ₂	x ₃	x ₁ x ₂	x ₁ x ₃	x ₂ x ₃	x ₁ x ₂ x ₃											
1	1	...	6	...	8	+	-	-	-	+	+	+	-											
2	7	...	5	...	4	+	+	-	-	-	-	+	+											
3	3	...	7	...	6	+	-	+	-	-	+	-	+											
4	8	...	2	...	7	+	+	+	-	+	-	-	-											
5	6	...	3	...	2	+	-	-	+	+	-	-	+											
6	4	...	4	...	1	+	+	-	+	-	+	-	-											
7	2	...	1	...	5	+	-	+	+	-	-	+	-											
8	5	...	8	...	3	+	+	+	+	+	+	+	+											

Для удобства расчетов и представления формул каждый столбец может быть представлен в виде новой переменной Z_{ig} . Тогда оценки коэффициентов уравнения регрессии определяются по формуле:

$$b_i = \frac{1}{N} \sum_{g=1}^N z_{ig} \bar{Y}_g \quad (3.11)$$

Матрица планирования Z_{ig} является ортогональной с линейно независимыми вектор-столбцами; отсюда следует диагональность матрицы нормальной

системы уравнений, а следовательно, и взаимная независимость оценок коэффициентов уравнения регрессии.

После определения оценок коэффициентов регрессии необходимо проверить гипотезу о значимости коэффициентов b_i в виде нуль-гипотезы, т.е. гипотезы о равенстве $b_i=0$.

Проверка гипотезы проводится с помощью t -критерия Стьюдента, который при проверке нуль-гипотезы формируется в виде:

$$t_i = \frac{|b_i|}{\sqrt{s^2\{b_i\}}} = \frac{|b_i|}{\sqrt{s^2\{Y\}}} \sqrt{N \cdot m} , \quad (3.12)$$

где $S^2\{b_i\}$ – дисперсия ошибки определения коэффициента b_i . При полном и дробном факторном планировании:

$$s^2\{b_i\} = \frac{s^2\{Y\}}{N \cdot m} \quad (3.13)$$

Если вычисленная величина параметра t_i превышает табличное значение $t_{кр}$, найденное для $q\%$ -ного уровня значимости и $v_3=N(m-1)$ числа степеней свободы, то нуль-гипотеза отвергается и коэффициент считается незначимым и его следует отбросить, не включая в искомую модель.

Поскольку ортогональное планирование позволяет определять доверительные границы для каждого из коэффициентов регрессии в отдельности, то, если какой-либо из коэффициентов окажется незначимым, он может быть отброшен без пересчета всех остальных. После этого математическая модель объекта составляется в виде уравнения связи выходного параметра Y и переменных x_i , включающего только значимые коэффициенты.

Чтобы проверить гипотезу об адекватности представления результатов эксперимента найденному уравнению связи, достаточно оценить отклонение выходной величины Y_g , предсказанное уравнением регрессии, от результатов экспери-

ментов в точках Z_g факторного пространства.

Рассеяние результатов эксперимента вблизи уравнения связи, аппроксимирующего искомую функциональную зависимость, можно охарактеризовать с помощью дисперсии неадекватности $\sigma_{ад}^2$, оценка которой $S_{ад}^2$ находится по формуле

$$S_{ад}^2 = \frac{1}{N - d} \sum_{g=1}^N (\bar{Y}_g - \tilde{Y}_g)^2 \quad (3.14)$$

с числом степеней свободы $v_{ад} = N-d$, где d - число членов аппроксимирующего полинома.

Проверка адекватности состоит в выяснении соотношения между дисперсией неадекватности $\sigma_{ад}^2$ и дисперсией воспроизводимости $\sigma^2\{Y\}$. Если $\sigma_{ад}^2$ не превышает дисперсии опыта, то полученная математическая модель адекватно представляет результаты эксперимента, если же $\sigma_{ад}^2 > \sigma^2\{Y\}$, то описание считается неадекватным объекту.

Проверка гипотезы об адекватности проводится с использованием F-критерия Фишера. Критерий Фишера позволяет проверить нуль-гипотезу о равенстве двух генеральных дисперсий $\sigma_{ад}^2$ и $\sigma^2\{Y\}$. В связи с тем, что самих генеральных дисперсий мы не знаем, F-критерий формируется как отношение

$$F = \frac{S_{ад}^2}{S^2\{Y\}} \leq F_{кр}(q; v_{ад}; v_3) \quad (3.15)$$

Если вычисленное по формуле (3.15) значение критерия F меньше табличного $F_{кр}$, найденного для q%-ного уровня значимости, $v_{числ} = v_{ад} = v_4 = N-d$ числа степеней свободы числителя и $v_{зн} = v_3 = N(m-1)$ числа степеней свободы знаменателя, то нуль-гипотеза принимается. В противном случае она отвергается и описание (модель) признается неадекватным объекту. В ходе работы может возникнуть ситуация, когда выборочная дисперсия неадекватности $S_{ад}^2$ не превосходит оценки дисперсии воспроизводимости $S^2\{Y\}$ (т. е. когда $S_{ад}^2 \leq S^2\{Y\}$). Тогда соотношение (15) будет иметь вид $F \leq 1$ и неравенство $F < F_{кр}$ выполняется для любого числа степеней свободы v_4 и v_3 , т.е. гипотеза $\sigma_{ад}^2 \leq \sigma^2\{Y\}$ не противоречит выборочным данным и математическая модель адекватно представляет объект. Проверка адекватности возможна только при $v_{ад} = v_4 > 0$. Число вариантов варьирования плана ПФЭ равно числу оцениваемых коэффициентов регрессии уравнения связи ($N = d$). Следовательно, не остается степеней свободы ($v_{ад} = 0$) для проверки нуль-гипотезы об адекватности представления экспериментальных данных выбранной формой аппроксимирующего полинома. Если же некоторые коэффициенты регрессии оказались незначимыми или ими можно пренебречь в силу их малости, то число членов проверяемого уравнения в этом случае будет меньше числа вариантов варьирования ($d < N$), и одна или несколько степеней свободы ($v_{ад} > 0$) останется для проверки гипотезы адекватности.

Если гипотеза адекватности отвергается, то модель признается неадекватной экспериментальным данным. Неадекватность модели может означать, что не весь перечень влияющих факторов был принят во внимание, или что необходимо перейти к более сложной форме уравнения связи, или выбрать другой шаг варьирования по одному или нескольким факторам и т.п. Однако все достижения неадекватной модели: отсеивание незначимых факторов, оценка дисперсии эксперимента и др. остаются в силе. Пример построения математической модели процесса удаления фосфора из сточных вод с применением в качестве коагулянта сульфата алюминия, а также расчеты параметров коагуляции по приведенной методике приведены в примере.

ПРИМЕР 2. Математическая модель процесса удаления фосфора из сточных

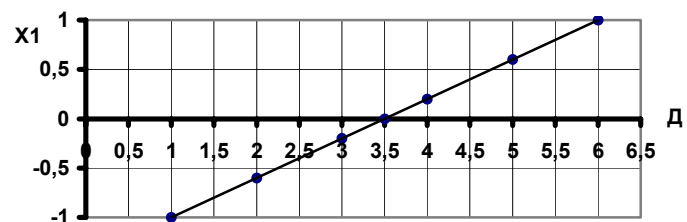
вод с применением в качестве коагулянта сульфата алюминия.

В качестве испытуемой воды была принята сточная вода из распределительной камеры (чаши) канализационных очистных сооружений г. Вологды с исходной концентрацией ортофосфатов 6 мг/л (в пересчете на фосфор 2 мг/л) На величину эффективности удаления соединений фосфора $\Delta, \%$ оказывают влияние следующие факторы:

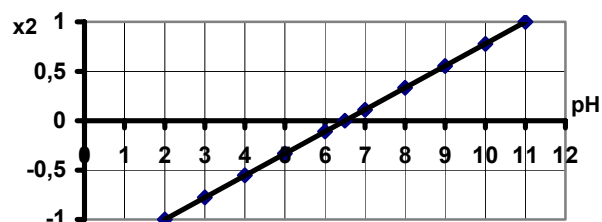
1. Соотношение $D = C_{\text{коаг по Me}} : C_{\text{исх. (P)}}$, которое будет находиться в пределах от 6 до 1 обозначаем за x_1 , причем величина $x_1 = +1$ соответствует 6, а величина $x_1 = -1$ соответствует 1 (рис.1);
2. Водородный показатель рН (находится в пределах от 2 до 11) обозначаем за x_2 , причем $x_2 = +1$ соответствует максимальному значению рН=11, а $x_2 = -1$ – минимальному рН=2(рис.2);
3. Температуру сточной воды T, K (от 293 K или 20 °С до 313 K или 40 °С) обозначаем за x_3 , причем $x_3 = +1$ соответствует верхней границе температуры ($T=313 K$), а $x_3 = -1$ – нижней ($T=293 K$) (рис. 3) .

План эксперимента, его пятикратная реализация с учетом рандомизации и первичная обработка результатов представлена в таблице 3.3.

1. $D = C_{\text{коаг по Ме}} \cdot C_{\text{исх.}}(P) = 1 \div 6, X_1 = 0,4 \cdot D - 1,4$



2. $pH = 2 \div 11, X_2 = 0,2221pH - 1,4437$



3. $t = 20 - 40 \text{ }^{\circ}\text{C}, X_3 = 0,1 \cdot t - 3$

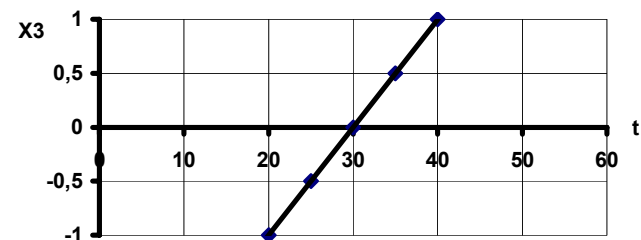


Рис.1. Перевод значений D в относительные единицы

Рис.2. Перевод значений pH в относительные единицы

Рис.3. Перевод значений t в относительные единицы

Таблица 3.3

N строки G	Циклы					z ₀	z ₁	z ₂	z ₃	z ₄	z ₅	z ₆	z ₇	Результаты, Э {%}					Обработка		Адекватность	
	k ₁	k ₂	k ₃	k ₄	k ₅									x ₀	x ₁	x ₂	x ₃	x ₁ x ₂	x ₁ x ₃	x ₂ x ₃	x ₁ x ₂ x ₃	Y _{g1}
1	4	2	3	6	8	+	-	-	-	+	+	+	-	88,76	88,69	88,57	88,63	88,92	88,714	0,0182	88,71	0,00002
2	3	3	6	2	5	+	+	-	-	-	-	+	+	68,16	68,11	68,26	68,56	68,43	68,304	0,0354	68,29	0,000196
3	8	6	2	4	1	+	-	+	-	-	+	-	+	85,43	85,56	85,74	85,69	85,94	85,672	0,0369	85,65	0,000484
4	6	1	7	1	6	+	+	+	-	+	-	-	-	71,45	71,64	71,57	71,26	71,62	71,508	0,02467	71,51	0,00000
5	5	8	1	3	4	+	-	-	+	+	-	-	+	89,53	89,8	89,75	89,9	89,84	89,764	0,02013	89,75	0,000196
6	2	5	5	7	2	+	+	-	+	-	+	-	-	59,6	59,4	59,32	59,23	59,84	59,478	0,05962	59,49	0,000144
7	1	7	4	8	7	+	-	+	+	-	-	+	-	69,26	69,3	69,15	69,38	69,16	69,25	0,0094	69,25	0
8	7	4	8	5	3	+	+	+	+	+	+	+	+	57,982	58,06	58,17	58,123	57,96	58,059	0,00803	58,07	0,000121
Σ																			590,749	0,21235		0,001161

При первичной обработке результатов экспериментов пользуемся формулами 3.4 и 3.5, а затем проверяем воспроизводимость опытов по ф. 3.7

$$G = \frac{0,05962}{0,21235} = 0,2807 < G_{кр}(5\%; \nu_1 = 4; \nu_2 = 8) = 0,3910$$

Таким образом, подтверждена воспроизводимость опытов (отсутствие в данных грубых промахов), что позволяет, в свою очередь, найти среднюю дисперсию строчных выборок (дисперсию опытов) по ф. (3.8)

$$S^2\{Y\} = \frac{0,21235}{8} = 0,0265 \quad \nu_3 = 8 \cdot (5-1) = 32 \text{ степенями свободы}$$

Оценки коэффициентов уравнения регрессии ищутся по формуле (3.11)

$$b_0 = \frac{88,714 + 68,304 + 85,672 + 71,508 + 89,764 + 59,478 + 69,25 + 58,059}{8} = 73,84$$

$$b_1 = \frac{-88,714 + 68,304 - 85,672 + 71,508 - 89,764 + 59,478 - 69,25 + 58,059}{8} = -9,51$$

$$b_2 = \frac{-88,714 - 68,304 + 85,672 + 71,508 - 89,764 - 59,478 + 69,25 + 58,059}{8} = -2,72$$

и т.д. Аналогично находим $b_3 = -4,71$; $b_{12} = 3,168$; $b_{13} = -0,0863$; $b_{23} = -2,7619$; $b_{123} = 1,61$

Проверяем значимость оценок коэффициентов по критерию Стьюдента по формуле (3.12), предварительно найдя дисперсию оценок по формуле (3.13)

$$S^2\{b_i\} = \frac{S^2\{v\}}{N \cdot m} = \frac{0,0265}{8 \cdot 5} = 0,000663; \sqrt{S^2\{b_i\}} = 0,0258$$

Тогда $t_1 = \frac{|-9,51|}{0,0258} = 369,03$; $t_2 = \frac{|-2,72|}{0,0258} = 105,64$; $t_3 = \frac{-4,71}{0,0258} = 45,03$, далее анало-

гично $t_{12}=122,97$; $t_{13}=33,49$; $t_{23}=107,21$; $t_{123}=62,34$.

Табличное значение критерия t_i (табл.П.2) $t_{кр}(5\%; \nu_3=32) = 2,046$, поэтому все найденные оценки коэффициентов признаются значимыми и должны войти в модель:

$$\tilde{Y} = 73,84 - 9,5x_1 - 2,72x_2 - 4,71x_3 + 3,17x_1x_2 - 0,86x_1x_3 - 2,76x_2x_3 + 1,6x_1x_2x_3$$

Для определения дисперсии адекватности по формуле (3.14) необходимо сначала найти числовые значения модели \tilde{Y}_g для каждой g -ой строки матрицы планирования, а затем подсчитать сумму квадратов разностей между модельным значением и средним арифметическим \tilde{Y}_g той же строки

$$S_{ад}^2 = \frac{0,001161}{8-7} = 0,001161$$

Тогда критерий Фишера по ф.(3.15) дает

$$F = \frac{0.001161}{0,0265} = 0,0438 < 1$$

что доказывает адекватность найденной модели.

Согласно формулам перевода значений из относительных координат в характеристики сточной воды это уравнение принимает следующий вид:

$$\begin{aligned} \mathcal{E} = & 105,261 - 1,855 * D - 1,224 * pH - 0,2686 * t - 0,139 * D * pH - \\ & - 0,1236 * D * t - 0,012 * pH * t + 0,014 * D * pH * t \end{aligned}$$

где D- соотношение $C_{\text{коаг по Me}} : C_{\text{исх. (P)}}$ [6-1], pH- водородный показатель [2-11], t- температура сточной воды [20-40⁰C].

Методика определения дозы реагента для дефосфатации.

В результате математического моделирования процессов дефосфатации было получено полуэмпирическое уравнение связи оптимальных параметров технологического процесса очистки сточных вод с применением минеральных реагентов в виде:

$$\mathcal{E} = 105,261 - 1,224pH - 0,268t - 0,012pHt - D(1,855 + 0,139pH + 0,1236t - 0,014pHt) \quad (3.16),$$

где Э- эффективность удаления фосфатов ($\mathcal{E} = \frac{C_{\text{исх}} - C_{\text{ост}}}{C_{\text{исх}}} \cdot 100\%$);

D - отношение $C_{\text{коаг по Me}}$ к $C_{\text{исх. (P)}}$, которое будет находиться в пределах от 6 до 1;

pH - водородный показатель (находится в пределах от 2 до 11);

t - температура сточной воды, 20-40⁰C.

Из этого уравнения необходимая для получения требуемого эффекта доза коагулянта может быть выражена следующим образом:

$$D = \frac{105,261 - 1,224pH - 0,268t - 0,012pHt - \mathcal{E}}{1,855 + 0,139pH + 0,1236t - 0,014pHt} \quad (3.17)$$

Оптимальное значение pH:

$$pH = \frac{105,261 - 1,855D - 0,2686t - 0,1236Dt - \mathcal{E}}{1,224 + 0,139D + 0,012pH - 0,014Dt} \quad (3.18)$$

Температура воды:

$$t = \frac{105,261 - 1,855D - 1,224pH - 0,139DpH - \mathcal{E}}{0,286 + 0,1236D + 0,012pH - 0,014DpH} \quad (3.19)$$

В зависимости от исходных условий приведенные формулы могут быть использованы для определения требуемых параметров технологического процесса в

зависимости от известных характеристик.

Предлагаемые формулы можно использовать для определения дозы реагента при условиях использования алюминийсодержащего коагулянта для дефосфотации хозяйственно-бытовых сточных вод городов и населенных пунктов, содержащих : взвешенных веществ от 100 мг/л до 300 мг/л; БПК - от 112 до 272 мг/л, ХПК- от 158 до 480 мг/л, фосфатов- от 1 до 16,5 мг/л при значениях температуры от 20 до 40 °С и рН от 2 до 11. Максимальная эффективность удаления фосфора- 85 %.

Пример расчета дозы алюминия для обработки хозяйственно-бытовых сточных вод с температурой $t=20^{\circ}\text{C}$ и $\text{pH}=5,7$ для достижения эффекта 85 %, приведен в параграфе 6.2.

Как показывает сравнительный анализ кинетики процессов дефосфотации модельных растворов, хозяйственно-бытовых и хозяйственно-фекальных сточных вод свиного комплекса, при использовании сульфата алюминия оптимальное соотношение коагулянта по металлу к фосфору одинаково.

В характере изменчивости зависимостей эффективности процесса от определяющих параметров наблюдаются схожие тенденции. Существующие различия в характеристиках процессов дефосфотации связаны с большим содержанием загрязнений в хозяйственно-фекальных сточных водах животноводческого комплекса, хотя природа этих загрязнений является сходной. Полученные зависимости могут быть использованы и для расчета параметров хозяйственно-фекальных сточных вод животноводческого комплекса, однако в этом случае полученные расчетные данные нуждаются в проверке. Для этого определенная расчетная доза проверяется путем выполнения пробного коагулирования и при необходимости проводится ее корректировка с учетом полученного результата.

Точка ввода реагента по результатам исследований для хозяйственно-бытовых сточных вод - перед первичными отстойниками, для хозяйственно-фекальных сточных вод свиного комплекса - после первой ступени биологической очистки перед вторичными отстойниками. Технологические схемы для глубокой очистки хозяйственно-бытовых и хозяйственно-фекальных сточных вод свиного комплекса от соединений фосфора с использованием алюминийсодержащего реагента представлены в приложениях 6 и 7.

При использовании реагента для дефосфотации сточных вод перед их биологической очисткой необходимо контролировать соотношение загрязнений. Для обеспечения оптимальных условий биологической очистки необходимо соотношение $\text{БПК}:\text{N}:\text{P}=100:5:1$, где БПК- содержание органических загрязнений по $\text{БПК}_{\text{полн.}}$, N- азот в аммонийной форме, P- фосфор в пересчете на P_2O_5 .

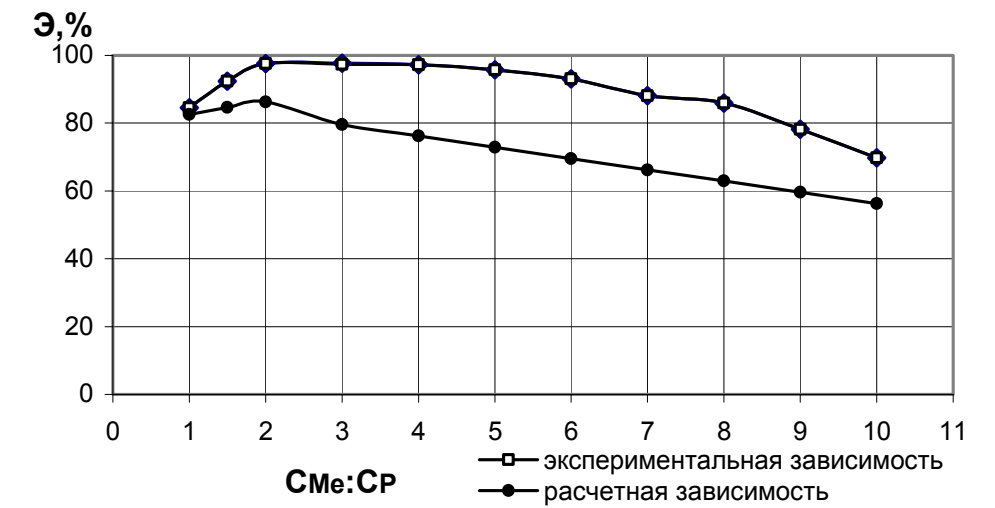
6.2. Пример расчета дозы реагента по предлагаемой методике.

Определим по полученной математической модели оптимальную дозу коагулянта для следующих параметров сточной воды: $C_{\text{исх.}}(\text{PO}_4^{3-})=6$ мг/л, требуемая эффективность очистки 85%; $\text{pH}=5,7$; температура $t=20^{\circ}\text{C}$.

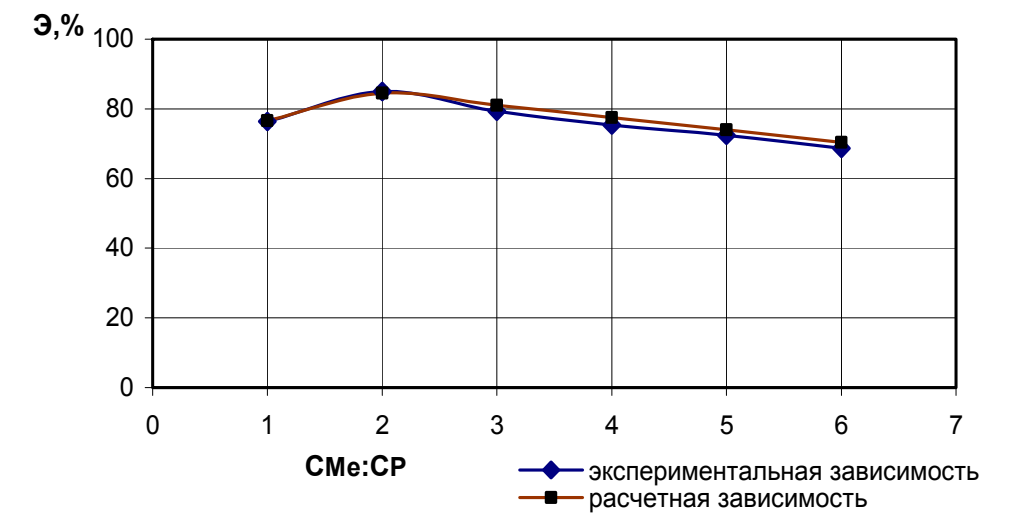
$$D = \frac{105,261 - 1,224\text{pH} - 0,268t - 0,012\text{pH}t - \text{Э}}{1,855 + 0,139\text{pH} + 0,123t - 0,014\text{pH}t} = \frac{105,261 - 1,224 \cdot 5,7 - 0,268 \cdot 20 - 0,012 \cdot 5,7 \cdot 20 - 85}{1,855 + 0,139 \cdot 5,7 + 0,1236 \cdot 20 - 0,01457 \cdot 20} = 1,854$$

Расхождение между экспериментально подобранной дозой коагулянта и рассчитанной по формуле, полученной методом ПФЭ, составляет 7,3 %.

На рисунке 6.2.1 приводятся зависимости эффекта удаления фосфора сульфатом алюминия от соотношения $Al:P$, полученные расчетным и экспериментальным путем. Эффект дефосфотации, полученный при введении расчетных доз реагента практически совпадает с фактическим значением, полученным экспериментальным путем для хозяйственно-бытовых сточных вод. Для сточных вод животноводческого комплекса сохраняются тенденции изменения характеристики процесса и оптимальная доза реагента. Фактические эффекты дефосфотации этого вида сточных вод превышают расчетные значения показателя.



а)



б)

Рис. 4. Экспериментальная и расчетная характеристика процессов дефосфотации.

(а – для сточных вод животноводческого комплекса,

б – для хозяйственно-бытовых сточных вод)

Таким образом, полученная формула может быть использована для подбора параметров процесса дефосфотации, однако для уточнения эффекта требуется пробное коагулирование.

3.4. Проверка эффективности выбранной технологии методом балансовых расчетов

Технологические схемы очистных сооружений канализации г.Вологды, МУП "Соколводоканал" и ЛОС животноводческого комплекса с расчетом баланса загрязнений до и после введения реагента представлены в приложении.

3.5. Эколого - экономическая эффективность предложенных технологий

Метод составления материальных балансов и использования соответствующих технологических расчетов является на сегодня, вероятно, наиболее ценным из имеющихся в нашем распоряжении методов определения масштаба проблемы загрязнения. Он позволяет составить полную картину по проблеме контроля загрязнения и определить эффективность и возможные последствия предлагаемых мер по охране среды.

Составление и анализ системы материальных балансов основных компонентов сырья и материалов, воды, приоритетных загрязняющих веществ, как метод мониторинга позволяет оценить не только общее фактическое воздействие на окружающую среду (контролируемое и неконтролируемое, организованное и неорганизованное, регулируемое и нерегулируемое) по производству в целом, но и дать необходимую оценку отдельным источникам воздействия на окружающую среду и отходам, системам регулирования сброса и выброса загрязняющих веществ, системам размещения и удаления отходов, а также соответствующим системам мониторинга.

Следует подчеркнуть, что различные обобщенные и детализированные балансовые схемы материальных потоков являются также одной из наиболее удобных форм организации и представления разнообразных данных о воздействии промышленного производства на окружающую среду.

Особенно эффективным является использование для описания и оценок потоков сбросов, выбросов и отходов не только *системы материальных балансов*, но и *дополнительных технологических расчетов*. Например, оценка фактических объемов образования отходов, фактических характеристик выбросов и сбросов загрязняющих веществ может быть проведена по расходу реагентов, материалов, энергоресурсов, технологическим параметрам процессов, уравнениям химических реакций. Хорошие результаты дает использование в оценках для однотипных процессов усредненных удельных показателей образования отходов, выбросов и сбросов загрязняющих веществ, неучтенных потерь сы-

рья, реагентов, материалов и т. п.

Эколого-экономическая оценка проводится на примере внедрения предлагаемых технологических и инженерных решений в технологическую схему очистных сооружений хозяйственно-бытовых сточных вод и локальных очистных сооружений свинокомплекса.

Предотвращенный экологический ущерб от загрязнения водного объекта хозяйственно-бытовыми сточными водами производится по формуле:

$$Y_{np}^e = \sum (Y_{уд} \cdot \sum M) \cdot K_3 \quad (3.16)$$

где Y_{np}^e – предотвращенный экологический ущерб, тыс. руб.,

$Y_{уд}$ – показатель удельного ущерба водным ресурсам, наносимого условной тонной приведенной массы загрязняющих веществ на конец отчетного периода, руб./усл. тонну, для Вологодской области составляет 6333,7 руб./усл. тонну,

M – приведенная масса загрязняющих веществ, не поступивших в водный источник в результате осуществления природоохранной деятельности, усл. тонн,

K_3 – коэффициент экологической ситуации и экологической значимости состояния водных объектов по бассейнам основных рек для Вологодской области (бассейн Белого и Баренцева морей) составляет 1,16.

Приведенная масса загрязняющих веществ рассчитывается по формуле:

$$M = \sum m_i \cdot k_3^i \quad (3.17)$$

где m_i – фактическая масса снимаемого загрязняющего вещества в результате осуществления водоохранного мероприятия, тонн,

k_3^i – коэффициент относительной эколого-экономической опасности загрязняющего вещества, для фосфатов равен 1.

Определим относительную опасность загрязняющих веществ по формуле:

$$A_i = 1 / ПДК_i, \text{ усл. т/т} \quad (3.18)$$

где ПДК_i – предельно-допустимая концентрация i-го вещества в водоём, используемый в рыбохозяйственных целях.

Рассчитаем относительную опасность следующих загрязняющих веществ: взвешенных веществ (ВВ), аммонийного азота (NH_4^+), ортофосфатов (PO_4^{3-}), алюминия (Al), и показателя БПК_{пол}.

Определим массу годового сброса каждой примеси (при очистке по существующей технологии и с дополнительной очисткой от биогенных элементов) по формуле:

$$M_{\Phi i} = C_i \cdot Q_i, \text{ т/год} \quad (3.19)$$

где $M_{\Phi i}$ – фактическая масса годового сброса i -й примеси, т/год;
 C_i – концентрация i -й примеси в сточной воде, г/м³;
 Q_i – расход сточных вод, м³/ч.

Определим приведённую массу годового сброса примесей по формуле:

$$M = \sum A_i \cdot M_{\Phi i}, \text{ усл. т/год} \quad (3.20)$$

Определим ущерб, наносимый водным ресурсам, по формуле:

$$Y = 400 \cdot 48 \cdot \sigma_k \cdot M, \text{ руб/год} \quad (3.21)$$

где 400 – средний удельный ущерб, руб/усл. год;
 48 – коэффициент индексации денежных средств;
 σ_k – константа, учитывающая географическое положение водохозяйственных участков.

Индекс относительной токсичности загрязняющего вещества

$$I_{0 \text{ в } i} = 1 / \text{ПДК}_{\text{в } i} \quad (3.22)$$

Относительная токсичность источника для сброса в водоем,

$$I_q = \sum C_{\text{ж } i} \cdot (1 / \text{ПДК}_{\text{в } i}) \quad (3.23)$$

Относительная токсичная масса выброса источника $m_{q, \text{ в т.ч.}}$:

- образовавшихся сбросов в водоем $m_{\text{н в}} = I_q \cdot V_{\text{ж}}, \quad (3.24)$

- обезвреженных на водоочистных сооружениях $m'_{\text{н в}} = I_q \cdot V \quad (3.25)$

- фактический сброс в водоем $m''_{\text{н в}} = I_q \cdot V_{\text{ж}}'' \quad (3.26)$

Нормируемая относительная токсичная масса сброса в водоем:

$$m_{\text{пдз}} = I_q \cdot V_{\text{пдз}} \quad (3.28)$$

Коэффициент эффективности систем водоочистки

$$\eta_{\text{II}} = m'_{\text{н в}} / m_{\text{н в}} \quad (3.29)$$

Коэффициент снижения воздействия на природную среду

$$\Pi_{\text{II}} = m_{\text{пдз}} / m''_{\text{н в}} \quad (3.30)$$

Критерий экологичности по воздействию на водоем

$$K_{\text{III}} = Q \cdot M \cdot \eta_{\text{III}} \cdot \Pi_{\text{III}} \quad (3.31)$$

Суммарный годовой ущерб от источников загрязнения водной среды,
тыс.руб. в т.ч.:

- максимальный $Y_{\max} = Ц \cdot m_{\text{нв}} / 1$

(3.32)

- фактический $Y_{\phi} = Ц \cdot m''_{\text{нв}} / 1$ (3.33)

- предотвращенный $Y_{\pi} = Ц \cdot m'_{\text{нв}} / 1$ (3.34)

- минимальный $Y_{\min} = Ц \cdot m_{\text{пдз}} / 1$

(3.35)

Коэффициент эффективности систем водоочистки:

$$\eta_{\text{III}} = Y_{\pi} / Y_{\max} \quad (3.36)$$

Коэффициент снижения воздействия на природную среду:

$$\Pi_{\text{III}} = Y_{\min} / Y_{\phi} \quad (3.37)$$

ЛИТЕРАТУРА

1. Строительные нормы и правила: СНиП 2.04.03 – 85. Канализация, наружные сети и сооружения. – Введение. 01.01.85. – М.: Госстрой СССР, 1986. – 72с.
2. Канализация: Учеб. для вузов/ С.В. Яковлев, Я.А. Карелин, А.И. Жуков и др.: – М.: Стройиздат, 1976. – 632с.
3. Примеры расчетов канализационных сооружений: Учеб. пособие для вузов/ Ласков Ю.М., Ю.В. Воронов, В.И. Калицун. – 2-е изд., перераб. И доп. – М.: Стройиздат. 1987. – 255 с.
4. Гидравлические расчеты систем водоснабжения и водоотведения: Справочник/ Под общ. Ред. А.М. Курганова. – 3-е изд., перераб. И доп. – Л.: Стройиздат. Ленинградское отд. 1986. – 440с