

Данный файл представлен исключительно в ознакомительных целях.

Уважаемый читатель!

Если вы скопируете данный файл,

Вы должны незамедлительно удалить его сразу после ознакомления с содержанием.

Копируя и сохраняя его Вы принимаете на себя всю ответственность, согласно действующему международному законодательству .

Все авторские права на данный файл сохраняются за правообладателем.

Любое коммерческое и иное использование кроме предварительного ознакомления запрещено.

Публикация данного документа не преследует никакой коммерческой выгоды. Но такие документы способствуют быстрейшему профессиональному и духовному росту читателей и являются рекламой бумажных изданий таких документов.

**В.П. Колесников, Е.В. Вильсон**

**СОВРЕМЕННОЕ РАЗВИТИЕ ТЕХНОЛОГИЧЕСКИХ  
ПРОЦЕССОВ ОЧИСТКИ СТОЧНЫХ ВОД  
В КОМБИНИРОВАННЫХ СООРУЖЕНИЯХ**

«Рекомендовать материалы, изложенные в книге для использования при проектировании и строительстве систем водоотведения поселков, городов и промышленных предприятий».

Протокол № 101 Ученого совета  
ГУП Академии коммунального хозяйства  
им. К.Д. Памфилова от 28 сентября 2004 г.

Ростов-на-Дону, 2005

УДК 628.16; 628.32

ББК 38.761.2

К60

**Колесников В.П., Вильсон Е.В.**

К60 Современное развитие технологических процессов очистки сточных вод в комбинированных сооружениях: Под редакцией Академика ЖКХ РФ В.К. Гордеева-Гаврикова. – Ростов-на Дону: «Изд-во «Юг», 2005. –212 с.

ISBN 5-88094-069-1

В книге в краткой форме рассмотрены основы биохимических процессов очистки сточных вод. Дан обзор современных приемов биодеструкции загрязняющих веществ в аэробных и анаэробных сооружениях биологической очистки. Изложены теоретические и практические аспекты работы комбинированных сооружений (КС), разработанных в Ростовском НИИ АКХ им. К.Д. Памфилова, которые позволят решить наиболее актуальные проблемы очистки сточных вод, в том числе концентрированных и высококонцентрированных. Представлены результаты исследований по глубокой очистке сточных вод от органических веществ и биогенных элементов. Приведены алгоритмы расчетов КС, примеры технологических схем с КС для очистки хозяйственно-бытовых сточных вод производительностью 5 – 100000 м<sup>3</sup>/сут, конструктивные решения по очистке производственных сточных вод. Книга снабжена хорошо продуманным иллюстративным материалом.

Предназначена для научных и инженерно-технических работников, специалистов в области водоочистки, охраны окружающей среды. Может быть использована в качестве дополнения к учебной литературе студентами и аспирантами, обучающимися по специальностям «Водоснабжение и водоотведение» и «Инженерная защита окружающей среды».

Авторы выражают искреннюю благодарность за активное содействие в написании книги академику ЖКХ РФ В.К. Гордееву-Гаврикову (раздел 7.1.; 7.3.), доктору химических наук С.В. Калюжному (раздел 3.1.; 4.3; 5.4; 5.5), доктору физико-математических наук В.А. Вавилину (раздел 6.1.; 6.2.; 6.3.), кандидату технических наук Кочетову А.Н. (раздел 11.4)

© Колесников В.П., Вильсон Е.В., 2005

© ООО «Издательство «Юг», 2005

# СОДЕРЖАНИЕ

<b>Введение.....</b>	<b>5</b>
<b>Раздел 1. Общие понятия о примесях сточных вод .....</b>	<b>9</b>
1.1. Типы сточных вод.....	9
1.2. Органические примеси сточных вод.....	13
1.3. Минеральные примеси сточных вод и растворённые газы.....	15
1.4. Биологические примеси сточных вод.....	15
<b>Раздел 2. Теоретические основы биодеструкции</b> <b>и трансформации загрязняющих веществ.....</b>	<b>17</b>
2.1. Основы биодеструкции.....	17
2.2. Классификация микроорганизмов по способу существования.....	19
2.3. Общие понятия об обмене веществ.....	21
2.4. Рост популяции в питательной статической среде.....	24
2.5. Параметры кривой роста культуры в статических условиях.....	26
2.6. Проточное культивирование микроорганизмов.....	28
<b>Раздел 3. Роль микроорганизмов в процессе трансформации</b> <b>поллютантов.....</b>	<b>30</b>
3.1. Трансформация углеводов .....	30
3.2. Трансформация органических и неорганических соединений азота.....	36
3.3. Трансформация жиров и других углеводородов .....	38
<b>Раздел 4. Общие аспекты использования микроорганизмов</b> <b>в процессе аэробной и анаэробной очистки сточных вод.....</b>	<b>40</b>
4.1. Основы процесса биодegradации поллютантов в биофильтрах.....	40
4.2. Основы процесса биодegradации поллютантов в аэротенках .....	42
4.3. Основы процесса биодegradации в анаэробных биореакторах .....	44
<b>Раздел 5. Анализ существующих сооружений биологической</b> <b>очистки.....</b>	<b>52</b>
5.1. Биологические фильтры (аэробные условия).....	52
5.2. Аэротенки.....	65
5.3. Аэротенки с переменным рабочим уровнем жидкости.....	73
5.4. Анаэробные биореакторы.....	76
5.5. Современное состояние анаэробной очистки сточных вод.....	82

<b>Раздел 6. Анализ методов удаления азота и фосфора.....</b>	<b>84</b>
6.1. Удаление соединений азота.....	84
6.2. Методы дефосфотизации .....	99
6.3. Диалоговые компьютерные программы для расчета биологических сооружений .....	103
<b>Раздел 7. Сооружения биологической очистки сточных вод РНИИ АКХ.....</b>	<b>105</b>
7.1. Устройство и принцип работы комбинированных сооружений .....	105
7.2. Теория и расчет комбинированных сооружений.....	108
7.3. Расчетные параметры комбинированных сооружений.....	114
<b>Раздел 8. Доочистка сточных вод от органических загрязнений.....</b>	<b>138</b>
<b>Раздел 9. Очистка сточных вод от соединений азота и фосфора.....</b>	<b>141</b>
9.1. Очистка сточных вод от соединений азота .....	141
9.2. Дефосфотизация биологически очищенных сточных вод.....	149
9.3. Влияние лазерного воздействия на биохимические процессы....	157
<b>Раздел 10. Обработка воздуха.....</b>	<b>161</b>
<b>Раздел 11. Рекомендации по применению КС для очистки сточных вод различных типов.....</b>	<b>165</b>
11.1. Технологические схемы очистки хозяйственно-бытовых сточных вод.....	165
11.2. Реконструкция существующих очистных сооружений.....	183
11.3. Применение КС для очистки концентрированных и высококонцентрированных сточных вод .....	185
11.4. Автоматизация технологических процессов очистки сточных вод.....	189
<b>Раздел 12. Пуск и наладка очистных сооружений.....</b>	<b>196</b>
12.1. Пуск и наладка сооружений биологической очистки .....	196
12.2. Технологический контроль в период пуска и наладки очистных сооружений .....	201
<b>Литература.....</b>	<b>203</b>
<b>Приложение 1.....</b>	<b>207</b>
<b>Приложение 2.....</b>	<b>209</b>
<b>Приложение 3.....</b>	<b>211</b>

## ВВЕДЕНИЕ

Сточные воды образуются в результате хозяйственно-бытовой и производственной деятельности человека. Они тем или иным путем попадают в воды закрытых водоемов, рек, морей и океанов, где и сосредотачивается все многообразие вредных веществ, производителем которых вольно или невольно является человек.

Утилизация и обезвреживание сточных вод составляет одну из самых важных экологических проблем настоящего времени и в этом направлении наработано множество разнообразных технологических приемов, в основе которых лежат физико-химические или биохимические процессы деградации вредных компонентов сточных вод.

Интенсивное строительство канализационных сетей началось в Европе в XIX веке, однако, централизованное отведение сточных вод привело к локальному росту загрязнения водоемов. Поэтому в Англии еще в 1861 г. был издан закон об очистке сточных вод от фекальных и гниющих веществ перед выпуском их в реки. Самые ранние разработки по детоксикации сточных вод - методы почвенной очистки, в России относятся к середине XIX в. Этот метод основан на способности самоочищения почвы. Осуществляется такая очистка на полях орошения или полях фильтрации. На сельскохозяйственных полях орошения использование сточных вод для сельского хозяйства и их очистка составляют один процесс. Однако для очистки сточных вод в естественных условиях требуется отчуждение значительных площадей плодородной земли. Степень очистки сточных вод снижается в зимнее время в силу замедления биологических процессов при низких температурах. Бытовые сточные воды содержат большое количество патогенных бактерий и яиц гельминтов, более 50% которых, попадая в почву и на овощи, сохраняют жизнеспособность длительное время. Поэтому использование сооружений естественной биологической очистки сокращается как в нашей стране, так и в ряде индустриально развитых стран зарубежья.

Биологическая очистка интенсивно протекает в искусственно созданных условиях. Этот процесс можно контролировать и регулировать, а, следовательно, интенсифицировать.

Именно возможность регулирования степени очистки привела к созданию многообразных технологических приемов, критерием эффективности которых являются достигаемая степень очистки, т.е. экологический фактор и стоимость очистки – экономический фактор. В общем случае, зная принцип метаболизма микроорганизмов, можно добиться любой степени очистки, но ограничением по организации той или иной технологии может являться ее стоимость, которая, прежде всего в период эксплуатации очистных сооружений зависит от энергозатрат и численности обслуживающего персонала.

До 70-х годов 20 века в практике строительства очистных сооружений преобладали биологические фильтры, обладающие надежным технологическим режимом работы и низкой энергоемкостью. Однако, как показала практика, наиболее стабильно они работают с эффектом окисления органических веществ 50 – 70%.

В 80-х годах 20 в. в Югославии, Болгарии изготавливались установки с биофильтрами и стабилизаторами для очистки сточных вод небольших населенных пунктов. Однако из-за недостаточного качества очистки, «вспухания» биомассы и выноса ее из зоны отстаивания, эти сооружения не получили широкого распространения. Одной из разновидностей биологических фильтров являются погружные биофильтры, состоящие из резервуаров с горизонтальными валами, на которых закрепляются различные устройства для формирования прикрепленной микрофлоры. Эти сооружения также не обеспечивают качества очистки, отвечающего современным требованиям, в том числе и по биогенным веществам. При резких повышениях нагрузок по органическим веществам и гидравлических нагрузок происходит проскок неочищенных сточных вод.

Высокое и стабильное качество очистки сточных вод могут обеспечить аэрационные сооружения, в которых сорбцию и деструкцию осуществляют микроорганизмы (активный ил) находящиеся во взвешенном состоянии в очищаемой сточной воде. Вместе с тем аэротенки, окислительные каналы, аэрируемые пруды имеют следующие недостатки: значительный расход электроэнергии (0,4 – 0,6 кВт.ч на 1 м<sup>3</sup> городских сточных вод); ненадежность работы воздуходувок, вентиляторов высокого давления, механических аэраторов в длительной эксплуатации;

ухудшение качества очистки в зимнее время из-за охлаждения обрабатываемой жидкости при аэрации холодным воздухом. В последние годы широкое распространение в мире получили многосекционные схемы с активным илом производящие одновременно очистку сточных вод от органических загрязняющих веществ и трансформацию соединений азота. Сочетание аэробных и анаэробных зон позволяет осуществлять процессы нитрификации и денитрификации. Но для большинства поселков и городов средней и северной части России эти схемы недостаточно рациональны, так как низкие температуры исходных сточных вод в холодное время года ( $12 - 17^{\circ}\text{C}$ ), которые в течение процесса имеют тенденцию к понижению (в среднем на  $2 - 5^{\circ}\text{C}$ ) оказывают неблагоприятное влияние на активность бактерий нитрификаторов. Недостаточно эффективны эти схемы также для ряда городов южной части России (гг. Ставрополь, Черкесск, Краснодар и т. д.) так как сточные воды имеют относительно низкое содержание органических веществ (БПКп колеблется в пределах  $100 - 130 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$ ) и соответственно сложно получить в достаточном количестве ЛЖК (летучих жирных кислот), необходимых для интенсификации процессов денитрификации и биологической дефосфотизации. В последнее время за рубежом возрос интерес к биореакторам периодического действия (БАЧ-реакторы), которые позволяют получить высокое качество очистки в режиме полного окисления. Однако работа сооружений непроточного типа требует дополнительных энергетических затрат на перекачку сточных вод и частых переключений систем аэрации. В  $1 \text{ м}^3$  воздуха прошедшего через аэротенк вследствие капельного уноса может содержаться до тысячи патогенных микроорганизмов. В атмосфере повышенного риска находится персонал очистных сооружений канализации. При определенных сочетаниях влаги в атмосфере, температуры воздуха и направленности ветра болезнетворная микрофлора длительное время сохраняет свою жизнедеятельность и попадает в населенные пункты (зоны санитарной охраны не являются достаточным препятствием).

В индустриально развитых странах имеются необходимые условия для эффективной работы очистных сооружений. Большинство европейских стран расположено в благоприятных климатических условиях, способствующих протеканию биохимических процессов в очистных сооружениях в оптимальном режиме. В более



сложной ситуации находится Россия, где в отдельных районах температура воздуха в холодное время года может достигать - 50°C. В системе энергоснабжения нередки перебои и аварии. Кроме того, в России к качеству очищенной воды предъявляют более высокие требования, чем в странах ЕЭС.

Рост городов приводит к новым проблемам: необходимости прокладки новых коллекторов, повышению энергозатрат на подачу сточных вод на очистные сооружения. Одним из современных методов решения задач очистки сточных вод от больших населенных пунктов, по нашему мнению, является частичная или полная децентрализация систем водоотведения. Однако в ряде случаев реализация этого метода затруднена, из-за сложности отчуждения значительных площадей под строительство громоздких очистных сооружений и невозможности выдерживать требуемые размеры санитарно-защитных зон. **Очистные сооружения будущего должны иметь минимальные размеры, быть экологически безопасными при их размещении в городской черте, а качество очищенных сточных вод должно позволять использовать их на технические нужды города.**

Недостаток чистых природных вод и высокая потребность промышленности в воде определяют необходимость продолжения работ по дальнейшему совершенствованию систем очистки.

В этих условиях разработка новых технологических решений, обеспечивающих высокое и стабильное качество очистки сточных вод, является актуальной и востребованной. В данной книге раскрыты теоретические положения, дан анализ существующих методов биологической очистки, результаты лабораторных и производственных исследований комбинированных сооружений, разработанных в Ростовском НИИ АКХ им. К.Д. Памфилова, которые по-нашему мнению отвечают современным требованиям к очистке сточных вод. В этой книге так же изложены результаты исследований по глубокой очистке сточных вод.

Разработанные комбинированные очистные сооружения обладают новизной по целому ряду технических решений, что подтверждено патентами, полученными в России, Америке и Канаде. В 1996 г. КС удостоены золотой медали Международного салона изобретений в г. Брюсселе.

## Раздел 1. ОБЩИЕ ПОНЯТИЯ О ПРИМЕСЯХ СТОЧНЫХ ВОД

### 1.1. Типы сточных вод

В общем случае термин «сточные воды» может быть использован для обозначения вод, образовавшихся в процессе хозяйственно-бытовой или производственной деятельности человека. По доминирующим группам поллютантов сточные воды делят на пять видов: хозяйственно-бытовые, производственные, сельскохозяйственные (сток с полей и сточные воды от животноводческих комплексов), шахтные и рудничные, поверхностный сток.

#### *Хозяйственно-бытовые сточные воды*

Этот тип сточных вод образуются в результате бытовой деятельности человека. Установлено, что от каждого человека в сутки поступает следующее количество загрязнений: взвешенных веществ – 65 г; органических веществ, определенных по значению БПК<sub>20</sub> – 75 г; азота аммонийного (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) – 8 г; фосфатов (P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>) – 3,3 г; хлоридов – 9 г; ПАВ – 2,5 г /17/. Для определения концентрации загрязнения в хозяйственно-бытовых сточных водах следует норму загрязнения на одного человека – а, [г/сут.] отнести к значению нормы водоотведения – q, [дм<sup>3</sup>/сут.]:

$$C = (a \cdot 1000)/q, \quad (\text{мг/дм}^3).$$

#### *Производственные сточные воды*

Производственные сточные воды образуются на промышленных предприятиях, их состав разнообразен и зависит от профиля производства. Производственные сточные воды разделяют на условно-чистые, имеющие только тепловое загрязнение и загрязненные продуктами производства. Последние можно классифицировать по характеру загрязнений, который связан с профилем предприятия, составом перерабатываемых материалов, сырья и видом выпускаемой продукции (табл. 1.1). Все многообразие сточных вод делят на три группы: содержащие минеральные примеси, органические или органоминеральные. Сточные воды, содержащие в основном минеральные примеси поступают от машиностроительных, станкостроительных предприятий, предприятий производства минеральных удобрений, производства строительных материалов.

Органические загрязнения формируются на предприятиях пищевой промышленности (мясная, молочная, рыбная, консервная, сахарная и т.д.), предприятиях кожевенного производства. Органоминеральные загрязнения сточных вод формируются на предприятиях текстильной промышленности, фармацевтической, на нефтеперерабатывающих заводах.

#### *Поверхностный сток населённых пунктов*

Этот тип стока формируется за счёт дождевых, талых и поливочных вод. К основным факторам, определяющим объём стока и состав загрязняющих веществ, относятся: интенсивность выпадения атмосферных осадков и их продолжительность, общая площадь территории водосборного бассейна, климатические условия, рельеф местности, вид покрытия. Среди загрязняющих веществ преобладают взвешенные вещества органического и минерального происхождения, нефтепродукты, биогенные вещества, тяжелые металлы (табл.1.2).

#### *Сельскохозяйственные сточные воды*

Сельскохозяйственные сточные воды подразделяются на сточные воды от животноводческих комплексов и поверхностный сток с полей. Первые содержат большое количество органических загрязнений до 10 тысяч мг/дм<sup>3</sup>. Особенность этих сточных вод - содержание азота до 1,5 г/дм<sup>3</sup> и фосфора 0,06 - 0,10 г/дм<sup>3</sup>, (в хозяйственно бытовых сточных водах содержание азота составляет 25-30 мг/дм<sup>3</sup>, а фосфора - 6-8 мг/дм<sup>3</sup>). Вторые - содержат вещества, используемые в качестве удобрений и средств защиты растений от вредителей (соединения азота, фосфора, калия, пестициды). Концентрация биогенов и пестицидов зависит от количества вносимых удобрений и пестицидов, а также от правильности складирования и хранения удобрений и пестицидов (табл.1.3; 1.4).

Условные обозначения для табл. 1.1. Предприятия: А - цветной металлургии; В - черной металлургии; С - коксохимические; D- машиностроительные; Е - нефтеперерабатывающие; F- синтетической химии; G- текстильные; H- кожевенные; I- мясоперерабатывающие; J- молочные. Значения концентраций ингредиентов, мг/дм<sup>3</sup>: 1 - единицы; 2 - десятки; 3 - сотни; 4 - тысячи; 5 - десятки тысяч; 6 - сотни тысяч; + – возможность присутствия.

Таблица 1.1

## Основные виды загрязнений производственных сточных вод

Загрязнения	Предприятия									
	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Взвеси:										
минеральные	5-6	3-4	3-4	+	2	-	-	-	-	-
органические	-	-	-	-	-	+	3	4-5	4	3
Растворенные неорганические:										
хлориды	-	0-2	3-4	-	3	1-3	2-3	4	3-4	-
сульфаты	-	2-4	-	-	2-3	3	-	3-4	-	-
фосфаты	-	-	-	-	-	-	1-3	1-2	0-2	1-2
цианиды	4	0-3	0-3	+	-	-	-	-	-	-
Медь	2	-	-	1-3	-	-	+	-	-	-
марганец	+	-	-	+	-	-	+	-	-	-
Хром	-	-	-	2-3	-	-	1	2	-	-
свинец	0-5	1	-	1	-	-	-	-	-	-
Цинк	0-4	-	-	+	-	-	-	-	-	-
Кадмий	+	-	-	0-3	-	-	-	-	-	-
Растворенные органические:										
ПАВ	-	-	-	-	-	0-2	2	0-2	-	-
фенолы	-	0-1	3-4	-	-	0-2	-	0-2	-	-
нефтепродукты	-	-	-	+	3-5	-	-	3	-	-

Таблица 1.2

**Показатели состава поверхностного стока с территории крупных городов**

Состав поверхностного стока	Содержание загрязнений в фильтрованной (не фильтров.) пробе, мг/дм <sup>3</sup>
1	2
Взвешенные вещества	(750)
БПКп	25 (60)
Азот общий	3,8
Азот органический	1,2
Фосфор общий	1,0
Фосфор органический	0,45
Нефтепродукты	15
Хлориды	75 (90)
Сульфаты	110
СПАВ	0,5
Медь	0,15 (0,23)
Свинец	0,2 (0,5)
Цинк	1,2 (3,0)
Железо	3,0
Никель	0,09 (0,14)

Таблица 1.3

**Химический состав сточных вод животноводческих комплексов**

Состав сточных вод	Содержание загрязнений, мг/дм <sup>3</sup>	
	свиноводческие (10 тыс. гол.)	крупный рогатый скот (10 тыс. гол.)
Взвешенные вещества	12400	8600
Азот общий	1000	1300
Полифосфаты	400	300
Сульфаты	400	400
Кальций	200	300

Таблица 1.4

**Вынос азота, фосфора, пестицидов с сельскохозяйственных угодий**

Физико-географическая зона	Азот, кг/га	Фосфор, кг/га	Пестициды, кг/га
Степная: орошаемые земли	2,2 - 22,5	0,17 - 1,1	0,145
неорошаемые земли	2,0	0,03	-
Смешанные леса: орошаемые земли	-	-	0,035
неорошаемые земли	3,98	0,09	-

### *Шахтные и рудничные воды*

Шахтные и рудничные воды образуются в процессе добычи и переработке полезных ископаемых. Они часто имеют высокую минерализацию, кислую реакцию среды, большое количество рудничных элементов, находящихся в растворённой и взвешенной формах (табл.1.5).

Для определения состава сточных вод требуется проведение большого количества разнообразных анализов - химических, физико-химических, санитарно-бактериологических. Основными задачами, решаемыми на основе анализов, являются: оценка санитарно-токсикологического состояния воды; определение пригодности воды для конкретного вида потребления, степени и характера загрязнённости воды, способа очистки воды, а также определение методов управления процессами очистки воды и контроль работы сооружений; оценка эффективности работы отдельных сооружений и технологической схемы очистки в целом; контроль состояния водоема.

Таблица 1.5

#### **Содержание химических элементов в некоторых рудничных водах (мг/дм<sup>3</sup>)**

Месторождение	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Cd	Pb	Zn
Сульфидное (Запад Алтай)	15	30	0,3	0,05	16	0,5	0,2	125
Золоторуд. (ЮАР)	4	3	3,5	15,9	5,4	0,05	0,29	26

### **1.2. Органические примеси сточных вод**

Органическое вещество бытовых сточных вод представлено в основном мочевиной, белками, жирами, углеводами и продуктами их разложения, различными органическими кислотами, синтетическими поверхностно активными веществами (СПАВ). Отличительной особенностью бытовых сточных вод является относительное постоянство их состава, так как от каждого жителя в систему водоотведения поступает в среднем определенное количество загрязняющих веществ (г/сут.), которое может быть определено по СНиП 2.04.03-85.

Производственные сточные воды могут быть загрязнены специфическими органическими веществами, зависящими от вида

производства, например нефтью и нефтепродуктами, фенолами, лигнином, различными органическими кислотами, СПАВ. Наибольшее количество СПАВ находится в сточных водах текстильной, кожевенной и нефтяной промышленности.

Содержание в воде органических примесей, которые могут быть окислены микроорганизмами в процессе их метаболизма, определяют как биохимическую окисляемость. При этом часть использованных органических веществ расходуется на энергетические нужды микроорганизмов, а другая часть на синтез клеточного вещества. Часть поллютантов, расходуемая на энергетические потребности, окисляется микроорганизмами до конечных продуктов разложения, состав которых зависит от вида окисляемого компонента, окислительно-восстановительных и кислотно-щелочных условий среды, в общем виде:  $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2\text{O}$ ,  $\text{NH}_4^+$  ( $\text{NH}_3$ ),  $\text{SO}_4^{2-}$ , ( $\text{H}_2\text{S}$ ),  $\text{HPO}_4^{2-}$  (в скобках указаны соединения, редуцируемые микроорганизмами в анаэробных условиях). Продукты окисления - метаболиты выводятся из клетки во внешнюю среду. Для осуществления метаболизма многие микроорганизмы в качестве акцептора электронов и протонов используют кислород. Количество кислорода, необходимого микроорганизмам на весь цикл реакций получения энергии и синтеза носит название БПК - биологическая потребность в кислороде. БПК определяют аналитически, по разнице концентрации кислорода в исходной, анализируемой пробе воды и после процесса метаболизма микроорганизмов, через 5 или 20 суток (в последнем случае значение БПК называют полным). Определение БПК считают правильным, если к концу инкубации в склянке остается от 3 до 5 мг  $\text{O}_2/\text{дм}^3$ . Растворимость кислорода в воде при атмосферном давлении определяется температурой, при 20°C в дистиллированной воде растворяется 9,17 мг  $\text{O}_2/\text{дм}^3$ . Следовательно, максимальное значение БПК, определяемое при этой температуре составит 6,17 мг  $\text{O}_2/\text{дм}^3$ . Если органических веществ в анализируемой пробе находится много, и микроорганизмам требуется большее количество кислорода для окисления органики, прибегают к методу разбавления исходной пробы. Суть метода заключается в том, что на одну часть исследуемой воды берут несколько частей разбавляющей воды, смесь до предела насыщают кислородом, разливают в инкубационные склянки и выдерживают в термостате при 20 °С. При рас-

чете БПК степень разведения учитывают и указывают в виде отношения, например запись разбавления 1: 100 означает, что на 1 часть исследуемой воды пошло 99 частей разбавляющей воды. Если определенное значение БПК при разбавлении 60 раз составит  $4 \text{ мгО}_2/\text{дм}^3$  то, следовательно, БПК исследуемой воды составляет  $240 \text{ мгО}_2/\text{дм}^3$ .

### **1.3. Минеральные примеси сточных вод и растворённые газы**

В сточных водах неорганическую часть загрязнений составляют соли, присущие водопроводной воде и образующиеся в процессе обменных реакций в организме человека, в частности фосфаты и аммонийные соли. В производственных сточных водах в высоких концентрациях могут находиться специфические минеральные вещества: олово, медь, свинец, цинк, кадмий, различные кислоты и пр. Минеральные загрязнения, в основной состав которых входят взвешенные вещества, представлены песком и глинистыми частицами, попадающими в бытовые воды при мытье овощей и фруктов, уборки помещений и т.д. Характер и количество минеральных поллютантов производственных сточных вод определяется видом деятельности предприятия. Это могут быть минеральные вещества аналогичные для хозяйственно-бытовых сточных вод или специфические - окалина, цементная пыль и пр.

Наличие растворенных газов в сточных водах свидетельствует о биохимических процессах в них. Растворенный кислород свидетельствует о довольно высокой степени очистки, присутствие ионов аммония (или аммиака), соединений серы - о протекающем процессе аммонификации белков, причем в аэробных условиях сера присутствует в виде сульфат-иона, а в анаэробных условиях сера восстанавливается до сероводорода или сульфид-иона, появление метана может быть обусловлено процессом метаногенеза, протекающем в анаэробных условиях.

### **1.4. Биологические примеси сточных вод**

Микрофлора бытовых сточных вод представлена в основном микроорганизмами, выделяемыми из кишечника человека, смываемыми с тела и окружающих предметов. С физиологическими выделениями человека поступает несколько триллионов микробов в сутки. Среди них кишечные палочки, лак-



тобациллы, энтерококки, грибы, простейшие, яйца гельминтов. В производственных сточных водах могут содержаться специфические биологические загрязнения - дрожжи, грибы, актиномицеты (фармацевтические, пищевые и др. производства). Инфекционные болезни, вызываемые патогенными бактериями, вирусами, простейшим или паразитарными агентами, попадающими в водоемы вместе с неочищенной или недостаточно очищенной сточной водой, представляют собой типичный и наиболее распространенный вредный фактор для здоровья, связанный с питьевой водой. Если в населенном пункте есть больные с активно протекающими заболеваниями или носители болезни, то фекальное загрязнение водоисточника приводит к появлению болезнетворных микроорганизмов в воде. Использование такой воды перорально (в качестве питьевой) или контакт с ней при мытье или купании и даже вдыхание водяных паров могут вызвать инфекцию. К болезнетворным микроорганизмам относятся: *Salmonella* spp., *Shigella* spp., патогенные *Escherichia Coli*, *Vibrio cholerae*, *Uersinia enterolitika*, *Salmonella tichi* и др. С целью определения эпидемиологической опасности или безопасности для человека природных и очищенных сточных вод осуществляют санитарно-бактериологический анализ воды. Многие патогенные микроорганизмы можно определить с помощью соответствующих методов, однако, гораздо проще и эффективнее проводить тестирование на наличие бактерий, которые являются индикаторами присутствия фекального загрязнения или недостаточной очистки и обеззараживания воды. Бактерии-индикаторы должны удовлетворять следующим требованиям: присутствовать в больших количествах в фекалиях людей и теплокровных животных; быстро обнаруживаться с помощью простых методов; не должны развиваться в природной воде; степень очистки и методы удаления индикаторов должны быть аналогичны показателям для патогенов водного происхождения. До недавнего времени санитарно-бактериологическая оценка качества воды была основана на определении двух показателей - общего микробного числа (ОМЧ) и числа бактерий группы *Coli*. Первый показатель дает представление об общей обсемененности воды аэробными сапрофитами, по второму показателю оценивают возможное присутствие в воде патогенных микроорганизмов. Результаты анализа воды

выражают в виде коли индекса - числа бактерий в одном литре воды или коли-титра - наименьшего объема воды (см<sup>3</sup>), содержащего одну кишечную палочку. Коли-титр = 1000/ коли-индекс. На сегодняшний день количество микроорганизмов-индикаторов расширено, к основным организм-индикаторам относят: *Escherichia Coli*, термотолерантные и другие колиформные бактерии, фекальные стрептококки, споры сульфатредуцирующих клостридий и колифаги.

## **Раздел 2. ТЕОРЕТИЧЕСКИЕ ОСНОВЫ БИОДЕСТРУКЦИИ И ТРАНСФОРМАЦИИ ЗАГРЯЗНЯЮЩИХ ВЕЩЕСТВ**

### **2.1. Основы биодеструкции**

Среди используемых методов очистки производственных и бытовых сточных вод, биологическая очистка является наиболее экономически выгодной, а иногда и единственно возможной. В основе технологии биологической очистки лежит использование активного ила или биопленки, представляющих собой скопление живых и мертвых микроорганизмов, они являются действующим началом, первопричиной деструктивных биохимических процессов. Общий признак микроорганизмов - малая величина, их размеры изменяются от долей микрометра до нескольких микрометров. В одном грамме бактериальной массы содержится  $10^{12}$  бактериальных клеток. Однако, несмотря на малые размеры, они имеют большой удельный вес в живой природе. Они выделяют до 95% всего диоксида углерода, который образуется в природе. Микроорганизмы находятся повсеместно в почве, воде, воздухе. Основным местом обитания является почва и вода, а также тела растений, животных, человека. Они густо населяют пищеварительный тракт, слизистые оболочки. Первое научное описание микроорганизмов предложено Антоном Левенгуком (1632-1723), в 1683 году им было обнаружено третье царство живой природы, которое в последствии получило название протистов. К царству протистов относят организмы, в отличие от животных и растений морфологически слабо дифференцированные, большинство из них одноклеточные. На основании особенностей организации клеток протисты разделяют на две группы - высшие и низшие. К низшим протистам относят бактерий и сине-зеленые

водоросли. По форме бактерии делятся на шаровидные – кокки, палочковидные или цилиндрические (бактерии, бациллы) и извитые (вибрионы и спириллы). Встречаются подвижные и неподвижные формы бактерий. Передвижение осуществляется с помощью жгутиков. По характеру расположения жгутиков относительно клетки, их делят на монотрихи – один жгутик на полюсе клетки, лофотрихи – пучок жгутиков на полюсе и перетрихи – жгутики располагаются по всей поверхности клетки.

Микробная клетка содержит до 80-85% воды и 15-20% сухого остатка, представляющего собой смесь органических и минеральных соединений. Соотношение химических соединений разнообразно и зависит от вида микроорганизма и его возраста. Часть воды находится в клетке в свободном состоянии, часть в связанном и входит в состав молекул белков, жиров, углеводов. Свободная вода служит растворителем органических и минеральных веществ. Все питательные вещества поступают в клетку только с водой, продукты обмена веществ (метаболизма) также выводятся из организма с водой. Количество белков зависит от возраста клетки, в среднем белки составляют 50-80% сухого вещества клетки. Белки – это высокомолекулярные полимерные соединения, мономером которых служат аминокислоты. Аминокислоты способны к полимеризации. К белкам относятся полипептиды с длиной цепи более 50 аминокислот. Функции белков: – строительная, белки участвуют в образовании всех клеточных мембран и органоидов клетки, а также внеклеточных структур (экзоферментов); каталитическая роль, – все ферменты (вещества, ускоряющие самопроизвольные химические превращения) являются веществами белковой природы; двигательная функция, эту функцию выполняют специфические сократительные белки, участвующие во всех видах движения (биения жгутиков); транспортная функция белков заключается в присоединении химических элементов или биологически активных веществ и переносе их через мембрану к различным тканям и органам клетки; энергетическая функция, белки являются для клетки поставщиком энергии, при полном расщеплении одного грамма белка выделяется 17,6 кДж энергии. Содержание углеводов в клетке до 5% сухого вещества. Функции углеводов: – строительная, энергетическая; углеводы являются структурным компонентом мембран, углеводы – основной источник энергии в клетке. В процессе окисления одного грамма

углеводов освобождается 17,6 кДж энергии; углеводы это основные запасные питательные вещества, то есть резерв пищи и энергии. Липиды составляют 3-7% сухого вещества клетки, это жиры, масла, воска – нерастворимые в воде органические вещества, которые можно извлечь из клеток органическими растворителями (эфиром, хлороформом, бензолом). Компонентами липидов являются жирные кислоты.

В клетке выполняют строительную функцию - входят в состав мембран; энергетическая функция жиров заключается в том, что при полном расщеплении одного грамма освобождается 38,9 кДж. Минеральные соли составляют 2-14% сухого вещества клетки. Большая часть неорганических веществ находится в либо в ионном состоянии, либо в виде нерастворимых солей. Среди первых большое значение имеют калий, натрий, кальций. В клетке поддерживается слабощелочная среда в результате наличия некоторой буферной емкости, обеспечиваемой главным образом анионами фосфорной кислоты и ее кислыми солями. В состав клетки входят также микроэлементы: молибден, кобальт, никель, марганец и т. д.

## **2.2. Классификация микроорганизмов по способу существования**

Бактерии, как во время роста, так и в состоянии покоя постоянно нуждаются в питательных веществах, которые они трансформируют в процессе метаболизма и получают строительные компоненты для синтеза своего клеточного вещества и энергию для осуществления процессов синтеза клеточного вещества, движения, возможного свечения и т.д. Для растущей клетки энергии требуется много, она расходуется на синтез биомассы, на воспроизводство белков ДНК и клеточных стенок, и другие энергозависимые процессы. Для взрослой клетки потребность в энергии в 7 раз меньше. Энергия в основном затрачивается на обновление белка ДНК и других составляющих клетки. В состоянии анабиоза также осуществляется обмен веществ, хоть и очень медленно. В этом состоянии клетки энергия требуется в основном для вывода продуктов распада и синтеза белков ДНК. Микроорганизмы могут использовать энергию только химических реакций (окислительно-восстановительные реакции) и электромагнитную (свет определенной длины волны), остальные виды энергии не доступны. В зависимости от вида

используемой энергии бактерии делят на две большие группы, соответственно хемотрофы и фототрофы. Доминирующее значение в технологии биодеструкции загрязняющих веществ сточных вод имеют в основном хемотрофы, поэтому в дальнейшем будет рассмотрена классификация именно этих организмов. Хемотрофы в зависимости от природы окисляемого вещества делят на две большие группы: литотрофы – используют энергию при окислении неорганических веществ (т.е. донором протонов, электронов являются неорганические вещества); органотрофы - получают энергию при окислении органических веществ (донором протонов, электронов являются органические вещества). В зависимости от вида углерода, требуемого для процесса синтеза клеточного вещества хемотрофы делятся на гетеротрофы – микроорганизмы, синтезирующие свое клеточное вещество из углерода, входящего в состав органических соединений; автотрофы – синтезируют клеточное вещество из углерода, используя  $CO_2$ . Если микроорганизмы используют мертвое органическое вещество, то их называют сапрофитами, если используют органическое вещество, входящее в состав клеток хозяина, то их называют паразитами (патогенные, т.е. болезнетворные). Если акцептором протонов (электронов) является свободный кислород, растворенный в воде, хемотрофы называются аэробами, если в качестве акцептора протонов, электронов действует связанный кислород (входит в состав химических соединений, например нитратов, сульфатов) или органическое вещество – продукт неполной биодеструкции субстрата (питательных исходных веществ, метаболитов), хемотрофы являются анаэробами. Способ существования прокариот определяется с учетом указанных особенностей и представлен в табл.2.1 /18/.

Таблица 2.1

**Способ существования прокариот**

Источник энергии	Донор электронов (восстановитель)	Источник углерода	Способ существования	Представители
Окислительно-Восстановительные реакции	Неорганические вещества ( $H_2$ ; $H_2S$ ; $NH_3$ ; $Fe^{2+}$ )	$CO_2$	Хемолитоавтотрофия	Нитрификаторы, тионовые, водородные, железобактерии
		С - органический	Хемолитогетеротрофия	Метанобразующие, водородные бактерии
	Органические вещества (белки, углеводы и т.д.)	$CO_2$	Хемоорганавтотрофия	Факультативные метилотрофы
		С - органический	Хемоорганогетеротрофия	Большинство прокариот

### 2.3. Общие понятия об обмене веществ

Все микроорганизмы получают энергию и питательные вещества в результате обмена веществ (метаболизма). Метаболизм - это последовательность различных превращений, которым подвергаются вещества внутри клетки. Из внешней среды клетка поглощает питательные вещества всей поверхностью. Питательные вещества при этом обязательно должны находиться в растворенном виде и размеры молекул питательных веществ должны быть значительно меньше самой клетки, ионы и небольшого размера молекулы беспрепятственно поступают в клетку. Макромолекулы иногда имеют размер больше, чем сама клетка и для поступления в клетку они должны подвергаться расщеплению, гидролизу, это самопроизвольный процесс. Однако если вещество является трудно растворимым, то процесс гидролиза может быть длительным. Ускорение процесса достигается с помощью катализатора. Клетка синтезирует эти катализаторы - экзоферменты и они поступают во внешнюю среду. Схематично действие ферментов показано на рис. 2.1.

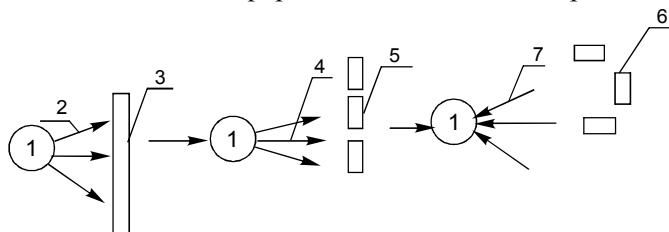
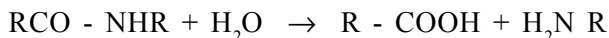


Рис.2.1. Схема действия экзоферментов:

1 – бактериальная клетка; 2 – фермент целлюлаза, катализирующий гидролиз целлюлозы – 3 в целлобиозу 5; 4 – экзофермент целлобиаза, катализирующий гидролиз целлобиозы в глюкозу 6, поступающую в клетку под действием механизма пассивного переноса или транспортируемая экзоферментом трансферазой – 7

Гидролиз белка под действием экзоферментов до органических кислот и аминокислот можно представить следующим образом:



В бактериальных клетках продукты ферментативного гидролиза подвергаются превращениям через ряд последовательных ферментативных реакций. Эти реакции внутриклеточной трансформации веществ получили название путей обмена или

метаболических путей. В целях упрощения метаболические пути делят на две ветви – энергетическая (деструкция субстрата) и синтетическая (конструирование клеточного вещества). Процессы деструкции идут с выделением энергии, а процессы синтеза – с ее потреблением. В клетке питательные вещества расщепляются на небольшие фрагменты, этот процесс называется деструкция, распад или катаболизм, затем они превращаются в ряд органических кислот и фосфорных эфиров – это промежуточный обмен, амфиболизм. Эти два этапа идут с выделением энергии. Из полученных в процессе амфиболизма разнообразных низкомолекулярных соединений синтезируются структурные основные компоненты, называемые строительными блоками клетки, это аминокислоты, фосфаты сахаров, органические кислоты и прочие метаболиты. Из этих строительных блоков формируются полимерные макромолекулы – нуклеиновые кислоты, белки, запасные вещества, компоненты клеточной стенки и т. д., то есть те молекулы, которые и составляют вещество клетки, этап синтеза идет с потреблением энергии и называется анаболизмом.

Все процессы трансформации метаболитов внутри клетки катализируются внутриклеточными ферментами – эндоферментами.

Название «ферменты» происходит от латинского «fermentum» – закваска. Ферменты представляют собой белки. Катализируемая ферментом реакция начинается со связывания метаболита, (т.е. субстрата) с ферментным белком. В связывании и последующей передаче отдельных фрагментов субстрата – метильных групп, аминогрупп, водорода и т.п. – участвуют наряду с ферментами некоторые низкомолекулярные органические соединения, так называемые коферменты и простетические группы. Вещества, которые на белке присоединяют фрагмент субстрата, а затем отделяются, чтобы передать этот фрагмент на другом ферментном белке второму соединению, называются коферментами (переносчиками). Низкомолекулярные соединения прочно связанные с ферментом и не отделяющиеся от него во время присоединения и передачи фрагментов субстрата, называются простетическими группами ферментов. Ферменты обладают специфическими (относительно неорганических катализаторов) свойствами: - ускоряют химические реакции, действуя в десятки и

сотни тысяч раз быстрее, чем неорганические катализаторы. Например, константа скорости разложения пероксида водорода ( $\text{H}_2\text{O}_2$ ) катализируемая ионами двухвалентного железа, равна 56, константа скорости этой же реакции катализируемой ферментом составляет  $3,5 \cdot 10^7$ ; константа скорости разложения мочевины под действием кислоты составляет  $7,6 \cdot 10^{-6}$ , а константа скорости ферментативного разложения –  $5 \cdot 10^7$ . Действие ферментов связано с интенсивным понижением энергии активации. Так при разложении пероксида водорода ионами железа энергия активации составляет 46 кДж/моль, а при ферментативном разложении – 7 кДж/моль; – химическое превращение метаболита на ферменте происходит при обычной температуре. Таким образом, ферменты обеспечивают протекание тех реакций, которые без них могли бы происходить только при очень высоких температурах, невозможных для живых организмов. Например, химическое окисление азота аммиака до свободного азота протекает при температуре 600 – 700 °С; – ферменты характеризуются определенной субстратной специфичностью (взаимодействуют только с одним метаболитом и продуктом его превращения) и определенной специфичностью действия (катализируют лишь одно из многих различных превращений, которым может подвергаться данный метаболит). Распознавание субстрата ферментом происходит в процессе связывания. Связывание осуществляется в совершенно определенном участке молекулы фермента, так называемом каталитическом центре. Стерические свойства субстрата (конфигурация) и распределение зарядов в его молекуле служат теми признаками, по которым субстрат распознаётся ферментом.

Субстрат и фермент подходят друг к другу как ключ к замку (рис 2.2.) /18/.

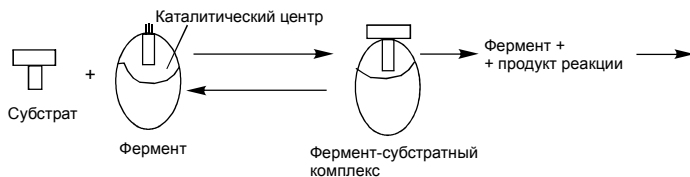


Рис. 2.2. Связывание субстрата ферментом (гипотеза «ключа и замка»)

Крайне важным свойством некоторых ферментов является изменчивость их каталитической активности, способная подчиняться регуляции. Эта регуляция – одно из возможных объяснений полной согласованности всех метаболических пре-



вращений. Такие ферменты распознают не только субстратный метаболит (при помощи каталитического центра), но и (при помощи другого центра) конечный продукт данного пути биосинтеза. У этих ферментов имеется второй центр связывания - регуляторный центр. Каталитическая активность фермента регулируется эффекторами. Повышается – положительными эффекторами, понижается – отрицательными. К положительным – можно отнести метаболиты, с которыми вступают во взаимодействие конечные продукты данной реакции, к отрицательным – конечные продукты ферментативного превращения. Таким образом, концентрация метаболитов, действующих как эффекторы, определяет активность ферментов, а тем самым и скорость превращений. Эффекторы по своей сути не имеют ничего общего с субстратами ферментов. Они стерически отличны от субстратов. Поэтому говорят об аллостерических эффекторах, и центр, ответственный за регуляцию, называют аллостерическим центром фермента (рис.2.3.) /18/.



Рис. 2.3. Связывание эффектора аллостерическим ферментом

#### 2.4. Рост популяции в питательной статической среде

Рост микроорганизмов в статической среде выражается кинетическими кривыми роста (рис.2.4) /11/. В общем случае наблюдают популяцию – не отдельный вид, а сообщество микроорганизмов.

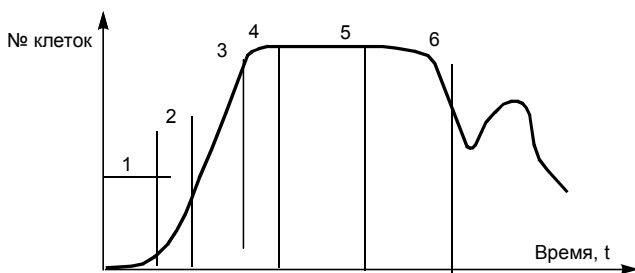


Рис.2.4. Кинетическая кривая роста микроорганизмов в статической среде

1.– Начальная фаза (лаг-фаза) охватывает промежуток времени между инокуляцией и достижением максимальной скорости роста. Продолжительность этой фазы зависит от того, насколько пригодна питательная среда для данной популяции микроорганизмов, а также от возраста инокулята. 2.– Экспоненциальная фаза роста – характеризуется достаточностью питательных веществ в среде и малой концентрацией продуктов метаболизма. Эта фаза характеризуется постоянной максимальной скоростью деления клеток. 3. – Логарифмическая фаза роста, в замкнутой системе экспоненциальная фаза не может развиваться неограниченно, и она переходит в фазу линейного роста или логарифмическую фазу, характеризующуюся линейным – равномерным во времени ростом культуры. В логарифмической фазе происходит постепенное накопление продуктов метаболизма (шлаков). 4. Фаза линейного роста сменяется непродолжительным периодом, в течение которого скорость роста культуры снижается. Это фаза замедления роста, в этой фазе сказывается влияние накопления шлаков, которые ингибируют рост клеток. 5. – Стационарная фаза, рост культуры переходит в продолжительную устойчивую, так называемую стационарную фазу. Субстрат постепенно истощается, продукты метаболизма накапливаются, что еще больше усиливает ингибирование роста клеток и количество вновь появившихся клеток становится равным количеству отмирающих. В период этой фазы начинается лизис клеток (лизис - это ферментативный гидролиз отмирающих клеток). 6. – фаза полного лизиса. Если система полностью истощается по субстрату или накопление шлаков становится значительным и лимитирующим рост клеток, то рост прекращается и начинает преобладать процесс отмирания, сопровождающийся, как правило, полным лизисом. Эту фазу называют фазой отмирания. При лизисе клеток в системе появляется некоторое количество питательных веществ и более устойчивые организмы их используют, поэтому даже в фазе отмирания бактериальной культуры возможен некоторый рост клеток, что возможно, так как экзоферменты погибших клеток, являясь химическими веществами, продолжают свое действие (в некоторой зарубежной литературе этот эффект получил название посмертной активности клеток), далее накопление продуктов метаболизма окончательно подавляет рост клеток и наступает полный лизис.

## 2.5. Параметры кривой роста культуры в статических условиях

Технологов при выборе схемы очистки сточных вод, прежде всего, интересуют 4 показателя; – Скорость роста микроорганизмов, т.е. увеличение (удвоение) клеток за определенный промежуток времени,  $\mu$  (1/т); – Прирост биомассы или экономический коэффициент (количество биомассы полученной с одного грамма субстрата) –  $y$ , (г биомассы/г субстрата); – Скорость окисления (биodeградации) субстрата –  $p$ , (мг субстрата /г ила в час); – Продолжительность индукционного периода или продолжительность лаг-фазы /12/.

Рассмотрим подробнее каждый показатель.

### *Скорость роста микроорганизмов*

На основании экспериментальных данных установлено, что изменение числа клеток  $N$  во времени связано с исходным количеством этих клеток, –  $dN/dt = \mu N$ ,

где:  $\mu$ - коэффициент пропорциональности, названный удельной скоростью роста микроорганизмов,  $\mu = dN/Ndt$ , если вместо числа

клеток использовать величину концентрации биомассы (биомасса по сухому веществу, в г на один литр бактериальной культуры), то можно записать  $\mu = \frac{x_1 - x_0}{x_1(t_1 - t_0)}$ ,  $1/t$ ,  $x_0$  и  $x_1$  – концентрация микроорганизмов в начале эксперимента и в конце соответственно, г/дм<sup>3</sup>;  $t_0$  и  $t_1$  – время начала и окончания эксперимента.

Величина обратная удельной скорости роста, носит название возраста биомассы –  $\theta$ ,  $\theta = 1/\mu$  и имеет размерность времени, например сут., час и т.д.

Скорость роста микроорганизмов в реальных условиях практически не бывает максимальной, зависит от концентрации лимитирующего субстрата в системе и сродства субстрата микроорганизму, определяется согласно уравнению Моно:

$$\mu = \frac{\mu_{\max} S_1}{S_1 + K_S} , 1/t,$$

где:  $\mu_{\max}$  – максимальная скорость роста микроорганизмов,  $1/t_1$ ;  $S_1$  – концентрация субстрата в ферментере (аппарате для культивирования микроорганизмов), мг/дм<sup>3</sup>;  $K_s$  – константа сродства к субстрату, принимается равной концентрации субстрата, при которой скорость роста  $\mu=0,5\mu_{\max}$  (определяется экспериментально или по данным справочной литературы).

Поскольку на процесс и скорость роста бактериальных клеток оказывают влияние и условия внешней среды: температура, рН, концентрация растворенного кислорода и т.д., уравнение Моно дополняется коэффициентами, учитывающими влияние абиотических факторов и определяемыми экспериментальным путем или по литературным данным.

*Экономический коэффициент выхода биомассы по субстрату*  
 Экономический коэффициент, «у» определяет какое количество биомассы образовалось при снижении концентрации субстрата (по БПК) от начальной величины до конечной:

$$y = \frac{\Delta x}{\Delta S} = (x_1 - x_0)/(S_0 - S_1), \text{ г/г}$$

выражается в г биомассы отнесенных к г окисленного субстрата, г/г.

#### *Скорость потребления субстрата*

Скорость потребления субстрата  $\rho$  - это изменение концентрации субстрата в единицу времени, отнесенное к концентрации биомассы:

$$\rho = \frac{S_0 - S_1}{x_1 \Delta t} = \frac{\Delta S}{x_1 \Delta t} = \frac{\Delta x}{y x_1 \Delta t} = \frac{\mu}{y}, \text{ г/г}\cdot\text{ч}$$

#### *Продолжительность индукционного периода*

Лаг-фаза позволяет судить о свойствах микроорганизмов (скорости синтеза новых ферментов и пр.), или о пригодности данной питательной среды данному сообществу (или виду) микроорганизмов. Определяется как промежуток между моментом времени, в который популяция достигает определенной плотности  $N$  и моментом времени в который она могла бы достигнуть той же плотности, если бы сразу после внесения культуры в питательную среду начался бы экспоненциальный или логарифмический рост культуры.

## 2.6. Проточное культивирование микроорганизмов

В стационарных условиях, как было отмечено, рост бактериальных клеток со временем понижается в результате его подавления продуктами обмена веществ и истощением питательного субстрата, поэтому этот метод не рационально применять в практике водоочистки. Его используют в предварительных лабораторных исследованиях для определения скорости окисления субстрата в разных фазах роста популяции, что позволит подобрать оптимальный режим очистки сточных вод. В практике водоочистки применяется проточное культивирование микроорганизмов, при котором постоянно вводят в сооружение субстрат и постоянно отводят продукты метаболизма. В общем случае проточное культивирование может осуществляться в процессе полного вытеснения (биореакторы – вытеснители) и в процессе полного смешения (биореакторы – смесители или хемостаты).

Идеальный вытеснитель – это биореактор, в который субстрат и бактериальную массу подают сосредоточенно в начало сооружения. При очистке сточных вод субстратом для микроорганизмов служат исходные сточные воды, совокупность микроорганизмов, формирующих бактериальную массу, в данном случае принято называть активным илом. В вытеснителе происходит распределение активного ила в объеме сточных вод, образуется иловая смесь, которая отводится также централизованно в конце сооружения. Движение иловой смеси вдоль сооружения осуществляется за счет вытеснения предыдущих порций иловой смеси вновь поступившей. В вытеснителях концентрация питательных веществ снижается по длине сооружения, в результате потребления их бактериальными клетками, при этом концентрация биомассы повышается за счет прироста бактериальных клеток. Скорость потребления субстрата (скорость окисления загрязняющих веществ) также изменяется – она понижается по длине сооружения, так как в его начале преобладают вещества, легко окисляемые бактериями, по мере движения иловой смеси вдоль сооружения доминирующей компонентой загрязняющих веществ становятся трудноокисляемые органические вещества. Характер изменения концентрации субстрата, бактериальной массы и скорости окисления в биореакторе-вытеснителе представлен на рис.2.5.

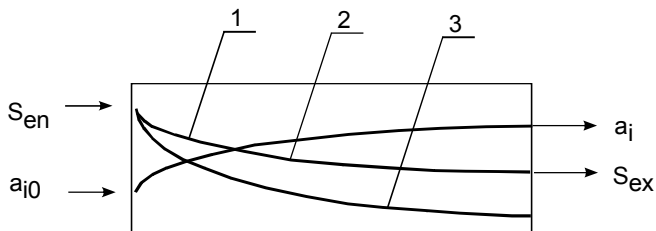


Рис. 2.5. Характер изменения концентрации субстрата  $S$  (кривая 1), концентрации активного ила  $a$  (кривая 2), скорости окисления субстрата  $\rho$  (кривая 3)

В хемостате – реакторе идеального смешения ввод и выпуск субстрата и бактериальной массы производится равномерно по длине сооружения. Полное смешение в них сточных вод с активным илом обеспечивает выравнивание концентраций активного ила и скорости процесса биохимического окисления во всем объеме сооружения. Характер изменения параметров процесса биоокисления приведен на рис.2.6.

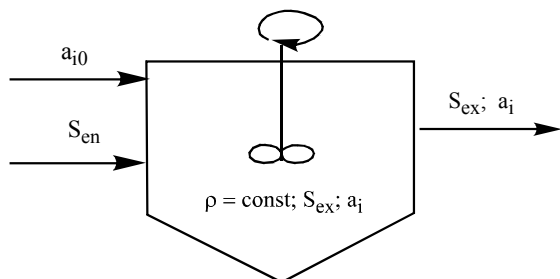


Рис. 2.6. Характер изменения параметров биоокисления в реакторе смесителя

Расход воды  $Q$  ( $\text{м}^3/\text{сут}$ ), отнесенный к объему биореактора  $V$  ( $\text{м}^3$ ) называют скоростью разбавления или коэффициентом разбавления  $D$ :  $D = Q/V$ ,  $(1/t)$ . Если бы активный ил не возвращали в биореактор, после выхода иловой смеси из него, то величина обратная скорости разбавления представляла бы собой возраст ила –  $\Theta$ ,  $(t)$ .

Скорость разбавления  $D$  определяет снижение концентрации ила в биореакторе за счет его удаления, т. е.  $-da_i/dt = D a_i$ , увеличение концентрации ила во времени за счет его прироста определяется скоростью его роста:  $da_i/dt = \mu a_i$ . Для сохранения концентрации биомассы в сооружении на одном уровне необходимо выполнять условие равенства количества ила, удаленного из

сооружения количеству ила прирастающего,  $D = \mu$ . Если  $D > \mu$  происходит вынос биомассы, если  $D < \mu$ , происходит накопление биомассы, причем количество прирастающей биомассы :  
 $da_i/dt = (\mu - D)a_i \mu$ . В установившихся условиях ( $\mu = D$ ), задаваясь скоростью протока биомассы, можно определить концентрацию субстрата (концентрацию остаточных загрязнений) в биореакторе:

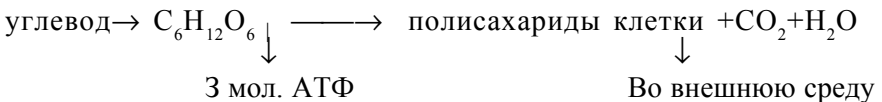
$$D = \frac{S_1 \mu_{\max}}{K_s + S_1} \Rightarrow S_1 = \frac{DK_s}{\mu_{\max} - D}, t^{-1}$$

В процессе эксплуатации очистных сооружений необходимый возраст ила поддерживают в результате удаления не всей биомассы, а только ее избыточной части.

### **Раздел 3. РОЛЬ МИКРООРГАНИЗМОВ В ПРОЦЕССЕ ТРАНСФОРМАЦИИ ПОЛЛЮТАНТОВ**

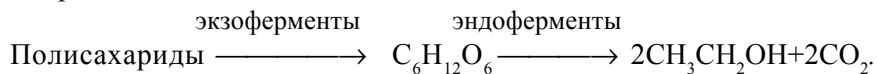
#### **3.1. Трансформация углеводов**

Углеводы являются энергетическим и питательным субстратом для микроорганизмов и в аэробных и в анаэробных условиях. В аэробных условиях сложные углеводы (полисахариды) вне клетки подвергаются гидролизу, этот процесс катализируется специфическими экзоферментами. В процессе гидролиза полисахариды расщепляются до глюкозы, которая под действием ферментов - трансфераз (или в результате пассивной диффузии) поступает в клетку, где подвергается дальнейшему окислению, в результате этого процесса выделяется энергия и запасается в форме АТФ [21]. Продуктами окисления являются углекислый газ и вода, которые выводятся из клетки во внешнюю среду. Кроме этого бактериальная клетка использует молекулы глюкозы в качестве «строительных блоков» молекул полисахаридов клетки. Процесс биодegradации углеводов в аэробных условиях можно представить в виде схемы:



К брожению (биоокисление углеводов в анаэробных условиях) в строгом смысле слова относят те процессы получения энергии, при которых отщепляемый от субстрата водо-

род, в конечном счете, переносится на органические акцепторы. Кислород в процессах брожения не участвует, по словам Пастера, брожение это жизнь без кислорода. Сбраживанию подвергаются в основном углеводы, но многие бактерии способны сбраживать различные органические кислоты, аминокислоты и др. Гидролиз полисахаридов до моносахаров осуществляется вне клетки, катализируемый экзоферментами, моносахара в клетке подвергаются трансформации, биохимические реакции ускоряются под действием эндоферментов. Брожение осуществляется микроорганизмами в анаэробных условиях, при этом биодegradация углеводов происходит не до продуктов полного биокисления – углекислого газа и воды (как в аэробных условиях), а до органических соединений, которые и выделяются во внешнюю среду, накапливаясь в ней. Причем каждый вид микроорганизмов, согласно своему ферментативному составу, окисляет углеводы до конкретных органических веществ. В зависимости от преобладающих или особенно характерных выделяемых продуктов различают: спиртовое, молочнокислое, пропионовокислое, муравьинокислое, маслянокислое и уксуснокислое брожения, а также брожение, приводящее к образованию метана. Например, в результате окисления углеводов дрожжами образуется спирт, поэтому этот вид брожения получил название спиртового:



Спиртовое брожение осуществляется в кислой среде (pH ≈ 6), дрожжи устойчивы при высокой концентрации сахара (около 76 %), но концентрация спирта должна быть не более 17%. Спиртовое брожение имеет место при очистке высококонцентрированных сточных вод (сточные воды сахарных заводов, дрожжевых, гидролизных, и т.д.). При окислении глюкозы, лактозы, яблочной кислоты пропионовокислыми бактериями образуется пропионовая кислота.

При маслянокислом брожении конечный продукт биодegradации углеводов - масляная кислота. Бактерии, осуществляющие этот вид брожения, обитают в сточных водах, водоемах, навозе, почве. Возбудители маслянокислого брожения – строгие анаэробы. Маслянокислое брожение подразделяют на истинно мас-



лянокислое, ацетонобутиловое, брожение пектиновых веществ. Маслянокислое брожение осуществляется по уравнению: полисахариды  $\rightarrow 4\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6 \rightarrow 3\text{CH}_3\text{CH}_2\text{CH}_2\text{COOH} + \text{CH}_3\text{COOH} + 8\text{CO}_2 + 8\text{H}_2\text{O}$ .

При истинно маслянокислом брожении кроме масляной кислоты образуется уксусная, при значении pH менее 5,5 вместо уксусной кислоты образуются бутиловый спирт и ацетон.

Пектиновые вещества (межклеточные, содержатся в любом растительном материале, не растворимые в воде, способные к набуханию) сбраживаются по уравнению:

Пектин  $\rightarrow$  моносахара  $\rightarrow \text{CH}_3\text{CH}_2\text{CH}_2\text{COOH} + \text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O}$ .

Метановое брожение, осуществляют метанобразующие бактерии, облигатные анаэробы. Этот вид брожения открыт в 1776 г. Вольтой. Метанобразующие бактерии обитают в осадках, образующихся в процессе очистки сточных вод. Биогаз, выделяющейся в процессе анаэробного брожения, представляет собой смесь 50 – 80 % метана, 20 – 50 % углекислого газа, незначительных количеств сероводорода, азота, кислорода, водорода, аммиака и закиси углерода. Не имея доступа ни к кислороду, ни к другим предпочтительным в энергетическом отношении акцепторам электронов (нитрат, сульфат, сера и др.), микроорганизмы вынуждены использовать для этой цели углерод ОВ, что, и приводит в конечном итоге к наиболее сильно восстановленному из существующих в природе углеродных соединений – метану. В то же время другая часть углерода органических соединений выступает в качестве донора электронов, окисляясь до углекислого газа (второго основного компонента биогаза) /8/. В качестве источника углерода метанобразующие микроорганизмы используют уксусную кислоту, а также  $\text{H}_2$ , разлагать сложные органические соединения они не могут, то есть метановое брожение является заключительным этапом предшествующих видов брожения: сначала другие бродящие организмы сбраживают углеводы до жирных кислот, спиртов,  $\text{CO}_2$  и молекулярного водорода (эта фаза брожения осуществляется при  $\text{pH} < 6$ , ее называют фазой кислого брожения), а уже затем эти продукты брожения перерабатываются метанобразующими бактериями. Метановое брожение осуществляется при  $\text{pH} > 7$  и называется щелочной фазой. Таким образом, деградация органических веществ при метаногенезе осуществляется как много-

ступенчатый процесс, в котором углеродные связи постепенно разрушаются под действием различных групп микроорганизмов.

Согласно современным воззрениям, анаэробное превращение практически любого сложного органического вещества в биогаз проходит через пять последовательных стадий (Batstone et al., 2002): – стадия дезинтеграции, когда сложные клеточные образования распадаются на отдельные биополимеры – белки, липиды, полисахариды и др.; – стадия гидролиза; стадия ферментации; – ацетогенная стадия (продолжительность генерации данной стадии – 5-12 часов); – метаногенная стадия, которая ведет к конечному продукту деградации сложных ОБ – метану (продолжительность генерации метанобразующей – щелочной стадии брожения 7-10 суток).

*Стадия гидролиза* представляет собой расщепление сложных биополимерных молекул (белков, липидов, полисахаридов и др.) на более простые олиго- и мономеры: аминокислоты, углеводы, жирные кислоты и др. Гидролиз осуществляется экзогенными ферментами, выделяемыми в межклеточную среду различными гидролитическими микроорганизмами. Действие этих ферментов приводит к образованию относительно простых продуктов, которые эффективно используются самими гидролитиками и другими группами бактерий на последующих стадиях метаногенеза /8/. Фаза гидролиза при метановом брожении тесно связана с фазой ферментации (кислотогенной), причем гидролитические бактерии осуществляют обе фазы, и их иногда объединяют с ферментативными бактериями /15/.

*На стадии ферментации* образовавшиеся мономеры сбраживаются до еще более простых веществ – низкомолекулярных кислот и спиртов, при этом образуются также углекислота и водород. Ферментативные бактерии, так называемые бактерии-бройдильщики, представляют собой сложную смесь многих видов микроорганизмов, большая часть которых является строгими анаэробами и лучше всего функционирует в диапазоне pH 4,0 – 6,5 /13/. Доминирующими формами являются анаэробные бактерии родов *Bacteroides*, *Clostridium*, *Butyrivibrio*, *Eubacterium*, *Bifidobacterium*, *Lactobacillus* и некоторые другие /4/. Основной особенностью бройдильщиков является способность использовать те же субстраты, что и гидролитики, то есть продукты гидролиза полимерных соединений и поступающие со стоком мономеры, но в более низких концентрациях.

В общем же этап, определяемый деятельностью ферментативных бактерий, рассматриваемый применительно к периодическому процессу, сопровождается резким уменьшением содержания углеводов в среде, снижением величины рН среды, возрастанием общего содержания летучих жирных кислот (ЛЖК). Качественный и количественный состав продуктов брожения на этой стадии может сильно меняться в зависимости от вида стока, температуры, рН, Eh и других условий. Так, например, при резком увеличении подачи субстрата в реакторе могут образовываться избыточные количества ЛЖК и водорода, снижая значения рН и Eh. Накопление ЛЖК и спиртов крайне нежелательно, так как их разложение может являться лимитирующей ступенью процесса /8/. Ферментативные бактерии наряду с белками, углеводами, жирами метаболизируют фенольные, азот- и серосодержащие соединения /8/.

На ацетогенной стадии образуются основные непосредственные предшественники метана: ацетат, водород, углекислота. Разложение продуктов кислотогенной стадии осуществляют облигатные протон-восстанавливающие или облигатно-синтрофные бактерии, как правило, нуждающиеся в водородиспользующих партнерах. Соответствующие реакции для этих бактерий приведены в табл. 3.1. В настоящее время описано несколько облигатных протон-восстанавливающих бактерий, использующих жирные кислоты (Boone and Bryant 1980; McInerney et al, 1979).

Таблица 3.1.

**Анаэробное окисление восстановленных веществ облигатными протон-восстанавливающими бактериями и изменение свободной энергии Гиббса**

Типы реакций	$\Delta G_0'$ кДж/моль
Без $H_2$ –использующих метаногенов	
$CH_3CH_2CH_2COO^- + 2H_2O \rightarrow 2CH_3COO^- + H^+ + 2H_2$	+48.1
$CH_3CH_2COO^- + 3H_2O \rightarrow CH_3COO^- + H^+ + 3H_2 + HCO_3^-$	+76.1
$C_7H_6O_2^- + 7H_2O \rightarrow 3CH_3COO^- + HCO_3^- + 3H_2$	+54.0
С $H_2$ –использующими метаногенами	
$CH_3CH_2CH_2COO^- + HCO_3^- + H_2O \rightarrow 4CH_3COO^- + CH_4 + H^+$	-39.4
$CH_3CH_2COO^- + 3H_2O \rightarrow 4CH_3COO^- + 3CH_4 + H^+ + HCO_3^-$	-102.4
$4C_7H_6O_2 + 19H_2O \rightarrow 12CH_3COO^- + 3CH_4 + HCO_3^- + 13H^+$	-190.8

Сложный процесс распада ОВ в анаэробных условиях завершают метанообразующие археи или метаногены. Их рассматривают как особую ветвь эволюции организмов и ранее называли археобактериями (Balch et al., 1979). Они являются облигатными анаэробами и окислительно-восстановительный потенциал среды их роста составляет - 330 мВ и ниже (Pavuter & Hungate, 1968). Среди метанообразующих организмов встречаются психрофильные, мезофильные и термофильные виды. Для метаногенов наиболее благоприятными условиями является рН 6.6-7.6, а также постоянство температуры и давления, отсутствие света.

Метаногены могут использовать в качестве источников энергии и углерода ограниченное количество субстратов - всего восемь: углекислый газ в сумме с водородом, формиат, закись углерода, метанол, ацетат, моно-, ди- и триметиламины (табл. 3.2). В таблице 3.2 приводятся основные реакции образования метана и изменения свободной энергии Гиббса. Очевидно, что именно вследствие малого значения  $\Delta G_0$  наблюдается относительно медленный рост метаногенов на данном субстрате. Среди них наиболее важным является ацетат, из которого при разложении сложных ОВ образуется более 70% метана. За ацетатом следует углекислота + водород, формиат, метанол, метиламины, метилкарболамин, окись углерода /8, 20/.

Так как метаногенные археи 90-95% используемого углерода превращают в метан, то лишь 5-10% углерода идет на рост биомассы. Благодаря указанной особенности до 80-90% ОВ, разлагающегося в процессе развития метаногенного консорциума, превращаются в газ.

По типу используемых субстратов все виды метанообразующих организмов могут быть условно разделены на 3 подгруппы /4/. Организмы первой подгруппы используют  $H_2 + CO_2$ , к ним относится большинство метановых архей, некоторые из них способны также использовать формиат. Вторая подгруппа представлена метаногенами, использующими ацетат. Осуществлять реакцию 3 (табл. 3.2) способны представители только двух родов *Methanosarcina* и *Methanosaeta* (ранее *Methanothrix*), причем для последних ацетат является единственным субстратом роста, к которому они обладают очень высоким сродством. Биомасса бактерий рода *Methanosarcina* удва-

ивается за 20-30 ч, рода *Methanosaeta*- за 200-300 ч. В настоящее время описано три вида метаносае: два мезофильных *M. soehngeni* (Huser et al., 1980) и *M. concilii* (Patel, 1984), и один термофильный *M. thermoacetophila* (Ножевникова и Чудина, 1984). Метаносае являются определяющей группой метаногенов при очистке жидких отходов, они способны использовать ацетат в очень низких концентрациях и тем самым обеспечивают глубокую очистку стока. К третьей подгруппе могут быть отнесены метаносарцины, способные утилизировать все известные к настоящему времени метаногенные субстраты, за исключением формиата. Наиболее предпочтительным субстратом для них является метанол, наименее - ацетат, сродство к которому у них на порядок ниже, чем у метаносае.

Таблица 3.2.

**Основные реакции образования метана и изменение свободной энергии.**

Основные реакции образования метана и изменение свободной энергии	$\Delta G_0'$ кДж/моль	№
$4H_2 + CO_2 \rightarrow CH_4 + H_2O$	-130,4	1
$4CHCOO^- + 4H^+ \rightarrow CH_4 + 2H_2O + 3CO_2$	-119	2
$CH_3COO^- + H \rightarrow CH_4 + CO_2$	-32,5	3
$4CH_3OH \rightarrow 3CH_4 + CO_2 + 2H_2O$	-103	4
$4CH_3NH_3^+ + 2H_2O \rightarrow 3CH_4 + CO_2 + 2NH_4^+$	-74	5
$2(CH_3)_2NH_3^+ + 2H_2O \rightarrow 3CH_4 + CO_2 + 2NH_4^+$	-74	6
$4(CH_3)_3NH_3^+ + 6H_2O \rightarrow 9CH_4 + 3CO_2 + 4NH_4^+$	-74	7
$4CO_2 + 2H_2O \rightarrow CH_4 + 3CO_2$	-185,5	8

**3.2. Трансформация органических и неорганических соединений азота**

К органическим соединениям азота относят белки, аминокислоты, мочевины. В сточных водах белки содержатся в значительных концентрациях. Белки разлагаются хемооргано-гетеротрофами и служат для этих микроорганизмов источником азота и углерода для биосинтеза клеточного вещества, а также источником энергии. Расщепление белков может происходить в аэробных и в анаэробных условиях. Разложение белков начинается вне клетки, с гидролиза белка (продукт гидролиза – пептон).

Процесс гидролиза ускоряется под действием экзоферментов. Пептон проникает в клетку, где окисляется до фрагментов аминокислот (используемых клеткой в качестве «строительных блоков»), до аммиака, углекислого газа и воды, внутриклеточные процессы катализируются эндоферментами. Биоразложение аминокислот до аммиака, выводимого во внешнюю, среду называется аммонификацией (полезно помнить, что при значении рН менее 9 в воде преобладает азот в форме аммония). Таким образом, при разложении белков в системе наблюдается повышение концентрации азота аммонийного. Азот аммонийный накапливается так же в очищаемой воде в результате разложения микроорганизмами мочевины:  $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$  (продукта разложения белка в организме человека и животных)  $\text{CO}(\text{NH}_2)_2 \rightarrow \text{NH}_4^+$ . Азот аммонийный, в свою очередь является субстратным компонентом для аэробных микроорганизмов - хемолитоавтотрофов, которые в качестве донора протонов используют азот аммонийных солей. Процесс трансформации азота аммонийного – нитрификация, осуществляется микроорганизмами нитрификаторами - *Nitrosomonas* и *Nitrobacter*, первые трансформируют азот аммонийный в азот нитритный:  $\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NO}_2^-$ ; а вторые в процессе своего метаболизма переводят азот нитритов в азот нитратов:  $\text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO}_3^-$ . Для осуществления процесса нитрификации необходимы следующие условия: наличие азота аммонийного; наличие растворенного кислорода (желательно не менее 2 мг/дм<sup>3</sup>); наличие  $\text{CO}_2$ . Нитрификация осуществляется после процесса аммонификации, который приводит к накоплению в системе углекислого газа. Оптимальные условия для нитрификации: значение рН в интервале 7,5 – 8,5; температуры в интервале - 20-25 °С; нагрузка на ил в системе по органическому веществу не должна превышать 0,05-0,2 кг БПКп/кг ила (при первом значении протекает полная нитрификация, при втором частичная).

Азот нитратов в процессе своего метаболизма используют факультативные анаэробы хемоорганогетеротрофы - денитрификаторы. Процесс трансформации азота нитратов в газообразные формы азота называется денитрификацией. Денитрификация осуществляется согласно уравнению реакции:

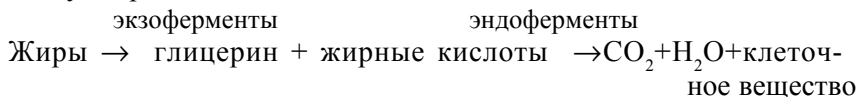
$$\text{NO}_3^- \rightarrow \text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO} \rightarrow \text{N}_2\text{O} \rightarrow \text{N}_2$$

Денитрификаторы в качестве доноров электронов, протонов используют органические вещества, а в качестве акцепторов связанный кислород, то есть кислород, входящий в состав нитра-

тов, при этом кислород связывается водородом с образованием воды, а азот переходит в газообразные формы и перераспределяется между водой и атмосферой в соответствии с парциальным давлением азота в воздухе. Осуществление процесса денитрификации возможно только при дефиците кислорода, так как денитрификаторы, являясь факультативными анаэробами, в присутствии достаточного количества растворенного кислорода, используют его в качестве акцептора протонов, то есть переключаются на дыхание. Для осуществления процесса денитрификации необходимы следующие условия: концентрация кислорода не более 2 мг/дм<sup>3</sup>; в системе должны присутствовать нитраты; наличие легко разлагаемой органики.

### 3.3. Трансформация жиров и других углеводов

Гидролиз жиров протекает в аэробных условиях до глицерина и жирных кислот, осуществляется вне клетки и ускоряется под действием специфических экзоферментов. Микроорганизмы используют жиры в качестве углеродного и энергетического субстрата.



В аэробных условиях окисление жиров микроорганизмами возможно на 98%. В анаэробных условиях кроме CO<sub>2</sub> и H<sub>2</sub>O во внешнюю среду поступают перегнойные кислоты. Кроме бактерий жиры активно разлагаются актиномоцетами и плесневыми грибами. Микроорганизмы окисляют и такие сложные вещества как парафин, каучук, нефтепродукты и пр. Биодеструкции нефтепродукты подвергаются в аэробных условиях, разложение идет до CO<sub>2</sub> и H<sub>2</sub>O, также в среде накапливаются органические кислоты – продукты неполного разложения - валерьяновая, уксусная, лимонная и пр. Синтетические углеводороды очень трудно поддаются биодеструкции и накапливаются, загрязняя окружающую среду.

Рост продуцентов и их биологическая активность во многом определяется факторами среды. Роль основных факторов и методы управления ими приведены в табл.3.3.

Таблица 3.3

**Основные факторы среды, определяющие интенсивность  
метаболизма микроорганизмов**

Фактор	Роль при культивировании	Методы управления фактором
Состав и концентрация питательных веществ	Обеспечивают метаболизм химических реакций	Составление оптимальной композиции; непрерывность процесса, многостадийность с учетом потребности продуцента по фазам
Концентрации продуктов и ингибиторов	Замедление биохимических процессов	Вывод продукта метаболизма. Разбавление с целью снижения концентрации ингибитора и др.
pH	Оптимизирует скорость биохимических реакций	Регулирование путем добавления кислоты или щелочи
Температура	Оптимизирует скорость биохимических реакций	Охлаждение или подогрев субстратов
Осмотическое давление или активность среды	Определяет границы жизни	Составление сред с оптимальной концентрацией питательных веществ, поддержание на постоянном уровне путем разбавления или концентрацией среды
Содержание растворенного кислорода	Для аэробов - обеспечивает метаболизм, является акцептором протонов, ингибирует развитие анаэробов	Регулируют интенсивность аэрации, анаэробные процессы реализуют в бескислородной среде, что достигается продувкой углекислого газа или добавкой восстановителей
Содержание диоксида углерода	Источник углерода для автотрофов, гетеротрофы некоторые нуждаются, а некоторые замедляют метаболизм в присутствии диоксида углерода	Продувание газовой средой, обогащенной диоксидом углерода, выделению способствует перемешивание
Перемешивание среды	Равномерное распределение питательных веществ	Механическое перемешивание, барботаж, циркуляция, аэрация
Вязкость среды	Определяет дифференциацию питательных веществ и перемешивание клеток продуцента	Регулируется состав питательных веществ и концентрация биомассы. Вязкость влияет на перемешивание и аэрацию



## **Раздел 4. ОБЩИЕ АСПЕКТЫ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ МИКРООРГАНИЗМОВ В ПРОЦЕССЕ АЭРОБНОЙ И АНАЭРОБНОЙ ОЧИСТКИ СТОЧНЫХ ВОД**

### **4.1. Основы процесса биодegradации поллютантов в биофильтрах**

На сегодняшний день существуют различные сооружения, в которых осуществляется биодegradация и трансформация органических и минеральных веществ в аэробных или анаэробных условиях. По способу контакта очищаемой воды и колоний микроорганизмов различают сооружения с иммобилизованной (прикрепленной) микрофлорой и свободноплавающей. В настоящее время известно много модификаций, совмещающих в одном сооружении оба механизма. Базовыми вариантами современных сооружений являются классические биофильтры, аэротенки и анаэробные биореакторы.

Аэробная биодеструкция органических загрязняющих веществ в биофильтрах осуществляется путем фильтрования сточных вод через загрузочный материал, на нем постепенно адсорбируются органические вещества (поллютанты) и микроорганизмы находящиеся в сточной воде. Образуется так называемый биоорганоминеральный комплекс, в технологии биоочистки получивший название - биопленка. Один кг биомассы имеет поверхность около 4000 м<sup>2</sup>. Иммобилизованные (прикрепленные) микроорганизмы адсорбируют субстрат (питательные вещества) из сточной воды, омывающей загрузочный материал. В процессе обмена веществ они с помощью экзоферментов ускоряют процесс гидролиза сложных веществ до более простых, молекулы которых имеют размеры меньшие, чем размеры бактерий. Продукты гидролиза диффундируют в клетку, где под действием эндоферментов происходит их дальнейшее окисление с целью получения энергии и более простых соединений, используемых в качестве строительных блоков клеточного вещества. Состав продуктов окисления зависят от состава субстрата и видового разнообразия бактерий, образующих биопленку, обязательно присутствуют углекислый газ и вода, в различном количестве могут присутствовать сульфаты, фосфаты, азот аммонийный и нитратный, а также продукты неполного разло-

жения - различные органические кислоты /21/. Продукты метаболизма, не использованные в качестве строительного материала, поступают в очищаемую воду. В процессе метаболизма микроорганизмов толщина биоорганоминерального комплекса увеличивается. Часть микроорганизмов биопленки с течением времени отмирает и утрачивает адсорбционные свойства. Отмершие микроорганизмы, а также живые, вымываемые потоком жидкости из тела биофильтра, при превышении критической толщины биопленки - 3 - 7 мм, выносятся вместе с очищаемой водой из загрузки. При толщине пленки более 2-3 мм, в биофильтре существуют аэробные и анаэробные зоны (рис. 4.1.).

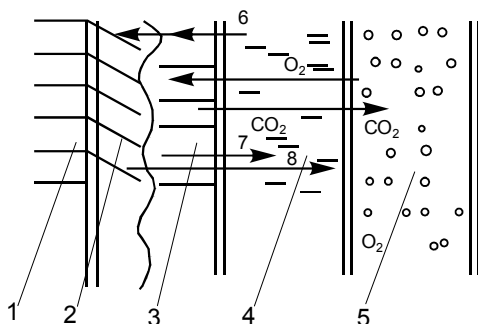


Рис. 4.1. Схема биодеструкции загрязняющих веществ биопленкой:  
 1 – загрузка; 2 – анаэробный слой биопленки; 3 – аэробный слой биопленки; 4 – сточная жидкость; 5 – воздушный слой; 6 – загрязняющие вещества (субстрат); 7– продукты метаболизма микроорганизмов аэробного слоя; 8 – продукты метаболизма микроорганизмов анаэробного слоя биопленки

Видовой состав бактериальной биопленки включает бактерии, актиномицеты и простейшие. Грибы, черви, низшие ракообразные присутствуют в незначительном количестве. Структура биопленки изменяется в зависимости от её толщины, (которая в свою очередь определяется и лимитируется гидравлической нагрузкой на биофильтр и составом сточных вод), а также от высоты биофильтров. Влияние толщины биопленки и высоты биофильтра на видовое многообразие микроорганизмов связано, во-первых, с процессом диффузии кислорода, а во-вторых, с тем, что по высоте биофильтра меняется концентрация органического субстрата. Как правило, в верхних слоях био-

фильтра (по сравнению с нижними), нагрузка по органическому углероду выше и кислород в основном расходуется на окисление органических загрязняющих веществ. В нижних слоях биофильтра нагрузка на биопленку по органическим веществам снижается, в системе накапливается углекислый газ и азот аммонийный – продукты окисления азотсодержащей органики. Таким образом, обеспечиваются оптимальные условия для процесса нитрификации. При толщине биопленки более 2-3 мм, в ее глубине наблюдается образование анаэробных зон. При наличии в обрабатываемой воде нитратов – энергетического субстрата для денитрификаторов, создаются благоприятные условия для процесса денитрификации.

#### **4.2. Основы процесса биодegradации поллютантов в аэротенках**

В аэротенках совокупность микроорганизмов - активный ил, находится во взвешенном состоянии в объеме очищаемой сточной жидкости. В процессе очистки в основном принимают участие бактерии, актиномицеты и простейшие, водоросли и насекомые, как правило, не встречаются, а грибы, и низшие ракообразные присутствуют в незначительном количестве. Ведущая роль в процессах деструкции органических веществ сточных вод принадлежит бактериям. Повышенные дозы ила в аэротенке по сравнению с естественным приростом приводит к тому, что бактериальные клетки активного ила испытывают, как правило, голодание, что в свою очередь способствует более полному усвоению поступающих питательных веществ. По данным Л.И. Гюнтер потребление загрязнений активным илом соответствует формуле:

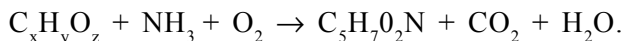
$$p = 795 \mu + 20,2 \text{ мг БПК}_5 \text{ г/ч.}$$

Если скорость роста равна нулю, то потребление загрязнений соответствует основному обмену веществ (поддержание жизненных функций), чем выше удельная скорость роста, чем больше прирост ила, тем интенсивнее деструкция органических загрязняющих веществ /2/. Однако, при повышении дозы ила выше критической, условия его существования резко ухудшаются: снижается количество питательных веществ, ухудшаются условия массопередачи питательных веществ и кислорода, накапливаются продукты метаболизма, прирост ила все более сокращает-

ся, увеличивается время пребывания ила в системе – ил стареет, в нем растет число мертвых клеток, он теряет активность.

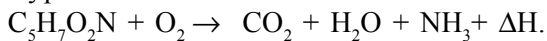
В проточных системах, работающих на естественном приросте биомассы, снижение прироста будет идти до тех пор, пока удельная скорость роста культуры не станет равной скорости притока питательной среды, так осуществляется саморегуляция системы. В аэротенке, саморегуляция также имеет место, она проявляется в изменении ферментативной активности клеток. В процессе очистки сточных вод протекающем в аэротенке можно условно выделить четыре фазы. Первая фаза - фаза адсорбции органических загрязняющих веществ на поверхности хлопков активного ила. Эта фаза является наименее продолжительной и длится около 30 минут. Вторая фаза – фаза биодеградация легкоокисляемых органических соединений, например углеводов, на этой фазе микроорганизмы получают достаточное количество энергии, используемой в последствии в реакциях биосинтеза клеточного материала. Процесс биоокисления органических веществ в период второй фазы может быть схематично представлен уравнением:  $C_xH_yO_z + O_2 \rightarrow CO_2 + H_2O + \Delta H$

( $\Delta H$  - выражение энергии, выделяемой в процессе окисления органических веществ). Продолжительность второй фазы составляет ориентировочно 1 час. В период второй фазы нитрификация, как правило, не наблюдается. На третьей фазе происходит биодеградация трудно окисляемой органики (белки, жиры и пр.). На этой стадии протекает активно биосинтез клеточного вещества, приводящий к увеличению общего количества биомассы (в технологии водоочистки этот процесс называют также процессом прироста активного ила). Вновь синтезируемое вещество определяется эмпирической формулой  $C_5H_7O_2N$ . Процесс биосинтеза схематично можно описать следующим уравнением:



Количество органического субстрата, переходящего в новые клетки составляет около 65 %. Эта фаза является продолжительной и в зависимости от степени биоокисляемости органических загрязняющих веществ может продолжаться от 3 до 20 часов. Во время протекания этой фазы активно развивается и процесс нитрификации. Четвертая фаза – завершающая, фаза эндогенного дыхания ила. Эту фазу называют также фазой са-

моокисления клеточного вещества ила. Она наступает через 20 часов аэрации активного ила и заканчивается через 2-3 суток. Схематично процесс эндогенного дыхания можно выразить следующим уравнением:



Разделение процессов, протекающих в аэротенке, на фазы носит достаточно условный характер, однако на их основе создаются различные системы и схемы очистки. Реализация первых двух фаз характерна для неполной биологической очистки (БПКп очищенной воды составляет 15 – 20 мг O<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>). Первые три фазы позволяют осуществить полную биологическую очистку (БПКп очищенной воды составляет 5 мг O<sub>2</sub>/ дм<sup>3</sup>). Все четыре фазы характерны для продленной аэрации с полным окислением загрязняющих веществ и частичным самоокислением клеточного вещества активного ила.

#### **4.3. Основы процесса биодegradации в анаэробных биореакторах**

Очистка сточных вод в анаэробных биореакторах осуществляется специфическим сообществом микроорганизмов – анаэробным илом. До недавнего времени целесообразным являлось использование метанового брожения только для обработки осадков сточных вод, так как длительность процесса (несколько суток) предполагала наличие значительных объемов реакторов. В 80-х годах 20 в. были проведены многочисленные исследования и показано, что при определенных условиях в биореакторах возможно формирование гранулированного ила, и процесс биодеструкции таким илом обеспечивается в течение нескольких часов (6-14), что позволяет использовать этот метод для очистки сточных вод (Lettinga et al., 1980; Hulshof Pol, 1989; Alphenaar, 1994). Тем не менее, вряд ли этот метод можно считать альтернативным аэробному процессу биодegradации органических веществ, так как его целесообразно применять при исходной концентрации загрязняющих веществ свыше 2000 мгO<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup> (по БПКп).

Анаэробное брожение можно использовать в качестве первой ступени биологической очистки высококонцентрированных сточных вод, с последующей очисткой и доочисткой сточных вод в аэробных условиях.

Формирование агрегатов биомассы является результатом микробиологических, химических и физических процессов, происходящих на границе раздела жидкой и твердой фаз (Lettinga et al., 1980; Hulshof Pol, 1989; Alphenaar, 1994).

Образование гранулированной биомассы в UASB-реакторе и в других реакторах со взвешенно-седиментирующей биомассой (гибридный, ABR, AF, AFB является уникальным феноменом самоорганизации метаногенного микробного сообщества Lettinga et al., 1980; Guiot et al., 1988; Yoda et al., 1989). И именно ацетатиспользующие метаногены обладают морфологическими особенностями, позволяющие им образовывать оформленные структуры с другими бактериями или смешанные колонии.

Точной морфологической классификации гранулированной метаногенной биомассы пока не существует. С учетом наличия промежуточных форм выделяют три основных типа гранул (de Zeeuw, 1988): – тип А: компактные сферические или дисковидные плотные гранулы, состоящие в основном из нитей метаносаеа. Обычно образуются при наличии субстрата с высоким содержанием ЛЖК, в том числе на преацидифицированных сточных водах при двухступенчатой анаэробной обработке (Hulshof Pol, 1989; Kalyuzhnyi et al., 1996; –Тип В: крупные и менее плотные сферические гранулы, содержащие различные типы микроорганизмов, основу составляют нити метаносаеа, часто прикрепленные к инертным частицам).

Образуются при обработке сточных вод молочной промышленности (Kalyuzhnyi et al., 1997a) и пивоваренного или безалкогольного производства (Kalyuzhnyi et al., 1997b); – тип С: мелкие и рыхловатые округлые гранулы, основу которых составляют метаносарцины. Образуются в высоконагружаемых системах, в частности по ацетату, например навозные стоки (Kalyuzhnyi et al., 1998) или винные стоки при низких температурах (Гладченко, 2001).

На поверхности всех типов гранул наблюдаются поры различной величины, служащие для транспорта субстрата и выхода биогаза. Количественный учет микроорганизмов в гранулах показал, что их концентрация варьирует в пределах  $1 - 4 \cdot 10^{12}$  клеток на 1 г сухого вещества (СВ) гранул (Duborguier et al., 1988), в том числе метаногенов – до  $10^{10}$  клеток на 1 г СВ гранул (Kalyuzhnyi et al., 1996).

Электронно-микроскопические исследования внутреннего строения гранул показали, что значительная часть их микробной биомассы представлена археями рода *Methanosaeta* (Duborguier et al., 1988; Kalyuzhnyi et al., 1996). Вигант предложил теорию «спагетти» объясняющую образование гранул на основе *Methanosaeta* (Wiegant, 1988). Согласно этой теории нити метаносает образуют микроскопические пучки (узлы, клубки). Внутри гранул между нитями метаносаеты располагается большое количество морфологически разнообразных форм бактерий, часто в виде микроколоний. Пучки нитей метаносает часто выходят за пределы уже сформированных гранул и могут обламываться с образованием новых компактных палочкоподобных гранул, которые при дальнейшем развитии укрупняются и приобретают сферическую или дисковидную форму. Микроколонию метаносарцин за счет мощного слоя гликокалекса образуют ложную паренхиму, в межклетниках которой живут другие бактерии. Другие авторы также считают, что агрегаты метаносает могут служить вторичным ядром для образования гранул (Yoda et al., 1989). Голландский исследователь Халсхофф-Пол пришел к выводу, что, так как в UASB-реакторы не вносят загрузок, центрами, или ядрами для инициации формирования гранул служат микрочастицы инертных органических и неорганических материалов, а также хорошо оседающие мелкие бактериальные агрегаты, присутствующие в посевном иле, а доминирующим организмом в гранулах была метаносаета (Hulshof Pol, 1989).

Главным преимуществом гранул является достаточно высокая плотность и способность к седиментации. С увеличением размера гранул их плотность уменьшается, и они распадаются на более мелкие частицы (Beefiting, 1987). В структуре гранул при электронно-микроскопическом анализе обнаружено присутствие внеклеточных полимеров в виде оболочки, покрывающей поверхность гранул, а также волокон. Эти полимеры могут быть представлены белками, липосахаридами, веществами клеточных стенок и капсул лизированных клеток. Минеральный состав гранул варьирует в очень широких пределах (Hulshof Pol, 1989).

Одной из наиболее важных характеристик анаэробного ила является метаногенная активность, зная величину которой мож-

но рассчитать теоретическую нагрузку по органическому веществу (НОВ) на реактор (или на известную массу ила) в сутки и тем самым оптимизировать его работу и предотвратить его перегрузку, особенно в период его запуска. Метаногенная активность зависит от состава сточных вод, чем больше в исходном субстрате содержится ЛЖК, тем выше метаногенная активность. Чем сложнее состав обрабатываемого стока, тем больше кислотогенных микроорганизмов содержится в гранулах и тем ниже УМАИ (удельная метаногенная активность ила) анаэробного ила. По данным Халсхофа-Пола (Hulshof Pol, 1989) в мезофильных условиях (30 °С) УМАИ ила достигала 1 кгХПК/кг БВБ/сут для непреацидифицированных субстратов и 2,5 кг ХПК/кг БВБ/сут для сточных вод, содержащих смесь ЛЖК. Для термофильных гранул, выращенных при 55°С на смеси ацетата и бутирата и состоящих в основном из *Methanosaeta*, активность достигала 7,3 кг ХПК/кг БВБ в сутки (Wiegant and de Man, 1987). Метаногенная активность гранул может уменьшаться даже при очень щадящем режиме разрушения их структуры.

На процесс анаэробной очистки сточных вод влияют фазовый и химический состав субстрата, значение рН среды, наличие токсичных веществ, гидродинамический и температурный режимы.

Сточные воды классифицируются на низкоконцентрированные (ХПК 1-5 кг/м<sup>3</sup>), концентрированные (ХПК 5-20 кг/м<sup>3</sup>) и высококонцентрированные (ХПК более 20 кг/м<sup>3</sup>). Значение концентрации субстрата определяет величину прироста биомассы в процессе очистки единицы объема стока. Используя значение биологически разлагаемой части ХПК стока, можно определить ожидаемый выход метана и, наоборот, по объему метана получить ожидаемую величину ХПК очищенного стока. Уменьшение ХПК на 64 г теоретически соответствует образованию 1 моля метана (1 г ХПК = 0,35 дм<sup>3</sup> метана при нормальных условиях) (Калюжный и др., 1988). Значительное содержание взвешенных веществ отрицательно влияет на работу анаэробных реакторов. Так, например, существует опасность вытеснения из реактора флокул активной биомассы, что увеличивает необходимое время обработки стока и усложняет конструкцию установки. Для предотвращения разбухания и распада активных гранул, флотации и всплытия ила, для стоков, содержащих не-



растворимые вещества и твердые частицы, рекомендуется применять их предобработку (отстаивание или гидролиз с кислотогенной фазой процесса). На микробный состав гранул большое влияние оказывает концентрация ЛЖК. При содержании в модельном стоке  $1 \text{ г/дм}^3$  ацетата наблюдалось развитие гранул в термофильных условиях, в которых преобладали бактерии рода *Methanosarcina* (Калюжный, 1990). При концентрации ЛЖК менее  $200 \text{ мг/дм}^3$  образуются плотные гранулы правильной формы (Hulshof Pol, 1989). Отмечено, что на средах содержащих в качестве основного субстрата сахара, гранулы образуются быстрее и более крупных размеров (до 5 мм в диаметре), чем на ЛЖК. Причиной этого является более высокая скорость роста биомассы на углеводах, чем на ЛЖК (Hulshof Pol, 1989).

Лучшим посевным материалом для анаэробных реакторов является гранулированный ил из реакторов, работающих на таком же стоке. Часто в качестве посевного материала при запуске реакторов применяют сброженный ил коммунальных метантенков. Стабильность работы анаэробных реакторов сильно зависит от значения рН и его постоянства, оптимальными являются рН 7.0-8.0.

Большое значение имеет также буферная емкость, которой обладает жидкая фаза реактора. Чем она больше, тем эффективнее реакторная среда противодействует внезапным изменениям рН в системе. При стабильной работе реактора рН среды самопроизвольно поддерживается за счет взаимной сбалансированности процессов подкисления и подщелачивания. Подкисление происходит в первую очередь вследствие образования ЛЖК, сероводорода, а так же образования угольной кислоты при гидратации  $\text{CO}_2$ . Подщелачивание среды происходит путем потребления ЛЖК и дезаминирования азотсодержащих соединений /8/.

Рост клеток метанового сообщества зависит от поступления питательных веществ, включающих ОВ и минеральные соли. Очень важно соотношение С/Н, его оптимальные значения варьируют от 20/1 до 100/1. Это связано с активностью и жизнедеятельностью микроорганизмов метаногенного консорциума (Lettinga and Hulshof Pol, 1992). Кроме того, было показано, что ионы кальция в концентрации  $100\text{-}200 \text{ мг/дм}^3$  стимулируют метаногенную активность анаэробного ила и ингибируют ее при

концентрации более 250 мг/дм<sup>3</sup> (McCarty, 1964). Натрий является необходимым минеральным компонентом для роста микроорганизмов и развития гранул. Показано, что сильный положительный эффект на процесс формирования гранул оказывает присутствие в среде микроэлементов, особенно таких как железо, кобальт, никель, марганец (Guiot et al., 1988).

Ингибиторами могут быть интермедиаты процесса метаногенеза (водород, ЛЖК) и сопутствующих продуктов (аммиак, сероводород). Самыми простыми способом снятия токсичного воздействия веществ являются замена токсичной жидкой фазы в реакторе или ее разбавление /8/.

Для формирования гранул и развития гранулированного ила имеет значение гидродинамический режим в реакторе, который определяется скоростью потока обрабатываемого стока.

Особо важна регуляция режима потока при запуске реактора и формировании и накоплении в нем гранулированной биомассы. В результате многочисленных наблюдений за запуском лабораторных реакторов, инокулированных дисперсным илом, отмечена общая закономерность в изменении массы ила. Вначале масса уменьшается на 25-75% в результате вымывания мелких частиц и клеток (Alphenaar, 1994; Hulshof Pol, 1989), поэтому в этой фазе запуска нельзя сильно увеличивать скорость потока. Обычно в первый месяц время пребывания жидкости в реакторе составляет около 24 ч. По мере роста концентрации биомассы в реакторе, скорость потока и нагрузка по органическому веществу постепенно увеличиваются. Удельная метаногенная активность ила постепенно возрастает, достигая постоянного уровня при стабилизации метаногенного сообщества.

Обязательным условием интенсивного протекания процесса анаэробной конверсии является адекватный массообмен внутри реактора, который необходим для эффективного транспорта субстратов к микроорганизмам, ликвидации локальных накоплений интермедиатов, быстрого распределения свежего стока внутри реактора.

Процессы метанообразования могут протекать в диапазоне температур, для них выделяют три основных температурных режима - психрофильный, идущий при температуре ниже 20 °С, ме-

зофильный - температура – 20 - 45 °С и термофильный – температура 45 – 70 °С. Температурный режим влияет на скорость процесса, не затрагивая конечный состав образующихся продуктов. Чем выше температура, тем выше скорости биохимических процессов, поэтому термофильные процессы, как правило, в 2-3 раза интенсивнее мезофильных (Мкинерни и Брайант, 1990; Tanala et al., 1984). И все же, несмотря на высокие скорости процессов в термофильных реакторах, часто получаемая при этом выгода недостаточно велика, чтобы возместить стоимость дополнительных энергетических затрат, необходимых для поддержания оптимальных температур этого процесса.

Другим недостатком является достаточно бедный видовой состав микрофлоры, чем объясняется меньшая стабильность термофильного режима по сравнению с мезофильным. Между тем конверсия в мезофильных условиях сочетает в себе как приемлемые скорости процесса за счет более разнообразного видового состава микрофлоры, так и меньшие энергетические затраты (температура большинства сточных вод 15-25 °С). В последнее время определенный интерес привлекают процессы анаэробной очистки в психрофильном режиме, когда обработку проводят при температуре стока, которая, зачастую, мало отличается от температуры окружающей среды. Однако низкие скорости сбраживания вызывают определенные трудности при запуске реакторов, которые решаются, если запуск реактора проводить в мезофильном режиме, а затем переходить на более низкие температуры /8/.

Кинетические параметры для ряда основных субстратов, а также для основных групп микроорганизмов и анаэробного ила в целом приведены в табл. 4.1 и 4.2 /8/. Из значений кинетических параметров роста непосредственно вытекают и основные технологические принципы анаэробной очистки.

Низкие удельные метаболические активности метанового биоценоза, если брать его в целом (табл. 4.2), требуют для интенсивного проведения процесса очистки наличия внутри реактора высокой концентрации биомассы. Часто критическим также оказывается существенное различие в скоростях роста и метаболизма кислотогенных и метаногенных микроорганизмов (табл. 4.2), что при дисбалансе развития обеих популяций иногда приводит к так называемому «закислению» процесса анаэ-

робного брожения. Низкие скорости отмирания биомассы являются важным технологическим преимуществом анаэробного ила по сравнению аэробным, т.к. позволяют хранить анаэробный ил (особенно гранулированный) достаточно длительное время без подачи сточной воды, что имеет принципиальное значения для сезонной промышленности (Калюжный и др., 1991).

Таблица 4.1  
**Численные значения кинетических параметров для ряда субстратов анаэробного брожения**

Субстрат	Температура, °С	Y, кг БВБ/кг ХПК	$\mu_m$ , сут <sup>-1</sup>	K <sub>s</sub> , кг ХПК/м <sup>3</sup>	b, сут <sup>-1</sup>
Глюкоза	37	0,173	5,19	0,023	0,8
Ацетат	25	0,05	0,235	0,869	0,011
Ацетат	30	0,054	0,259	0,333	0,037
Ацетат	35	0,04	0,365	0,154	0,019
Пропионат	25	0,051	0,5	0,613	0,04
Пропионат	35	0,042	0,403	0,032	0,01
Бутират	35	0,047	0,733	0,005	0,027
Высшие ЛЖК	20	0,12	0,462	1,58	0,015
Высшие ЛЖК	25	0,12	0,558	1,27	0,015
Высшие ЛЖК	35	0,12	0,8	0,68	0,015

Таблица 4.2  
**Численные значения кинетических параметров для различных групп микроорганизмов**

Субстрат	Темп., °С	Y, кг БВБ/кг ХПК	$\mu_m$ , сут <sup>-1</sup>	K <sub>s</sub> , кг ХПК/м <sup>3</sup>	b, сут <sup>-1</sup>
Кислотогены	35	0,15	2,0	0,2	0,4
Метаногены	35	0,03	0,1-0,4	0,05	0,02
Анаэробное сообщество в целом	35	0,04-0,08	0,1-0,4	0,1	0,03

Низкий прирост биомассы при анаэробной очистке отходов объясняется малым энергетическим выходом реакций, осуществляемых метановым биоценозом. При метаногенезе глюкозы по суммарной реакции:  $C_6H_{12}O_6 \rightarrow 3 CH_4 + 3 CO_2 + \text{биомасса} + \text{тепло}$

Лишь 8% энергии расходуется на прирост биомассы, 3% составляют тепловые потери и 89% переходит в метан /8/. В анаэ-

робных процессах образуется всего лишь 0.1 – 0.2 кг ила на каждый удаленный килограмм БПК. Таким образом, в анаэробных процессах значительно более низкий прирост биомассы микроорганизмов, обладающей к тому же хорошими водоотдающими свойствами, сводит практически на нет проблему обработки и утилизации ила.

Обработка избыточного анаэробного ила не представляет никаких проблем. Высокое исходное содержание сухого вещества (до 100 г/дм<sup>3</sup>), высокая зольность и стабильность, хорошие водоотдающие свойства и, как правило, его малые количества позволяют обезвоживать ил без применения реагентов с помощью центрифуг, ленточных фильтр-прессов и других устройств, либо на иловых площадках (при высоких нагрузках). Анаэробный ил, образующийся при очистке сточных вод пищевых производств, представляет собой высококачественное органоминеральное удобрение, которое можно использовать без особых ограничений. Сам по себе анаэробный ил не содержит патогенных микроорганизмов, а термофильный ил богат витамином В<sub>12</sub>, поэтому его можно также использовать как пищевую добавку в корм крупного рогатого скота /6/.

Высококачественный гранулированный ил многих установок успешно реализуется в качестве инокулянта для запуска новых установок на аналогичных стоках. Низким выходом энергии в процессе метанового брожения, в частности, объясняется важное свойство микроорганизмов метанового биоценоза: длительное время (месяцы) обходиться без субстрата с быстрым восстановлением активности после возобновления питания /8/.

## **Раздел 5. АНАЛИЗ СУЩЕСТВУЮЩИХ СООРУЖЕНИЙ БИОЛОГИЧЕСКОЙ ОЧИСТКИ**

### **5.1. Биологические фильтры (аэробные условия)**

Биологический фильтр – очистное сооружение, заполненное загрузочным материалом, через который фильтруется сточная вода и на поверхности которого развивается биологическая пленка. Разница температур между сточными водами и воздухом гарантирует непрерывную вентиляцию атмосферного воздуха через загрузку фильтра, обеспечивая постоянно достаточную для жизнедеятельности микроорганизмов концентрацию кислорода.

Важнейшая составная часть биофильтра – загрузочный материал. По типу загрузочного материала все биофильтры делят на две категории: с объемной загрузкой и с плоскостной. В биологических фильтрах с объемной загрузкой используют щебень прочных горных пород, гальку, шлак, керамзит, а в фильтрах с плоскостной загрузкой – пластмассы, способные выдерживать температуру 6 – 30 °С без потери прочности.

Пропускная способность биофильтра определяется, прежде всего, следующим: площадью поверхности, занятой биопленкой, и возможностью свободного доступа кислорода к биопленке. Чем больше площадь поверхности биопленки и чем легче к ней доступ кислорода, тем выше пропускная способность биофильтра. Согласно общепринятой классификации различают биофильтры с объемной загрузкой – капельные, высоконагружаемые и башенные и с плоскостной загрузкой – с жесткой засыпной, жесткой блочной и мягкой загрузкой.

Согласно литературным данным интенсивность деструкции трудноокисляемых органических веществ в биофильтрах не только не ниже, но в отдельных случаях даже выше, чем в аэротенках (табл. 5.1) /19/. Биофильтры применяются для очистки хозяйственно-бытовых и производственных сточных вод. Например, на капельных биофильтрах с высотой слоя загрузки 1,5 м и естественной аэрацией очищались сточные воды канифольно-экстракционного завода, термической переработки сланцев, производств диметилтерефталата, окиси этилена, хлоропренового каучука.

Концентрация загрязнений в исходных сточных водах составляла от 320 до 580 мг/дм<sup>3</sup>, а в очищенных сточных водах не превышала 25 мг/дм<sup>3</sup>. Окислительная мощность капельных биофильтров колебалась от 400 до 580 г БПКп на 1м<sup>3</sup> сооружения в сутки. При высоте биофильтра 4 м и степени очистки с 250 до 25 мг/дм<sup>3</sup> по БПКп окислительная мощность составляла 7 – 9 г БПКп на 1 м<sup>3</sup>/сут /22/.

Исследования ЛИСИ (Санкт-Петербургский архитектурно-строительный университет) показали, что на сточных водах мясокомбината и молочного завода работа биофильтров более стабильна, чем работа аэротенков. Указанные сточные воды содержат высокие концентрации легкоразлагаемой органики, например лактозы, которая приводит к развитию нитчатых бактерий, вызывающих «вспухание» ила, и препятствующих стабильной работе вто-

ричного отстойника. В биофильтрах развитие нитчатых бактерий и колоний низших грибов в верхней части загрузки может привести к заиливанию загрузки, однако этого можно избежать при повышении гидравлической нагрузки (за счет увеличения коэффициента рециркуляции) и снижении БПК смеси (в этом случае, как показал опыт работы, развитие колоний низших грибов прекращалось) /19/. Интересны так же исследования в области определения влияния рН сточных вод на стабильность работы биофильтров. С.М. Шифрин с сотрудниками (1981 г.) показал, что сточные воды молкомбината имеют рН 4,6 – 9,4, что обусловлено поступлением сыворотки и отработавших моющих растворов, поступление кислых и щелочных сточных вод влияло на состав биопленки, в частности приводило к интенсивному росту нитчатых бактерий. Однако ухудшения работы биологических фильтров при этом не наблюдалось. Предварительная нейтрализация исходных сточных вод до рН 7 не повышала эффекта очистки. Также не наблюдалось ухудшения работы биологических фильтров при подаче неосветленных сточных вод с концентрацией взвешенных веществ до 450 мг/дм<sup>3</sup>. При этом вынос избыточной биопленки увеличивался на 2 – 3% по сравнению с очисткой осветленных сточных вод /19/. В обычном биофильтре могут осуществляться наряду с биодеградацией органических веществ процессы нитрификации и денитрификации. На биоценоз верхней части биофильтра приходится высокие нагрузки по органическим веществам, поэтому в этой части формируется биопленка, состоящая из гетеротрофов, интенсивно окисляющих органические вещества. По мере продвижения сточных вод по загрузке, на которой сорбируются органические вещества, нагрузка на биопленку по органическим веществам понижается, и появляются условия для формирования автотрофов – нитрификаторов, трансформирующих азот аммонийный в азот нитритов и нитратов. Если толщина биопленки превышает 4-5 мм, то внутренний слой биопленки обеднен кислородом и в анаэробных условиях развиваются анаэробные гетеротрофы, в том числе денитрификаторы, осуществляющие трансформацию азота нитратов в азот молекулярный или другие летучие формы азота.

*Капельные биофильтры* обычно проектируются прямоугольными в плане, сточная вода подается сверху на поверхность загрузки, при помощи распределительных устройств различного типа (рис. 5.1).

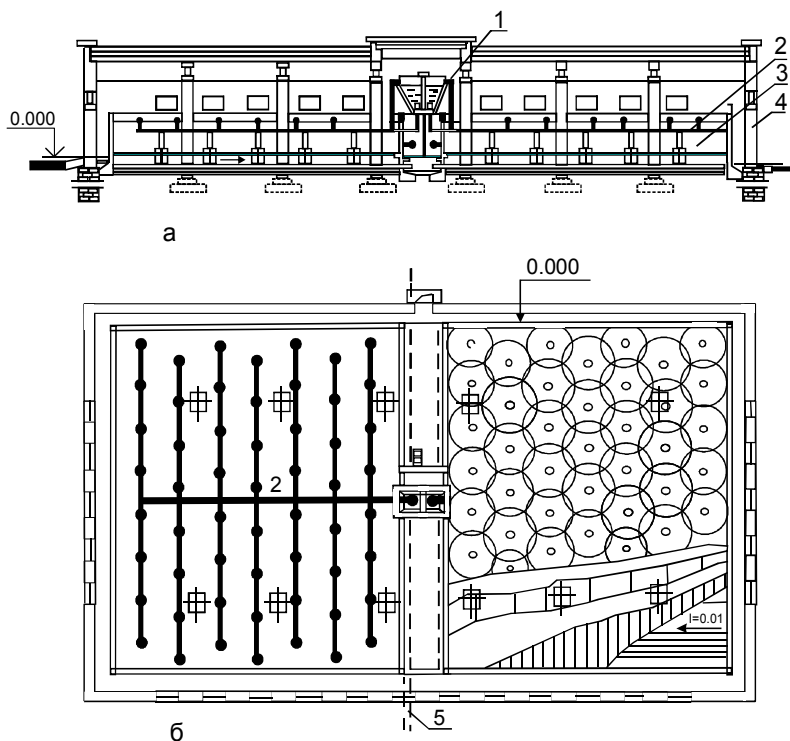


Рис. 5.1. Капельный биофильтр

*a* – поперечный разрез; *б* – план; 1 – дозирующие баки сточной воды;  
 2 – спринклеры; 3 – загрузочный материал; 4 – стены биофильтра;  
 5 – подача сточных вод в биофильтр.

Фильтрующий слой может быть выполнен из щебня или гравия (размер 25 – 80 мм) или отдельных конструкций, состоящих из пространственных пластмассовых элементов /23/. Сравнительно небольшие линейные размеры загрузки обуславливают значительную удельную поверхность ( $150\text{--}250\text{ м}^2/\text{м}^3$ ), что предопределяет высокие скорости изъятия загрязнений, в то время как при использовании крупной загрузки уменьшается вероятность кальматации сооружения. Подобные фильтры не требуют принудительной аэрации, поступление воздуха происходит через отверстия поддерживающей загрузку решетки, расположенной на дне фильтра. Для увеличения эффекта очистки, особенно при значительных колебаниях расхода, желательно обеспечить рециркуляцию очищенной сточной воды



через сооружение. В процессе работы биофильтра происходит вымывание биопленки. Количество избыточной биопленки следует принимать 8 г/(чел сут) по сухому веществу. Влажность биопленки, выносимой из биофильтра – 96%. Для задержания биопленки устраивают вторичные отстойники. При БПКп сточных вод более 220 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup> надлежит предусматривать рециркуляцию сточных вод. Коэффициент рециркуляции:

$$n = \frac{L_m - L_{cm}}{L_{cm} - L_{ex}}; L_{cm} = K_{bf} L_{ex}, K_{bf} = L_{en}/L_{ex}.$$

Данные биофильтры могут быть использованы как для изъятия органических загрязнений, так и для реализации процесса нитрификации, в последнем случае часто требуется установка биофильтра первой и второй ступеней. Справочником по современным технологиям очистки природных и сточных вод и оборудованию (Отдел по Датскому Сотрудничеству в Области Окружающей Среды в Восточной Европе, 2002 г) рекомендуется использовать биофильтры для предварительной очистки высококонцентрированных сточных вод /16/. В этом случае при использовании пластмассовых загрузок можно эксплуатировать сооружение с нагрузкой 2 кг БПК/м<sup>3</sup> сут.

Капельные биофильтры могут обеспечивать снижение БПК до 80%, содержание БПК может быть менее 30 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup> в очищенных сточных водах (в СНиП 2.04.03-85, п. 6.129, указывается, что остаточная концентрация загрязнений по БПКп может быть принята 15 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>), а азота аммонийного менее 2 мг/дм<sup>3</sup>. Недостатки капельного биофильтра, которые могут проявляться в период эксплуатации: возможность заиления загрузки; чувствительность к колебаниям температуры; невозможность достижения низких значений БПК в очищенной сточной воде даже в случае низкой нагрузки по органике; сравнительно высокие капитальные затраты.

*Высоконагружаемые биофильтры (аэрофильтры)* отличаются от капельных большей окислительной мощностью, равной 0,75 – 2,25 кгБПК/(м<sup>3</sup> сут), обусловленной лучшим обменом воздуха и незаиляемостью загрузки, что достигается применением загрузочного материала крупностью 40-70 мм, увеличением рабочей высоты загрузки до 2 – 4 м и гидравлической загрузки до 10 – 30 м<sup>3</sup>/(м<sup>2</sup>сут) /16/ (рис. 5.2).

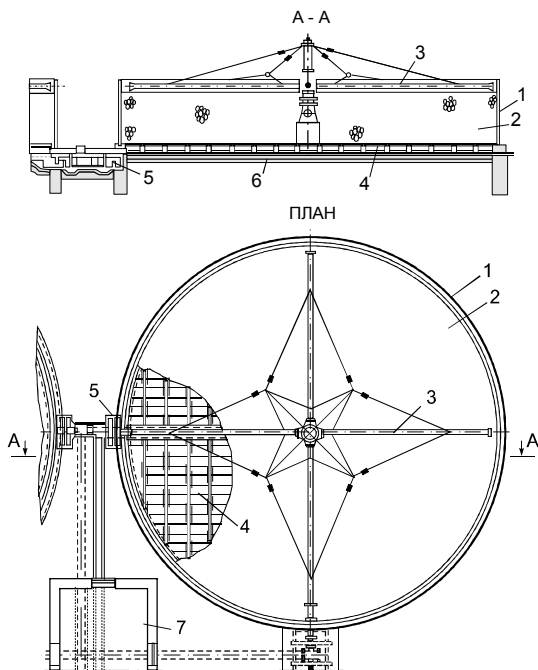


Рис. 5.2. Высоконагружаемый биофильтр

1 – корпус; 2 – загрузка; 3 – реактивный ороситель; 4 – дренажная решетка; 5 – гидравлический затвор; 6 – сплошное днище; 7 – вентиляционная камера

Высоконагружаемые фильтры могут быть с естественной и искусственной аэрацией, последние получили название аэрофильтров. Количество избыточной биопленки, выносимой из высоконагружаемых биофильтров, надлежит принимать 28 г/(чел сут) по сухому веществу, влажность пленки 96% [17, 23].

Расчет высоконагружаемых биофильтров проводится в следующей последовательности:

– определяется коэффициент  $K = L_{en} / L_{ex}$ ; – по среднезимней температуре сточной воды  $T$  и найденному значению  $K$  определяют высоту биофильтра  $H$ , гидравлическую нагрузку и расход воздуха (табл. 38 СНиП 2.04.03 –85);

– для очистки без рециркуляции эти параметры следует принимать по ближайшему большему значению  $K$ , для очистки с рециркуляцией – по меньшему значению  $K$ . При очистке без рециркуляции площадь биофильтров определяют по формуле:

$$f = \frac{Q}{q}, \text{ м}^2.$$

При очистке сточных вод с рециркуляцией определяют допустимую БПКп смеси поступающей и рециркулируемой сточной воды, подаваемой на биофильтр –  $L_{см}$ ; В этом случае площадь биофильтра определяется по формуле:

$$f = \frac{Q}{q} (n + 1), \text{м}^2.$$

Рециркуляцию применяют при БПК<sub>п</sub> сточных вод более 300 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>.

При расчете высоконагружаемых биофильтров для сточных вод с температурой менее 8 и более 14<sup>0</sup>С,  $K = 10^{\alpha F + \beta}$ .

Где:  $F = HB^{0,6} K_T / q^{0,4}$  – критериальный комплекс;  
 $K_T = 0,2 * 1,047^{T-20}$  – константа потребления кислорода;  $\alpha$  и  $\beta$  – коэффициенты, принимаемые в зависимости от удельного расхода воздуха и величины критериального комплекса.

Материалом загрузки может быть антрацит, песок, сланец, пемза, обычный диаметр частиц 4 – 8 мм. Направление потока воды может быть как нисходящим, так и восходящим.

Если аэрофильтр рассчитывается с учетом процесса нитрификации, то определяемыми параметрами в этом случае являются нагрузка по азоту аммонийному, выраженная в кг NH<sub>4</sub>-N/м<sup>3</sup> загрузки в сутки (0,3–2,0 кг NH<sub>4</sub>-N/м<sup>3</sup> загрузки в сутки) и гидравлическая нагрузка – 3 – 15 м<sup>3</sup>/м<sup>2</sup> в час. При правильном проектировании аэрофильтра изъятие загрязнений по БПК<sub>5</sub> может достигать 90 % и более (БПК<sub>5</sub> очищенной воды менее 20 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>; концентрация взвешенных веществ – 25 мг/дм<sup>3</sup> и менее). При осуществлении процесса нитрификации, содержание азота аммонийного в очищенной воде – менее 2 мг/дм<sup>3</sup>; взвешенных веществ менее 15 мг/дм<sup>3</sup>. Затраты энергии для функционирования аэрируемых фильтров сопоставимы с затратами для систем с активным илом. Избыточную биомассу необходимо подвергать дальнейшей обработке, во избежание возникновения неприятных запахов.

Аэрофильтры имеют незначительную чувствительность к колебаниям температуры, стабильное качество очищенной воды.

#### *Фильтры с плоскостной загрузкой*

Для повышения пропускной способности биофильтров используют плоскостную загрузку, пористость которой составляет 70 – 90% . Рабочая поверхность для образования биопленки составляет от 60 до 250 м<sup>2</sup>/м<sup>3</sup> загрузки. В этом заключается основное принципиальное отличие биофильтров с плоскостной загрузкой от биофильтров с объемной загрузкой (рис. 5.3).

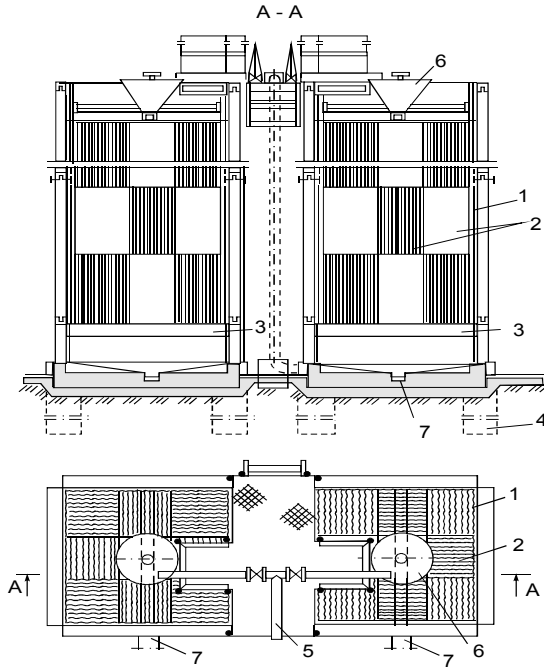


Рис. 5.3. Биофильтр с плоскостной (пластмассовой) загрузкой пропускной способностью 200 м<sup>3</sup>/сут

- 1 – корпус из асбестоцементных листов по металлическому каркасу;  
 2 – пластмассовая загрузка; 3 – решетка; 4 – бетонные столбовые опоры;  
 5 – подводящий трубопровод; 6 – реактивный ороситель; 7 – отводящие лотки

Метод расчета биофильтров с плоскостной загрузкой предложен проф. Ю.В. Вороновым, который ввел понятие критериального комплекса  $\eta = \text{РНК}_T / F$ .

Где: Р – пористость загрузочного материала, %; Н – высота биофильтра, м, принимается в зависимости от требуемой степени очистки, но не менее 3 – 4 м;  $K_T$  – температурная константа потребления кислорода,  $K_T = 0,2 \cdot 1,047^{T-20}$ ; Т – среднесуточная температура сточных вод; F – масса органических загрязнений по БПК<sub>5</sub>, поступающих в сутки на единицу площади поверхности загрузочного материала биофильтра, г/(м<sup>2</sup> сут),

$$F = \frac{L_{en} q_n}{S_{y\partial}}$$

$S_{уд}$  – удельная поверхность загрузочного материала,  $м^2/м^3$ ;  
 $q_n$  – гидравлическая нагрузка,  $м^3/м^3$  загрузки в сутки.

Значения критериального комплекса в зависимости от остаточной концентрации загрязнений  $L_{ex}$  приведены в табл. 5.1.

Таблица 5.1

**Значения критериального комплекса в зависимости от  $L_{ex}$**

$L_{ex}, мгО_2/дм^3$	$\eta$	$L_{ex}, мгО_2/дм^3$	$\eta$
10	3,30	35	1,60
15	2,60	40	1,45
20	2,25	45	1,30
25	2,00	50	1,20
30	1,75		

Высоту биофильтра можно определить в зависимости от  $L_{ex}$ : При  $L_{ex} = 11 мг/дм^3$ ,  $H = 3F/РК_T$ .

При расчете биофильтра определяют значение критериального комплекса по табл. 5.1, затем определяют значение  $F = РНК_T/\eta$ ; по исходной величине  $L_{en}$  и конструктивному размеру  $S_{уд}$  определяют допустимую гидравлическую нагрузку

$qn = FS_{уд} / L_{en}$ ; по заданному суточному расходу  $Q м^3/сут$ , и подсчитанной величине  $q_n$  определяют объем загрузочного материала биофильтра, а затем число биофильтров и их конструктивные размеры.

В табл. 5.2 и 5.3 приведены параметры для расчета биофильтров с плоскостной загрузкой для блоков с пористостью 93 – 96%;  $S_{уд} = 90 – 110 м^2/м^3$ ;  $L_{en} = 200 – 250 мг/дм^3$ .

Таблица 5.2

**Допустимая гидравлическая нагрузка на биофильтры с плоскостной загрузкой**

Необходимый эффект очистки, %	Гидравлическая нагрузка, $м^3/(м^3$ загрузки, м сут), при высоте слоя, м							
	3				4			
	И среднезимней температуре сточной воды, $^{\circ}C$							
	8	10	12	14	8	10	12	14
90	6,3	6,8	7,5	8,2	8,3	9,1	10	10,9
85	8,4	9,2	10	11,0	11,2	12,3	13,5	14,7
80	10,2	11,2	12,3	13,3	13,7	16,4	16,4	17,9

Биофильтр с плоскостной загрузкой, как правило, размещают в закрытом помещении, допустимое значение БПКп поступающих сточных вод при полной биологической очистке - 250 мг/м<sup>3</sup>; при неполной очистке – не ограничивается.

Таблица 5.3

**Допустимая органическая нагрузка на биофильтр  
с плоскостной загрузкой**

БПК <sub>5</sub> очищенной воды, мг/дм <sup>3</sup>	Нагрузка по БПК <sub>5</sub> г/(м <sup>3</sup> сут), при высоте слоя загрузки, м					
	3			4		
	И среднезимней температуре сточной воды, °С					
	10-12	13-15	16-20	10-12	13-15	16-20
15	1150	1300	1550	1500	1750	2100
20	1350	1550	1850	1800	2100	2500
25	1650	1850	2200	2100	2450	2900
30	1850	2100	2500	2450	2850	3400
40	2150	2500	3000	2900	3200	4000

Однако, рекомендованный СНиП 2. 04.03. – 85 диапазон гидравлической нагрузки на биофильтры с плоскостной загрузкой, обеспечивающий стабильный эффект очистки, может быть несколько расширен. Согласно исследованиям, проводимым еще в конце 70-х, начале 80-х годов 20 столетия, показали, что при изменении гидравлической нагрузки от 5 до 120 м<sup>3</sup>/(м<sup>2</sup> сут) на поверхности загрузки легко образуется биопленка, имеющая стабильный состав, при больших значениях по гидравлической нагрузке, эффект очистки составлял 60% (Porcalowa Petra, 1978 г.) Эти данные подтверждают исследования, выполненные японскими учеными при изучении сверхвысоконагружаемых биофильтров с коэффициентом циркуляции 10-40 и гидравлической нагрузкой 150 – 250 м<sup>3</sup>/(м<sup>2</sup> сут) (Endo/ I, Tamura T, 1980).

По данным Яковлева С.В. и Воронова Ю.В. (Биологические фильтры, 1982 г.) изменение гидравлической нагрузки в пределах 10 – 32 (м<sup>3</sup>/м<sup>2</sup> сут) существенно не влияет на микрофлору биопленки. При нагрузках более 32 м<sup>3</sup>/(м<sup>2</sup> сут) в биопленке наряду с уменьшением числа крупных и появлением мелких форм реснитчатых, отмечено уменьшение количества коловраток и червей.

Обзор литературы позволил установить, что за рубежом были проведены еще в 70-х годах 20 столетия опыты по очистке на биофильтрах с пластмассовой загрузкой неосветленных сточных вод, которые показали возможность получения качества очищенной воды близкой к качеству очищенной сточной воды после установок полного биологического окисления с активным илом (по данным материалов Карелина Я.А. и др. «Очистные канализационные установки в странах Западной Европы, 1977 г.). Недостатком метода является необходимость большой, 20-ти кратной рециркуляции сточных вод, что позволяет осуществлять полную биологическую очистку, так как снабжение кислородом происходит за счет насыщения жидкости кислородом воздуха в период орошения загрузки биофильтра.

Для высоконагружаемых биофильтров рециркуляция может быть необходимой и полезной для достижения 50 – 70% эффекта очистки и невыгодной при достижении большего эффекта, так как увеличение коэффициента рециркуляции свыше определенных пределов вызывает лишь незначительное повышение эффекта очистки.

Сравнительная оценка показывает, что биофильтры с плоскостной загрузкой обладают большей производительностью и эффективностью, чем биофильтры с объемной загрузкой. Если окислительная мощность капельного биофильтра составляет 0,15 – 0,25 кг/(м<sup>3</sup> сут), а высоконагружаемых – 0,6 – 0,7 кг/м<sup>3</sup> сут, то окислительная мощность фильтра с плоскостной загрузкой может быть доведена до 1,9 кг/м<sup>3</sup> сут. Наибольший экономический эффект наблюдается при применении биофильтров с плоскостной загрузкой для неполной биологической очистки. Так, по данным американских исследователей, при очистке сточных вод фабрик по замораживанию продуктов, а также целлюлозно-бумажного завода в диапазоне нагрузок по БПК от 3 до 14 кг/м<sup>3</sup> сут, снижение БПК в среднем составляло 53%, то есть окислительная мощность по снятой БПК достигала 7 кг/(м<sup>3</sup> сут). Аналогичные данные получены С.В. Яковлевым при обработке многочисленных исследований по биофильтрам. Согласно литературным данным (С.В. Яковлев, Т.А. Карюхина, 1980 г.) при неполной биологической очистки (50 – 80%) окислительная мощность может достигать 3 – 16 кг БПК<sub>5</sub>/(м<sup>3</sup> сут). Таким образом, можно сказать, что максимальная окислительная мощность загрузки достигается при получении эффекта очистки по БПК<sub>5</sub> –

50 – 70%. Получение эффекта очистки более 70% связано со значительным увеличением размеров биофильтра и повышением энергетических затрат.

Биофильтры – стабилизаторы, разработанные кафедрой канализации ЛИСИ (в настоящее время Санкт-Петербургский архитектурно-строительный университет) представляют собой модификацию биологических фильтров с плоскостной загрузкой (рис. 5.4).

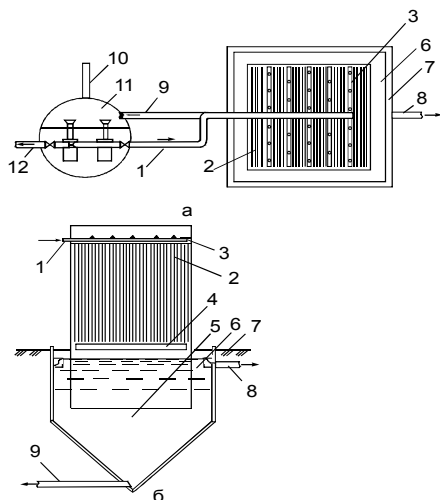


Рис. 5.4. Схема биофильтра-стабилизатора

*a* – схема работы; *б* – разрез; 1 – трубопровод подачи жидкости на биофильтр; 2 – биологический фильтр с пластмассовой загрузкой; 3 – система распределения сточных вод; 4 – вентиляционные окна; 5 – стабилизатор; 6 – отстойная зона; 7 – сборный лоток; 8 – трубопровод отвода очищенной жидкости; 9 – трубопровод отвода рециркулируемой смеси; 10 – подача исходных сточных вод; 11 – насосная станция; 12 – трубопровод отвода стабилизированной избыточной биомассы

Основанием для разработки этих сооружений явился эффект высокой концентрации кислорода в фильтрате. Одновременно было установлено, что биопленка продолжает потреблять растворенный кислород во вторичном отстойнике.

Сущность работы биофильтров-стабилизаторов в том, что путем неоднократного возврата биопленки на фильтр вместе с циркулирующей жидкостью, можно добиться более глубокой очистки сточных вод с одновременной стабилизацией избыточ-



ной биомассы. Такая работа фильтра возможна лишь при достаточной пористости загрузки материала, с тем чтобы избежать его заиливания.

Биофильтр-стабилизатор состоит из биологического фильтра и расположенного под ним стабилизатора. Стабилизатор имеет отстойную зону, размещенную по его периферии. Загрузочный материал биофильтра – перфорированная винипластовая рулонная пленка, навешиваемая вертикальными полосами через 50 мм. Загрузка имеет следующие характеристики: пористость – 98%, удельную поверхность 66 м<sup>2</sup>/м<sup>3</sup>. Подобная загрузка способна выдержать практически любую нагрузку по органическим загрязнениям без опасности заиливания и позволяет осуществлять работу биофильтра с естественной аэрацией.

Биохимическая очистка в данном сооружении осуществляется как на закрепленной на загрузке биопленкой, так и циркулирующей избыточной биопленкой.

Установка работает следующим образом. Исходные сточные воды поступают в приемный резервуар насосной станции, куда направляется также и рециркулируемая жидкость из нижней части стабилизатора вместе с избыточной биопленкой. Насосом эта смесь подается на распределительное устройство биологического фильтра. При прохождении сточных вод через загрузку очищенная жидкость насыщается кислородом. Этот кислород расходуется в стабилизаторе на окисление (минерализацию) избыточной биопленки и доочистку сточных вод. Потребное количество растворенного кислорода регулируют, изменяя степень рециркуляции и интенсивность орошения загрузки. Очищенная сточная вода осветляется в отстойной зоне стабилизатора и отводится из сооружения. В биофильтре-стабилизаторе производится окисление загрязнений, находящихся во взвешенном, коллоидном и растворенном состояниях, а также минерализация прирастающей биомассы. Таким образом, при использовании этих сооружений не требуется устройство первичных и вторичных отстойников, а также сооружения для стабилизации избыточной биомассы. Биофильтр-стабилизатор обслуживается одним насосом, работу сооружения легко автоматизировать (С.М. Шифрин и др. 1981) .

Работа биофильтра-стабилизатора была испытана в течение нескольких лет на сточных водах молочных заводов в различных режимах. Окислительная мощность биофильтра составляла 1000 – 3300 г БПКп/(м<sup>3</sup> сут), эффект очистки – 97 – 98,5%, БПКп

очищенной жидкости – 13 – 28 мг/дм<sup>3</sup>. Установка работала в режиме полного окисления избыточной биомассы при концентрации биопленки в стабилизаторе 1 – 1,5 г/дм<sup>3</sup>. Концентрация растворенного кислорода в жидкости, стекающей с загрузки, 5,5 – 7,2 мг/дм<sup>3</sup>. Продолжительность стабилизации биомассы – 6 – 15 сут. Результаты испытаний установки показали, что окислительная мощность биофильтра-стабилизатора значительно выше, чем окислительная мощность высоконагружаемых биологических фильтров обычной конструкции.

Авторы установки (С.М. Шифрин, Г.В. Иванов, Б.Г. Мишуков, Ю.А. Феофанов, 1981) на основании результатов испытаний в производственных условиях биофильтра-стабилизатора рекомендуют принимать следующие расчетные параметры: окислительная мощность 1000 гБПКп/(м<sup>3</sup> сут), высота загрузки 2 – 4 м. Загрузка биофильтра выполняется в виде вертикальных рядов винипластовой перфорированной пленки, расстояние между рядами 50 мм. Коэффициент рециркуляции определяют из условий обеспечения кислородом процесса минерализации избыточной биомассы в стабилизаторе в зависимости от ее прироста. Количество кислорода, снимаемого с 1 м<sup>3</sup> сточных вод при однократном пропуске через биологический фильтр, 4 – 6 г/м<sup>3</sup>. Продолжительность стабилизации биомассы – 10 суток, ее концентрация в стабилизаторе 1 – 2 г/м<sup>3</sup>. Отстойная зона стабилизатора рассчитывается на 1,5 часовое пребывание очищенных сточных вод.

## 5.2. Аэротенки

Полный процесс очистки сточных вод от органических био-разлагаемых веществ в аэротенке складывается из нескольких стадий. Первая стадия – адсорбция загрязняющих веществ активным илом – эта самая быстрая стадия, она длится около 30 минут, следующие две стадии – биодegradация легко и трудноокисляемых адсорбированных веществ – последние окисляются в течение 8 – 24 часов; заключительная стадия – восстановление начальной активности ила. После окончания процесса адсорбции сточная вода в основном очистилась от загрязняющих веществ, но микроорганизмы активного ила продолжают биохимическое окисление адсорбированных веществ, то есть происходит восстановление биохимической активности ила – процесс регенерации. Процесс регенерации можно проводить непосредственно в аэротенке или в отдельном сооружении – регенераторе, который конструктивно, как правило, не отличается от аэротенка.

Классификация аэротенков по основным признакам следующая: по гидродинамическому режиму – аэротенки-вытеснители, аэротенки-смесители и аэротенки с рассредоточенным впуском сточной жидкости; по способу регенерирования активного ила – аэротенки с отдельной регенерацией активного ила и аэротенки без отдельной регенерации активного ила; по нагрузкам на активный ил – высоконагружаемые (аэротенки на неполную очистку), обычные и низконагружаемые (аэротенки продленной аэрации); по количеству ступеней очистки - одно, двух – и многоступенчатые аэротенки. Под термином «ступень очистки» следует понимать часть общей биохимической системы, в которой поддерживается специфическая культура активного ила; по режиму ввода сточной жидкости – проточные, полупроточные, с переменным рабочим уровнем и контактные.

Согласно литературным данным, технологический процесс в обычных аэротенках-вытеснителях не позволяет с достаточной полнотой использовать рабочий объем сооружений, кроме того, ход очистки, а, следовательно, и качество очищенной воды подвержены сильным колебаниям.

Широко известные в практике водоочистки коридорные аэротенки с фильтросными каналами (рис. 5.5) сложны в эксплуатации, отличаются громоздкостью, а строительство их требует значительных капитальных вложений и времени. Кроме того, чувствительность этого сооружения к перегрузкам резко снижает его применимость для очистки производственных сточных вод (Я.А. Карелин, Д.Д. Жуков и др., 1973). Аэротенки-вытеснители применяют для очистки хозяйственно-бытовых и производственных сточных вод с концентрацией загрязняющих веществ по БПКп не более 500 мг/дм<sup>3</sup>.

Аэротенки-вытеснители предпочтительнее применять при отсутствии резких колебаний расхода сточных вод и содержания токсических веществ.

В аэротенках-смесителях порции поступающей сточной жидкости почти мгновенно перемешиваются со всей массой очищаемой сточной воды и активного ила, что позволяет равномерно распределять растворенный кислород и нагрузку по органическим веществам на активный ил (рис. 5.6).

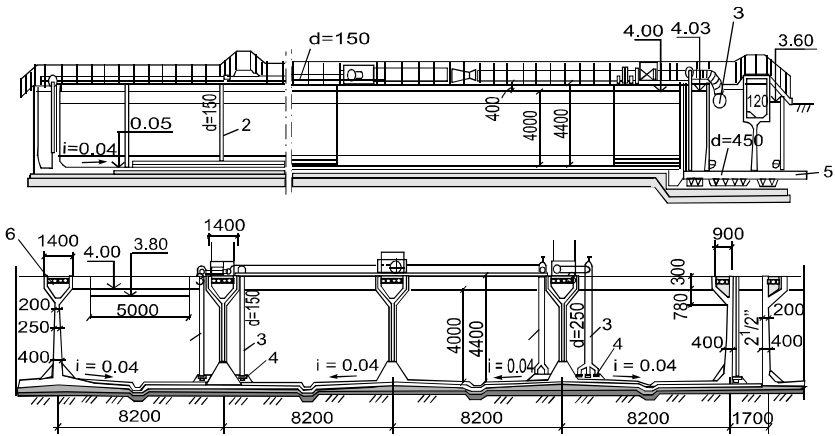


Рис. 5.5. Четырехкоридорный аэротенк глубиной 4 м

1 – верхний распределительный канал осветленных в первичных отстойниках сточных вод; 2 – стойки к фильтросам; 3 – магистральный трубопровод воздуха; 4 – фильтросные пластины; 5 – трубопровод опорожнения; 6 – канал для перепуска осветленных сточных вод из верхнего распределительного канала в нижний.

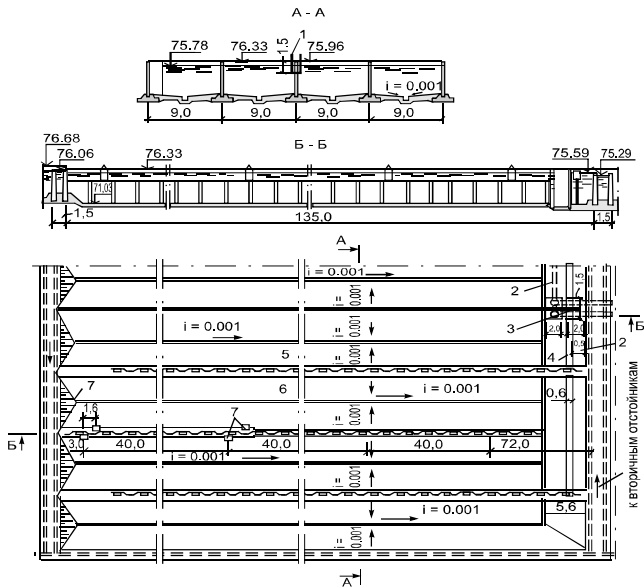


Рис. 5.6. Аэротенк-смеситель

1 – распределительный лоток; 2 – трубопровод опорожнения аэротенков и вторичных отстойников; 3 – камера задвижек опорожнения; 4 – лоток активного ила; 5 – регенераторы; 6 – аэротенки; 7 – щитовые затворы.

При данном режиме можно обеспечить работу сооружений в условиях высоких нагрузок. Технологической особенностью классического сооружения является рассредоточенный впуск смеси сточной жидкости и активного ила вдоль продольной стенки аэротенка и такой же выпуск ее с противоположной стороны. Высокая степень разбавления поступающих сточных вод очищенной водой, содержащейся в аэротенке, позволяет подавать в него сточную воду с высокой концентрацией загрязнений, что делает целесообразным использование данного типа сооружений для очистки концентрированных производственных сточных вод с БПКп до 1000 мг/дм<sup>3</sup>. К недостаткам аэротенков-смесителей следует отнести возможность «проскока» загрязнений в очищенную воду.

Объем аэротенков определяют по среднему притоку сточной воды в течение суток, если общий коэффициент неравномерности поступления сточных вод в аэротенк не превышает 1,25; при большем коэффициенте неравномерности – по среднечасовому поступлению сточных вод в аэротенк за время аэрации в часы максимального притока. Количество циркуляционного активного ила при определении объема аэротенка не учитывается. Продолжительность аэрации в аэротенках определяется согласно СНиП 2.04.03-85 по формулам 48 и 50. Дозу ила следует определять в процессе пуско-наладочных работ или по опыту работы аналогичных сооружений при очистке сточных вод близкого состава с учетом работы вторичных отстойников. Ориентировочно доза ила может быть принята согласно данным табл.5.4.

Таблица 5.4

**Ориентировочные значения дозы ила в зависимости от типа аэротенка и концентрации загрязняющих веществ (по БПКп).**

БПКп сточной воды, мг О <sub>2</sub> /дм <sup>3</sup>	Доза ила в г/дм <sup>3</sup> в зависимости от типа аэротенка		
	Аэротенки без регенератора	Аэротенки-отстойники	Аэротенки с регенераторами
До 100	1,2	3	-
100 – 150	1,5	3,4	-
150 – 200	1,8	3,7	a <sub>аэр</sub> ≈ 1,5 г/л
Свыше 200	1,8 – 3	4 – 5	a <sub>рег</sub> ≈ 4 г/л

Основным фактором, разделяющим аэротенки на высоко- и низконагружаемые, является окислительная мощность, т.е. количество БПКп сточных вод, снимаемых 1 м<sup>3</sup> аэротенка в сутки. Окислительная мощность зависит от нагрузки по БПКп на 1 г сухого беззольного вещества активного ила и количества его в г/дм<sup>3</sup>.

Обычно нагрузка на ил при неполной биологической очистки составляет от 500 до 2000 мг/г сут, при полной биологической очистке сточных вод нагрузка на ил колеблется от 200 до 500 мг/г сут, при меньшем значении возможен процесс нитрификации (для реализации процесса полной нитрификации нагрузка на ил должна составлять 50 – 100 мг/г сут). В высоконагружаемых аэротенках процесс очистки происходит за 0,5 – 2 ч, вследствие чего гидравлические нагрузки составляют более 20 м<sup>3</sup>/сут на 1 м<sup>3</sup> сооружения и суточные нагрузки на ил по БПКп – более 0,8 кг/кг при эффекте очистки 70 – 95%. Высоконагружаемый ил состоит на 80 – 85% из органических веществ, а минерализованный – на 60 - 65%. Увеличение отношения количества питательных веществ к количеству активных микроорганизмов в высоконагружаемых аэротенках вызывает более интенсивное протекание процесса окисления, чем в аэротенках с низкой нагрузкой на активный ил или минерализацией ила (высокий возраст ила), где процесс угнетен недостатком питания для микроорганизмов. Результатом подачи избыточного питания в аэротенки является преобладание логарифмической фазы роста микроорганизмов, при этом наблюдается значительный прирост биомассы, а в очищенной сточной воде содержатся высокие концентрации азота аммонийного.

Получение высоких нагрузок на единицу объема сооружения с целью сокращения его размеров, возможно, во-первых, за счет увеличения нагрузок на активный ил, при сохранении прежней рабочей дозы ила. Недостатком этого метода является неполная биодеградация органических веществ сточных вод, в результате чего невозможно получить очищенную воду высокого качества (БПК<sub>5</sub> не более 10 – 15 мгО<sub>2</sub>/ дм<sup>3</sup>) при нагрузках на ил свыше 1гБПК<sub>5</sub> на 1г ила в сутки. Кроме того, при очистке многих видов производственных сточных вод повышение нагрузок заметно ухудшает свойства активного ила, в результате чего он постепенно утрачивает способность к осаждению и сооружение выходит из строя. Во-вторых, – при сохранении прежних нагрузок на ил повышают концентрацию активного ила в системе, что приводит к созданию аэрационных сооружений, которые в отличие от высоконагружаемых являются высокопроизводительными. Обычно длительное уплотнение активного ила во вторичных отстойниках вызывает увеличение дефицита кислорода и падение активности ила. Избежать дефицита кислорода можно путем многократной циркуляции иловой смеси и насыщении ее таким образом кислородом воздуха, однако этот прием влечет за собой высокие энергозатраты.

Достаточно высокие дозы до  $6 - 8 \text{ г/дм}^3$  можно поддерживать в аэротенках-отстойниках. Конструктивной особенностью этого сооружения является то, что аэротенк блокирован с вторичным отстойником (рис. 5.7).

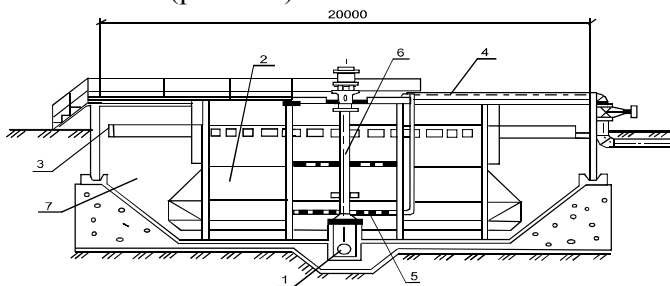


Рис. 5.7. Аэротенк-отстойник радиальный

1 – трубопровод для подачи сточных вод; 2 – зона аэрации; 3 – лоток осветленной воды; 4 – воздухопровод; 5 – кольцевой перфорированный аэратор; 6 – диспергатор-мешалка; 7 – зона отстаивания

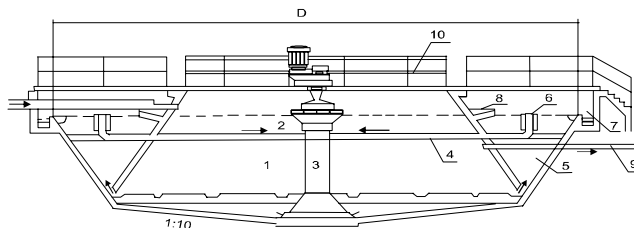


Рис. 5.8. Схема компактной установки на 1500 – 3500 чел.

1 – зона аэрации; 2 – аэратор; 3 – подъемная труба; 4 – отводящая труба; 5 – зона отстаивания; 6 – отвод плавающих веществ; 7, 8 – отводящий и подающий желоб соответственно; 9 – выпуск избыточного активного ила; 10 – мостик обслуживания.

Насыщенная кислородом иловая смесь поступает из зоны аэрации аэротенка-отстойника в отстойную зону, в которой происходит разделение дисперсионной среды и дисперсной фазы (активный ил). Положительным фактором работы аэротенка-отстойника, является формирование в отстойной зоне слоя активного ила в виде взвешенного фильтра, который способствует эффективному разделению фаз за счет удерживания мелких хлопьев ила. Наиболее плотные хлопья ила осаждаются в нижней части отстойника, попадают в циркуляционный поток иловой смеси и возвращаются в зону аэрации, таким образом, активный ил циркулирует из одной зоны в другую и по всей глу-

бине отстойной зоны отмечается концентрация растворенного кислорода не менее 1 мг/дм<sup>3</sup>.

Недостатком многих существующих конструкций аэротенков-отстойников является нестабильность взвешенного фильтрующего слоя ила в отстойной зоне, зависящего от колебаний расхода и состава сточных вод. Отклонение скорости циркуляционного потока от оптимальной приводит либо к излишнему уплотнению фильтрующего слоя, либо к его размыву, сопровождающемуся выносом активного ила с очищенной водой. Кроме того, на состояние взвешенного фильтрующего слоя, влияют циклические изменения характеристик ила. Например, на предприятиях мясомолочной промышленности после ночной смены с малым поступлением загрязнений иловый индекс понижается, ил более плотно «упакован» в хлопья, а после утренней смены, когда производится мойка оборудования и сброс большого количества загрязнений, ил «вспухает» (С.Н. Шифрин, Г.В. Иванов Б. Г. Мишуков, Ю.А. Феофанов, 1981 г.).

В табл. 5.5 представлены диапазоны нагрузок для некоторых видов аэрационных сооружений.

Таблица 5.5

**Диапазоны нагрузок на активный ил для аэрационных сооружений (по данным отечественных и зарубежных исследователей)**

Сооружения и технологические процессы	Продолжительность аэрации, ч	Объемная нагрузка, БПК <sub>п</sub> /м <sup>3</sup> сут	Доза ила, г/м <sup>3</sup>	Нагрузка на ил, кг БПК <sub>5</sub> на 1 кг ила в сутки	Возраст ила, сут./иловый индекс, см <sup>3</sup> /г
1	2	3	4	5	6
<b>Низкие нагрузки по загрязнениям</b>					
Аэротенки продленной аэрации	10-30	0,3-1,2	3-12	0,05-0,12	25-30
Циркуляционные окислительные каналы	48-60	0,1	1-2	0,04-0,08	25-50/40-80
Аэрируемые пруды	180-250	0,025	0,5	0,05	-/-
<b>Средние нагрузки по загрязнениям</b>					
Аэротенки обычные	6-8	0,6	2-4	0,12-0,3	2-5/-
Аэротенки с регенерацией	5-6	1,5	2-4	0,5	
Аэротенки высокопроизводительные	3-5	2,5	3,5-8	0,3-0,5	-/-
<b>Высокие нагрузки по загрязнениям</b>					
Скоростная аэрация	3,2-4	1,5	1,5-3,5	2-5	-/-
Модифицированная аэрация	3,4-4	1,5	1,5-3,5	2-5	0,5-2/80-200
Супер-активация	0,8-1	6	1,5-2	3,5-5	-/-



Расчет аэротенков-отстойников рекомендуется выполнять по методике НИИ КВОВ, предусматривающей определение оптимальной дозы ила, при которой суммарный объем зон аэрации и отстаивания будет минимальным. Продолжительность аэрации  $t$  определяется по

$$\text{формуле } t = \frac{L_{en} - L_{ex}}{a_i(1 - S)\rho}, \text{ ч;}$$

В зависимости от БПК<sub>5</sub> исходной сточной воды принимают следующую скорость окисления:

БПК <sub>5</sub> исходной сточной воды,						
мгО <sub>2</sub> /дм <sup>3</sup> :	100	150	200	300	400	500
Скорость окисления,						
мгБПК <sub>5</sub> /г ила в ч:	16	18	20	22	23	24

Оптимальная концентрация активного ила в зоне аэрации зависит от исходной БПК<sub>5</sub>, глубины аэротенка-отстойника и может быть определена с учетом результатов эксплуатации действующих КС или определена по формуле:

$$a_0 = \frac{-t\alpha\beta + \sqrt{t\alpha^2 h\beta}}{h\beta - t\beta^2}, \text{ г/дм}^3$$

Где:  $\alpha$  и  $\beta$  - эмпирические коэффициенты,  $\alpha = 2$ ;  $\beta = 0,2$ ;  $h$  - глубина аэрационной зоны.

Зольность ила принимается в данном случае 0,3. Конструктивно глубина зоны отстаивания соответствует глубине зоны аэрации. Граница взвешенного слоя активного ила назначается на уровне не менее половины высоты сооружения. Площадь поперечного сечения отстойной зоны  $\omega$ , м<sup>2</sup>, на этом уровне определяется по формуле:

$$\omega = KQ/3,6v, \text{ м}^2$$

Где:  $K$  - коэффициент часовой неравномерности;  $Q$ - среднечасовой расход сточных вод, м<sup>3</sup>/ч;  $v$  - допустимая скорость восходящего потока жидкости на уровне поверхности раздела между жидкостью и взвешенным слоем, определяемая по формуле:

$$v = \frac{\alpha - \beta a_0}{3,6}, \text{ мм/с.}$$

Скорость подъема иловой смеси (без учета расхода циркуляционного ила) в нижней и входной частях зоны отстаивания принимается 3 - 4 мм/с. Расход циркулирующего активного ила, м<sup>3</sup>/ч составляет:

$$q = Q \frac{a_0}{a_b - a_0}, \text{ м}^3/\text{ч}.$$

где:  $a_b$  – концентрация ила во взвешенном слое, г/ дм<sup>3</sup>, принимаемая в зависимости от  $a_0$ :

$a_0$ , г/л	....2	3	4	5	6	7	8
$a_b$ , г/л	....3	4,2	5,5	6,4	7,2	7,9	8,7

Площадь илового бункера в плане  $F$ , м<sup>2</sup>, определяется формуле:

$$F = \frac{(Q + q)a_0}{ua_b}.$$

где:  $u$  – допустимая скорость осаждения ила в иловом бункере, принимаемая равной не более 10 мм/с.

### 5.3. Аэротенки с переменным рабочим уровнем жидкости

Аэротенки, работающие в контактном режиме известны с конца 60 – х годов 20 в. Их работа состоит из следующих операций: 1 – прекращение подачи сточных вод; 2 – отключение системы аэрации; 3 – отстаивание иловой смеси; 4 – отвод очищенной воды; 5 – удаление избыточного ила; 6 – включение системы аэрации; 7 – зарядка системы сточной жидкостью; 8 – аэрация смеси сточных вод и активного ила. Первоначально контактные аэротенки получили широкое распространение в практике проведения лабораторных научно-исследовательских работ. Причина этого заключается в предельной простоте их обслуживания, постоянстве технологического режима и сравнительной легкости интерпретации полученных данных. Режим понижения загрязнений в контактных аэротенках во многом аналогичен режиму проточных аэротенков–вытеснителей, с той лишь разницей, что при постоянных дозах ила в аэротенках-вытеснителях эффект очистки является функцией расстояния, пройденного дан-

ной порцией сточной жидкости от точки впуска, а в контактных аэротенках эффект очистки зависит от периода времени, прошедшего с начала аэрирования.

В настоящее время контактные аэротенки нашли за рубежом широкое применение, их современное название – реакторы периодического действия (SBR).

В Справочнике по современным технологиям очистки природных и сточных вод и оборудованию (2001 г, создан совместным коллективом российских и датских специалистов), указывается, что (SBR) – процесс периодического действия, в котором последовательно осуществляются операции аэрирования и отстаивания, при этом необходимо избегать неравномерности притока сточной воды, если это невозможно, то для стабильной работы этой технологии следует увеличивать количество работающих реакторов для обеспечения непрерывности поступления сточных вод на очистные сооружения.

Характерный рабочий цикл реакторов периодического действия состоит из следующих операций: заполнение – 2,5 часа; аэрация – 0,5 часа; отстаивание 0,5 – 1,5 часа; опорожнение – 0,5 – 1,5 часа; простой – 0,5 часа. В «Справочнике...» указывается, что для реактора SBR характерно протекание процесса частичной денитрификации, в то время, когда сооружение работает в режиме отстаивания и опорожнения. Данный факт обуславливает сравнительно эффективное снижение концентрации азота нитратов (менее 8 мг/дм<sup>3</sup>). Типичные значения БПК<sub>5</sub> на выходе (в очищенной воде) – 15 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>. Концентрация взвешенных веществ в очищенных сточных водах меняется по мере опорожнения резервуара. Данный факт необходимо учитывать при определении возраста ила – основного эксплуатационного параметра системе. При высоком возрасте ила и низких нагрузках на ил по органическому веществу в реакторе возможно протекание процесса нитрификации. Преимуществом системы является отсутствие необходимости во вторичном отстойнике, отсутствие насосов возвратного ила, высокая степень устойчивости к колебаниям расхода сточных вод. Основными недостатками системы является то, что система аэрации должна быть рассчитана на периодическую работу.

Определенный интерес представляют биореакторы периодического действия – ОРБ (однорезервуарный биореактор), предназначенные для биологической очистки сточных вод с помощью свободно плавающего активного ила (рис. 5.9, 5.10).

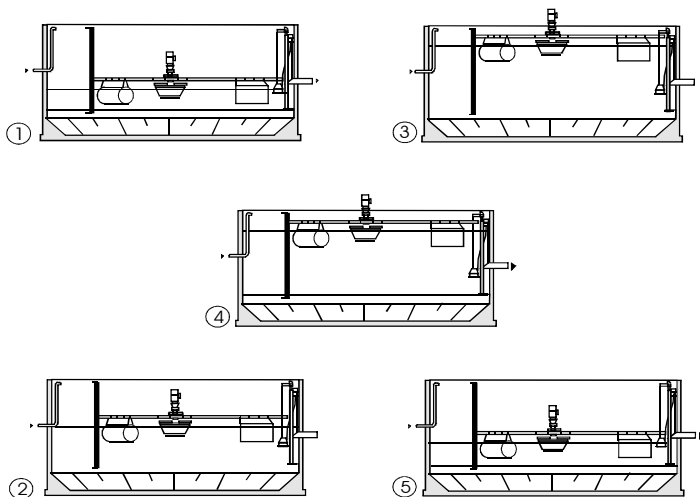


Рис. 5.9. Принцип работы систем ОРБ.

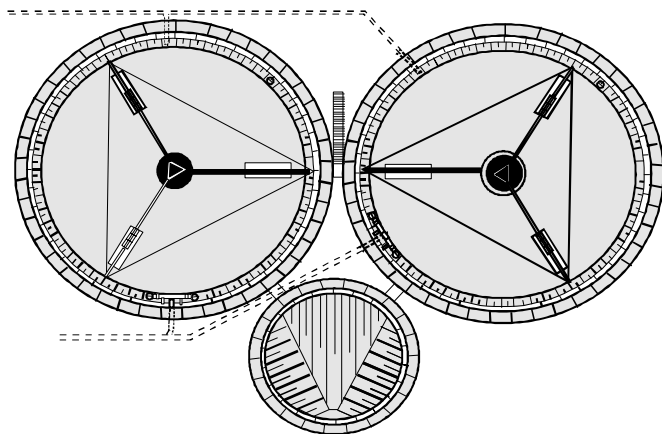


Рис. 5.10. Резервуар ила

Эти сооружения разработаны совместной германо-болгарской фирмой «Тестех». Эта компания имеет двадцатилетний опыт работы, подтвержденный более чем пятьюстами действующими станциями. Благодаря специально разработанному порционному принципу система способна работать с любыми сточными водами, с любой неравномерностью подачи воды.

Каждый ОРБ реализуется как усреднитель, аэротенк и вторичный отстойник, т.е. нормальный процесс работы, включает последовательность наполнения, аэрации, отстаивания и декантации. Цикл процесса очистки сточных вод в ОРБ следующий: 1-наполнение и перемешивание, сточные воды поступают в ОРБ и перемешиваются с активным илом (при небольшой скорости турбины) в анаэробных условиях; 2 – наполнение и перемешивание, поступление сточных вод продолжается в условиях перемешивания и аэрации (при большой скорости турбины); 3 – аэрация, подача сточных вод прекращается, но перемешивание и аэрация продолжают (прерывистая работа турбины может продолжаться для завершения процесса нитрификации или экономии энергии); 4 – отстаивание, перемешивание и аэрация прекращаются (отстаивание происходит в идеальных условиях); 5 – декантация и отбор избыточного ила, перемешивание отсутствует, около 30 % объема ОРБ декантируется через специальную дренажную систему, избыточный активный ил выводится из системы в илоуплотнитель, ОРБ готов к приему следующей порции сточной воды.

Конструкция биореактора может быть приспособлена к резервуару любой формы, однако во избежание образования застойных зон целесообразно использовать биореакторы круглой формы. Аэрация осуществляется поверхностным турбинным аэратором, который состоит из аэратора (центробежного ротора), электродвигателя и редуктора. При вращении ротора лопасти отбрасывают воду к периферии, создается гидравлический прыжок и происходит интенсивный перенос кислорода воздуха в воду. Снизу к ротору подсасывается жидкость, в результате чего интенсивно насыщается кислородом весь объем биореактора. Применение поверхностного аэратора, установленного на понтонах, гарантирует легкость обслуживания и использования лишь одного устройства.

#### **5.4. Анаэробные биореакторы**

Наиболее общепринятая классификация анаэробных реакторов основана на форме макроструктур метаногенной биомассы в них. По этому принципу все конструкции можно разделить на реакторы со взвешенно-седиментирующей биомассой (илом) и прикрепленной биомассой (био пленкой) (Калужный и др., 1991).

Примером первого типа реакторов являются: анаэробные лагуны, контактный реактор, реактор с восходящим потоком жидкости через слой анаэробного ила (UASB), реактор с расширенным и взвешенным слоем гранул (EGSB), перегородочный реактор (ABR). Ко второму типу относятся: биофильтр с восходящим потоком (AF), биофильтр с нисходящим потоком жидкости и неподвижно закрепленной биопленкой (DSFF), реактор с псевдооживленным слоем носителя биопленки (AFB), вращающийся биоконтактор, гибридные реакторы, сочетающие в себе конструкции двух реакторов (например: AF и UASB).

*Реактор с восходящим потоком жидкости через слой анаэробного ила (UASB)*

В 70-х годах, исследуя процессы, протекающие в анаэробных реакторах второго поколения с восходящим потоком (AF), Леттинга с сотрудниками обнаружил, что микроорганизмы, входящие в состав метанового сообщества, способны при росте образовывать агрегаты – плотные легко оседающие гранулы размером 1-3 мм (Lettinga et al., 1980) (рис. 5.11).

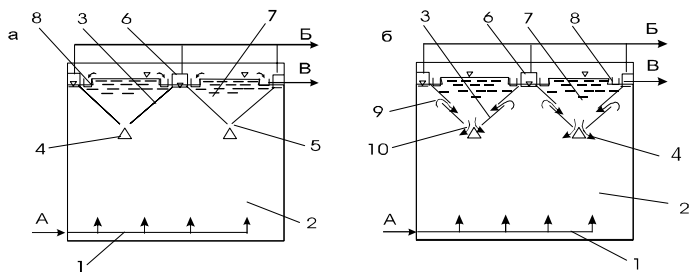


Рис. 5.11. UASB-реактор

*а* – простейшая конструкция; *б* – конструкция фирмы “Biothane”;  
 1 – распределительная система; 2 – зона сбраживания; 3 – газонаправляющая перегородка; 4 – дефлектор; 5 – щель (вход в отстойную зону);  
 6 – газосборный короб; 7 – отстойная зона; 8 – водосборный лоток; 9 – отдельный вход в отстойную зону; 10 – отдельный выход из отстойной зоны;  
 А – исходная сточная вода; Б – биогаз; В – очищенная сточная вода

В основном, эти гранулы состоят из метаногенов, прежде всего рода *Methanosaete*, образующих плотные хворосто - и клубкообразные структуры. Используя открытый им эффект, Леттинга предложил новую конструкцию реактора с восходящим потоком сточной воды через слой анаэробного ила.

В этой конструкции гранулирование ила и его удержание обусловлено применением специального встроенного газоилоотделительного устройства, расположенного в верхней части реактора.

Удержание ила в этом реакторе производится за счет двух факторов: высокой седиментационной способности гранул ила и применения специально встроенного газоилоотделительного устройства, расположенного в верхней части реактора (дополнительного отдельно стоящего отстойника не требуется). Явление гранулообразования происходит самопроизвольно в анаэробных реакторах с восходящим потоком сточных вод, содержащих легкоразлагаемые органические вещества (ЛЖК, сахара), при отсутствии токсичных компонентов и поддержании оптимальных условий жизнедеятельности бактерий – метаногенов. При наличии в сточных водах большого количества белковых загрязнений требуется инокулирование реактора гранулированным илом, что интенсифицирует образование гранул. В зоне сбраживания работающего UASB-реактора выделяют две области, различающиеся свойствами и концентрацией ила, а также гидродинамическими условиями. Первая – лежащий на дне плотный слой частиц ила с концентрацией сухого вещества 50 – 100 г/дм<sup>3</sup>. В этом слое происходит очистка сточной воды, поступающей по распределительной системе со дна реактора. Образующиеся пузырьки биогаза проходят через слой ила, обеспечивая тем самым его перемешивание. Над нижним слоем располагается область интенсивного турбулентного движения трехфазной системы: жидкости, ила и биогаза. Концентрация ила в ней составляет 3 – 10 г/дм<sup>3</sup>. Между верхним и нижним слоями существует интенсивный обмен частицами ила. Переход частиц ила из нижнего слоя в верхний происходит в основном в результате газлифтного эффекта, вызванного восходящими потоками биогаза, а также в результате флотации ила. Восходящий поток эффективно разделяется в газоотделительном устройстве, которое состоит из конических колпаков газосборников и направляющих перегородок-дефлекторов, отделяющих зону сбраживания от зоны осветления.

На поверхности раздела фаз под газосборным колпаком происходит отделение пузырьков биогаза от восходящего потока иловой смеси. Дегазированный ил в основном возвращается в зону сбраживания. Сточная вода проходит в щели между газосборными колпаками и дефлекторами и попадает во встроенные отстойники, образованные наружными поверхностями газосборных колпаков.

### Реактор с расширенным и взвешенным слоем гранулированного ила (EGSB)

Одно из направлений совершенствования конструкции UASB-реактора было связано с интенсификацией массообмена между гранулами ила и обрабатываемым стоком. Леттингой во второй половине 80-х годов была предложена концепция реактора с расширенным слоем гранулированного ила. Основным отличием EGSB-реактора от UASB-реактора является более высокая скорость восходящего потока (5-12 м/ч), которая обеспечивается рециркуляцией стока. EGSB-реакторы получили широкое распространение в Голландии. Применение такой высокой скорости восходящего потока сделало возможным обработку низкоконцентрированных отходов различных отраслей промышленности в широком диапазоне температур (Lettinga & Hulshof Pol, 1992) (рис. 5.12).

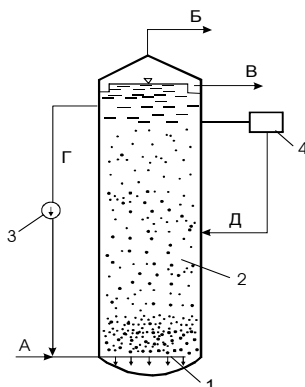


Рис. 5.12. Реактор с псевдоожиженным слоем частиц носителя  
1 – распределительная система; 2 – слой частиц носителя;  
3 – устройство для удаления избыточной пленки; А – исходная сточная вода; Б – биогаз; В – очищенная сточная вода; Г – рециркуляция сточной воды; Д – возврат частиц носителя.

### Перегородочный реактор (ABR)

В 80-х годах Бахманом и Маккарти был разработан перегородочный реактор с целью упрощения конструкции UASB-реактора (Bachman et al., 1985). Преимуществами перегородочного реактора, по сравнению с UASB-реактором, являются простота конструкции, и отсутствие потребности в газоилоотделительных устройствах. Реактор представляет собой прямоугольную емкость, разделенную параллельными вертикальными



перегородками на ряд отделений. Сток поочередно движется снизу-вверх и сверху-вниз, проходя в каждом отделении через формирующийся там слой гранул (флокул) биомассы.

#### *Биофильтр с восходящим потоком (AF)*

Биофильтр является первым анаэробным реактором с прикрепленной биомассой. Биомасса в биофильтре удерживается не только в виде флокул и гранул, расположенных в пустотах загрузочного материала, но также и в виде биопленки, прикрепленной к поверхности носителя (Young & McCarty, 1977). Поскольку движение потоков жидкости и биогаза сонаправленно, значительного перемешивания в реакторе не происходит, а гидравлический режим приближается к режиму идеального вытеснения. В современных установках в качестве загрузки применяются в основном плоскостные пластмассовые изделия (ранее использовались такие объемные материалы, как гравий, щебень, шлак и др.) (Young & McCarty, 1977).

#### *Гибридные реакторы*

Многочисленными исследованиями, проведенными в 80-е годы, было убедительно показано, что для эффективного удержания биомассы в AF-реакторе не обязательно заполнять весь его объем загрузочным материалом: достаточно слоя толщиной 25-40 % от рабочей высоты реактора, расположенного в верхней его части. При этом не только экономится 60-75 % дорогостоящего загрузочного материала, но и полностью устраняются все недостатки классических анаэробных биофильтров (заиливание нижних слоев, проскок загрязнений). Подобную конструкцию (анаэробный биофильтр с неполной загрузкой) подробно изучали канадские исследователи (Kennedy & Guiot, 1986). В ней биомасса формировалась как в нижней части реактора, и гранулированный ил полностью соответствовал биомассе UASB-реакторов, так и на поверхности и пустотах носителя. Эти процессы приводят к возрастанию эффективности удержания флокулированного ила. В качестве загрузочного материала можно применять активированный уголь и другие плавающие носители. Примером усовершенствованного гибридного реактора может быть так называемый гибридный перегородочный реактор (HABR - Hybridized Anaerobic Baffled reactor) исследованный в работах (Tilche & Young, 1987; Voopathy & Tilche, 1991).

### *Биофильтр с нисходящим потоком жидкости и неподвижно закрепленной биопленкой (DSFF)*

Система исследована как с теоретической, так и технологической точек зрения в работах Ван ден Берга и Кеннеди (Van den Berg & Kennedy, 1982; 1983). Ими убедительно показано, что в условиях нисходящего потока решающее значение имеют поверхностные свойства загрузочного материала, определяющие развитие биопленки. С этой точки зрения, наилучшими загрузочными материалами являются обожженная глина и мягкие загрузки с внутренней пористостью. Особенностью данной конструкции является то, что метаногенная биомасса в условиях нисходящего потока может длительно удерживаться только в виде биопленки, она же обуславливает до 95% активности био реактора (Van den Berg & Kennedy, 1983).

### *Реактор с псевдооживленным слоем (AFB)*

Из всех конструкций реакторов с прикрепленной биопленкой наиболее высокопроизводительным является реактор с псевдооживленным слоем носителя биопленки. Псевдооживление – процесс, при котором мелкие твердые частицы носителя приводятся в состояние подобное жидкости, вследствие прохождения через него псевдооживляющего агента – жидкости или газа. В системах анаэробной очистки, как правило, применяют оживление восходящим потоком обрабатываемой жидкости. Восходящий поток образующегося биогаза вносит дополнительный вклад в псевдооживление. При этом значительно увеличивается площадь контакта между активной биомассой и необработанными отходами (Switzebaum, 1982; Van den Berg, 1984). С помощью таких реакторов обрабатываются растворимые и мелкодисперсные жидкие отходы. Однако сооружение таких реакторов требует значительных затрат на поддержание псевдооживленного слоя (Van den Berg, 1984).

### *Сравнение конструкций анаэробных реакторов*

Разнообразие состава и свойств сточных вод не позволяет однозначно качественно и количественно сравнить различные анаэробные реакторные конструкции. В зависимости от характеристик стока и местных климатических и социально-экономических условий оптимальной может оказаться практически любая из вышеописанных систем.

Важнейшие параметры основных конструкций анаэробных реакторов приведены в табл. 5.6. Применительно к обработке сточных вод, содержащих растворенные легкоразлагаемые орга-

нические загрязнения, определенное превалирование в мире получили реакторы с гранулированным илом. При очистке производственных сточных вод, качество очистки в анаэробном реакторе, как правило, удовлетворяет стандартным нормам приема в канализацию. В отдельных случаях, когда городские очистные сооружения перегружены, может потребоваться аэробная доочистка анаэробно обработанных эффлюентов.

Таблица 5.6

**Важнейшие параметры основных конструкций анаэробных реакторов (мезофильный режим)**

Тип реактора	Средняя конц-я биомассы в р-ре, кг/м <sup>3</sup>	Удельная площадь поверхности загрузки, м <sup>2</sup> /м <sup>3</sup>	Нижний предел кон-ции в стоке, кг ХПК/м <sup>3</sup>	Производительность, кг ХПК/м <sup>3</sup> /сут	Минимальное время обработки, ч
Традиционный метантенк	0,5-3	-	10	0,5-5	192-240
Контактный реактор	5-10	-	2-3	3-8	24
UASB-реактор	20-40	-	0,3	10-25	2-3
EGSB-реактор	25-40	-	0,3	30-40	1-2
Анаэробный биофильтр	5-20	70-300	0,3	10-15	8-12
DSFF-реактор	3-15	60-200	1-2	10-12	24
Гибридный реактор	20-30	70-300	0,3	15-25	2-3
Реактор с псевдооживленным слоем	10-40	1000-3000	0,3	30-40	0,5

**5.5. Современное состояние анаэробной очистки сточных вод**

Первая конструкция анаэробного реактора, использующего принцип удержания биомассы, а именно контактный реактор, была предложена как в СССР, так и за рубежом примерно в одно и то же время (50-е годы). Но, если в СССР он практически не применялся, то в странах Западной Европы он сразу же получил определенное распространение для очистки сточных вод пищевых производств и продолжал совершенствоваться.

Из современных конструкций анаэробных реакторов первым начал использоваться анаэробный фильтр - промышленные установки появились в 1972 г. Первый промышленный UASB-реактор был сооружен в 1977 г. на сахарном заводе г. Бреда (Нидерланды) и эксплуатируется до сих пор. По оценкам (Totzki, 1998) в мире в настоящее время эксплуатируется свыше 1700 анаэробных реакторов, но подробная база данных, составленная по опросу 16 крупнейших мировых разработчиков анаэробных технологий, насчитывала на конец XX века 1215 промышленных реакторов в 65 странах мира (Frankin, 2001). Наибольший рост строительства наблюдался в течение 1992-1997 гг., когда строилось примерно по 100 реакторов в год в мире. В настоящее время строится примерно 60 реакторов в год, что связано с тем, что большая часть крупной промышленности в развитых странах уже имеет анаэробные очистные сооружения, а основной прирост идет за счет развивающихся стран и стран Восточной Европы. Из таблицы 5.7 видно, что в первой десятке стран-лидеров построено свыше 70% всех анаэробных реакторов. Отрадно то, что первые интенсивные анаэробные реакторы для обработки стоков также начали строиться и в странах СНГ.

Таблица 5.7

**Распределение построенных анаэробных реакторов по странам (всего – 1215, на базе (Frankin, 2001) с добавлением новых данных)**

Индия	150	Германия	94	Мексика	27	Другие в т. ч.:	376
Япония	122	Бразилия	82	Канада	26		
США	108	Франция	49	Тайвань	25	Россия	5
Голландия	98	Китай	36	Филиппины	22	Украина	1

В таблице 5.8 дано распределение всех построенных реакторов по типам их конструкций. Видно, что наблюдается заметное превалирование реакторов с гранулированным илом. Особенно подавляющим оно стало за последние 10 лет. Интересно, что происходит «каннибализация» бывшего лидера (UASB-реактора) его более совершенной модификацией EGSB-реактором - 50% всех построенных за последние 3 года реакторов принадлежали именно к этому типу.

По отношению к типам сточных вод анаэробная технология наибольшее распространение получила в пивоваренной промышленности и промышленности по производству прохладительных напитков (табл. 5.9).

Таблица 5.8

**Распределение построенных реакторов по типам их конструкций.**

Распределение построенных анаэробных реакторов по типам их конструкций (Frankin, 2001)	Число построенных	% от всех	% от построенных в 1990-1996 гг.	% от построенных в 1997-2000 гг.
EGSB	198	16	8	50
Низкоскоростные (лагуны/контактный)	187	15	12	8
UASB	682	56	68	34
Биофильтры	54	4	4	3
С псевдооживленным слоем	16	1	2	1
Гибридные	12	1	1	2
Другой конструкции	66	5	6	3

Таблица 5.9

**Распределение построенных анаэробных реакторов по отраслям промышленности, производящей сточные воды (Frankin, 2001)**

Отрасль промышленности	Число реакторов	%
Пивоваренная и прохладительных напитков	329	27
Бродильная и дистилляционная	208	17
Химическая	63	5
Целлюлозобумажная	130	11
Другая пищевая	389	32
Фильтраты ТБО	20	2
Другая	76	6
Всего в базе данных	1215	100

**Раздел 6. АНАЛИЗ МЕТОДОВ  
УДАЛЕНИЯ АЗОТА ФОСФОРА****6.1. Удаление соединений азота и фосфора**

В неочищенных сточных водах промпредприятий азот может входить в состав как органических, так и минеральных веществ. Например, в сточных водах пищевых производств основная масса азота (60 – 70%) находится в виде азота аммонийного. Допустимое содержание азота в очищенных сточных водах регламентируется и зависит от вида соединения, включающего азот. Допустимая концентрация азота аммонийного в сточных водах, направляемых в поверхностные пресные водоемы России, составляет 0,5 мг/дм<sup>3</sup>, азота нитритов – 0,08 мг/дм<sup>3</sup>, азота нитратов – 9,1 мг/дм<sup>3</sup>. Поступление азота в водоемы в концентрациях выше указанных способствует эвтрофикации водоемов.

В процессе биодеструкции органических веществ на очистных сооружениях происходит трансформация форм азота, а также его ассимиляция микроорганизмами, однако, если не прибегать к специальным методам удаления форм азота, то в очищенной сточной воде может находиться до 20 – 25 мг/дм<sup>3</sup> азота общего и 15 – 20 мг/дм<sup>3</sup> азота аммонийного.

Удаление соединений азота может быть осуществлено как физико-химическими или биологическими методами. В табл. 6.1 приведены методы воздействия на те или иные формы азота, направленные на снижение концентрации азота в очищенных водах.

Таблица 6.1

### Методы удаления форм азота

Наименование метода	Удаление форм азота, %			
	Органического	Аммонийного	Нитратного	Общего
1	2	3	4	5
Аэрация (отдувка воздухом).	Не удаляется	60-98 (pH > 11)	Не удаляется	50-90
Хлорирование	Не удаляется	80-100	Не удаляется	80-95
Адсорбция активированным углем	50-90	Не удаляется	Не удаляется	80-95
То же с предварительным хлорированием	50-90	80-100	Не удаляется	80-95
Ионный обмен с помощью: - синтетических смол	80-95	85-98	75-90%	70-95
- цеолитов	Не значительно	85-98	Не удаляется	80-95
Электролиз	Не значительно	70-95	Не удаляется	80-95
Озонирование	Не значительно	80-95	Не удаляется	80-95
Химическое восстановление	Не значительно	-	50-90	80-95
Коагуляция	30-70	5-15 (известью)	Не удаляется	20-30
Электродиализ	100	40	40	35-40
Обратный осмос	60-100	60-85	50-85	80-90
Ассимиляция водорослями	Частичная аммонификация	Частичное усвоение клетками		50-80
Ассимиляция бактериями	То же	40-70%	Лимитирующий эффект	30-70
Нитрификация	Лимитирующий эффект	Окисление до нитратов	-	- до 70
Денитрификация	-	-	80-98%	70-95
Почвенная фильтрация	Окисление до аммонийного азота	Окисление до нитратов	Денитрификация	40-90
Окислительные пруды	Аммонификация	Частичная нитрификация	Денитрификация	20-40%

*Физико-химические методы очистки сточных вод  
от соединений азота*

*Отдувка аммиака воздухом*

Этот метод представляет собой модификацию процесса аэрации, используемого для удаления из воды газов. Ионы аммония в сточной воде находятся в равновесном состоянии с аммиаком (летучее соединение) при повышении значения рН до 11,5 равновесие смещается в сторону образования аммиака:

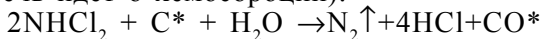
$\text{NH}_3 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{NH}_4\text{OH} \rightarrow \text{NH}_4^+ + \text{OH}^-$ , который на станции очистки воды отдувается воздухом при температуре более 15°C. Технологически этот способ реализуется следующим образом: в сточную воду добавляют известь, в количестве, при котором рН сточных вод составит 10,5 – 11,5, далее воду подают в башенные градирни, куда направляют и воздух. Аммиак переходит в воздух и поступает в атмосферу. Эффект удаления азота может составить 95%. Этот способ прост и надежен, однако он имеет высокую стоимость, эффект понижается при низких температурах, возможны отложения карбоната кальция в трубопроводах, необходимо последующее снижение рН, есть опасность загрязнения атмосферы.

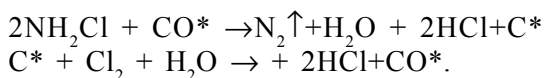
*Хлорирование*

При хлорировании воды, содержащей аммонийный азот, в зависимости от значения рН системы, концентрации  $\text{Cl}_2$  и азота аммонийного, образуется смесь монохлорамина, дихлорамина, треххлористого и молекулярного азота. Наиболее полное удаление азота аммонийного достигается при соотношении  $\text{Cl}:\text{NH}_{4(\text{N})}^+ = 7,6:1$  и  $10:1$  при рН 5 – 8 (продукты реакции – свободный азот и дихлорамин). При  $\text{Cl}:\text{NH}_{4(\text{N})}^+ = (4-5):1$  и высоком рН образуются в основном монохлорамины, при рН менее 4 и больших дозах хлора образуется токсичный треххлористый азот. Однако, так как все соединения хлора с азотом в той или иной степени токсичны, то процесс хлорирования доводят до образования молекул  $\text{N}_2$ . Избыточный хлор удаляют через гранулированный активированный уголь.

*Адсорбция активированным углем с предварительным хлорированием*

Активированный уголь используют для удаления органических веществ, в том числе и содержащих азот. Активированный уголь не сорбирует аммиак и соли аммония, однако он проявляет достаточно высокую сорбционную способность по отношению к хлораминам (следует отметить, что в данном случае речь идет о хемосорбции):





Где  $\text{C}^*$  - активированный уголь;  $\text{CO}^*$  - поверхностные оксиды на угле.

Хлор следует вводить в воду непосредственно перед поступлением на загрузку, что способствует образованию  $\text{CO}^*$  и адсорбции хлораминов. Согласно приведенным уравнениям реакции, видно, что в среду поступает кислота, рН обрабатываемой воды понижается, следовательно, перед выпуском воды ее необходимо подщелачивать и доводить значение рН до минимально допустимого – 6,5.

В процессе хлорирования-адсорбции удаляется в среднем 85 – 91% аммонийного азота со снижением его концентрации в воде с 12 до 0,7 – 1,8 мг/дм<sup>3</sup>. При этом удаляется свободный хлор и все хлорамины. Максимальная скорость фильтрования – 15 м/ч. Необходимое время контакта с хлором – 25 минут. Ориентировочная доза хлора – 110 – 150 мг/дм<sup>3</sup>.

Преимуществом этого метода является полное превращение аммиака в летучие формы азота, довольно низкие капитальные затраты, одновременное обеззараживание воды. Однако в очищенной воде наблюдается повышение концентрации хлоридов.

#### *Ионный обмен*

Использование ионитов позволяет осуществлять непосредственную очистку сточных вод от соединений азота. Нитраты удаляются с помощью синтетических анионообменных смол, например дуалита АЛО2-Д, амберлита ИР-45, АВ-17, Эдэ-10П в  $\text{OH}^-$  и  $\text{Cl}^-$ -формах. Присутствие в сточных водах хлорид и сульфат-ионов снижает избирательность ионитов в отношении к нитрат-ионам. Для указанных анионитов в  $\text{Cl}^-$ -форме при сорбции из нейтральных растворов ряд селективности имеет следующий вид:  $\text{Cl}^- < \text{NO}_2^- < \text{NO}_3^- < \text{SO}_4^{2-}$ . Таким образом, селективное извлечение нитрат-ионов возможно на сульфатной форме анионитов. При наличии органических веществ в сточных водах происходит их сорбция, и концентрация (по ХПК) снижается с 33 – 40 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup> до 18 – 25 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>. Рабочая емкость анионита, достигаемая при пропускании 360 м<sup>3</sup>/м<sup>3</sup> (до проскока нитрат-иона в фильтрат в концентрации ПД) составляет 580 экв/м<sup>3</sup>, содержание нитрат-ионов в очищенной воде 5 – 10 мг/дм<sup>3</sup>. В реальных условиях, возможно, подвергать очистке от нитратов не все сточные воды, а только их часть. В этом случае продолжительность фильтроцикла возрастает. Скорость фильтрования может быть достаточно высокой и составлять 50 – 70 м/ч при продолжительности фильтроцикла 12 часов. Аниониты легко ре-



генерируются растворами сульфата натрия, калия или аммония. Регенерационный раствор, насыщенный при рециркуляции нитратом калия или аммония является ценным удобрением. Эффективность метода достаточно высока, например ионный обмен позволяет снизить концентрацию нитратов с 30 – 70 мг/дм<sup>3</sup> до 0,1 – 0,5 мг/дм<sup>3</sup>. Для извлечения нитрата аммония из сточных вод используют последовательное фильтрование через сильно-кислотный катионит и анионит. Для очистки сточных вод от аммонийного азота применяют синтетические органические катионообменные смолы. Многочисленные исследования в области обогащения пищевых добавок для животных биогенными элементами, показали, что азот аммонийный хорошо сорбируется цеолитами, кристаллическая решетка матрицы обладает остаточным отрицательным зарядом, который компенсируется катионами с большим ионным радиусом и низким зарядом (натрий, калий, кальций, барий, рубидий, цезий). Эти катионы располагаются внутри кристаллической решетки и обуславливают ионообменные свойства цеолитов. Для удаления азота аммонийного перспективно использование цеолита, содержащего до 80% кремнезема, например клиноптилолита, в этом случае оптимальное значение рН сточных вод составляет 4 – 8. Наличие органических соединений в сточных водах снижают адсорбционную емкость цеолитов на 25%, поэтому ионный обмен производится после предварительного осветления, фильтрования, биологической очистки. Ионный обмен осуществляется путем фильтрования через ионообменный материал. Скорость фильтрования подбирается из расчета взаимодействия загрузочного материала со сточными водами в течение 6 – 10 мин, обычно скорость фильтрования составляет 5 – 10 м/ч. Регенерацию клиноптилолита осуществляют 8% раствором поваренной соли в сочетании с известью.

### *Электролиз*

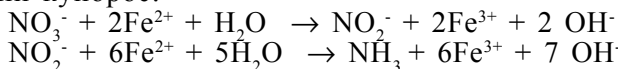
Для удаления азота аммонийного электролизом сточная вода, прошедшая предварительную очистку от взвешенных веществ, смешивается с морской и подвергается электролизу в ячейке с графитовыми электродами. В результате на катоде образуется Н<sub>2</sub> и в растворе Mg(OH)<sub>2</sub>, который используется для коагулирования примесей и связывания азота и фосфора в двойную соль MgNH<sub>4</sub>PO<sub>4</sub>·6H<sub>2</sub>O, образующейся на аноде Cl<sub>2</sub> обеззараживает воду.

Осаждение аммонийного азота в виде металламмонийфосфата может быть осуществлено и при введении в обрабатываемую воду солей магния, кальция, меди, железа, марганца. Этот

метод целесообразно использовать при наличии в воде фосфатов. При использовании солей магния полезно помнить, что наименьшая растворимость  $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$  при pH 10,7.

Озонирование используют для удаления азота аммонийного, процесс осуществляют в щелочной среде.

Химическое восстановление применяют для удаления нитритов и нитратов, в качестве восстановителя используют железный купорос:



в качестве катализатора используют медь.

*Биологические методы очистки сточных вод от соединений азота*

Анализ многочисленных литературных данных и собственные исследования авторов свидетельствуют о том, что одновременно в одном сооружении в одноиловой системе невозможно полностью осуществлять процессы удаления азота и фосфора, так как для биологического удаления фосфора необходимо соблюдать чередование аэробной и анаэробной зоны, при чем время пребывания в анаэробных условиях должно составлять не менее 3-4 часов, что приводит к угнетению облигатных аэробов. Кроме того, в анаэробных условиях в присутствии нитратов, подавляется метаболизм микроорганизмов, с помощью которых осуществляется процесс биологической дефосфотизации.

Для всех биологических процессов требуется азот в той или иной форме для синтеза клеточных протеинов и нуклеиновых кислот. При очистке сточных вод от азота используется ассимиляция бактериями и водорослями неорганических соединений азота, бактериальная нитрификация и денитрификация (рис. 6.1). Первый процесс в трансформации соединений азота – образование азота аммонийного из органических соединений. Этот процесс называется аммонификацией и осуществляется ферментами, продуцируемыми микроорганизмами. Азот используется для роста микроорганизмов, и таким образом часть неорганического азота переходит во вновь образующиеся бактериальные клетки. Микробиологическими исследованиями установлено, что содержание азота в бактериальной клетке составляет 11 – 13% по сухому веществу. При высоком возрасте ила и достаточно высокой температуре происходит устойчивое накопление нитрифицирующих бактерий, и аммонийный азот окисляется сначала до нитритного, а затем до нитратного. Процесс называется нитрификацией и протекает только в присутствии кислорода.

Образовавшийся азот нитратный может использоваться для окисления органических соединений, восстанавливаясь до свободного азота, который отдувается при аэрировании в атмосферу. Этот процесс многостадийный. Азот нитратный сначала восстанавливается до нитритного, а затем в закись азота ( $N_2O$ ), и, наконец, в молекулярный азот, этот процесс называется денитрификацией и протекает в отсутствие кислорода, но при наличии легко окисляемых органических соединений.

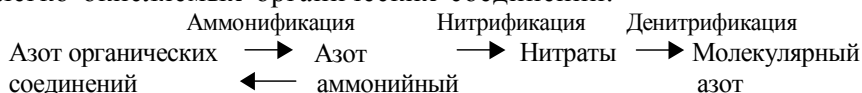
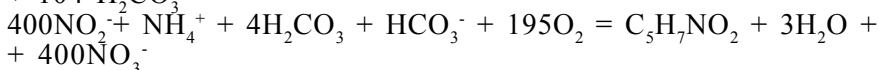
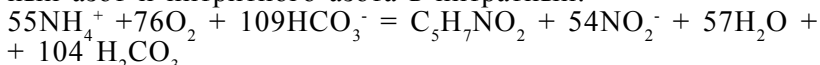


Рис. 6.1. Трансформация азотсодержащих соединений

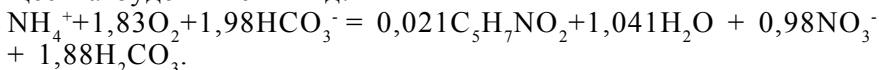
### *Нитрификация*

Нитрификация осуществляется микроорганизмами - нитрификаторами преимущественно двух родов *Nitrosomonas* и *Nitrobacter*. Метаболизм этих микроорганизмов аэробов хемолитоавтотрофов очень чувствителен к факторам окружающей среды. Прежде всего, оптимальный режим нитрификации зависит от концентрации растворенного кислорода, значения pH, температуры очищаемой воды, концентрации субстрата - ионов аммония. Данные микроорганизмы используют неорганический углерод, как единственный источник углерода. Активный ил содержит только 1 – 2% нитрифицирующих бактерий.

Растворенный кислород в реакции биохимического окисления азота аммонийного является акцептором электронов, при переносе которых и выделяется энергия, затрачиваемая на построение клеточного вещества (эмпирическая формула -  $C_5H_7NO_2$ ) и поддержание функций микроорганизмов. Необходимое количество кислорода можно определить, используя стехиометрические соотношения в окислительно-восстановительных уравнениях трансформации азота аммонийного в нитритный азот и нитритного азота в нитратный:



Общее уравнение потребности кислорода для окисления азота аммонийного в азот нитратов и увеличения клеточного вещества будет иметь вид:



Таким образом, потребность в кислороде для окисления 1 мг азота аммония в азот нитратов составляет 4,2 мг, при этом прирост биомассы составит 0,2 мг. Зависимость удельной скорости роста нитрификаторов от концентрации растворенного кислорода определяют соответствующим коэффициентом

$K_{OC}$ :  $K_{OC} = C_o / (K_o + C_o)$ , где:  $C_o$  - концентрация растворенного кислорода в очищаемой воде;  $K_o$  - константа полунасыщения, равная  $2 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$ . Минимальное концентрация кислорода для протекания процесса нитрификации  $1,5 \text{ мг}/\text{дм}^3$ , однако, увеличение концентрации кислорода более чем  $2 \text{ мг}/\text{дм}^3$  технологического эффекта не дает, но увеличивает эксплуатационные расходы.

Интенсивность реализации процесса нитрификации, скорость роста микроорганизмов -  $\mu_N$ , зависит от значения pH. Так как величина pH в свою очередь связана с гидрокарбонатной щелочностью, по уравниению реакции можно видеть, что в процессе нитрификации щелочность понижается, нейтрализуя азотную кислоту, являющуюся продуктом процесса и образующуюся в количестве 2 эквивалента на 14 г азота – или приблизительно 0,14 эквивалента/г N. Уменьшение pH приводит к ингибированию процесса нитрификации, так как нитрификаторы хоть и продуцируют кислоты, но не проявляют к ним толерантности. Лучшие результаты по нитрификации получают при pH 7 – 9, оптимальным считается значение pH 8,4. Связь значения pH с концентрацией гидрокарбонатной щелочности может быть определена выражением:

$$\text{pH} = \text{p}K_1 - \lg[\text{H}_2\text{CO}_3]/[\text{HCO}_3^-].$$

Исследования, проведенные американскими учеными, позволили определить вид зависимости удельной скорости роста нитрификаторов от pH при значении pH менее 7,2 /56/:

$\mu_N = \mu_{N_{\text{max}}} (1 - 0,833(7,2 - \text{pH}))$ , при pH больше 7,2, выражение в скобках равно 1;  $\mu_{N_{\text{max}}}$  - максимальная скорость роста нитрификаторов. В справочном пособии к СНиП 2.03.04 - 85, коэффициент  $K_{pH}$ , при различных величинах pH имеет значение:

pH	6	6,5	7	7,5	8	8,4	9
$K_{pH}$	0,15	0,31	0,5	0,6	0,87	1	1,23.

Скорость роста нитрификаторов зависит также от температуры среды, например в монографии «Nitrogen Control and Phosphorus Removal in Sewage Treatment», (1987г) приводится таблица зависимости максимальной скорости роста микроорганизмов от температуры, из которой можно установить, что для nitrosomonas, обитающих в активном иле при  $T = 12^\circ\text{C}$ ,  $\mu_{N_{\text{max}}} = 0,4 \text{ сут}^{-1}$ , при  $16^\circ\text{C}$ ,  $\mu_{N_{\text{max}}} = 0,57 \text{ сут}^{-1}$ ; при  $20^\circ\text{C}$ ,  $\mu_{N_{\text{max}}} = 0,71$ ;

для Nitrobacter: при 8°C,  $\mu_{N_{max}} = 0,25 \text{ сут}^{-1}$ , при 21°C,  $\mu_{N_{max}} = 0,34 \text{ сут}^{-1}$ .

В справочном пособии к СНиП 2.04.03 – 85 представлены значения Кт- коэффициента, учитывающего влияние температуры жидкости:

°C	10	15	20	25	30
Кт	0,32	0,56	1,0	1,79	3,2.

Удельная скорость роста зависит также от концентрации лимитирующего субстрата, эта зависимость имеет вид:

$$\mu_N = \mu_{N_{max}} \frac{N}{(N+Ks)},$$

Где: N - концентрация лимитирующего субстрата, мг/дм<sup>3</sup>; Ks - константа Моно, называемая также константой сродства к субстрату или константой насыщения, определяющая концентрацию субстрата, при которой скорость роста микроорганизмов равна половине максимальной. Константа насыщения зависит от температуры, американскими учеными определена эта зависимость экспериментально и представлена в виде уравнения /56/:  $Ks = 100,051T - 1,158 \text{ мг/дм}^3$ .

Таким образом, с учетом всех значений констант, удельная скорость роста нитрификаторов в зависимости от данных условий проведения процесса может быть определена по уравнению:

$$\mu_N = 0,47[e^{0,098(T-15)}][(1-0,833(7,2-pH))][N/(N+100,051T-1,158)][Co/Co+Ko], \text{ сут}^{-1}.$$

Например, при T= 20°C, pH = 7,0; N= 2,5 мг/л; Co = 2,0 мг/л; Ko = 1,3 мг/л:  $\mu_N = 0,3 \text{ сут}^{-1}$ .

Удельная скорость роста микроорганизмов определяет продолжительность пребывания ила в системе - возраст ила ( $\Theta$ ),  $\Theta = 1/\mu_N$ , сут. Энергетический коэффициент при нитрификации не велик, что в свою очередь обуславливает низкие удельные скорости роста автотрофных микроорганизмов. Поэтому для осуществления устойчивого процесса нитрификации необходимо поддерживать постоянно высокий возраст ила. Возраст ила определяется отношением общей массы ила в системе к скорости его удаления из системы, однако при расчете процесса нитрификации необходимо учитывать только массу ила, находящегося в аэробных условиях. Удельная скорость роста нитрификаторов, чрезвычайно чувствительна к температурному режиму. На рис. 6.2. представлена зависимость достаточного для нитрификации возраста ила от температуры обрабатываемой сточной воды.

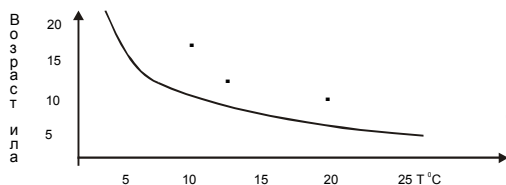


Рис. 6.2. Возраст ила необходимый для процесса нитрификации (по данным справочника по современным технологиям очистки природных и сточных вод и оборудованию 2002 г)

Уравнение баланса азота в процессе его трансформации в биореакторах может быть представлено уравнением:

$$C_{N-NO_3}^o = C_{N-NH_4}^u + C_{N-NH_4}^o - C_{N-NH_4}^a - C_{N-NH_4}^o, \text{ мг/дм}^3,$$

где:  $C_{N-NO_3}^o$ , мг/дм<sup>3</sup> - концентрация азота нитратов, образовавшегося в процессе нитрификации;  $C_{N-NH_4}^u$  - Общая концентрация азота (органического и аммонийного) в исходных сточных водах, мг/дм<sup>3</sup>;  $C_{N-NH_4}^o$  - концентрация азота аммонийного, поступающего в очищаемые сточные воды в процессе эндогенного дыхания, мг/дм<sup>3</sup>.

В аэротенке–нитрификаторе концентрация гетеротрофных микроорганизмов значительно превышает концентрацию автотрофов, поэтому основное количество азота аммонийного, поступающего в систему в процессе эндогенного дыхания связано в основном с самоокислением именно гетеротрофных микроорганизмов, скорость отмирания которых составляет 0,08 сут<sup>-1</sup>,

$$C_{N-NH_4}^o = (a_1 V K_1 K_2 K_3) / Q, \text{ мг/дм}^3,$$

где:  $a_1$  – доза ила по беззольному веществу, г/дм<sup>3</sup>;  $V$  – объем аэрационной зоны аэротенка-отстойника, м<sup>3</sup>;  $K_1$  - константа скорости отмирания гетеротрофного ила, сут<sup>-1</sup>;  $K_2$  – степень распада беззольного вещества ила, принимается в зависимости от величины произведения температуры жидкости и возраста ила ( $T\Theta$ ), например при  $T\Theta = 200$ , распад беззольной части ила составит 0,32, при  $T\Theta = 600$  – 0,42, при  $T\Theta = 1000$  – 0,46;  $K_3 = 0,09$  г<sub>N</sub>/г<sub>ила</sub> – количество азота аммонийного поступающего в систему при самоокислении бактерий;  $C_{N-NH_4}^a$ , мг/дм<sup>3</sup> - концентрация азота, ассимилированного в процессе метаболизма микроорганизмов,

$$C_{N-NH_4}^a = 14/113(Y_n) (Len - Lex) \text{ мг/дм}^3; Y_n - \text{удельный прирост ила, } Y_n = 0,4/(1+0,06\Theta), \text{ мг}_{\text{ила}}/\text{мг}_{\text{БПКн}}; C_{N-NH_4}^o - \text{концентрация азота аммонийного в очищенной воде, мг/дм}^3.$$

Удаление азота нитратов осуществляют в процессе диссимилиационного восстановления – денитрификации. Многие

бактерии - факультативные анаэробы в актах дыхания используют связанный кислород нитратов и восстанавливают нитрат с выделением молекулярного азота или закиси азота  $N_2O$ . Газообразные формы азота в процессе аэрации переходят из очищаемой воды в атмосферу. Денитрификаторы являются хемоорганогетеротрофами и для процесса метаболизма им необходим органический углерод. При использовании в качестве органического питания исходных сточных вод, концентрация органических веществ в денитрификаторе по БПК<sub>5</sub> должна быть не менее чем на 20% выше концентрации химически связанного кислорода, или иначе, должно быть соблюдено условие:  $БПК_5 = 4C_{N-N_03}$ .  
Общее количество органических веществ, подаваемых в денитрификатор должно составлять:  $QC + qC_1 = 4C_{N-N_03} Q_1$ ,  
где:  $Q$ , м<sup>3</sup>/сут;  $C$ , мг/ дм<sup>3</sup> – объём и концентрация органических веществ сточных вод, поступающих из аэротенка-отстойника в денитрификатор;  $q$ , м<sup>3</sup>/сут;  $C_1$  мг/ дм<sup>3</sup> - объём и концентрация органических веществ в осветленных сточных водах, используемых в качестве подпитки органическим углеродом;  $Q_1$ , м<sup>3</sup>/сут – общий объём сточных вод в денитрификаторе,  
 $Q_1 = Q + q$ , м<sup>3</sup>/сут, тогда  
 $q = Q(4C_{N-N_03} - C)/(4C - C_1)$ , м<sup>3</sup>/сут.

Если в качестве носителя углеродного субстрата используют исходные или осветленные сточные воды, то следует учесть в них наличие азота аммонийного. Расчет остаточной концентрации которого, после процесса денитрификации ( $C_N^d$ ) можно производить согласно уравнению:

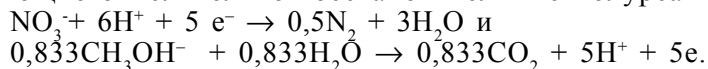
$$C_N^d = (QC_{N-NH_4}^o + q C_{N-NH_4}^n) / Q_1 - C_{N-NH_4}^a, \text{ мг/дм}^3,$$

где:  $C_N^d$  – концентрация азота аммонийного после денитрификатора, мг/дм<sup>3</sup>;  $C_{N-NH_4}^o$  – концентрация азота аммонийного в очищенных сточных водах, поступающих из КС, мг/дм<sup>3</sup>;  $C_{N-NH_4}^n$  – концентрация азота аммонийного в исходных сточных водах, мг/дм<sup>3</sup>;  $C_{N-NH_4}^a$  – концентрация азота аммонийного, ассимилированного в процессе денитрификации, мг/дм<sup>3</sup>.  
Объём сооружения, при использовании для денитрификации свободноплавающего ила, определяется произведением объёма обрабатываемых сточных вод и продолжительностью их пребывания в денитрификаторе, которая, в свою очередь зависит от скорости восстановления нитратов. В процессе биохимической эволюции у денитрификаторов сохранился и развился такой тип обмена веществ, при котором водород, отщепленный от органического субстрата, переносится на связанный кислород нитратов. Нитраты в этом случае являются акцептором электронов, и азот нитрата восстанавливается до молекулярного азота и дру-

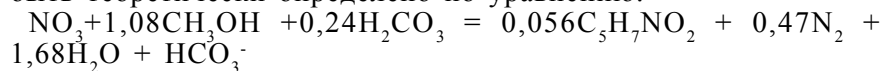
гих газообразных форм. Денитрификаторы по типу метаболизма являются хемоорганогетеротрофами, они и для получения энергии (в результате окислительно-восстановительной реакции, сопровождающейся переносом протонов и электронов) и для синтеза клеточного вещества используют органические вещества. Теоретически потребность в органическом веществе может быть определена по стехиометрическим коэффициентам соответствующих уравнений реакций. Например, если в качестве энергетического углеродного субстрата рассмотреть метанол и учесть, что денитрификация протекает в две стадии, то можно составить следующие уравнения реакции:

1 стадия:  $\text{NO}_3^- + 0,33\text{CH}_3\text{OH} = \text{NO}_2^- + 0,67\text{H}_2\text{O}$

2 стадия:  $\text{NO}_2^- + 0,5\text{CH}_3\text{OH} = 0,5\text{N}_2 + 0,5\text{CO}_2 + 0,5\text{H}_2\text{O} + \text{OH}^-$ , общая трансформация азота нитратного достигается в результате процесса, который может быть представлен как результат сложения указанных уравнений реакций:  $\text{NO}_3^- + 0,833\text{CH}_3\text{OH} = 0,5\text{N}_2 + 0,833\text{CO}_2 + 1,167\text{H}_2\text{O} + \text{OH}^-$ . В этом уравнении метанол служит донором электронов, а нитраты являются акцептором. Это может быть показано при разделении уравнения на следующие окислительно-восстановительные полуреакции:



Нитраты получают электроны, и алгебраическая сумма заряда азота уменьшается, следовательно, это акцептор электронов, источник углерода метанол теряет электроны, окисляясь до  $\text{CO}_2$ , следовательно, он является донором электронов. Теоретическая потребность в метаноле для удовлетворения энергетических нужд метаболизма составляет 1,9 мг/мг N- $\text{NO}_3^-$ . Необходимое количество метанола для синтеза клеточного вещества может быть теоретически определено по уравнению:



Потребление метанола с учетом синтеза биомассы увеличивается до 2,47. Установлено, что полное протекание процесса денитрификации возможно при соотношении метанола к азоту нитратному – 3 мг/мг. Несмотря на то, что метанол может быть признан идеальным углеродным субстратом, так как не содержит азота и является легкоокисляемым веществом, однако стоимости продукта и организации процесса достаточно велики, что заставляет искать альтернативные источники углеродного питания. Целесообразность того или иного субстрата может быть определена кроме экономичес-



кой составляющей оценки процесса и технологическим показателем – скоростью денитрификации. Скорость денитрификации в свою очередь определяет конструктивные размеры сооружения, что также влияет на стоимость процесса. Естественно, наиболее эффективно процесс протекает при использовании легко-разлагаемого органического субстрата, например метанола, этанола, органических кислот. В справочном пособии к СНиП 2.03.04-85, приводятся значения максимальной скорости денитрификации при использовании метанола или этанола, которые соответственно равны 58,8 и 44,9 мгN-NO<sub>3</sub>/(гч). Так как максимальные скорости денитрификации относятся к оптимальному режиму процесса (температура около 30<sup>o</sup>C, pH = 7,0 – 7,5), который в реальных условиях, как правило, не воспроизводится, то скорость денитрификации понижается и изменяется для указанных видов субстратов в основном в диапазоне 6,0 – 11 мгN-NO<sub>3</sub>/(гч). При исследовании процессов денитрификации на действующих очистных сооружениях во Флориде Zemaitis показал, что сточные воды пивзаводов могут заменить метанол, когда используются в системах с взвешенным илом.

Установлено, что скорость денитрификации составила 9,16 – 10,4 мгN-NO<sub>3</sub>/г<sub>ила</sub> ч, при использовании в качестве углеродного субстрата сточных вод пивзавода и 7,5 мгN-NO<sub>3</sub>/г<sub>ила</sub> ч, при использовании метанола. Christensen (штат Калифорния) установил, что в качестве альтернативного метанола углеродного питания могут быть использованы органические кислоты, в частности очень эффективным для денитрификации является смесь летучих кислот в сточных водах фабрики промежуточных нейлонов. Скорость денитрификации достигала 15 мгN-NO<sub>3</sub>/г<sub>ила</sub> ч при 20<sup>o</sup>C и 4,17 мгN-NO<sub>3</sub>/г<sub>ила</sub> ч при 10<sup>o</sup>C. Эти скорости также сравнимы с теми, что были получены при использовании метанола. Central Contra Costa Sanitary District's Advanced Treatment Test была протестирована патока в качестве заменителя метанола, максимальная скорость денитрификации была получена при 16<sup>o</sup>C в реакторе со взвешенным слоем ила и составила 1,5 мгN-NO<sub>3</sub>/г<sub>ила</sub> ч. При использовании осветленных сточных вод в качестве углеродного питания скорость денитрификации составила 2,9 мгN-NO<sub>3</sub>/г<sub>ила</sub> ч по данным исследователей Нью-Джерси установлено, что максимальная скорость удаления азота нитратов ( $\rho^d$ , мгN-NO<sub>3</sub>/(г<sub>ила</sub> ч)) в зависимости от температуры изменяется и составляет при 10<sup>o</sup>C – 2,08; 15<sup>o</sup>C – 3,33; 20<sup>o</sup>C – 6,25 и при 25<sup>o</sup>C – 8,3 мгN-NO<sub>3</sub>/(г<sub>ила</sub> ч).

Наиболее применяемой схемой сооружений с активным илом, производящей одновременную очистку соединений угле-

рода и азота, является 4 секционная схема Барденпо (рис.6.3.). Чтобы эффективно осуществлять денитрификацию, используется углерод поступающих сточных вод, а также образующейся в результате эндогенного распада биомассы. Аммоний проходит через первую бескислородную зону, а далее превращается в нитриты и нитраты в первой аэробной зоне. Последние частично возвращаются назад в первую бескислородную зону, а также идут во вторую бескислородную зону для проведения дополнительной денитрификации с использованием эндогенного углерода. Во второй аэробной зоне происходит выделение молекулярного азота в атмосферу. Упрощенный расчет 4-секционной схемы Барденпо согласно (Metcalf & Eddy, 1994) приводится ниже.

При условии полной денитрификации нитратов, возвращенных в аноксичную зону и пренебрегая усвоением азота, коэффициент рециркуляции  $R$  (сточной жидкости и возвращаемого ила) записывается в виде

$$R = \frac{(NH_4^+ - N)_0 - (NH_4^+ - N)_e}{(NO_3^- - N)_e} - 1$$

где  $(NH_4^+ - N)_0$ ,  $(NH_4^+ - N)_e$  - входящая и выходящая концентрации аммонийного азота (мг/дм<sup>3</sup>), соответственно;  $(NO_3^- - N)_e$  - выходящая концентрация нитратного азота, (мг/дм<sup>3</sup>).

Поскольку бактерии-нитрификаторы могут расти только в аэробной зоне, время пребывания ила, требуемое для нитрификации, может быть записано как

$$\theta'_c = \frac{\theta_c}{V_{aer}}$$

где  $\theta'_c$  и  $\theta_c$  - время пребывания ила в системе Барденпо и традиционной системе с активным илом, требуемое для нитрификации,  $V_{aer}$  - доля аэробной фракции в системе Барденпо.

Из уравнений материального баланса в традиционной системе с активным илом концентрация ила определяется в соответствии с уравнением:

$$X = \frac{\theta_c}{\theta} \frac{Y(S_0 - S)}{(1 + k_d \theta_c)}$$

Отсюда полное время пребывания в аэробных зонах системы Барденпо может быть вычислено согласно уравнению:

$$\theta_a = \frac{\theta_c' Y_h (S_0 - S)}{X_a (1 + k_d f_{VSS} \theta_c')}$$

где  $\theta_a$  - полное время пребывания сточной жидкости в аэробных зонах (сут),  $Y_h$  - экономический коэффициент ( $Y_h = 0,55$  мгVSS/мг БПК<sub>5</sub>),  $S_0 - S \approx S_0$  - количество БПК потребляемое в системе,  $k_d$  - коэффициент эндогенного распада биомассы (сут<sup>-1</sup>),  $X_a$  - концентрация активного ила (мг/дм<sup>3</sup>),  $f_{VSS}$  - разлагаемая фракция  $X_a$  в процессе аэрации.

Поскольку разлагаемая фракция изменяется с изменением  $\theta_c'$  и  $k_d$  более корректно она записывается в виде:

$$f_{VSS} = \frac{f_{VSS}'}{1 + (1 - f_{VSS}') k_d \theta_c'}$$

где  $f_{VSS}'$  - константа, обычно принимаемая между 0,75 и 0,8. Время пребывания в аноксичной зоне записывается в виде:

$$\theta_{DN} = (1 - V_{aer}) \theta_a$$

где  $V_{aer}$  - доля аэробных зон.

Время пребывания в аноксичной зоне, необходимое для денитрификации, в свою очередь, записывается в виде:

$$\theta_{DN}' = \frac{N_{Denit}}{U_{DN} X_a}$$

где  $N_{Denit}$  - количество нитратов для денитрификации (мг/ дм<sup>3</sup>),  $U_{DN}$  - характерная скорость денитрификации (сут<sup>-1</sup>). Если  $\theta_{DN} \neq \theta_{DN}'$ , вычисления продолжаются для различных величин  $V_{aer}$ .

Согласно справочнику (Metcalf & Eddy 1994), численный расчет для следующих выбранных параметров имеет вид:

входящая концентрация БПК 200 мг/дм<sup>3</sup>, входящая концентрация аммонийного азота 25 мг/ дм<sup>3</sup>, выходящая концентрация аммонийного азота 1,5 мг/дм<sup>3</sup>, выходящая концентрация нитратного азота 5 мг/дм<sup>3</sup>,

температура 15°C:

$$Y_h = 0,55 \text{ мг VSS/мг БПК}_5, \quad k_d = 0,04 \text{ сут}^{-1} \text{ (15 } ^\circ\text{C)},$$

$$U_{DN} = 0,042 \text{ мгNO}_3 - N / \text{мгVSS сут}, \text{ содержание растворенного}$$

кислорода в аэробных зонах  $2 \text{ г/дм}^3$ ,  
 $X_a = 2500 \text{ мг/дм}^3$ ,  $\theta_c = 8,9 \text{ сут}$  для денитрификации,  
 $V_{aer} = 0,71$ ,  $f_{VSS} = 0,8$ .

В итоге в соответствии с приведенными уравнениями получаем

$$R = \frac{25 - 1,5}{5} - 1 = 3,7;$$

$$\theta'_c = \frac{8,9}{0,71} = 12,5 \text{ сут}, \quad f_{VSS} = \frac{0,8}{1 + (1 - 0,8)0,04 \text{ сут}^{-1} 12,5 \text{ сут}} = 0,73,$$

$$\theta_a = \frac{(0,55 \text{ мг VSS/мг БПК})(200 \text{ мг/дм}^3)(12,5 \text{ сут})}{2500 \text{ мг VSS/дм}^3 [1 + (0,04 \text{ сут}^{-1})(0,73)(12,5 \text{ сут})]} = 0,4 \text{ сут} = 9,6 \text{ час}$$

$$\theta_{DN} = (1 - 0,71)(0,40) = 0,12 \text{ сут} = 2,9 \text{ час},$$

$$\theta'_{DN} = \frac{(25 - 1,5 - 5) \text{ мг/дм}^3}{(0,042 \text{ сут}^{-1})(2500 \text{ мг/дм}^3)} = 0,18 \text{ сут} = 4,3 \text{ час}.$$

## 6.2. Методы дефосфотизации

Традиционным способом удаления фосфора из сточных вод является химический, при котором фосфаты осаждаются путем добавления солей кальция, магния и железа. Суть биологического метода удаления фосфора состоит в том, что микроорганизмы активного ила ассимилируют фосфор и вместе с избыточным илом фосфор выводится из системы. Избыточный ил после его удаления может быть использован в качестве органического удобрения, если он не содержит токсичных соединений и патогенных микроорганизмов. Для традиционных очистных сооружений, производящих очистку хозяйственно-бытовых сточных вод, общее относительное содержание соединений фосфора в массе ила (мг  $\text{PO}_4\text{-P}$ /мг сухого вещества) составляет от 0,01 до 0,02 мг-Р/мг (Яковлев, Карюхина, 1980). Однако включение анаэробной стадии в традиционную схему очистки сточных вод приводит к тому, что количество фосфора, поглощаемого активным илом, увеличивается в несколько раз. При чередовании анаэробных и аэробных условий бактерии рода *Acinetobacter*, обладающие повышенной способностью к аккумулярованию фосфатов (Matsuo, Mino, 1984), закрепляются в сообществе микроорганизмов активного ила.

Среди наиболее известных схем сооружений с активным илом, удаляющих одновременно соединения углерода, азота и фосфора, можно выделить  $A^2/O$  процесс, 5-секционный процесс Барденпо, UCT процесс (рис. 6.3, 6.4).

Типичные характеристики и сравнение этих процессов даны в табл. 6.2.

Преимущества и недостатки сооружений биологической очистки с одновременным удалением соединений углерода, азота и фосфора приведены в табл. 6.3.

*$A^2/O$  процесс.* Ключевым фактором для биологического удаления фосфора является поочередное пребывание микроорганизмов в анаэробных и аэробных условиях. Аноксичная зона, время пребывания в которой около 1 часа, необходима для денитрификации, при которой химически связанный кислород в форме нитратов или нитритов поступает при возврате сточной воды и ила из аэробной секции. Выходящая концентрация фосфора достигает 2 мг/дм<sup>3</sup>.

*Процесс Барденпо (Bardenpho).* 5-секционная схема включает анаэробную, 2 аноксичные и 2 аэробные стадии. Вторая аноксичная зона обеспечивает дополнительную денитрификацию с потреблением нитрата в качестве акцептора электронов, продуцированного в аэробной секции и органический углерод в качестве донора для электронов в ходе окислительно-восстановительной реакции. В конечной аэробной стадии газообразный азот уходит в атмосферу. Эта же стадия обеспечивает минимальный выход фосфора во вторичный отстойник. Смесь ила и сточной воды рециркулирует из 1-й аэробной зоны в аноксичную зону.

*UCT процесс.* Эта схема похожа на  $A^2/O$  процесс, однако, возвратный ил возвращается в аноксичную зону, и внутренний рецикл реализуется из аноксичной зоны в анаэробную зону. Тем самым, не осуществляется подача нитратов в анаэробную зону, улучшая выделение фосфора в анаэробной зоне. Внутренний рецикл улучшает утилизацию органики в анаэробной стадии. Выходящий поток из аноксичной зоны содержит значительное количество БПК, но мало нитратов. Рецикл из аноксичной зоны обеспечивает оптимальные условия для ферментации.

Таблица 6.2.

**Характерные параметры схем комбинированного удаления соединений углерода, азота и фосфора из сточных вод (Metcalf & Eddy, 1994).**

Характеристика	Единицы	A <sup>2</sup> O	Процесс Барденпо	УСТ
Отношение загрязнений к массе активного ила, (F/M)	кг БПК/кг сут	0,15-0,25	0,1-0,2	0,1-0,2
Время пребывания активного ила, $\theta_c$	сут	4-27	10-40	10-30
Активный ил	г/ дм <sup>3</sup>	3-5	2-4	2-4
Время пребывания сточной жидкости, $\theta$	ч			
Анаэробная зона		0,5-1,5	1-2	1-2
Аноксичная зона 1		0,5-1,0	2-4	2-4
Аэробная зона 1		3,5-6,0	4-12	4-12
Аноксичная зона 2			2-4	2-4
Аэробная зона 1			0,5-1,0	
Возврат активного ила	% от входящей жидкости	20-50	50-100	50-100
Внутренний рецикл	% от входящей жидкости	100-300	400	100-600

Таблица 6.3

**Преимущества и недостатки сооружений биологической очистки с одновременным удалением соединений углерода, азота и фосфора (Metcalf & Eddy, 1994).**

Процесс	Преимущества	Недостатки
A <sup>2</sup> O	Избыточный ил имеет высокое содержание фосфора (3-5 %) и может использоваться как удобрение	При низких температурах очистка идет плохо
Барденпо	Количество избыточного ила минимально. Ил имеет высокое содержание фосфора и может использоваться как удобрение. Общий азот снижается до минимального уровня.	Требует большие объемы сооружений и затраты электроэнергии чем A <sup>2</sup> /O. Первичный отстойник сокращает удаление азота и фосфора. Идет при высоких БПК/Р.
УСТ	Имеет несколько меньшие объемы сооружений, чем Барденпо.	Идет при высоких БПК/Р. Требует больших затрат электроэнергии на внутренние рециклы.

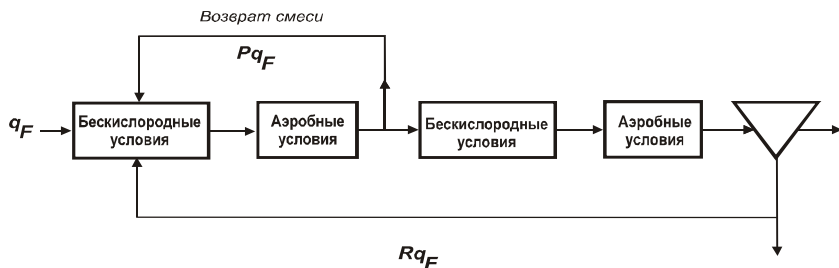
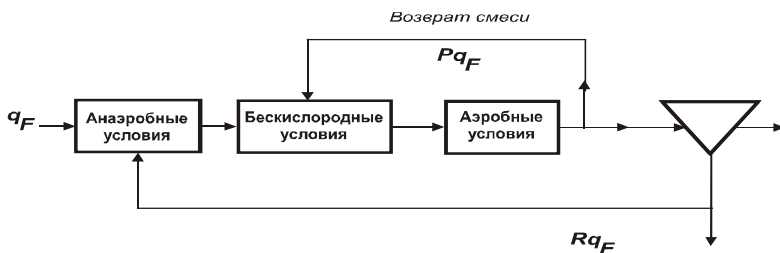
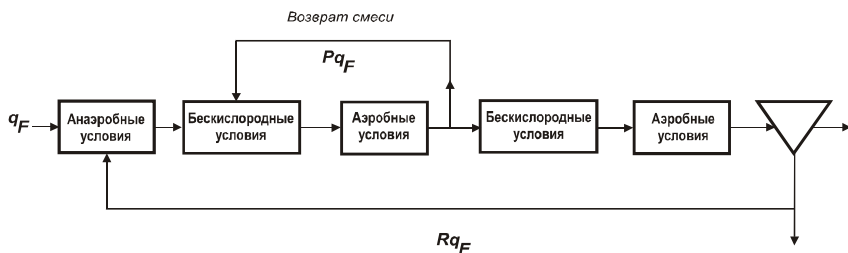


Рис 6.3. Схема Барденпо для удаления соединений азота.

а



б



в

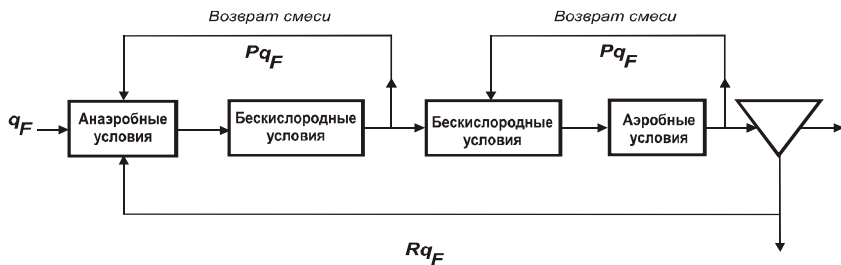


Рис. 6.4 (а, б, в). Три наиболее известные схемы для одновременного биологического удаления соединений азота, фосфора и углерода

Как показали исследования, проведенные МГП «Мосводоканалом» на опытно-промышленной линии аэротенков, приведенные схемы и их сравнительные характеристики, полученные за рубежом, не могут быть использованы без адаптации на очистных сооружениях городов России. Основной причиной является недостаточное количество биоразлагаемых веществ для реализации одновременно и процесса денитрификации и дефосфотизации. Специалистам МГП «Мосводоканал» удалось показать, что подача неосветленных сточных вод в анаэробную зону аэротенка позволяет получить более высокое качество очистки по фосфору, однако отмечалась неустойчивость процесса. В ходе исследований было установлено, что возможно совмещение процессов денитрификации и дефосфотизации в разных зонах одного сооружения при низких концентрациях органических веществ, в этом случае для реализации стабильно протекающего процесса дефосфотизации целесообразно в анаэробную зону аэротенка подавать активный ил из аноксидной зоны, после процесса денитрификации, в этом случае исключается конкуренция между денитрификаторами и РАО - бактериями за субстрат. Таким образом, следует отметить, что осуществление биологической денитрификации и дефосфотизации может быть реализовано на сооружениях городов России, имеющих специфически низкие концентрации органических соединений в сточных водах при высоких значениях соотношений N/БПК и P/БПК, однако выбор рациональной схемы должен быть произведен опытным путем, специалистами, имеющими навыки наладки сооружений подобного типа. По-видимому, наиболее целесообразно вводить схему биологической дефосфотизации на очистных сооружениях большой производительности. В случае очистных сооружений, обеспечивающих обслуживание небольших населенных пунктов, по-прежнему может быть актуальной схема физико-химической дефосфотизации.

### **6.3. Диалоговые компьютерные программы для расчета биологических сооружений**

Рабочей группой под эгидой международной водной ассоциации IWA была разработана математическая модель системы с активным илом (Activated..., 1986), в которой подробно описывались, как процессы окисления органических загрязнений, так и процессы трансформации соединений азота. В модели также учитывалось, что соединения азота и углерода могут находиться в растворенном и взвешенном состоянии.



Суммарная концентрация загрязнений подразделялась на инертную, трудноокисляемую и легкоокисляемую фракции. В число переменных модели входили также концентрация растворенного кислорода и щелочность. За 15 последующих лет популярность этой модели превзошла все ожидания, и к настоящему времени существует уже несколько версий ее, в частности учитывается накопление органического вещества клетками микроорганизмов (Modelling and Microbiology..., 1999).

Для инженерных расчетов Васильевым и Вавилиным (Васильев, Вавилин, 1990; Вавилин и др., 1993) была предложена более упрощенная диалоговая программа “Азот”, рассчитывающая основные параметры системы с активным илом, допускающая стационарные условия системы. В ней рассматривались различные схемы многосекционного аэротенка, определялись оптимальные значения таких параметров как относительные объемы секций и распределение потоков между ними. По заданной выходной концентрации соединений азота определялся минимальный объем реактора. Проведенное с помощью программы “Азот” сравнение различных схем многосекционных аэротенков показало, что система Барденпо оказалась наиболее эффективной. Однако за эту эффективность необходимо платить энергией, затрачиваемой на работу насосов, перекачивающих иловую смесь. С увеличением коэффициента рециркуляции иловой смеси  $P$  показатели очистки по азоту улучшаются. Большое влияние на эффективность удаления азота оказывает выбор относительных величин потоков и объемов различных секций. Для всех схем оптимальные значения этих величин зависят от работы очистных сооружений. Можно отметить, что с увеличением органической нагрузки доля аэробной зоны аэротенков должна увеличиваться, а доля бескислородной зоны – уменьшаться. Увеличение коэффициента рециркуляции возвратного ила  $R$  оказывает положительное влияние на процесс удаления азота, причем это влияние тем сильнее, чем больше величина органической нагрузки. При оценке биологического удаления соединений фосфора необходимо рассматривать клеточные механизмы запасаения полифосфатов микроорганизмами активного ила (Vasiliev et al., 1994).

## **Раздел 7. СООРУЖЕНИЯ БИОЛОГИЧЕСКОЙ ОЧИСТКИ СТОЧНЫХ ВОД РНИИ АКХ**

### **7.1. Устройство и принцип работы комбинированных сооружений**

С 1982 г. в Ростовском научно-исследовательском институте Академии коммунального хозяйства по планам НИР и ОКР Минжилкомхоза, Минсельхоза, Госстроя России разрабатывалась система новых типов сооружений очистки сточных вод поселков, городов и предприятий по производству и переработке сельскохозяйственной продукции. Центральным звеном системы являются комбинированные сооружения (КС), имеющие признаки биофильтров и аэротенков-отстойников. В отличие от биофильтров-стабилизаторов, в КС биофильтры представляют собой не основной, а составной элемент. Емкость, расположенная под биофильтром выполняет функцию аэробного очистного сооружения с активным илом. В КС реализована система водоструйной аэрации, позволяющая сделать работу сооружения более надежной и экономически выгодной по сравнению с применением компрессорного оборудования или механических аэраторов.

Оригинальное технологическое решение КС позволяет обеспечить очистку хозяйственно-бытовых и производственных сточных вод. Конструктивные особенности КС определены их производительностью.

Для очистки концентрированных и высококонцентрированных сточных вод и при необходимости удаления биогенных элементов, технологическая схема может быть дополнена биокоагуляторами, анаэробными и аэробными реакторами, с применением специфических конструктивных решений, сооружениями для физико-химической обработки сточных вод.

Комбинированные сооружения состоят из двух основных технологических узлов – биофильтров и расположенных под ними аэротенков-отстойников /25, 26, 27, 28, 29/. Для обеспечения биологического процесса биодegradации органических и биотрансформации неорганических поллютантов кислородом и поддержания ила в аэрационной зоне аэротенка-отстойника во взвешенном состоянии применена водоструйная аэрация. В состав сооружений входят также камера смешения и циркуляционные насосы. На рис. 7.1. представлена схема КС.

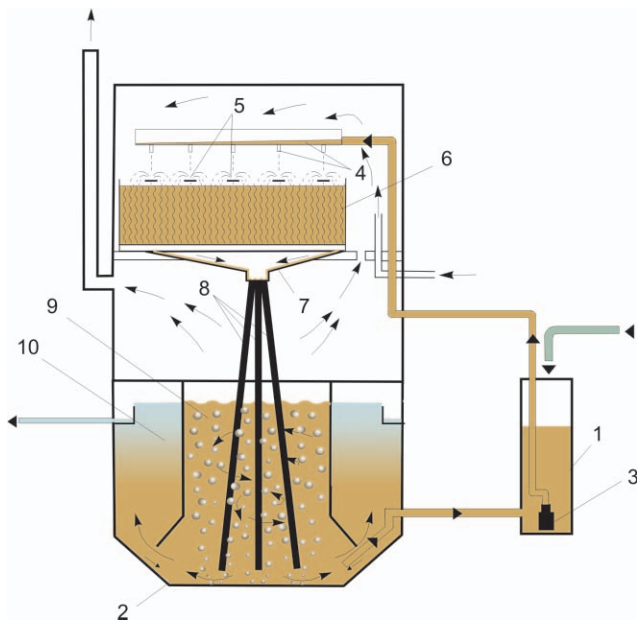


Рис. 7.1. Схема КС

Сточные воды после предварительной механической очистки (отделение грубодисперсных взвесей и песка) направляются в камеру смешения (1), в которой происходит смешение сточных вод с иловой жидкостью, поступающей из аэротенка-отстойника (2). Из камеры смешения смесь сточных вод с илом подается циркуляционным насосом (3) в систему орошения биофильтра, которая состоит из водораспределительных лотков со сливными патрубками (4) и отражательных дисков (5). Падающие струи жидкости дробятся на дисках и орошают плоскостную загрузку биофильтра (6). Жидкость, прошедшая через биофильтр, собирается поддоном (7) и по аэрационным колоннам (8) направляется в аэрационную зону аэротенка-отстойника (9).

При движении жидкости по аэрационной колонне в ней формируется зона пониженного давления, и в верхней части колонны образуется вихревая воронка, в которую вовлекается воздух. Специфическое расположение колонн в аэрационной зоне (различные углы наклона труб, расстояния от нижних концов

колонн до днища 0,2 – 0,4 м) формирует движение газожидкостных потоков, которое, наряду с всплывающими пузырьками воздуха обеспечивает эффективное перемешивание иловой смеси в аэрационной зоне. Из зоны аэрации иловая смесь поступает в зоны отстаивания (10), в которых происходит ее разделение. Основная часть ила уплотняется и через щели между зонами аэрации и отстаивания, возвращается в зону аэрации, другая часть ила увлекается восходящим потоком очищенных вод и образует в зоне отстаивания слой взвешенного ила, задерживающего мелкие частицы загрязнений и ила, тем самым предотвращая вынос взвешенных веществ и повышая эффект очистки сточных вод.

Таким образом, конструктивная особенность аэротенка-отстойника КС позволяет поддерживать концентрацию ила в зоне аэрации более 4 – 6 г/дм<sup>3</sup> при его высоком возрасте, что не характерно для аэротенков обычных классических конструкций. В КС возможно производить глубокую очистку сточных вод при достаточно высокой нагрузке на ил по органическому субстрату. Очищенная вода отводится через сборные лотки и направляется при необходимости на дальнейшую обработку или сбрасывается в водоем.

Насыщение обрабатываемой сточной жидкости кислородом осуществляется: – при растворении кислорода воздуха в воде в период орошения смесью сточных вод и ила загрузки биофильтра; – в результате массообменного переноса при пленочном истечении жидкости по поверхности плоскостной загрузки биофильтра; – насыщении обрабатываемой воды в аэротенке кислородом воздуха за счет дополнительного растворения кислорода в аэрационных колоннах и при подъеме пузырьков воздуха.

Принцип водоструйной аэрации в КС осуществляется при определенном уровне жидкости над верхними обрезами колонн, расположенных в приемке сборного поддона биофильтра, и определенных соотношениях высот колонн над поверхностью жидкости к заглубленной части; в этом случае возникают вихревые воронки с воздушными ядрами, проникающими в отверстия труб.

В аэраторах водоструйного типа используется тот же принцип, что и в гидрокомпрессорах. При исследовании работы гидрокомпрессоров, в данном случае наибольший интерес представляет величина подсоса воздуха при минимальных напорах

в опытах с гидрокомпрессорами струйного типа, оголовки которых являются водоструйным эжектором /30/. В соответствии с данными исследований объемный коэффициент эжекции  $q_v/Q_x = 1,7 - 0,9$  ( $q_v$  – расход воздуха,  $Q_x$  – расход жидкости) при максимальном КПД водоструйного эжектора – 0,68-0,76. Потери напора в эжекторе изменяются при этом от 0,35 до 1,5 м вод. ст.

Основным фактором, влияющим на воздухововлечение как в гидрокомпрессорных установках, так и в водоструйных эжекторах, является высота и диаметр колонны, по которой движется водовоздушный поток. В этом отношении интерес представляют исследования, проведенные Алексеевым М.И. /31/. При анализе результатов теоретических исследований по определению количества воздуха ( $q_v$ ), поступающего в вертикальные водоводы при безнапорном движении установлено следующее: - для каждого диаметра стояка существует расход жидкости, при котором  $q_v$  будет наибольшим, так как с увеличением расхода жидкости возрастает скорость ее движения, но одновременно уменьшается площадь сечения воздушного потока и, начиная с некоторого расхода жидкости площадь сечения воздушного потока, начнет убывать; - с увеличением высоты стояка  $q_v$  возрастает, так как увеличивается средняя скорость воздушного потока, стремящаяся в пределе к  $V_{max}$ ; - стабилизация эжектирующей способности жидкости (стабилизация  $q_v$ ) наступает при высоте стояка равной 90 диаметрам стояка ( $L=90 D$ ). При дальнейшем увеличении высоты стояка  $q_v$  будет изменяться незначительно. Впервые шахтный аппарат (водоструйный аэратор) был применен в практике очистки сточных вод на предприятии «Шварце Пумпе» (Германия) в 1966 году /32/.

## **7.2. Теория и расчет комбинированных сооружений**

В основу создания комбинированных сооружений была положена идея объединения положительных свойств биологических фильтров (высокие окислительные и массообменные свойства прикрепленной микрофлоры, жизнестойкость и низкие энергетические затраты на окисление загрязняющих веществ) и аэротенков-отстойников (высокий эффект очистки, возможность глубокой минерализации избыточного ила и возможность создания высокой концентрации ила в реакционном объеме).

КС представляют собой реакторы идеального смешения: сточная вода вначале смешивается с активным илом в камере смешения, затем контактирует с биоценозом биофильтра, по-

том равномерно вводится и перемешивается со всем объемом аэрационной зоны и под конец фильтруется через слой взвешенного ила находящегося в отстойной зоне. Конструкция КС исключает проскок неочищенных сточных вод и обеспечивает высокое качество очистки. Общая организация процесса очистки сточных вод, реализуемая в системе биофильтр - аэротенк-отстойник позволяет осуществлять процесс очистки сточных вод в режиме продленной аэрации, рассчитанном на полное окисление органических загрязнений, частичную минерализацию биомассы и нитрификацию.

Окисление органических загрязнений сточных вод в биофильтрах осуществляется иммобилизованной микрофлорой. Условия работы биофильтров КС являются специфическими и отличаются от условий, в которых работают существующие биологические фильтры: загрузка биофильтра орошается не осветленной сточной водой, а смесью сточных вод и активного ила, концентрация взвешенных веществ, таким образом, составляет 3 – 6 г/дм<sup>3</sup>; гидравлическая нагрузка в 2 – 3 раза выше, чем в традиционных высоконагружаемых биофильтрах и орошение загрузки производится непрерывно.

Так как существующие спринклерные оросители не обеспечивают равномерного распределения жидкости по поверхности загрузки при постоянном давлении жидкости в подводящей сети и часто засоряются, а вращающиеся реактивные оросители не обеспечивают равномерное орошение загрузки и ненадежны в длительной эксплуатации, было разработано новое стационарное устройство для орошения загрузки биофильтра основанное на падении и ударе струй жидкости об твердую поверхность. При ударе струя разделяется на множество капель, имеющих различные траектории падения.

В биофильтрах КС должны протекать не только процессы сорбции и деструкции органических загрязнений, с достижением более высокой степени очистки, но и осуществляться процессы нитри и денитрификации. С этой целью для установок небольшой производительности был разработан и испытан новый тип жесткой засыпной загрузки. Сочетание в загрузке свойств засыпных материалов (развитая поверхность контакта) и тарельчатых загрузок (повышенное время контакта) позволяет увеличить удельный вес биофильтра в процессе очистки и растворимость кислорода воздуха в жидкости при прохождении через биофильтр.

Для оптимизации гидродинамического режима движения жидкости и формирования развитой биологической массы, листы плоскостной загрузки должны иметь волнистую форму с расположением волн перпендикулярно потоку стекающей жидкости и шероховатую поверхность.

Разработан новый тип плоскостной загрузки, позволяющий увеличить массу иммобилизованной на поверхности материала микрофлоры и исключить заиливание загрузки. Увеличение слоя биомассы способствует развитию в ней нитрификаторов и денитрификаторов.

В конструкции КС аэротенки-отстойники предназначены для осуществления процессов биодеградации органических загрязнений, не задержанных биофильтрами, глубокую минерализацию биомассы и отделение ила от очищенной воды. В период повышенных органических нагрузок на ОСК, микрофлора биофильтра, имея ограниченную сорбционную способность по органическим веществам, может не справляться с изъятием органических веществ и активный ил аэротенков-отстойников работает на повышенных нагрузках по органическому веществу.

В дальнейшем, при выходе КС на нормальный режим работы, происходит перераспределение загрязняющих веществ между биоценозом биофильтра и активным илом. Нагрузка по органическим веществам на активный ил понижается.

Основными факторами, оказывающими влияние на биологическую очистку сточных вод, являются температуры исходных сточных вод и наружного воздуха. Средняя температура сточных вод в городах России в холодное время года колеблется в пределах 15 – 17 °С, температура вод в небольших и средних поселках 9 – 14 °С. В аэротенках с обычным режимом аэрации при температуре воздуха – 10, –20 °С, температура жидкости за время обработки падает на 1 – 3 °С, в аэротенках с продленным режимом аэрации, с перекрытием из щитов, на 4 – 9 °С, что приводит к замедлению или полному прекращению процесса биохимической очистки. В странах с жарким климатом высокие температуры сточных вод и воздуха и прямые солнечные лучи способствуют повышению температуры обрабатываемой жидкости до 35 °С и выше, что также отрицательно сказывается на растворимости кислорода воздуха и скорости процесса очистки. Выполнение очистных сооружений канализации в закрытом исполнении частично решает проблемы охлаждения или нагрева жидкости. Но основным направлением оптимизации тем-

пературного режима работы сооружений, по нашему мнению, является повышение коэффициента использования кислорода воздуха. Особенности конструктивного устройства КС позволяют довести коэффициент использования кислорода воздуха до 20 % (теоретически возможно использование до 30 %) за счет его многократной циркуляции совместно с обрабатываемой жидкостью. Это достигается следующим образом (рис. 7.1): наружный воздух поступает естественным путем в помещение биофильтра и за счет воздвоуховлечения в аэрационных колоннах движется сверху вниз через биофильтр, колонны и всплывает в аэрационной зоне. Далее использованный воздух частично удаляется в атмосферу или на дальнейшую обработку, частично перепускается в помещение биофильтра для дальнейшего участия в процессе массопередачи.

Так как обеспечение ила кислородом происходит за счет его растворения в иловой жидкости, при орошении биофильтра, при ее движении по поверхности загрузки биофильтра, а также в результате воздвоуховлечения и массообмена в колоннах и во время подъема пузырьков воздуха через слой жидкости, то необходимое количество кислорода воздуха определяется расчетом и обеспечивается соответствующей кратностью циркуляции сточных вод в сооружении.

Гидравлический КПД аэратора струйного типа составляет 0,6 – 0,65, что приближается к показателям среднепузырчатой аэрации. Но дополнительное растворение кислорода воздуха в жидкости при орошении и пленочном истечении по поверхности загрузки биофильтра КС ставит комбинированный способ аэрации в один ряд с лучшими устройствами пневмомеханической аэрации. Так как энергетические затраты в КС определяются в основном расходом электроэнергии, необходимым для получения частичного эффекта очистки в аэротенках-отстойниках (30 – 40 %), то удельный расход электроэнергии кВт.ч/м<sup>3</sup>, кВт/кгБПК<sub>п</sub> в 2 – 3 раза ниже, чем в известных аэрационных сооружениях. Кроме того, снижаются энергетические затраты по комплексу очистных сооружений за счет уменьшения расхода электроэнергии на обработку использованного воздуха.

Системы биологической очистки сточных вод, также как и массообменное оборудование (скрубберы, газовые абсорберы, ректификационные колонны) в химической промышленности и аэробные ферментеры в микробиологической промышленности, базируются на принципе насадочных или барботажных ко-



лонн. Появление нового принципа (КС) обладающего значительно меньшей энергоемкостью и нового типа жестких засыпных загрузок с более высокими массообменными характеристиками, предопределяет создание новых устройств для химического и микробного синтеза. Так использование в химической промышленности позволит снизить высоту массообменного оборудования с 50 – 90 до 15 – 20 м, применять вместо высоконапорных компрессорных и насосных агрегатов вентиляторы и низконапорные насосы.

*Принцип расчета блока биофильтров –  
аэротенков-отстойников*

Расчет биофильтров и аэротенков-отстойников производится с учетом конструктивных особенностей компоновки КС, а также на основании данных кинетики процесса биодegradации органических веществ, протекающих в данных сооружениях. Кинетические характеристики были получены в результате обработки многочисленных экспериментальных исследований, проведенных сотрудниками лаборатории очистки сточных вод РНИИ АКХ под руководством автора идеи В.П. Колесникова.

В целях обеспечения высокой технологичности процесса очистки, целесообразно рассчитывать биофильтры на 50 – 70% - ный эффект очистки. Эффект очистки в биофильтре в долях единицы от полного эффекта определяется по формуле:

$$\mathcal{E}_6 = \frac{\sigma \rho_6 F m}{q(L_{en} - L_{ex})},$$

где: -  $\sigma$ , (г/см<sup>2</sup>) - среднее количество биомассы, образующееся 1 см<sup>2</sup> поверхности загрузки по сухому веществу;  $\rho_6$  – средняя скорость окисления органических веществ в г БПК<sub>н</sub> на 1 г биомассы (по сухому веществу) в сутки для принятой расчетной температуры исходных сточных вод в зимнее время; F – площадь поверхности листов плоскостной загрузки см<sup>2</sup>. Этот параметр определяется по конструктивным соображениям и в соответствие с размерами принимаемой плоскостной загрузки; m – количество секций в КС; q – суточный объем очищаемых сточных вод, поступающих на КС, м<sup>3</sup>/сут; L<sub>en</sub> и L<sub>ex</sub> – концентрация органических веществ в исходной и очищенной сточной воде соответственно, гБПК<sub>н</sub>/м<sup>3</sup>.

Расчет аэротенка-отстойника сводится к определению объемов аэрационной и отстойной зон.

*Определение необходимого объема одной секции аэрации выполняется по формуле:*

$$W = qt/24m, \text{ м}^3,$$

где: t- продолжительность пребывания иловой жидкости в аэрационной зоне:

$$t = (1 - \Theta_0)(L_{en} - L_{ex})/a_i \rho_a, \text{ ч};$$

$a_i$  – доза ила г/дм<sup>3</sup>;  $\rho_a$  - средняя скорость полного окисления органических загрязнений в мг БПК<sub>п</sub> на 1 г сухого вещества ила в час.

Расчет зон отстаивания производится по гидравлической нагрузке  $q_{ssa}$ , м<sup>3</sup>/(м<sup>2</sup>.ч), с учетом концентрации активного ила в аэрационной зоне  $a_i$ , его индекса и  $J_i$ , см<sup>3</sup>/г.

Гидравлическую нагрузку на отстойную зону, зависящую от параметров  $a_i$ ,  $J_i$  следует принимать по табл. 7.1.

Таблица 7.1.

$a_i J_i,$	100	200	300	400	500	600
$q_{ms}, \text{ м}^3 / (\text{м}^2 \cdot \text{ч})$	5,6	3,3	1,8	1,2	0,8	0,7

### *Расчет комбинированной системы аэрации КС*

При проектировании системы аэрации следует учитывать интенсивность насыщения ила кислородом и интенсивность турбулентного режима в среде, исходя из этих условий, определяют кратность циркуляции сточных вод (n) и производительность циркуляционных насосов. Эмпирическим методом установлено, что при кратности циркуляции иловой смеси более 10, ухудшаются седиментационные свойства ила. Для комбинированных сооружений предназначенных для очистки хоз-бытовых сточных вод с БПК<sub>п</sub> 120 – 300 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>, кратность циркуляции иловой смеси (n) колеблется в пределах 3 – 8. В зависимости от концентрации загрязняющих веществ (по БПК<sub>п</sub>), назначается кратность циркуляции, определяется количество аэрационных колонн и выполняется поверочный расчет для сопоставления

количества растворенного кислорода в системе по принятым конструктивным решениям и необходимого для окисления заданного количества органических загрязнений.

Конструирование элементов водоструйной аэрации начинается с определения количества аэрационных колонн  $Z$  согласно уравнению:

$$Z = \frac{q n}{q_k m 24},$$

где:  $q_k$  – пропускной расход аэрационных колонн, м<sup>3</sup>/ч. Поверочный расчет баланса по кислороду выполняется по формуле:

$b(1 - \varepsilon_0) q (L_{en} - L_{ex}) \leq OC_k (K_0 - K_y) Z m 24 - [(C_1 q + C_2 q)(n - 1)]$ ,  
 Где:  $b$  – удельный расход кислорода в аэротенках, работающих по методу полного окисления, принимается равным 1,1 гО<sub>2</sub>/гБПК<sub>п</sub>;  $OC_k$  – окислительная способность аэрационных колонн, гО<sub>2</sub>/ч;  $K_0$  – коэффициент, учитывающий насыщение жидкости кислородом в биофилтре;  $K_y$  – коэффициент влияния углов наклона колонн на  $OC_k$ ;  $C_1$  и  $C_2$  – концентрация кислорода соответственно в очищенной воде (принимают 2 г/м<sup>3</sup>) и в иловой смеси, поступающей из аэротенка в камеру смешения (принимают 1,5 г/м<sup>3</sup>).

Левую часть уравнения обозначим  $Q_1$ , а правую –  $Q_2$ , тогда расчетную кратность циркуляции иловой смеси ( $n$ ) уточняют в соответствии с отношением:

$$n_p = n Q_1 / Q_2.$$

Производительность циркуляционных насосов определяют по уравнению:

$$q_n = q n_p / 24, \text{ м}^3/\text{ч}.$$

### 7.3. Расчетные параметры комбинированных сооружений

#### *Система комбинированной аэрации*

Исследование процессов массопердачи между фазами газ – жидкость в КС проводили в 1982 – 84 г.г. на крупномасштабных пилотных установках.

В соответствии с конструктивными решениями КС, учитывающими рациональную высоту сооружения, необходимую высоту проходов между аэротенком и поддоном биофилтра и достаточную глубину аэрационных емкостей, высоту аэраци-

онных колонн над уровнем жидкости в аэротенке следует принимать 2 – 2,5 м, заглубление колонн под уровень воды 2 – 3,7 м.

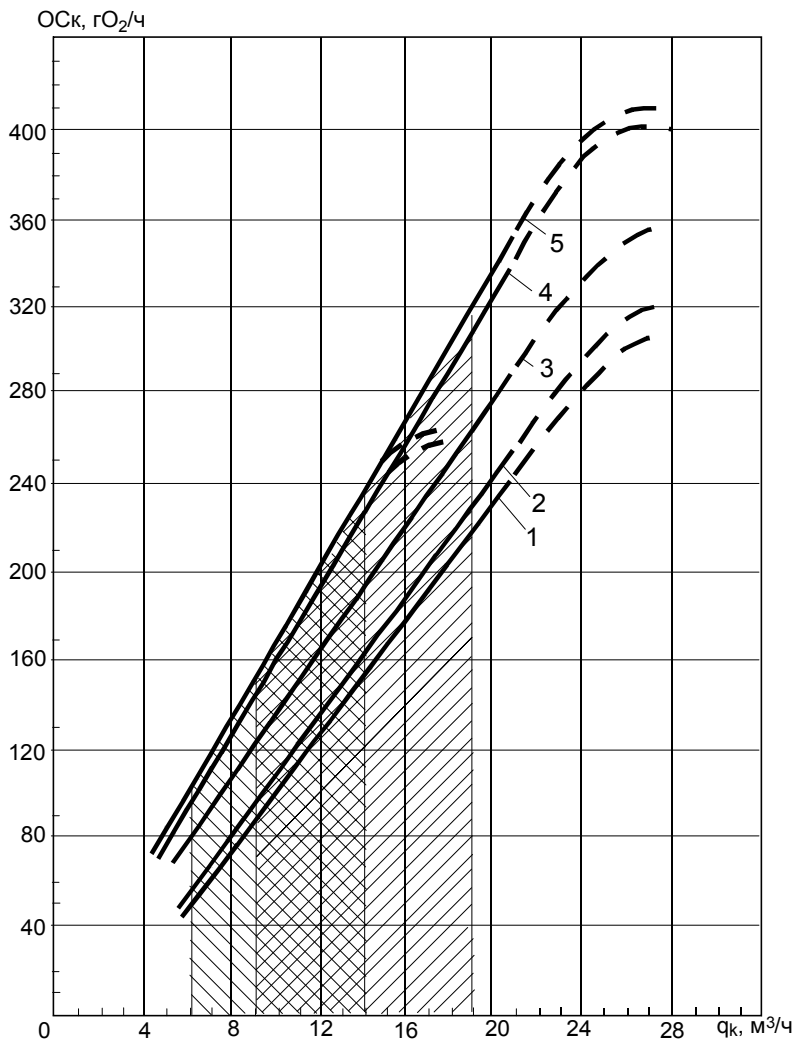
Экспериментальные исследования по определению окислительной способности колонн проводили при их высоте над уровнем воды – 2 м и при заглублении колонн под уровень воды на 1; 1,5; 2 и 3 м.

Определение коэффициента массопередачи ( $K_s$ ) и окислительной способности колонн ( $OC_k$ ) проводили по методу переменного дефицита кислорода:

$$K_s = \frac{138,18}{t_1 - t_0} \lg \frac{C_n - C_0}{C_n - C_t}, \text{ ч}^{-1}; OC_k = K_s C_{n1} \alpha w, \text{ г/ч},$$

где:  $C_n$  – равновесная концентрация кислорода в жидкости (зависит от температуры),  $\text{г/м}^3$ ;  $C_n = 11,25 \text{ г/м}^3$  – равновесная концентрация кислорода в водопроводной воде при стандартных условиях;  $C_0, C_t$  концентрация кислорода в системе в начале и в конце опыта,  $\text{г/м}^3$ ;  $t_0, t_1$  – время начала и конца опыта, мин;  $\alpha$  – поправка Пасвера на температуру жидкости;  $w$  – принятый для исследования объем воды,  $\text{м}^3$ .

Исследования проводили на модельной установке, состоящей из резервуара (имитация аэротенка), емкостью  $1500 \text{ дм}^3$ , циркуляционного насоса, сменных труб диаметром 37, 50 и 70 мм с приемными камерами. Для наблюдения за характером движения пузырьков воздуха в резервуаре были смонтированы окна из оргстекла. Замеры количества вовлекаемого воздуха производили с помощью крыльчатого анемометра. Воду в резервуаре предварительно обрабатывали сульфатом натрия (7,9 г/г кислорода) и хлористого кобальта (1 мг/ $\text{дм}^3$ ), что позволяло связать растворенный кислород, затем воду подавали в приемную камеру и далее направляли в аэрационную колонну. Расход воды регулировали, изменяя производительность насоса. Продолжительность эксперимента определяли временем достижения состояния равновесного насыщения кислородом воздуха воды. По вышеприведенным формулам были рассчитаны коэффициенты массопередачи, окислительные способности колонн  $\text{д}y$  50 и 70 мм в системе аэрационная колонна – аэротенк и построены соответствующие графики (рис. 7.2).



1 - заглубление колонны под уровень воды на 0,5 м; 2 - то же, на 1,0 м;  
 3 - то же, на 1,5 м; 4 - то же, на 2 м; 5 - то же, на 3 - 4 м


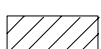
-  - оптимальная область применения колонны d<sub>y</sub> 50 мм
-  - оптимальная область применения колонн d<sub>y</sub> 70 мм

Рис. 7.2. График определения OC<sub>k</sub> d<sub>y</sub> 50, d<sub>y</sub> 70.

По результатам математической обработки практических данных, представленных на графике, была получена формула, выражающая зависимость ОСк от расхода сточных вод, подаваемых на одну колонну -  $q_k$ , и уровня заглубления колонны под поверхностью воды в аэротенке -  $x$ . Указанная зависимость имеет вид:  
 $ОСк = q_k (a_1 x^2 + a_2 x + a_3) + a_4 x^2 + a_5 x + a_6$ ,  
 где:  $a_i$  ( $i=1..6$ )-коэффициенты, учитывающие технические параметры.

При диаметре аэрационной колонны в пределах 45-70 мм и заглублении колонны от 0,5 до 1,5 м формула имеет вид:  
 $ОСк = q_k (0,4x^2 - 0,6x + 14,2) + 36,4x^2 - 34,6x - 37,8$ ;

При диаметре аэрационной колонны в пределах 45 -70 мм и заглублении колонны от 1,5 до 3,0 м формула имеет вид:  
 $ОСк = q_k (-3,7x^2 + 18,8x -6) + 9,7x^2 - 47,8x + 44$ ;

При диаметре аэрационной колонны в пределах 37 - 45 мм и заглублении колонны от 1,0 - 3,0 м формула имеет вид:  
 $ОСк = q_k (- 1,7x^2 + 8,7x + 8,7) - 0,84x^2 + 4,3x - 26,7$ .

Приведенные различные варианты вычисления ОСк ведутся с помощью единой компьютерной программы, которая разработана с учетом граничных условий параметров расхода сточных вод ( $м^3/ч$ ), подаваемых на одну циркуляционную колонну.

Границы эффективного применения данных формул вычисляются в программе в зависимости от диаметра колонны  $d$ , следующим образом:

$$q_{\min} = -3600d^2 + 582,4d - 14,1$$

$$q_{\max} = -12200d^2 + 1715d - 41,3$$

Определение режима течения жидкости по числу Рейнольдса -  $Re$ , в аэрационных колоннах может быть осуществлено в соответствии с формулами:

$$Re_{\min} = 4(- 3600d^2 + 582,4d - 14,1) / (\pi d \nu)$$

$$Re_{\max} = 4(- 12200d^2 + 1715d - 41,3) / (\pi d \nu)$$

где:  $\nu$  - коэффициент кинематической вязкости.

По данным предыдущих экспериментов, установлено, что эффективность процесса насыщения воды кислородом воздуха во многом зависит от количества кислорода, растворившегося в жидкости при орошении биофильтра. Для определения коэффициента, учитывающего насыщение жидкости кислородом в биофильтре ( $K_6$ ), модельную установку дополняли биофильтром.

Циркуляция воды в этом случае осуществлялась насосом через биофильтр – аэрационную колонну (dy 37) – аэротенк. Величина  $K_6$  представляет собой частное от деления количества растворенного кислорода, обнаруженного в резервуаре при работе системы биофильтр – аэрационная колонна – аэротенк на его количество в резервуаре при работе системы аэрационная колонна – аэротенк (рис. 7.3).

По конструктивным соображениям водоструйный аэратор выполняют в виде пучка аэрационных колонн – нескольких труб, установленных под разными углами наклона к вертикальной оси. Однако такое расположение колонн снижает количество вовлекаемого воздуха и соответственно окислительную способность колонн. Влияние указанного фактора исследовали на модельной установке, определяя величину окислительной способности сменных колонн dy 50 при их расположении под углом наклона: 15, 25 и 40 градусов.

Данные для расчета  $K_u$  приведены в таблице 7.2.

Исследования осуществляли при следующих условиях:

объем воды в резервуаре – 1,8 м<sup>3</sup>;

высота колонны над уровнем жидкости – 2 м;

заглубление колонны – 2 м.

Таблица 7.2.

**Окислительная способность колонн в зависимости от углов наклона**

Угол наклона колонны к вертикальной оси, град.	Температура воды, °С	Коэффициент Пасвера	Расход циркулирующей жидкости, м <sup>3</sup> /ч	Средний коэффициент массопередачи, $K_s$	Окислительная способность $OC_k$ , гО <sub>2</sub> /ч
-	26,0	0,742	11,06	9,80	147,64
-	27,2	0,728	11,55	11,04	162,76
15	28,6	0,707	11,62	9,44	135,18
15	28,3	0,707	11,93	9,78	140,13
25	27,7	0,721	12,73	8,57	125,12
25	27,8	0,716	11,93	8,18	118,34
25	26,6	0,735	12,28	8,89	132,37
40	25,0	0,756	12,0	6,02	92,27
40	27,8	0,714	12,59	7,58	109,59

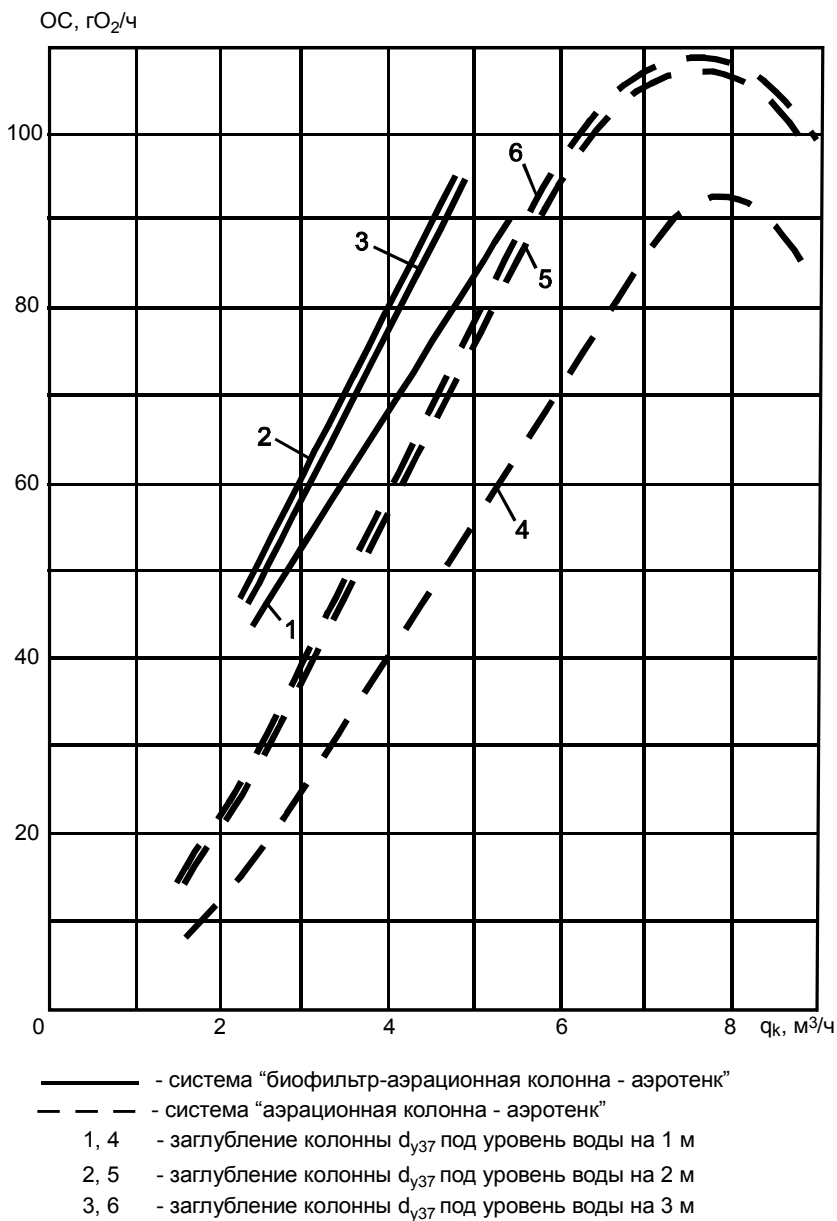


Рис. 7.3. График для определения окислительной способности колонн, в том числе с учетом биофильтра.



Анализ результатов исследований и наблюдений (рис. 7.4; 7.5) позволил выявить следующее:



Рис. 7.4. Вид аэрационных колонн

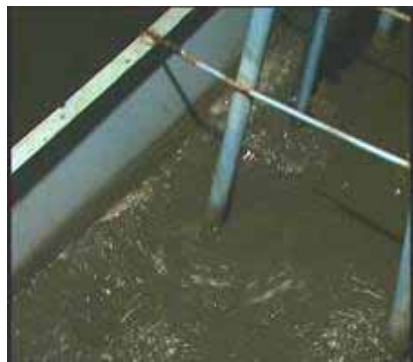


Рис. 7.5. Вид аэрационной зоны

– окислительная способность аэрационных колонн в пределах их пропускной способности изменяется прямо пропорционально расходу жидкости.

– нижний предел пропускной способности колонны, при котором начинается образование вихревой воронки, составляет: для труб  $d_y$  37 мм – 2 м<sup>3</sup>/ч;  $d_y$  50 мм – 6 м<sup>3</sup>/ч;  $d_y$  70 мм – 9 м<sup>3</sup>/ч. Верхний расчетный предел пропускаемых расходов жидкости (с учетом биообрастания труб и снижения за счет этого внутреннего их диаметра на 1 – 2 мм), должен быть принят для труб  $d_y$  37 мм – 6 м<sup>3</sup>/ч;  $d_y$  50 мм – 14 м<sup>3</sup>/ч;  $d_y$  70 мм – 19 м<sup>3</sup>/ч. Уровень воды над верхним обрезом колонны в зависимости от циркуляционного расхода жидкости составляет 2 – 10 см;

– при равных расходах поступающей в колонны жидкости, величина коэффициента массопередачи и окислительная способность колонн увеличиваются при изменении заглубления колонн от 0,5 до 2 м. Это явление можно объяснить тем, что эффективность обмена между фазами газ-жидкость повышается с увеличением парциального давления внутри пузырька воздуха и его пути прохождения. При большем заглублении колонн происходит стабилизация окислительной способности (высота колонн в опытах фиксировалась на расстоянии 2 м над уровнем воды).

В то же время количество воздуха вовлекаемого на 1 м<sup>3</sup> циркулирующей жидкости снижается, так при заглублении 1 м составляет 0,8 – 0,9 м<sup>3</sup>/м<sup>3</sup>; 2 м – 0,7-0,8 м<sup>3</sup>/м<sup>3</sup>; 3 м – 0,5-0,6 м<sup>3</sup>/м<sup>3</sup>.

– Высота водовоздушного факела выходящего из конца аэрационной колонны составляет 0,5 – 0,7 м, диаметр основной массы всплывающих пузырьков воздуха колеблется в пределах 3 – 5 мм. Однако по мере заглубления колонны под уровень воды отмечается тенденция к появлению в системе крупных пузырьков (до 30 мм в диаметре). Это явление, по-видимому, обусловлено слиянием мелких пузырьков вследствие повышения давления в нижней части колонны.

- При сливе жидкости в колонны было отмечено формирование двух типов вихревых воронок, хорошо развитых и бесформенных. Со временем характер воронки может изменяться, т.е. бесформенная воронка может превратиться в хорошо развитую или наоборот. Бесформенные воронки чаще образуются при предельных значениях пропускной способности колонн. Отмечено также влияние на форму вихревой воронки гидродинамического режима работы других, близко расположенных аэрационных колонн, установленных в приемной камере сборного поддона биофильтра. Наиболее высокие показатели по объему вовлекаемого воздуха и окислительной способности характерны для аэрационных колонн, в которых образуются хорошо развитые вихревые воронки.

- Величину коэффициента  $K_6$  следует принимать равной 1,33. Величина понижающего коэффициента  $K_y$  определяется по формуле:  $K_y = 0,0116\alpha$ ,

Дальнейшее совершенствование системы струйной аэрации может производиться в соответствии с патентом /31/, согласно которому в верхней части аэрационных колонн (в зоне формирования сжатого сечения струи) следует устраивать направляющие выступы в виде спиралей (рис. 7.6) или углубления в виде эвольвент. Выступы усиливают процесс закручивания воздуха по часовой стрелке и обеспечивают стабильность процесса формирования хорошо развитых воронок. Для уменьшения давления внутри водовоздушного потока производят перфорацию аэрационных колонн в нижней части, причем размеры диаметров отверстий следует увеличивать от верха к концу колонны, а расстояния между отверстиями уменьшать по окружности и по высоте к низу колонны (рис. 7.6). Такое решение позволяет предотвратить образование крупных пузырьков воздуха в аэрационной зоне. Колонны размещают равномерно над плоскими частями днища аэрационной зоны на расстоянии 200 – 300 мм от него.

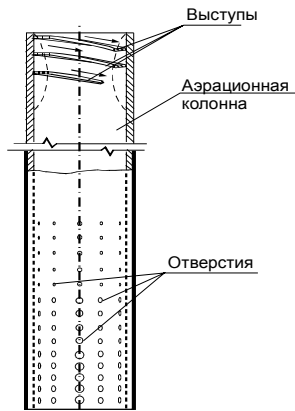
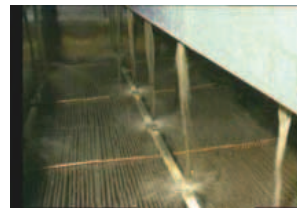


Рис. 7.6. Разрез аэрационной колонны

### Биофильтры КС

В соответствии с патентами система орошения биофильтра состоит из распределительных лотков с регулирующими устройствами, сливных патрубков и отражателей, причем патрубки снабжены внутренними выправляющими выступами в виде спиралей и установлены с учетом возможности изменения высоты их переливной кромки над днищем лотка /26, 33/.

В процессе лабораторных и производственных исследований были определены параметры системы орошения, обеспечивающие достаточную равномерность орошения загрузки биофильтра, простоту и надежность в эксплуатации (рис. 7.7 а, б).



а б

Рис. 7.7. Система орошения

Система орошения конструируется при соблюдении следующих условий: расстояния между распределительными лотками принимают с учетом производительности сооружения и величины гидравлической нагрузки и составляют 700 – 1200 мм; длина сливных патрубков составляет 4 – 10 их диаметров (при значении менее 4 характер падающей струи неустойчивый, при значении более 10 струя имеет вид сплошного однородного потока, что снижает разнообразие траекторий отражения капель жидкости); диаметры отражательных дисков следует принимать 80 – 100 мм; расстояние от верхнего обреза патрубка до отражателя принимают 1000 – 1500 мм.

Возможность формирования развитого биоценоза на поверхности загрузки биофильтра орошаемой смесью сточных вод и ила при повышенных гидравлических нагрузках – 60-100-150 м<sup>3</sup>/(м<sup>2</sup> сут), определяли в процессе полупроизводственных исследований в 1982 г. /34, 35/. Анализ результатов исследований показал, что на загрузке биофильтра, представленной пластмассовыми шарами, на поверхность которых был приклеен песок, развивался устойчивый развитый биоценоз. Причем толщина биопленки в данном случае значительно превосходила толщину биопленки на галечной загрузке. В среднем вес биопленки (через 10 минут после прекращения орошения шаров) составлял 0,07 – 0,08 г на 1см<sup>2</sup> активной поверхности. Толщина биопленки и ее видовой состав зависят в основном от эквивалентной шероховатости поверхности загрузки, состава и концентрации органических загрязнений. Согласно результатам исследований, достаточной шероховатостью обладают волнистые листы асбестоцементного шифера. Установка листов в биофильтре вертикально с направлением волн перпендикулярно потоку стекающей жидкости обеспечивает её пленочное истечение по поверхности шифера.

Определение удельного количества биомассы, образующейся на поверхности шиферной загрузки биофильтра (г/см<sup>2</sup>) при различных гидравлических нагрузках и ее окислительной мощности (скорости окисления) производили в 1984 г. на полупроизводственной установке, смонтированной на очистных сооружениях канализации Ростовского водоканала. В период формирования биоценоза загрузку биофильтра орошали смесью сточных вод и ила, которую подавали из аэротенка установки. После формирования биоценоза загрузку биофильтра орошали сточными водами. Изменение гидравлической нагрузки при постоянном расходе сточных

вод, подаваемых на биофильтр, осуществляли с помощью специальных устройств – цилиндров, ограничивающих площадь орошаемой загрузки. В процессе исследований оценивали влияние расстояний между листами шифера на стабильность процесса очистки. Расстояние между поверхностями листов шифера принимали от 19 до 24 – 29 мм. Данные результатов исследований представлены в таблицах 7.3 и 7.4.

Таблица 7.3

**Данные по исследованию количества прикрепленной биомассы на листах шиферной загрузки**

Гидравлическая нагрузка, м <sup>3</sup> /м <sup>2</sup> сут	Плотность орошения, дм <sup>3</sup> /м <sup>2</sup> с	Высота отбора образцов шифера от верха загрузки, м	Количество образующейся биомассы (по сух. вещ-ву), г/см <sup>2</sup>	Среднее количество биомассы, г/см <sup>2</sup>	Зольность, %
85,7	0,0124	0,2	0,0050	0,0058	34 – 41
		0,5	0,0062		
		0,8	0,0064		
127,3	0,0183	0,2	0,0047	0,0057	34 – 39
		0,5	0,0059		
		0,8	0,0065		
190,9	0,0271	0,2	0,0038	0,0051	37 – 40
		0,5	0,0058		
		0,8	0,0059		

Таблица 7.4

**Результаты исследований по определению окислительной мощности биофильтра**

Расход поступающих сточных вод, м <sup>3</sup> /ч	Гидравлическая нагрузка на биофильтр м <sup>3</sup> /м <sup>2</sup> сут	Температура жидкости в аэротенке, °С	БПК <sub>5</sub> сточной воды, мг/дм <sup>3</sup>		Количество биомассы (по сух. вещ-ву) в биофильтре, г	Окислительная мощность 1 г биомассы в сут, гБПК <sub>5</sub> /г сут
			поступающей в установку	Вытекающей из установки		
0.5	85,7	19,0	196-208	30-44	5974	0,33
0.5	127,3	19,5	185-208	61-88	4021	0,36
0,5	190,9	19,2	193-204	80-124	2858	0,39

На основании анализа результатов исследований было установлено следующее: - на шероховатой поверхности листов шифера формируется более устойчивый слой биоценоза, чем на гладкой поверхности, на которой при гидравлической нагрузке  $190,9 \text{ м}^3/\text{м}^2 \text{ сут}$  были обнаружены промоины с тонким слоем биопленки (рис. 7.8., 7.9.); - расчетная гидравлическая нагрузка для такого вида загрузки не должна превышать  $150 \text{ м}^3/\text{м}^2 \text{ сут}$ ; - толщина слоя биомассы на отдельных участках поверхности загрузки достигала 7 – 10 мм. В процессе исследований наблюдали возникновение зон заиления, причем при уменьшении расстояния между листами плоскостной загрузки от 30 до 15 мм их количество возрастало. Таким образом, расстояние между листами шифера следует принимать не менее 20 мм; - при конструировании биофильтров, работающих с высокими гидравлическими нагрузками следует проводить поверочный расчет по плотности орошения в литрах на 1 м смачиваемой поверхности. Рекомендуемая величина плотности орошения составляет  $0,013 - 0,026 \text{ дм}^3/\text{м с}$ .

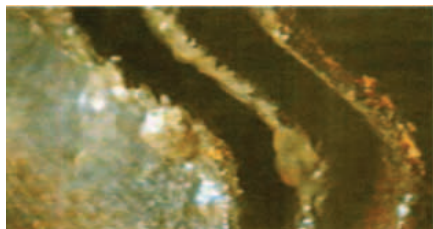


Рис. 7.8. Вид шероховатой поверхности загрузки

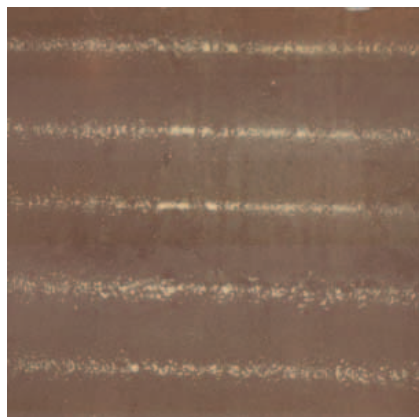


Рис. 7.9. Характер промоин с тонким слоем биопленки

В 1986 г. в пос. Северино Краснодарского края были построены комбинированные сооружения для очистки сточных вод от поселка и зверокухни. Результаты исследований работы сооружений приведены в табл. 7.5. и табл. 7.6.

Определение скорости окисления органических загрязнений в биофильтре проводили после удаления из аэротенка обрабатываемой жидкости с активным илом и заполнения его исходной сточной жидкостью, чтобы исключить влияние активного ила аэротенка.

Таблица 7.5

**Удельное количество биомассы, образующееся на поверхности загрузки биофильтра и ее зольность**

Даты	Общая площадь образцов взятых по высоте листа на глубине 0,2; 0,6; 1 м, см <sup>2</sup>	Вес отмытой биомассы (по сухому веществу), г	Количество биомассы, образующейся на см <sup>2</sup> поверхности шифера, г/см <sup>2</sup>	Зольность, %
18.06.85	828	4,748	0,0057	36,1
22.11.85	694	6,315	0,0091	45,5
27.03.86	460	3,171	0,0068	33,25

За 2 часа средняя концентрация загрязнений в сточной воде после биофильтра снижается на 49 мг О<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup> по БПК<sub>5</sub>, за 4 часа работы – на 85 мг О<sub>2</sub>/ дм<sup>3</sup>, за 6 часов снижение концентрации происходит с 126 до 17 мг О<sub>2</sub>/ дм<sup>3</sup>.

Таблица 7.6

**Окислительная мощность биомассы**

Площадь поверхности шифера в биофильтре, м <sup>2</sup>	Кол-во биомассы (по сух. вещ-ву) г	Объем обрабатываемой жидкости, м <sup>3</sup>	Температура жидкости, °С	Средняя концентрация органических загрязнений по БПК <sub>5</sub> , мг/ дм <sup>3</sup>				Количество органических загрязнений удаленных в течение суток, гБПК <sub>5</sub>	Скорость окисления гБПК <sub>5</sub> на 1г биомассы в сут (по сух. вещ-ву)
				до начала опыта	через 2 часа	через 4 часа	через 6 часов		
1182	80376	42,1	10,5	126	77	41	17	18356	0,228

На основании проведенных исследований для расчетов КС были уточнены следующие параметры: удельное количество биомассы следует принимать 0,007 г/см<sup>2</sup>; окислительную мощность 1 г биомассы или скорость окисления при температуре 10°С следует принимать 0,22 г БПК<sub>5</sub>/(г сут). При более высоких температурах исходных сточных вод производится корректировка скорости окисления.

В биофильтрах КС используются по существу все известные особенности микроорганизмов. Существуют зоны, в которых биоценозы развиваются в аэробных или анаэробных условиях и представлены гетеротрофными и автотрофными микроорганизмами. Для определения доминирующих культур микроорганизмов в биофильтре были проведены микробиологические исследования на базе кафедры микробиологии Ростовского государственного университета. Исследования биомассы биофильтров позволили идентифицировать по зонам наиболее характерные биокультуры.

Микробиологические исследования проводили следующим образом: из биофильтра отбирали биомассу и выполняли посев с разбавлением  $10^2$ ,  $10^3$ ,  $10^4$ ,  $10^5$ ,  $10^6$  в стерильных чашках Петри на среде МПА, в трехкратной повторности для каждой степени разбавления. Чашки Петри помещали в термостат и через семь дней определяли преобладающие в биофильтре культуры с последующим уточнением видовых признаков. В результате микроскопирования было установлено, что в биофильтре в большом количестве присутствуют микроорганизмы, представляющие собой подвижные палочки, аэробы, спорообразующие, грамположительные, они могут быть идентифицированы как аммонификаторы - *Vacilus subtilus*.

Достаточно широко представлены микроорганизмы специфической нитевидной формы, которые однозначно можно идентифицировать как *Vacilus mycoides* - аэробные аммонификаторы, дающие характерные колонии, напоминающие мицелий гриба, которые осуществляют аммонификацию азотсодержащих веществ самой разнообразной структуры: белков, аминокислот, аминсахаров, нуклеиновых кислот, амидов, фосфатидов, мочевины и мочевины. Первым продуктом минерализации органического азота является аммиак (при рН менее 8, преобладает азот в форме аммония). В нижней части биофильтра встречаются в достаточном количестве оvoidные, подвижные бактерии, не образующие спор, грамтрицательные бактерии, которые можно идентифицировать как *Nitrobacter*. В верхней части биофильтра идентифицированы денитрификаторы *Micrococcus denitrificans*.

В настоящий момент ведутся работы по расширению ассортимента материалов, предназначенных для выполнения загрузки биофильтра (стеклопластик и др.). На новый тип грузочного материала получены патенты /33, 36, 37/. Загрузка биофильтра состоит из гофрированных листов с волокнистыми элементами (рис. 7.10.).



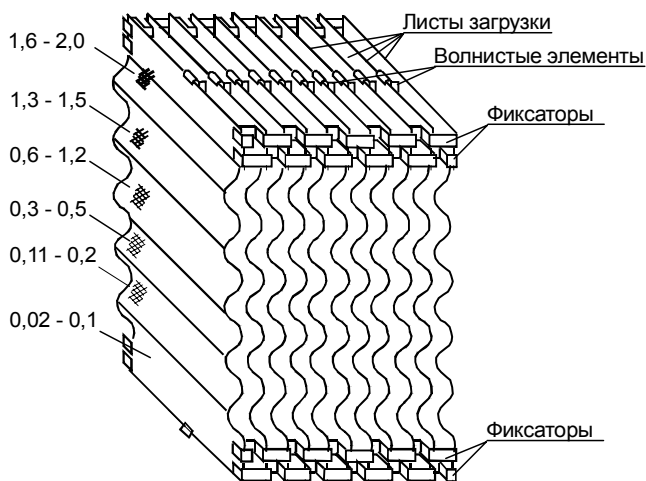


Рис. 7.10. Загрузка биофильтра из гофрированных листов с волокнистыми элементами

Элементы прикрепляются к листам защелкивающими устройствами. Листы собираются в отдельные блоки с помощью самоблокирующихся фиксаторов. На листах предусматриваются выступы и впадины, эквивалентная шероховатость которых имеет минимальное значение в первой нижней зоне 0,02 – 0,1; во второй 0,11 – 0,2; в третьей – 0,3 – 0,5; в четвертой 0,6 – 1,2; в пятой – 1,3 – 1,5 мм, максимальное значение эквивалентной шероховатости, в шестой верхней зоне – 1,6 – 2 мм. Наличие в загрузочном материале зон с максимальной шероховатостью способствует формированию развитого биоценоза, в то же время снижение эквивалентной шероховатости в средней и нижней части листов уменьшает силы сцепления и способствует отводу избыточной биомассы.

Сборка блоков из листов загрузочного материала осуществляется непосредственно в период монтажа КС.

Точно определить вклад биофильтра в процесс очистки сточных вод на КС представляется затруднительным, так как это зависит от большого числа взаимосвязанных факторов. Однако, как показывает опыт работы КС, расчетный эффект очистки хозяйственно-бытовых сточных вод в биофильтрах с плоскостной загрузкой следует принимать в пределах 70%.

Одним из основных принципов разработки конструкции биофильтров КС является их надежность и экономичность, особенно это важно при очистке сточных вод от небольших удаленных поселков. Вероятность перерывов в подаче электроэнергии в малых населенных пунктах выше, чем в городах, сложнее решаются проблемы ремонта, замены оборудования и квалифицированного обслуживания. В частности надежность работы биофильтра зависит от свойств загрузочного материала, поэтому разработан новый тип загрузки, обладающий свойствами жестких засыпных и емкостных загрузок по патентам /38, 39/. Загрузка биофильтра выполняется из керамических шаровидных элементов с равномерно расположенными углублениями, оси которых сходятся в центре шара. Любой порядок укладки шаров приводит к тому, что часть углублений заполняется иловой смесью (рис. 7.11.). Вид загрузки биофильтра установки 50 м<sup>3</sup>/сут базы отдыха «Энергетик» показан на рис. 7.12. Более длительный контакт с иммобилизованной биомассой и наличие активного ила в загрузке обеспечивают достижение эффекта очистки сточных вод в биофильтре 80 – 85%.

На период отключения циркуляционного насоса влажный режим внутри загрузки поддерживается за счет множества заполненных жидкостью емкостей, а снабжение кислородом бактериальных клеток в емкостях шаров осуществляется за счет диффузии кислорода воздуха, что позволяет сохранить жизнедеятельность микрофлоры при перерывах в работе до 2-х суток.

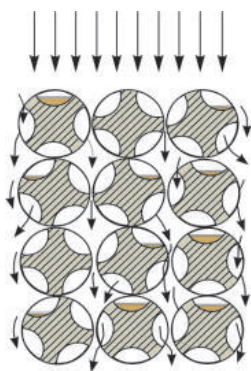


Рис. 7.11, 7.12. Загрузка биофильтра из шаровидных керамических элементов.

Данные результатов исследований по определению концентрации растворенного кислорода в сточной воде после биофильтра в зависимости от вида загрузки приведены в табл. 7.7.

Таблица 7.7

**Данные по концентрации растворенного кислорода**

Гидравлическая нагрузка, м <sup>3</sup> /м <sup>2</sup> ч	Концентрация растворенного кислорода в баке, мг/дм <sup>3</sup>	Средняя концентрация растворенного кислорода, мг/дм <sup>3</sup>			
		Шары, d = 50мм с углублениями, d = 20 мм	Шары, d = 50мм с углублениями, d = 25 мм	Шары, d = 50мм с углублениями, d = 27 мм	Кольца Рашига 50x50 мм
2,2	1,04	8,32	8,48	8,76	8,16
6,2	1,04	8,28	8,40	8,48	8,16
7,5	1,12	8,04	8,15	8,24	7,78
8,5	2,16	7,04	7,75	7,96	7,47

Анализ данных показал, что массообменные характеристики предлагаемой загрузки на 7% выше по сравнению с жесткими засыпными загрузками из колец Рашига. Количество жидкости, задерживаемой в 1м<sup>3</sup> загрузки составляет 40 – 50 дм<sup>3</sup>. Поэтому использование нового типа загрузки эффективно также в химической и микробиологической промышленности. Испытания загрузки в производственных условиях на б/о «Энергетик» Краснодарского края, подтвердили высокий эффект очистки сточных вод в биофильтре (около 80%). При перерывах в подаче электроэнергии в жаркое время года в течение 8 часов наблюдали гибель активного ила в аэротенках, однако за счет загрузки биофильтра КС из шаров с углублениями, восстановление технологического режима работы КС происходило всего за 1,5 – 2 суток.

*Аэротенки-отстойники*

Специфические условия, в которых осуществляется процесс биодegradации органических веществ в аэротенке-отстойнике, особенно в период высоких органических нагрузок на ил и повышенных гидравлических нагрузок на сооружения, определили необходимость проведения исследований по выявлению особенностей распределения концентраций активного ила и кислорода в аэрационной и отстойной зоне аэротенков-отстойников КС.

Исследования проводили в 1985г. на существующих сооружениях, построенных в пос. Северино Краснодарского края по заказу МЖКХ РСФСР /40/. Результаты исследований представлены на схеме (рис. 7.13.).

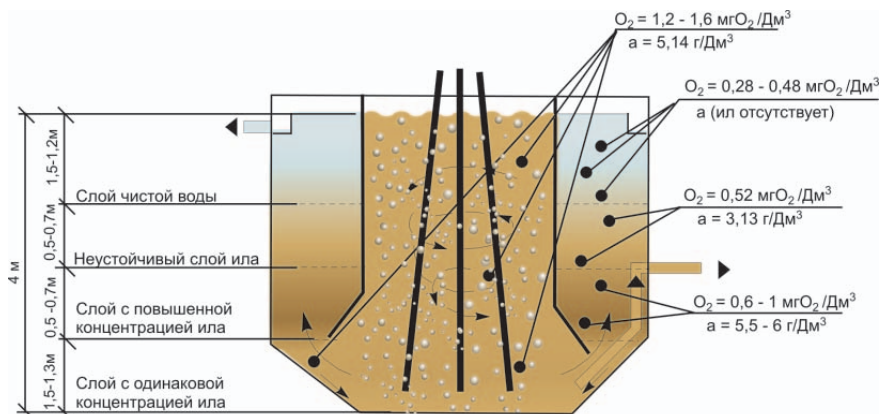


Рис. 7.13. Концентрация растворенного кислорода и доз активного ила в различных зонах аэротенка-отстойника КС

Микроскопирование биоценоза аэротенков-отстойников КС, проведенные совместно с кафедрой микробиологии Ростовского государственного университета позволило установить, что в аэротенке в большом количестве присутствуют микроорганизмы, представляющие собой подвижные палочки, аэробы, спорообразующие, грамположительные, они могут быть идентифицированы как аммонификаторы – *Bacillus subtilus*. Достаточно широко представлены микроорганизмы специфической нитевидной формы, которые однозначно можно идентифицировать как *Bacillus mycoides* – аэробные аммонификаторы, которые осуществляют аммонификацию азотсодержащих веществ самой разнообразной структуры: белков, аминокислот, аминокислот, аминокислот, мочевины. В аэротенке встречаются в достаточном количестве овальные, подвижные бактерии, не образующие спор, грамотрицательные бактерии, которые можно идентифицировать как *Nitrobacter*.

*Сравнительная характеристика окислительной способности биоценозов биофильтра и аэротенка-отстойника КС*

Окислительная мощность биоценоза реакционной зоны аэротенка-отстойника может быть определена в соответствии с уравнением:  $ОМа = Са - Со$ , мгС/дм<sup>3</sup>,

Где:  $ОМа$  – окислительная мощность биоценоза зоны аэрации, мгС/дм<sup>3</sup>;  $Са$ ,  $Со$  – концентрация органических веществ в пересчете на углерод в очищаемой сточной жидкости, находящейся соответственно в аэрационной зоне аэротенка-отстойника и в отстойнике, мгС/дм<sup>3</sup>

Окислительная мощность биоценоза биофильтра определена в соответствии с уравнением:

$$ОМб = Сп - Соч, \text{ мгС/дм}^3,$$

Где:  $ОМб$  – окислительная мощность биоценоза биофильтра, мгС/дм<sup>3</sup>;  $Сп$ ,  $Соч$  – концентрация органических веществ в пересчете на углерод в поступающей в биофильтр сточной жидкости и очищенной биоценозом биофильтра, мгС/дм<sup>3</sup>.

Содержание растворенных органических веществ, находящихся на разных стадиях очистки –  $Сов$ , мг С/дм<sup>3</sup> составило:  $Са - 553,11$  мг С/дм<sup>3</sup>;  $Со - 147,94$  мг С/дм<sup>3</sup>;  $Сов - 829,39$  мг С/дм<sup>3</sup>;  $Соч - 225,43$  мг С/дм<sup>3</sup>.

В соответствии с приведенными данными биоценоз реакционной зоны аэротенка-отстойника окисляет 405,17 мг С/дм<sup>3</sup>, а биоценоз биофильтра – 600,18 мг С/дм<sup>3</sup>, что в процентном выражении составляет 40,3 % и 59,7 % соответственно.

Данные вышеприведенных расчетов сопоставляли с полученными окислительными характеристиками биоценозов биофильтра и реакционной зоны аэротенка-отстойника при рассмотрении изменения концентрации органических веществ по  $БПК_5$ , мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup> :

$$ОМб = БПК_{5п} - БПК_{5оч}; \quad ОМа = (БПК_{5а} - БПК_{5о}) - ОМб,$$

Где:  $ОМб$  и  $ОМа$  – окислительная мощность биоценозов соответственно биофильтра и реакционной зоны аэротенка-отстойника, мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>;  $БПК_{5п}$ ,  $БПК_{5оч}$  – концентрация органических веществ в поступающей в биофильтр сточной жидкости и очищенной биоценозом биофильтра соответственно, мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>;  $БПК_{5а}$  и  $БПК_{5о}$  – концентрация органических веществ в очищаемой сточной жидкости, находящейся соответственно в реакционной зоне аэротенка-отстойника и в отстойнике, мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>.

Окислительная мощность биофильтра составила 53 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>, окислительная мощность реакционной зоны аэротенка отстойника составила – 40,0 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>, что в процентном выражении соответственно составляет 60 % и 40 %. Указанное соотношение получено для КС с высотой биофильтра 1,15 м. По нашему мнению, при использовании нового типа плоскостной загрузки с высотой 1,5 – 2 м, удельный вес биофильтра в общем эффекте очистки может достигать 70 %.

Анализ данных результатов позволяет сделать вывод, что в КС формируются специфические условия и происходит саморегуляция системы по распределению окислительной способности биоценозов составных элементов КС. При определении конструктивных параметров биофильтров и аэротенков-отстойников рекомендуется эффективность биофильтров по очистке сточных вод принимать 60 – 70 %, а аэротенков-отстойников 30 – 40%.

Химический состав биопленки и активного ила представлен в табл. 7.8.

Таблица 7.8

Компоненты	Процентное содержание компонентов от общей массы биоценоза, %	
	Аэротенка	Биофильтра
Углерод	31,38	15,14
Водород	5,18	3,89
О <sub>2</sub> +N <sub>2</sub> +S+P	28,44	26,66
Минеральное вещество	35,00	54,31

Результаты контрольных испытаний при работе двух секций КС за период 1985 – 1987 г.г. проведенных совместно с Краснодарской краевой СЭС приведены в таблицах 7.9 и 7.10 /41/.

Таблица 7.9

**Результаты очистки сточных вод пос. Северино Краснодарского края**

Сточные воды	БПК <sub>5</sub> , мгО <sub>2</sub> /дм <sup>3</sup>	Взвешенные вещества, мг/дм <sup>3</sup>	Прозрачность (по Снеллену), см	Азот, мг/дм <sup>3</sup>		
				NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>
От поселка	296-324	251-294	1-2,9	8,8-13,8	0,008-0,13	0,53-0,82
От зверо-совхоза	1171-1680	22-63	-	17,4-19,5	0,019-0,025	0,24-0,29
После КС	4,5-10,2	3-4,5	18-21	2,2-4,7	0,11-0,27	4,1-8,4

Таблица 7.10

**Характеристика активного ила КС при очистке сточных вод  
пос. Северино Краснодарского края**

Сточные воды	Количество сточных вод (расчетное БПК <sub>5,270</sub> мг/дм <sup>3</sup> ), м <sup>3</sup> /сут	Температура жидкости в аэротенке, °С	Доза ила		Среднее удельное сопротивление г/10 <sup>6</sup> , см/г	Зольность, %
			По объему, %	По массе, г/дм <sup>3</sup>		
Хозяйственно-бытовые	73-100	12,1	68-75	4,4	45,0	33,3
		9,5	69	4,3	39,6	34,2-37,3
		10,3	69	3,8	38,4	36,8
Смесь хозяйственно-бытовых и производственных	106-166	10,2	86	4,74	515,0	-
		10,2		4,73-5,14	215,0-400,0	37,0-35,0
		10,3		4,94	343,0	42,7

Данные о работе других существующих сооружений приведены в табл. 7.11.

Таблица 7.11

**Данные о работе существующих КС (без сооружений доочистки)**

Показатели	п. Абрау-Дюрсо, б/о «Энергетик» (Краснодарский край)	п. Ковалевка, психоневрологический диспансер (Ростовская область)	п. Кресты, пушно-меховой комплекс (Московская область)	г. Назрань, коттеджный поселок (республика Ингушетия)
1	2	3	4	5
Состав сточных вод	Хозяйственно-бытовые	Хозяйственно-бытовые	Хозяйственно-бытовые и производственные	Хозяйственно-бытовые
Расход сточных вод, м <sup>3</sup> /сут	55,0	250,0	350,0	80,0
Объем сооружений, м <sup>3</sup>				
- биофильтров	10,4	29,2	51,0	10,1
- аэротенков	28,4	119,0	140,0	36,0
- отстойников	11,7	42,0	57,7	12,0
Энергозатраты, кВт/ч	3,0	7,0	15,0	3,2
Продолжительность работы сооружений, лет	7,0	5,7	6,0	2,0
БПК <sub>5</sub> , мгО <sub>2</sub> /дм <sup>3</sup>	320,0/4,8	390,0/15,0	2100/18,0	180,0/9,0
Взвешенные вещества, мг/дм <sup>3</sup>	315,0/5,0	340,5/17,0	720,0/15,0	140,7/4,6
Азот общий, мг/дм <sup>3</sup>	32/9	32,5/14,3	147,5/22,8	31,0/12,4
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , мг/дм <sup>3</sup>	28,0/4,1	28,8/8,7	100/18,3	26,5/3,0
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> , мг/дм <sup>3</sup>	Следы/0,15	0,08/0,9	-/-	-/-
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , мг/дм <sup>3</sup>	Следы/4,5	0,28/4,2	-/-	0,0/7,8
P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> , мг/дм <sup>3</sup>	12,5/2,1	14,0/3,8	32,5/4,2	4,0/1,5

Примечание: в числителе «/» приведены параметры показателей в исходной воде, а в знаменателе – в очищенной.

Общий вид действующих очистных сооружений на базе отдыха «Фрегат» (п. Абрау-Дюрсо) приведен на рис. 7.14, центра реабилитации «Байконур» (Московская область) рис. 7.15; аэропорта «Магас» (Ингушетия) рис. 7.16; базы отдыха национального банка Осетии рис. 7.17; Дома престарелых в п. Белогорное Саратовской области рис. 7.18а, б.



Рис. 7.14



Рис. 7.15



Рис. 7.16



Рис. 7.17



а



б

Рис. 7.18. Общий вид существующих очистных сооружений.



В процессе производственных исследований были выявлены специфические особенности работы аэротенков-отстойников комбинированных сооружений.

– При повышении кратности циркуляции сточных вод до 9 – 13 иловый индекс возрастал от 150 до 230. Ухудшение седиментационных свойств активного ила объясняется повреждением части бактериальных клеток за счет механического воздействия на них лопастей циркуляционного насоса, ударов об отражатели системы орошения биофильтра, а также гидродинамическим воздействием в аэрационных колоннах. При значении кратности циркуляции сточных вод  $n = 3-8$  величина илового индекса соответствует его значению для классических аэротенков (70 – 150).

– При концентрации загрязняющих веществ по БПК<sub>п</sub> в сточных водах ниже  $120 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$  и при расходе сточных вод ниже расчетного значения, в аэрационных зонах аэротенков-отстойников наблюдается резкое понижение концентрации активного ила (практически до полного отсутствия), а в зонах формирования повышенных концентраций активного ила, его доза составляет  $1,5 - 2 \text{ г}/\text{дм}^3$ . При работе классических аэротенков в аналогичных условиях происходит вынос ила, так как при дозе ила менее  $1,5 \text{ г}/\text{дм}^3$  процесс формирования хлопьев ила носит неустойчивый характер. Эффективность очистки сточных вод в КС в этих условиях остается высокой, концентрация остаточных загрязняющих веществ составляет по БПК<sub>п</sub>  $4 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$ . Это явление связано с устойчивой работой биофильтра, в котором идет стабильное формирование и отделение избыточной биомассы, которая затем поступает в аэротенк и в зоне повышенных концентрации ила создает и пополняет слой взвешенной биомассы, сорбирующей и окисляющей остаточные загрязняющие вещества.

– В периоды залповых подач сточных вод на ОСК (коэффициент суточной неравномерности повышался до 5), слой взвешенного ила поднимался, не доходя до зеркала воды на  $0,5 - 1 \text{ м}$ . В то же время рабочая доза ила в зоне аэрации продолжала оставаться высокой и составляла  $5,1 - 5,5 \text{ г}/\text{дм}^3$ , что свидетельствует о технологичности данного устройства, устойчивости биохимических процессов в нем при залповых поступлениях сточных вод и возможности поддерживать рабочую дозу ила в пределах  $- 6 \text{ г}/\text{дм}^3$ .

– В комбинированном сооружении отсутствует характерный для существующих аэротенков-смесителей недостаток – возможность проскока неочищенных сточных вод. В данном случае сточная вода поступает сначала в камеру смешения, где

она смешивается с иловой жидкостью, затем поступает на био-фильтры, где происходят процессы биосорбции и трансформации загрязняющих веществ и потом перемешивается всем реакционным объемом аэротенка-отстойника.

– Выполнение узлов струйной аэрации в виде нескольких расходящихся пучков (аэрационных колонн) нижние концы которых равномерно расставлены над днищем аэротенка и находятся на высоте 0,2 – 0,4 м от него, обеспечивает ударное воздействие газожидкостных потоков на днище [31]. Такое решение позволяет исключить проблему залегания ила. При этом движение потоков, образование вихрей и всплывание пузырьков воздуха обеспечивают эффективное перемешивание содержимого аэротенка.

– Объединение колонн в верхней части облегчает процесс их прочистки при засорении и упрощает строительство сооружений. Так как оптимальная величина площади днища, приходящаяся на одну колонну  $d_y 37 - 70$  мм составляет 0,5 – 2 м<sup>2</sup>, то при ограниченной по иловому индексу и энергетическим показателям кратности циркуляции иловой смеси (3 – 8) необходимо уменьшать поверхность плоской части днища аэротенка. Для этой цели устраиваются валики с откосами 45 – 60 градусов.

Повышение дозы ила в аэротенке может быть произведено за счет иммобилизации активного ила на загрузке. В качестве загрузки предлагается использовать пластмассовые листы со щетинками, устанавливаемые над валиками (рис. 7.19.) [42, 43/.

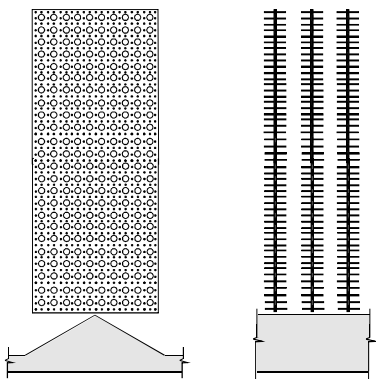


Рис. 7.19. Вид загрузочного материала в аэротенке для иммобилизации биомассы.

В листах предусматривается устройство отверстий, что обеспечит движение потоков жидкости через листы, и соответственно повысит эффективность формирования прикрепленного биоценоза и контакта жидкости с биомассой. Равномерная расстановка щетинок с определенным шагом между ними исключит слипание микрофлоры. Относительно меньшая турбулентность и гашение энергии потоков в местах расположения листов будут способствовать развитию нитрифицирующей микрофлоры.

## **Раздел 8. ДООЧИСТКА СТОЧНЫХ ВОД ОТ ОРГАНИЧЕСКИХ ЗАГРЯЗНЕНИЙ**

При работе КС в режиме полного окисления иногда в отстойных зонах появляются бледные прозрачные хлопья минерализованной биомассы, которые выносятся из сооружений вместе с очищенной водой. Снижение концентрации взвешенных веществ и остаточных органических загрязнений по БПК, производится на сооружениях доочистки.

В общем случае сооружения доочистки по механизму изъятия загрязняющих веществ можно разделить на два типа.

1 – это сооружения доочистки, в которых доминирующим процессом является механическое задержание взвешенных веществ в межпоровом пространстве загрузки (в некоторой степени действуют силы когезии и адсорбции). Этот процесс реализуется в фильтрах с загрузочным материалом, в качестве которого используют кварцевый песок и реже известняк-ракушечник, активированный уголь и пр.

2 – сооружения, в которых доминирующим механизмом являются процессы биосорбции и биодеградации. Эти сооружения загружаются специфическим материалом (наиболее часто ершами, выполненными из искусственных жестких волокон или активированным углем), который является носителем иммобилизованной биомассы, развивающейся в присутствии кислорода воздуха и питательного субстрата, которым служат остаточные органические вещества. Во втором типе сооружений при определенных условиях протекают так же процессы нитрификации.

В последнее время предпочтение отдают второму варианту, так как загрузка в меньшей степени подвержена кальматации, возможна ее биорегенерация, меньше эксплуатационные затраты, в т. ч. и на электроэнергию.

Данные о работе действующих комбинированных сооружений, дополненных биореакторами доочистки с ершовой загрузкой, приведены в табл. 8.1.

Таблица 8.1

**Данные работы КС с блоком доочистки**

Показатели	Завод «Новоросметалл» (г. Новороссийск)			пос. Березовка (Саратовская обл.)		
Состав сточных вод	Хозяйственно-бытовые			Хозяйственно-бытовые		
Расход сточных вод, м <sup>3</sup> /сут	50,0			1300,0		
Характеристика сооружений						
- площадь загрузки биофильтров, м <sup>2</sup>	516			10577		
- период аэрации отстойников, ч	7,3			8,6		
- доза ила в аэротенке, г/л	2,8 - 3			2,5 - 3		
Энергозатраты, кВт/ч	1,6			15		
Продолжительность работы сооружений, лет	2,5			3,5		
Характеристика сточных вод*	Исходные	После КС	После биореактора	Исходные	После КС	После биореактора
БПК <sub>5</sub> , мгО <sub>2</sub> /дм <sup>3</sup>	218,7	7,0	5,0	157	10	5
Взвешенные вещества, мг/ дм <sup>3</sup>	126	10	3,6	117,5	8	6
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , мг/ дм <sup>3</sup>	41,5	3,15**	3,0	42	11**	7
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> , мг/ дм <sup>3</sup>	н/обн.	1,1	0,8	0,19	0,021	0,021
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , мг/ дм <sup>3</sup>	н/обн.	12,1	12,1	0,98	10	10
P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> , мг/ дм <sup>3</sup>	3,12	2,6	2,6	3,5	1,3	1,1
Прозрачность по Снеллену	1,5	20	28	2,2	18	24

\*В таблице приведены средние показатели, объем выборки n = 30.

\*\*Содержание аммонийного азота в очищенной воде 3,15 (11) мг/дм<sup>3</sup> при начальной концентрации азота 41,5 (42) мг/дм<sup>3</sup> и БПК<sub>5</sub> 218 (157) мг/дм<sup>3</sup> в исходной сточной воде свидетельствует о том, что конструктивное устройство очистных сооружений обеспечивает благоприятные условия для развития процессов нитрификации и денитрификации.

Общий вид КС с блоком доочистки в п. Березовка Саратовской области приведен на рис. 8.1; на заводе «Новороссметал» (г. Новороссийск) на рис. 8.2.



Рис. 8.1.



Рис. 8.2.

Сооружения доочистки необходимо эксплуатировать в соответствии с рекомендациями, что далеко не всегда осуществляется на практике. Например, в ОСК пос. Березовка Саратовской области блоки доочистки подвергаются недостаточной аэрации, что снижает их эффективность, так как создаются анаэробные условия. Кроме этого конструкция ершей, как установлено, также влияет на процесс доочистки. Так анализ биобрастаний показал, что в центре ершей происходило накопление биомассы, ее слипание и загнивание. Для регенерации загрузки необходимо интенсивное аэрирование или промывка струями воды, что в свою очередь приводит к излишнему смыву активной биомассы со щетинок загрузки. В последующий период восстановления покрытия щетинок происходит проскок остаточных загрязнений в очищенную воду. Относительно мал срок службы ершовой загрузки: 0,5 – 1 год при дополнительной аэрации с помощью пневматического оборудования и 2-3 года при регенерации струями жидкости.

Для устранения указанных недостатков понадобилась разработка более технологичной конструкции загрузочного материала, эксплуатационные характеристики которого значительно выше и по экономическому фактору, так как требуется меньшее количество промывок, а, следовательно, и меньший расход электроэнергии.

Техническое решение нового типа загрузочного материала приведено на рис. 8.3.

Предлагаемая загрузка для биореактора выполняется из плоских листов с отверстиями и щетинками, причем уменьшение диаметров отверстий и расстояний между щетинками выполняется снизу вверх /43, 44/. Такое решение обеспечивает оптимальный гидродинамический режим движения и контакта жидкости с иммобилизованной микрофлорой, задержание всплывающих веществ в верхней части загрузки, которая выполняет функции биофильтра и свободный отвод отделяющейся минерализованной биомассы путем понижения уровня воды в резервуаре и смыва струями воды. Конструктивное устройство загрузки способствует развитию микрофлоры с более высоким возрастом, что дает возможность повысить степень очистки не только по БПК и взвешенным веществам, но и по снижению остаточных загрязнений азота и фосфора.

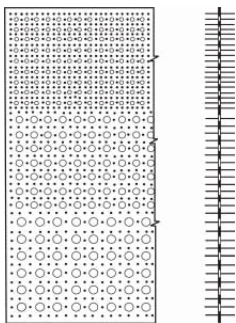


Рис. 8.3. Техническое решение нового типа загрузочного материала

## **Раздел 9. ОЧИСТКА СТОЧНЫХ ВОД ОТ СОЕДИНЕНИЙ АЗОТА И ФОСФОРА**

### **9.1. Очистка сточных вод от соединений азота**

#### *Нитрификация*

При использовании очищенной сточной воды для ряда производств или выпуске в водоемы, которые находятся под угрозой эвтрофикации биогенные элементы – азот и фосфор являются лимитирующими элементами и в этом случае расчет технологических схем КС необходимо выполнять с учетом снижения концентрации биогенных элементов. В 1991 – 93 г.г. специалистами РНИИ АКХ были проведены исследования процессов биодеградации органических веществ, нитрификации и денит-

рификации в КС /45/. На основе результатов этих исследований установлена последовательность выполнения расчета сооружений:

1. Определить объем аэрационной зоны аэротенка-отстойника ( $V, \text{м}^3$ ), основываясь на рекомендуемых типоразмерах КС, которые в свою очередь определяются в соответствии с суточным объемом обрабатываемых сточных вод;

2. Определить дозу ила по беззольному веществу в аэрационной зоне аэротенка-отстойника КС, исходя из условия соблюдения реализации полной нитрификации; нагрузка на ил по органическому веществу, не должна превышать  $0,1 \text{ г БПК}_n / \text{г ила сут.}$ , и в наиболее благоприятном варианте –  $0,05 \text{ г БПК}_n / \text{г ила сут.}$  Соответствующее неравенство имеет вид:  $L_{en} Q / a_1 V < 0,1$ . При высоких концентрациях органических веществ в сточных водах, например при очистке сточных вод пищевой промышленности, обычно невозможно осуществлять нитрификацию при одноступенчатой биологической очистке. В случае использования КС, эта возможность появляется, так как первые порции органических веществ подаются в биофильтр КС, в котором осуществляется их изъятие на 50 – 70 %. Таким образом, в аэротенке нагрузка на ил, как правило, не превышает необходимых для нитрификации значений. При указанных нагрузках на ил по органическому веществу осуществляется не только полная нитрификация, но и практически полное окисление органических веществ, остаточная концентрация которых не превышает в очищенной воде  $7 \text{ мг БПК}_n / \text{дм}^3$ , таким образом, осуществляется так называемый режим продленной аэрации.

Если полученное значение дозы ила окажется более рекомендуемого для этих сооружений ( $4\text{-}5 \text{ г/дм}^3$ ), то следует перейти к следующему типоразмеру КС и повторить расчет дозы ила;

3. Определить скорость роста нитрифицирующих микроорганизмов с учетом влияющих на процесс факторов – температуры обрабатываемой воды, рН системы, концентрации растворенного кислорода. Определить возраст ила. Особые требования к возрасту ила в системе, где одновременно осуществляются процессы нитрификации и биodeградации органических веществ связаны и с тем, что нитрифицирующий ил является медленно растущим. Например, известно, что при окислении  $1 \text{ мг/дм}^3$  азота аммонийного прирост для *Nitrosomonas* составляет  $0,13 - 0,04 \text{ мг/дм}^3$  ила, а для *Nitrobacter* –  $0,02\text{-}0,07 \text{ мг/дм}^3$ . Для того, чтобы не происходил вынос нитрифицирующего ила из системы, его возраст должен быть достаточно высоким, не менее 5 суток (иногда необходимый возраст ила составляет 15 – 30 сут). Естественно, что при одновременном протекании процессов нитрификации и биodeградации органических соедине-

ний в одноиловой системе невозможно разделять гетеротрофную и автотрофную составляющую иловой смеси и возраст ила принимают по необходимому возрасту автотрофной (нитрифицирующей) составляющей.

4. Определить скорость биodeградации органических веществ ( $\rho$ ) с учетом возраста ила по формуле:  $\rho = Kэ + 0,0417Kр/\Theta$ , мг/(г·ч), где  $Kэ$  – энергетический физиологический коэффициент, мг БПКп/(г·ч) вод;  $Kр$  – физиологический коэффициент роста микроорганизмов активного ила, мгБПКп/г., для городских сточных и производственных близких к ним по составу,  $Kэ = 3,7$  мгБПКп/(г·ч),  $Kр = 864$  мгБПКп/г.

5. Определить фактическую величину продолжительности аэрации по формуле:  $t_{аэп} = V/Q$ , ч.,

6. Определить остаточную концентрацию органических загрязнений в очищенной воде по формуле:  $L_{ex} = L_{en} - t_{аэп} \cdot \rho$ , мг БПКп/дм<sup>3</sup>, где:  $t_{аэп}$  – продолжительность аэрации ч;  $L_{en}$  и  $L_{ex}$  – концентрация органических загрязняющих веществ в исходной и очищенной воде соответственно, мгБПКп/дм<sup>3</sup>;

7. Определить при известной продолжительности аэрации остаточную концентрацию азота аммонийного в очищенной воде:  $C_{N-NH_4}^+ = (C_{N-NH_4}^{и} + C_{N-NH_4}^o) - t_{аэп} \cdot a_{iN} \cdot \rho_{N}$ , где:  $a_{iN}$  – рабочая доза нитрифицирующего ила, определяется с учетом скорости его отмирания-  $\beta_N = 0,12$  сут<sup>-1</sup> и скорости прироста нитрифицирующего ила  $-Y_{N}$ .

$$a_i = Y_{N} / \beta_N \cdot ((C_{N-NH_4}^{и} + C_{N-NH_4}^o) - C_{N-NH_4}^+).$$

Если выражение во внутренних скобках обозначить через  $C_{N-NH_4}^{общ}$ , и с учетом того, что  $Y_N = 1/\Theta\rho$ , то Соответственно, необходимое время аэрации для осуществления процесса нитрификации ( $t_{аэпN}$ ) определяется аналогичным образом:

$$t_{аэпN} = (N_{en} - N_{ex}) \Theta Y_N / a_{iN}, \text{ ч.}$$

где:  $N_{en}$  и  $N_{ex}$  – концентрация азота аммонийного соответственно в исходной и очищенной воде, г/дм<sup>3</sup>;  $Y_N$  – прирост ила  $\Gamma_{ила} / \Gamma_N$  ч;  $a_{iN}$  – доза нитрифицирующего ила по беззольному веществу, г/дм<sup>3</sup>.

8. Сравнить полученные значения  $L_{ex}$  и  $C_{N-NH_4}^+$  с ПДК для сброса в водоем, если остаточные концентрации по азоту аммонийному и БПК будут превышать установленные нормы, следует либо увеличить размеры КС, либо предусмотреть сооружения доочистки.

9. Сравнить концентрацию азота нитратного в очищенной воде с соответствующим нормативным показателем. Если концентрация азота нитратного превышает ПДК, следует осуществить денитрификацию.



### Денитрификация

В КС денитрификатор не входит, его устраивают в виде самостоятельного сооружения.

Комбинированные сооружения являются оригинальной конструкцией, что потребовало проведения ряда исследований, позволяющих установить технологическую схему очистки сточных вод, включающих денитрификатор, с учетом реальных потоков очищаемых сточных вод внутри сооружения.

Для расчета процесса денитрификации удобно воспользоваться уравнением, связывающим возраст денитрифицирующего ила, экономический коэффициент и удельную скорость денитрификации:

$$1/\Theta_d = Y^d \rho^d - K^d,$$

где:  $\Theta_d$  – возраст денитрифицирующего ила, сут<sup>-1</sup>;  $K^d$  – константа полунасыщения (определяет концентрацию азота нитратов, при которой скорость роста микроорганизмов уменьшается в два раза). Исследованиями Калифорнийского университета Девиса, определена константа полунасыщения для систем с взвешенным илом ее минимальное значение – 0,08 мг/дм<sup>3</sup> N-NO<sub>3</sub>, такое малое значение константы полунасыщения свидетельствует о том, что концентрация нитратов практически не влияет на процесс денитрификации. Для инженерных расчетов рекомендуется использовать величину константы полунасыщения – 0,15 мг/дм<sup>3</sup> N-NO<sub>3</sub>;  $Y^d$  – удельный прирост биомассы, г ила/г N-NO<sub>3</sub>;  $K^d$  – коэффициент отмирания биомассы, сут<sup>-1</sup>, при 20<sup>0</sup>C:  $Y^d = 0,9$  г ила/г N-NO<sub>3</sub>;  $K^d = 0,04$  сут<sup>-1</sup>. Для обеспечения надежности процесса в инженерные расчеты вводят коэффициент

$$SF = \Theta_c^d / \Theta_m^d,$$

где:  $\Theta_c^d$  – возраст ила, необходимый для реализации процесса денитрификации в текущих условиях,  $1/\Theta_c^d = Y^d \rho^d - K^d$ ;

$$1/\Theta_m^d = Y^d \rho_{max}^d - K^d.$$

В Nitrogen Control... рекомендуется значения SF для расчета процесса денитрификации принимать такими же, как и для процесса нитрификации. В диапазоне температур обрабатываемых сточных вод от 20 до 10 °C, SF = 2. Скорость процесса денитрификации -  $\rho^d$ , зависит, как уже было показано от вида используемого органического субстрата и температуры обрабатываемой воды. Исследования авторов по скорости денитрификации, проведенные на работающих очистных сооружениях в п. Северино Краснодарского края, позволили установить, что при использовании в качестве углеродного питания смеси исходных сточных вод с циркуляционной жидкостью при температуре сточных вод 21 °C, скорость денитрификации в среднем соста-

вила 7,5 мгN-NO<sub>3</sub>/г<sub>ила</sub> ч. Для определения удельной скорости денитрификации при использовании в качестве органического субстрата осветленных сточных вод мясокомбината, нами были проведены исследования в лабораторных условиях при температуре обрабатываемой воды – 22°С.

Исследования проводили следующим образом: в лабораторный стакан, емкостью 500 см<sup>3</sup>, помещали определенное количество денитрифицирующего ила (культивируемого в модельной установке денитрификатора, включенного в технологическую схему пилотной установки КС, работающей на сточных водах мясокомбината). В стакан вводили аликвотные части субстратов – сточные воды после процесса нитрификации и осветленные сточные воды – в качестве органического субстрата.

Содержимое стакана перемешивали с помощью лопастной мешалки без доступа воздуха, обеспечивая пребывание ила во взвешенном состоянии. Спустя определенные промежутки времени содержимое стаканов исследовали, определяя концентрации нитратов и концентрацию биомассы. Удельную скорость удаления нитратов определяли по формуле:

$$\rho^d = S_0 - S_1 / x_1 (t_1 - t_0), \text{ мгN-NO}_3 / (\text{гч}),$$

где: S<sub>0</sub> и S<sub>1</sub> – концентрация субстрата - азота аммонийного в начальный (t<sub>0</sub>, ч) и конечный (t<sub>1</sub>, ч) момент времени наблюдений; x<sub>1</sub> – концентрация биомассы по беззольному веществу, г/дм<sup>3</sup>. Данные исследований представлены в табл. 9.1.

Таблица 9.1

### Определение удельной скорости удаления азота нитратов

Определяемые параметры	номер опыта (по средним результатам 3 опытных данных)		
	1	2	3
Концентрация N-NO <sub>3</sub> в исходной воде (S <sub>0</sub> ), мг/дм <sup>3</sup>	15,0	15,0	14,3
Концентрация N-NO <sub>3</sub> в очищенной воде (S <sub>1</sub> ), мг/дм <sup>3</sup>	14,1	12,5	11,1
Продолжительность процесса (t <sub>1</sub> – t <sub>0</sub> ), ч	0,25	0,25	0,25
Концентрация биомассы (x <sub>1</sub> ), г/дм <sup>3</sup>	2,2	3,2	4,3
Удельная скорость денитрификации (ρ <sup>d</sup> ), мгN-NO <sub>3</sub> /(гч),	1,63	3,12	2,97
Эффективность денитрификации, %	6	16,6	22,3
Увеличение концентрации азота аммонийного в обрабатываемой воде, мг/дм <sup>3</sup>	не обнаруж.	не обнаруж.	не обнаруж.

Примечание: во всех случаях концентрация растворенного кислорода не превышала 0,5 мг/дм<sup>3</sup>; температура сточной воды составляла 23 °С. Результаты исследования позволяют определить, что увеличение концентрации азота аммонийного в течение эксперимента не обнаруживается, что свидетельствует об отсутствии процесса нитрит-нитратного дыхания, при котором происходит окисление азота нитратного до нитритного и аммонийного.

Удельная скорость денитрификации при использовании сточных вод мясокомбината в качестве органического субстрата для денитрификации составляет в среднем 2,57 мгN-NO<sub>3</sub>/(г<sub>гила</sub> ч). Анализ приведенных данных позволяет сделать вывод, что в случае использования в качестве углеродного сточных вод, содержащих трудноокисляемую органику, скорость денитрификации понижается. По-видимому, можно считать целесообразным использовать в качестве углеродного питания летучие органические кислоты, полученные из органических веществ сточных вод анаэробной ферментацией. Следует отметить также, что при использовании сточных вод, в состав которых входят белки, подвергаемые денитрификации сточные воды насыщаются азотом аммонийным, что требует его последующего удаления или организации общей схемы очистки сточных вод таким образом, чтобы после денитрификации реализовывался процесс нитрификации.

Последовательность расчетных операций для определения объема денитрификатора принята следующая:

1. Определить минимальный возраст ила, при котором реализуется процесс денитрификации в оптимальных условиях, при которых скорость денитрификации максимальная:  $1/\Theta_m^d = Y^d \rho_{max}^d - K^d$ , сут<sup>-1</sup>;
2. Определить минимальный возраст ила -  $\Theta_m^d$  и расчетный возраст ила -  $\Theta_c^d = SF\Theta_m^d$  сут<sup>-1</sup>;
3. Рассчитать удельную скорость денитрификации:  
 $\rho^d = (1/\Theta_m^d + K^d) / Y^d$ , мгN-NO<sub>3</sub>/(гч);
4. Определить величину остаточной концентрации азота нитратов ( $C_{N-NO_3}$ ), которая может быть достигнута в данных условиях, по уравнению Михаэлиса-Ментен:  
 $\rho^d = \rho_{max}^d (C_{N-NO_3} / (K^d + C_{N-NO_3}))$ , мгN-NO<sub>3</sub>/(гч), откуда  
 $C_{N-NO_3} = (\rho^d K^d / \rho_{max}^d) / (1 - (\rho^d / \rho_{max}^d))$ , мг/дм<sup>3</sup>;
5. Продолжительность процесса денитрификации (t, ч) рассчитать по уравнению:  $t = \Delta C_{N-NO_3} / \rho^d a^d$ , ч, где  $\Delta C_{N-NO_3}$  – разность

концентрации азота нитратного до и после процесса денитрификации;  $a^d$  – доза денитрифицирующего ила по беззольной части, г/дм<sup>3</sup>. Доза денитрифицирующего ила должна быть определена с учетом баланса скоростей прироста и отмирания ила. Согласно рекомендациям, приведенным в справочном пособии к СНиП 2. 04.03.-85, доза денитрифицирующего ила может быть принята 1,5 – 2,5 г/дм<sup>3</sup>.

6. Определить объем сооружения ( $V$ , м<sup>3</sup>) по формуле:

$V = Qt, \text{ м}^3$ , где  $Q$  – производительность сооружений по сточным водам, м<sup>3</sup>/ч;

В 1992 г. на очистных сооружениях пос. Северино, Краснодарского края были проведены исследования основной целью которых являлась оценка адекватности натуральных параметров процесса расчетным. Для реализации поставленной цели осуществляли контроль процесса трансформации форм азота и фосфора в действующих КС и денитрификаторе. В состав очистных сооружений входили: песколовки, комбинированные сооружения (2 секции), биопруд. Производительность очистных сооружений 130 м<sup>3</sup>/сут, при подвозе сточных вод от банно-прачечного комбината производительность повышалась до 170 м<sup>3</sup>/сут; выпуск очищенных сточных вод в этот период производили в биологические пруды; коэффициент рециркуляции иловой смеси – 7; площадь одного биофильтра – 15 м<sup>2</sup>, в качестве загрузочного материала биофильтра использовали шифер с рабочей площадью поверхности – 1182 м<sup>2</sup>. Объем реакционной зоны аэротенка – 42,1 м<sup>3</sup>. Сточные воды поступают от жилых домов, административных и общественных зданий, зверокухни. Пилотная установка денитрификатора введена в технологическую схему очистных сооружений после аэротенка-отстойника КС. Денитрификатор выполнен двухсекционным с объемами секций 24 и 33 дм<sup>3</sup>. Секции между собой не сообщаются, что позволяло параллельно изучать различные режимы работы денитрификатора. Конструктивно он представлял собой емкость с коническим днищем и донной распределительной системой для подачи в денитрификатор из аэротенка-отстойника биологически очищенных сточных вод и исходных сточных вод. Вода проходит через слой загрузочного материала и отводится по лоткам, расположенным в верхней части сооружения.

В качестве загрузки применяли волнистый плоскостной шифер. Биомасса в виде флокул удерживалась между листами шифера. Имобилизация микроорганизмов на загрузке незначительная. Исходные параметры сточных и очищенных вод приведены в табл. 9.2.

Таблица 9.2

**Результаты исследования совместной работы производственных очистных сооружений и пилотной установки – денитрификатора**

Исследуемые параметры	Точка отбора проб						
	Исходная ст. вода	иловая жидкость до и после биофильтра		Очищенная вода			
		До биофильтра	после биофильтра	зона аэрации	зона осветления	денитрификатор	Биопруд
ХПК, мгО/дм <sup>3</sup>	500,0	178,0	145,0	88,0	42,0	33,0	140,0
БПК <sub>5</sub> , мгО <sub>2</sub> /дм <sup>3</sup>	370,7	132,0	107,5	45,31	11,6	6,9	72
pH	7,0	6,8	6,8	6,8	6,8	7,0	6,8
О <sub>2</sub> раст., мг/дм <sup>3</sup>	не обнаруж.	0,64	6,3	5,5	3,0	1,6	2,6
Азот аммонийный, мг/дм <sup>3</sup>	21,0	5,0	3,88	3,37	2,36	2,04	2,0
Азот нитритов, мг/дм <sup>3</sup>	0,15	0,33	0,33	0,27	0,33	0,2	-
Азот нитратов, мг/дм <sup>3</sup>	0,51	-	4,06	3,66	4,96	3,2	0,85
Фосфаты, мг/дм <sup>3</sup>	5,3	3,8	3,66	3,00	2,98	2,2	1,5
Доза ила, г/дм <sup>3</sup>	-	-	3,79	3,8	-	1,8	-
Зольность биомассы, %	-	-	30,0	34,0	-	40,0	-

Примечание: В таблице приведены средние результаты из 6 наблюдений; температура исходной сточной воды составляла 23<sup>0</sup>С.

Результаты исследований позволяют констатировать, что в секциях КС, особенно в аэрационной зоне аэротенка-отстойника успешно может быть реализован процесс нитрификации. Скорость денитрификации при использовании в качестве углеродного питания смеси исходных сточных вод при указанной температуре сточных вод, в среднем составила 7,5 мгN-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/г ила час.

## 9.2. Дефосфотизация биологически очищенных сточных вод

В процессе биологической очистки концентрация фосфора в сточной воде снижается, однако как показывает практика водоочистки, содержание фосфора (по  $\text{PO}_4^{3-}$ ) в сточной воде после биологической очистки составляет 1,0 - 3,0 мг/дм<sup>3</sup>, что превышает значения ПДК по фосфору для выпуска очищенных сточных вод в поверхностные водоемы в 2-5 раз. Для снижения содержания фосфора в очищенных сточных водах предусматривают дополнительные мероприятия, которые реализуют на стадии биологической очистки или отдельным технологическим процессом. Метод биологической дефосфотизации не представляется возможным реализовать в КС без строительства дополнительных анаэробных сооружений, в которых будет осуществляться образование ЛЖК. Так же достаточно сложно распределить потоки иловых систем. Кроме того, как показывает практика водоочистки метод биологической дефосфотизации далеко не всегда эффективен, так как при низких концентрациях органических соединений в исходных сточных водах не возможно образования достаточного количества ЛЖК для развития *Acinetobacter*. На данном этапе работы была проанализирована эффективность физико-химических методов очистки. Физико-химические методы удаления фосфатов из сточных вод основаны, как правило, на использовании реагентов - традиционных минеральных коагулянтов (солей алюминия, железа или извести), можно также использовать отходы производств, содержащие соли железа или алюминия и нетоксичные для биологического процесса. В справочном пособии к СНиП 2.04.03-85 указано, что при введении реагентов на ступени механической очистки сточных вод, одновременно имеет место значительное снижение концентрации органических и других загрязняющих веществ, поэтому предварительное осаждение фосфатов целесообразно применять для очистки производственных и смеси городских и производственных сточных вод с величиной БПК<sub>п</sub> более 400мг/дм<sup>3</sup>, а также при перегрузке очистных сооружений. Реагенты можно вводить в сооружения биологической очистки. В этом случае доза реагента может быть определена по формуле  $C_{\text{реаг}} = K C_{\text{общ}}$ , где: K - коэффициент увеличения стехиометрического соотношения, вычисленный с учетом определения по стандартным методикам содержания общего фосфора ( по  $\text{PO}_4^{3-}$ ) и металлов

реагентов (по оксиду металла), величина  $K$  может быть определена по табл. 24 справочного пособия к СНиП 2.04.03-85;  $C_{p\text{общ}}$  - концентрация общего фосфора в поступающей воде, мг/дм<sup>3</sup>. При отсутствии данных о концентрации общего фосфора в обрабатываемой воде, ориентировочно можно принять:

$$C_{p\text{общ}} = (2-3)C_{pO4}$$

С целью эффективного использования реагента и с учетом его влияния на активный ил в традиционных схемах очистки рекомендуется введение сернокислого железа (II) в начало аэротенка, сернокислого железа (III) – перед вторичным отстойником, сернокислого алюминия в конце аэротенка. При использовании сернокислого алюминия для уменьшения концентрации взвешенных веществ в очищенной воде следует добавлять полиакриламид, ориентировочная доза ПАА – 0,2 – 1 мг/дм<sup>3</sup>. Введение ПАА осуществляется в иловую смесь перед вторичным отстойником. Введение реагента на ступени биологической очистки позволяет снизить содержание в воде общего фосфора до 85 %, растворимых фосфатов до 95 %. Следует учитывать и тот факт, что введение реагентов на ступенях биологической очистки может либо интенсифицировать процесс очистки, либо замедлять его. Степень влияния зависит от дозы реагента, приходящегося на 1 г беззольного вещества ила в аэротенке. Подавление биологического процесса начинается при нагрузках по реагенту более 5 – 9 мг  $Me_2O_3$  на 1 г беззольного ила. Более глубокое удаление общего фосфора (до 90 – 95 %) достигается в процессе доочистки сточных вод фильтрованием. Реагенты можно вводить и в очищенную воду, фосфаты аккумулируются (адсорбируются) хлопьями образующихся продуктов гидролиза коагулянтов. Причем в этом случае возможна и хемосорбция. Эффективность изъятия фосфатов в этом случае обусловлена практически только дозой вводимого реагента. Низкие дозы реагента – до 1 мг/дм<sup>3</sup>, не приводят к удалению соединений фосфора. Также отмечено, что высокое содержание взвешенных веществ осложняет адсорбцию фосфатов.

Авторами проанализирована эффективность использования реагентного метода осаждения фосфатов на различных этапах очистки сточных вод, что связано, во-первых, с тем, что этот метод является стандартным, т.е. рекомендован к применению СНиП 2.04.03-85, во-вторых, с удобством эксплуатации, и, наконец, с наличием значительного количества различных

коагулянтов. Именно последнее побудило опробовать коагулянты, которые не предусматривались к применению справочным пособием к СНиП 2.04.03-85, но в то же время являются разрешенными к использованию для вод питьевого качества. Одним из наиболее популярных коагулянтов в настоящее время является оксихлорид алюминия. Этот коагулянт отличается от наиболее известного сульфата алюминия, прежде всего тем, что содержит в своем составе гидроксидную группу, что определяет его меньшую кислотность. Аналогичным по составу является и коагулянт, который имеет коммерческое название «Новофлок». Кроме этого в данной работе использовали катионный флокулянт ВПК-402, как самостоятельный реагент.

По концентрации фосфора в очищаемой воде, можно определить оптимальное значение рН, при котором образуется наименее растворимое соединение (табл. 9.3). Для расчета применяли уравнение, рекомендованное Д.С. Орловым (1985 г.), при использовании выражения фосфатного потенциала /14/.

Таблица 9.3.

**Оптимальные значения рН для формирования труднорастворимых фосфорсодержащих соединений алюминия и железа**

Вид коагулянта	$pH_2PO_4^-$	Формула для расчета рН	Оптимальное рН
Алюминий содержащие	4,98	$pH = 10,7 - p H_2PO_4$	5,72
	4,50		6,2
	4,28		6,42
	4,00		6,70
	3,80		6,90
	3,68		7,07

Таким образом, реагентная обработка воды требует соблюдения значения рН не менее указанного в табл. 9.3.

Исследования проводили на реальной сточной воде, прошедшей очистку в аэротенке. Первая серия исследований была направлена на определение эффективных доз реагентов по их активной части. Эффективными полагали те, при которых концентрация фосфатов в отстоенной воде не превышала ПДК (0,6 мг/дм<sup>3</sup> по  $PO_4^{3-}$ ). Исходная концентрация фосфатов составляла 4,5 мг/дм<sup>3</sup>. Данные этой части исследований приведены в табл. 9.4.



Установлено, что дозы реагентов (по активной части), при которых установлен значительный эффект дефосфотизации, превышают теоретические – расчетные дозы коагулянтов, составляющие при данной исходной концентрации фосфатов около 5 мг/дм<sup>3</sup>. Наиболее эффективным является сульфат алюминия, однако оптимальные дозы коагулянта превышают дозу, определенную как ингибирующую активный ил. Активированная кремнекислота фактически не оказывает положительного эффекта, как и ВПК-402.

Таблица 9.4  
**Результаты коагуляции отстоенной воды  
 различными реагентами**

Коагулянт	Доза коагулянта по активной части, мг/дм <sup>3</sup>	Остаточная концентрация фосфатов, мг/дм <sup>3</sup> (эффект очистки, %)
Сульфат алюминия (СА)	10	2,5 (44)
	25	0,8 (82)
	50	0,5 (89)
	90	0,2 (95,6)
СА + АКК	50 + 2,5	0,6 (86,6)
	25 + 2,5	0,8 (82)
	50 + 5,0	0,4 (91)
	25 + 5,0	0,7 (84)
АКК + СА	2,5 + 25	2,2 (44)
Оксихлорид алюминия	10	3,1 (31)
	25	1,0 (78)
	90	0,9 (80)
Новофлок	10	3,5 (22)
	25	2,0 (55,5)
	90	1,3 (71)
ВПК-402	2,5	4,3 (4,4)

В следующей части исследований мы отошли от традиционного метода коагуляции. В отстоенную воду вводили коагулирующие агенты и полученную пробу аэрировали в течение 15 минут. В этом случае получили достаточно высокую эффективность удаления фосфора. Результаты исследований свидетельствуют, что аэрация с последующим отстаиванием более эффективный метод при дефосфотизации, так при увеличении исходной концентрации фосфатов более чем 2 раза, эффектив-

ная доза реагента была снижена в 2 раза. И если в первом случае (т.е. стандартный способ коагуляции), эффективная доза сульфата алюминия (по оксиду алюминия) превышала теоретическую в 11,2 раза, то в этом случае (преаэрирование) - в 2,2 раза (табл. 9.5).

Таблица 9.5

**Результаты реагентной дефосфотизации с аэрацией  
(исходная концентрация фосфат-ионов в сточной воде  
после аэротенков – 10,6 мг/дм<sup>3</sup>)**

Коагулянт	Доза коагулянта, по Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> , мг/дм <sup>3</sup>	Концентрация фосфатов в очищенной воде, мг/л (эффективность очистки, %)
Оксихлорид алюминия	15	1,8 (83%)
	25	0,8 (92,5%)
Сульфат алюминия	15	1,5 (86%)
	25	0,5 (95,2%)

В данной работе приведены исследования по определению возможности удаления фосфора из биологически очищенных сточных вод реагентами, являющимися отходами производств и оценена коагулирующая эффективность: гидроалюмината натрия, отхода производств, в которых используется фрезерование алюминиевых поверхностей, формула Na<sub>2</sub>Al<sub>2</sub>O(OH)<sub>6</sub>, при растворении в растворе образуются гидроксиды алюминия, в зависимости от значения рН, имеющие различный заряд; раствора гидроксида железа, полученного при растворении стальных стружек, являющихся отходом металлообрабатывающих цехов; раствора дефеката, отхода производства сахара, образуется при очистке сахарного сиропа известью. Результаты исследований приведены в табл. 9.6.

Анализ результатов исследования позволяет сделать вывод, что дефосфотизация сточных вод после биологической очистки реагентным методом, при использовании отходов производств, является перспективным методом. Однако стабильность процесса достигается при корректировке рН.

Для достижения в обработанной воде ПДК по коагулирующим ионам металлов требуется фильтрование отстойной сточной воды.

Данные лабораторных исследований свидетельствуют, о том, что при коагуляции в присутствии активного ила, доза реагента должна быть значительно выше указанной в справочном пособии к СНиП, что можно объяснить сорбцией продуктов гидролиза коагулянта на хлопьях ила.

Таблица 9.6

**Результаты исследования удаления фосфора коагуляцией  
при использовании отходов различных производств**

Доза коагулянта, мг/дм <sup>3</sup>	Концентрация фосфатов, мг/дм <sup>3</sup>		Примечание
	исходная	остаточная	
1	2	3	4
Использование гидроалюмината натрия, рН среды корректировали серной кислотой, доза коагулянта по Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> , мг/дм <sup>3</sup> :			
0,9	4,0	4,0	Отстоенные пробы прозрачные, коагулирование проводили при оптимальных значениях рН. Остаточная концентрация алюминия превышала 0,6 мг/дм <sup>3</sup>
1,0	4,0	3,9	
2,5	4,0	3,0	
3,4	4,0	2,0	
3,4	3,0	0,5	
3,4	8,0	5,5 (по лит. данным)	
5,0	4,0	1,5	
7,0	4,0	0,8	
9,0	4,0	0,6	
Использование растворенного железа, рН среды - 6,5-7,2; Доза коагулянта по Fe <sup>3+</sup> , мг/дм <sup>3</sup>			
1,0	3,9	3,8	Концентрация остаточного железа: 0,5-0,7 мг/дм <sup>3</sup>
2,0	3,9	2,8	
4,0	3,9	1,0	
То же в присутствии активного ила, доза ила - 2г/ дм <sup>3</sup>			
2,0	5,6	5,3	0,22 - 0,32 мг/дм <sup>3</sup>
4,0	5,6	3,0	
6,0	5,6	2,8	
То же в присутствии флокулянта ВПК-402, дозы реагентов, мг/дм <sup>3</sup> :			
Fe <sup>3+</sup> ВПК-402			
4,0	4,6	4,0	Концентрация остаточного железа 0,4 - 0,5 мг/дм <sup>3</sup> , во всех пробах надосадочная жидкость имеет бледно-желтый цвет
1,0			
4,0	4,6	3,4	
1,0			
4,0	4,6	4,4	
3,0			
Использование дефеката, концентрация реагента по Ca <sup>2+</sup> , мг/дм <sup>3</sup> :			
0,8	5,2	5,2	Надосадочная жидкость опалесцирует
1,7	5,2	5,0	
3,8	5,2	4,6	
7,6	5,2	4,0	

При очистке сточных вод, согласно литературным данным, эксплуатационные затраты на реагентную дефосфотизацию могут составлять до 45% от общих эксплуатационных затрат на все схему очистки сточных вод, т. к. в состав технологической схемы очистки сточных вод входит дополнительно реагентное хозяйство.

Авторами был апробирован альтернативный метод дефосфотизации - сорбция фосфатов на загрузке при фильтровании воды через плотный слой сорбента (ионита). В обычном для сточных вод диапазоне pH (5-8) преобладают ионы  $H_2PO_4^-$ . Трехзамещенные фосфаты двух и трехвалентных катионов трудно растворимы. Поэтому представлялось целесообразным рассмотреть возможность фиксации фосфора за счет образования химических связей с минеральными веществами. С этой целью были апробированы различные фильтрующие материалы: арагонит; клиноптиллоний, мотмориллонит, известняк-ракушечник и пр. Установлено, что наиболее эффективным материалом является известняк-ракушечник - природный, не дефицитный и недорогой материал, активной частью которого по отношению к фосфатам является кальций, однако он обладает малой удельной сорбцией, а регенерация невозможна, так как в данном случае наблюдается не физическая, а химическая сорбция. Процесс хемосорбции характеризуется образованием на поверхности твердой фазы аморфных фосфатов кальция, переходящих в последствии в кристаллические формы. Для адсорбции  $1г PO_4^{3-}$  требуется  $0,03 м^3$  фильтрующего материала.

Адсорбция фосфатов хорошо выражена на оксидах железа. На многочисленных предприятиях стальная стружка является отходом производства. Именно она была апробирована в качестве фильтрующего материала при доочистке сточной воды от фосфатов. Оптимальное значение pH, при котором образуются малорастворимые соединения определяли, используя уравнение Линдсея и Морено для  $FePO_4 \times 2H_2O$ ,  $p_{H_2PO_4^-} = 10,9 - pH$ , в зависимости от исходной концентрации фосфатов (по  $PO_4^{3-}$ ) 1; 3; 5 и 10 мг/дм<sup>3</sup> оптимальное значение pH соответственно составляет: 5,92; 6,4; 6,62; 6,9.

Анализ результатов позволил проследить явно выраженную тенденцию повышения концентрации фосфатов в фильтрате при увеличении скорости фильтрования.

При использовании однослойной загрузки концентрация ионов  $Fe^{3+}$  в фильтрате превышает ПДК ионов  $Fe^{3+}$  в очищенной воде, выпускаемой в водоемы. При использовании двухслой-

ной загрузки, второй (нижний) слой - известняк-ракушечник концентрация  $Fe^{3+}$  составила 0,3 мг/дм<sup>3</sup>.

Наиболее перспективным материалом для удаления фосфат-ионов по нашему мнению является оксид алюминия, на поверхности которого возможна хемосорбция, протекающая по ионообменному механизму, обусловленным обменом фосфат-ионов на молекулы воды:  $[Al^{-}H_2O]^+ + H_2PO_4^- \rightarrow [Al^{-}H_2PO_4] + H_2O$ , или на гидроксидные группы:

$[Al-OH]+ H_2PO_4^- \rightarrow [Al-H_2PO_4]^+ OH^-$ ,  $pK_{AlPO_4 \cdot 2H_2O} = 30,5$ . Оптимальные значения рН для образования этого соединения можно рассчитать по уравнению Линдсея и Морено:  $pH_2PO_4 = 10,7 - pH$ . Для концентрации фосфатов в исходном растворе (по  $PO_4^{3-}$ ) равном 1; 3; 5 и 10 мг/дм<sup>3</sup> рН составляет - 5,72; 6,2; 6,42; 6,7. Результаты исследований, проведенные на пилотной установке при скорости фильтрования от 1 до 10 м/ч, показали возможность применения оксида алюминия в качестве сорбента фосфат-ионов с достижением их полного удаления из очищаемых сточных вод. Продолжительность фильтроцикла зависит от исходной концентрации фосфатов и от величины адсорбционной емкости оксида алюминия. Скорость фильтрования по мере ее увеличения, становится доминирующим фактором, определяющим продолжительность защитного действия сорбента. В ходе исследований была получена зависимость продолжительности фильтроцикла ( $t_{пр}$ ) до проскока в фильтрат фосфат-ионов в концентрациях, превышающих ПДК, от высоты загрузки ( $L$ ) и времени защитного действия загрузки ( $t_o$ ) при скорости фильтрация 5 м/ч уравнение Н.А.Шилова имеет вид:  $t_{пр} = 146 L - 18$ .

Величина динамической обменной емкости зависит от исходной концентрации фосфатов и скорости фильтрования. Её значения (в экв/м<sup>3</sup>), определенные при различных условиях процесса, приведены в табл. 9.7.

Таблица 9.7

Исходная концентрация, $C_0$ , г/дм <sup>3</sup>	Скорость фильтрования, $V$ , м/ч	Сорбционная емкость $E_{пр}$ , экв/м <sup>3</sup>
2,0	2,0	110
2,2	10,0	34,2
2,9	5,0	50,9
5,3	5,0	96

Оксид алюминия, исчерпавший сорбционную способность может быть использован в качестве составляющего компонента бетонной смеси.

### **9.3. Влияние лазерного воздействия на биохимические процессы**

Сохранение высокого качества очищенной воды при значительных нагрузках по органическим веществам на активный ил возможно в результате повышения ферментативной активности микроорганизмов.

Увеличение мощности очистных сооружений позволит сделать процесс очистки более экономически выгодным. В качестве активизатора деятельности бактерий было изучено лазерное излучение. В последние годы стало известно о высокой биостимулирующей активности излучения гелий-неонового лазера (ГНЛ) с длиной волны 632,8 нм. Она стимулирует регенерацию тканей, ускоряет заживление ран и трофических язв, способствует увеличению выживаемости и развитию эмбрионов и личинок рыб, усиливает рост и развитие сельскохозяйственных растений.

Это влияние ГНЛ побудило нас изучить воздействие излучения на микрофлору активного ила очистных сооружений, а также некоторые гидрохимические и гидробиологические показатели водной среды после воздействия ГНЛ. На основании данных такого эксперимента мы предполагали ответить на вопрос о принципиальной возможности применения лазерного излучения для стимуляции микрофлоры активного ила очистных сооружений и повышения эффективности их работы. Для облучения пробы активного ила использовали гелий-неоновый лазер ГНЛ-111, генерирующий излучение с длиной волны 632,8 нм. Мощность лазера составляла 25 мВт. В экспериментах использовались различные дозировки облучения, которые задавали варьированием экспозиции воздействия от 3 секунд до 30 минут. Схема экспериментов была следующей:

Одна проба назначалась контрольной, остальные подвергались облучению ГНЛ-111 с разными экспозициями. Иловая смесь перемешивалась с помощью магнитной мешалки для насыщения кислородом и более равномерного облучения. После 1 и 3 часов воздействия пробы подвергали микробиологическому и гидробиологическому исследованию. Было определено общее количество бактерий, гетеротрофных микроорганизмов и аммонификаторов. Статистическую обработку резуль-

татов проводили по стандартной методике. Были проведены три серии экспериментов, в которых исследовали влияние лазерного излучения на биологическую активность ила, взятого из аэротенков ОСК г. Ростова-на-Дону через три часа после отбора проб (опыт №1) или через трое суток (опыт №2), а также из пилотной установки КС установленном на Ростовском мясокомбинате (опыт №3). Данные экспериментов показали, что облучение ГНЛ стимулирует размножение различных групп микроорганизмов. Наиболее выраженное увеличение числа бактерий через один час после обработки – в 5,9 раз, наблюдали в опыте №1 со свежесобранными образцами при 3-х минутном облучении. Высокие концентрации бактерий сохранялись и после 3 часов после облучения. В остальных опытах (№2 и №3) стимулирующий эффект лазерного воздействия также проявлялся при экспозициях от 3 секунд до 3 минут, но был менее выражен, при этом больший эффект был достигнут при экспозиции 1 мин (увеличение количества бактерий было достигнуто в 3,56 раз). При увеличении или уменьшении экспозиции эффект снижался. Так при 3-х минутной экспозиции количество бактерий возрастало в 3,52 раза, а при 3-х секундном облучении в 2,52 раза. Увеличение экспозиции до 10 минут приводило к угнетению развития бактерий, их количество снижалось в 2 раза. В опытах №2 и №3 количество бактерий, в отличие от опыта №1, через три часа после облучения резко падало и составляло 0,5- 0,7 количества бактерий контрольного образца. В пробах определяли не только количество бактерий, но и изменение концентрации органических веществ по БПК<sub>5</sub>. Так, для опыта №1 было установлено, что наибольшее снижение концентрации органических веществ (367 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>) было достигнуто при 1-минутном облучении. Для опыта №3 изменение концентрации органических веществ, наблюдаемое через один час после воздействия и составляло 569,6 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup> (исходное содержание 1333,73 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>, после воздействия – 762,14 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>). Эти данные получены при анализе проб сточной воды через 1 час после облучения. Через три часа активность микроорганизмов понижалась.

Особое внимание было уделено определению влияния лазерного воздействия на жизнеспособность и рост нитрифицирующих микроорганизмов. Было установлено, что в течение одного часа после 1-минутного воздействия процессы нитрификации заметно усиливались.

Таким образом, установлено, что лазерное воздействие оказывает стимулирующее действие на рост микроорганизмов, однако эффективность лазерного воздействия зависит от дозы облучения и от срока наблюдения эффекта после облучения. Наиболее выраженный эффект наблюдался при 1 минутной экспозиции и сохранялся в течение одного часа после воздействия. Через три часа после воздействия активность микроорганизмов понижалась по сравнению с контрольными образцами.

Для ускорения темпов размножения нитрифицирующих микроорганизмов и управления процессом нитрификации при колебаниях в притоке и составе сточных вод, изменении температуры жидкости и рН, попадании токсичных компонентов в соответствие /46/ на одном или нескольких распределительных лотках системы орошения КС предлагается устанавливать гелий-неоновые лазеры (рис. 9.1.).

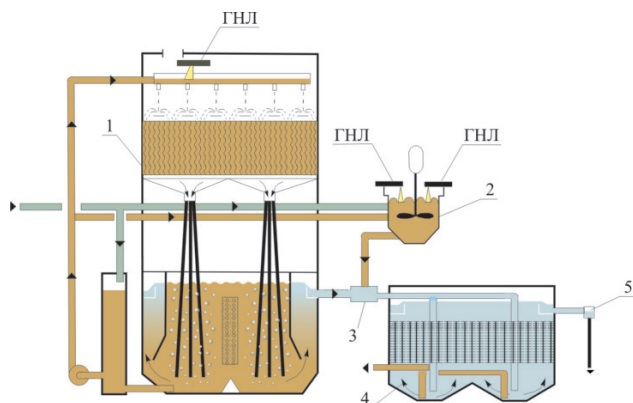


Рис. 9.1. КС с использованием установок гелий-неоновых лазеров

Обработка лазерным излучением циркулирующей смеси стоков и ила в (1) ведется в сканирующем режиме по всей ширине лотка. При размещении лазерной установки с выходной мощностью излучения 25 мВт и длиной волны 0,63 мкм на высоте не менее 300 мм над поверхностью жидкости обеспечивается сканирование зоны шириной не менее 100 мм.

Другим, перспективным направлением использования гелий-неоновых лазеров, по нашему мнению является подготовка органического субстрата для денитрифицирующих микроорганизмов. На последующей стадии денитрификации в качестве источника органического углерода используются органические вещества ис-



ходных сточных вод и избыточного ила. Так как «проскок» части сточных вод через денитрификатор с затопленным слоем загрузки повышает БПК очищенных вод, в технологическую схему очистки включен реактор для подготовки органического субстрата (2). Часть сточных вод направляется в реактор, туда же подается активный ил. Смешение сточной жидкости и ила и снабжение процесса подготовки кислородом воздуха осуществляются с помощью механического аэратора.

Процесс подготовки органического субстрата предусматривает три фазы роста микроорганизмов: лаг-фазу, фазу ускоренного роста, экспоненциальную фазу. Допускается только неполное окисление до начала продуцирования  $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2\text{O}$ . Однако при соотношении массы образующегося избыточного ила к массе необходимых органических веществ сточных вод 0,6:1 полная ассимиляция хлопьями ила органических загрязнений приведет к окислению значительной части органического субстрата. Поэтому для ускорения процесса размножения микроорганизмов, активизации запасных веществ в клетках и отмирания бактерий после выполнения ими основной функции (сорбции загрязнений) в процессе подготовки субстрата использованы ГНЛ. Лазерами осуществляется облучение поверхности жидкости в реакторе.

Полученный органический субстрат направляется в смеситель (3), где происходит его смешение с очищенной водой. Затем жидкость подается в нижнюю часть емкости денитрификатора (4). Восходящий поток жидкости проходит через слой денитрифицирующего ила, иммобилизованного на щетинках искусственной загрузки, и оставляет в них частицы хлопьевидного субстрата.

Сорбция колониями факультативных анаэробов органического субстрата, связанного цитоплазматическими мембранами микробных клеток, входящего в состав клеток, исключает вторичное загрязнение очищенных вод. Всплывающие отработанные и омертвевшие продукты биораспада задерживаются в верхней части загрузки. По мере ухудшения прозрачности выходящей воды проводится регенерация загрузки струями очищенной воды. Далее вода отводится в приемную камеру водоструйного аэратора (5). При сливе воды происходит отдувка молекулярного азота и насыщение ее кислородом.

Обобщая вышеизложенное, можно сказать, что наличие положительных эффектов открывает перспективу регулирования работы микроорганизмов при очистке сточных вод как городских, так и производственных, однако необходимы дополнительные исследования.

## Раздел 10. ОБРАБОТКА ВОЗДУХА

В хозяйственно-бытовые сточные воды вместе с продуктами жизнедеятельности людей и животных попадает патогенная микрофлора, вирусы и яйца гельминтов. В процессе очистки сточных вод в аэротенках образуется огромное количество газовых пузырей, разрыв которых сопровождается образованием капель, которые уносятся в атмосферу, захватывая и патогенную микрофлору. Таким образом, происходит загрязнение воздуха возбудителями инфекционных и инвазионных заболеваний, например, на очистных сооружениях канализации г. Нью-Йорка, было обнаружено в  $1 \text{ м}^3$  воздуха 21800 живых колоний микроорганизмов /47/. В пробе  $0,03 \text{ м}^3$  воздуха взятого над аэротенком с активным илом было обнаружено 1200 видов бактерий, 6% из них являлись патогенными /48/.

Исследования, проведенные специалистами РНИИ АКХ совместно с сотрудниками НПО «Биопрепарат», института медицинской паразитологии и тропической медицины им. Е.И. Марциновского и Ростовского государственного университета выявили наличие четырех яиц аскарид на расстоянии 0,3 м от поверхности аэротенка КС и по одному на расстоянии 1 – 1,5 м. Скорость потока  $\text{CO}_2$  с  $1 \text{ см}^2$  поверхности аэротенка-отстойника составляла  $0,14 - 0,35 \text{ мг/см}^2 \text{ сут}$  и азота  $0,19 - 0,38 \text{ мг/см}^2 \text{ сут}$ .

В мировой практике имеется опыт защиты атмосферного воздуха, например по технологии компании OTU построены в городской черте г. Антиба (Франция) закрытые очистные сооружения, в которых дурно пахнущие газообразные вещества собираются системой вентиляции и подвергаются 3-х ступенчатой мокрой очистке окисляющими реагентами, что позволяет дезинфицировать воздух и извлечь 99,95%  $\text{H}_2\text{S}$ , 99% меркаптанов и 90% аммиака. На закрытых очистных сооружениях г. Монако, расположенных на расстоянии 100м от пляжа Сали все отводимые (до 58 тыс.  $\text{м}^3/\text{сут}$ ) газовые выделения подвергаются 4-х ступенчатой мокрой очистке. Решение проблемы очистки воздуха позволило разместить ОСК г. Ница вблизи селитебной зоны (от жилых застроек ОСК отделяет только автомобильная дорога). Воздух от закрытых песколовков, первичных, вторичных отстойников и аэротенков подвергается трехступенчатой мокрой очистке, а воздух от илоуплотнителей и пресс-фильтров - четырехступенчатой обработке (рис. 10.1.).

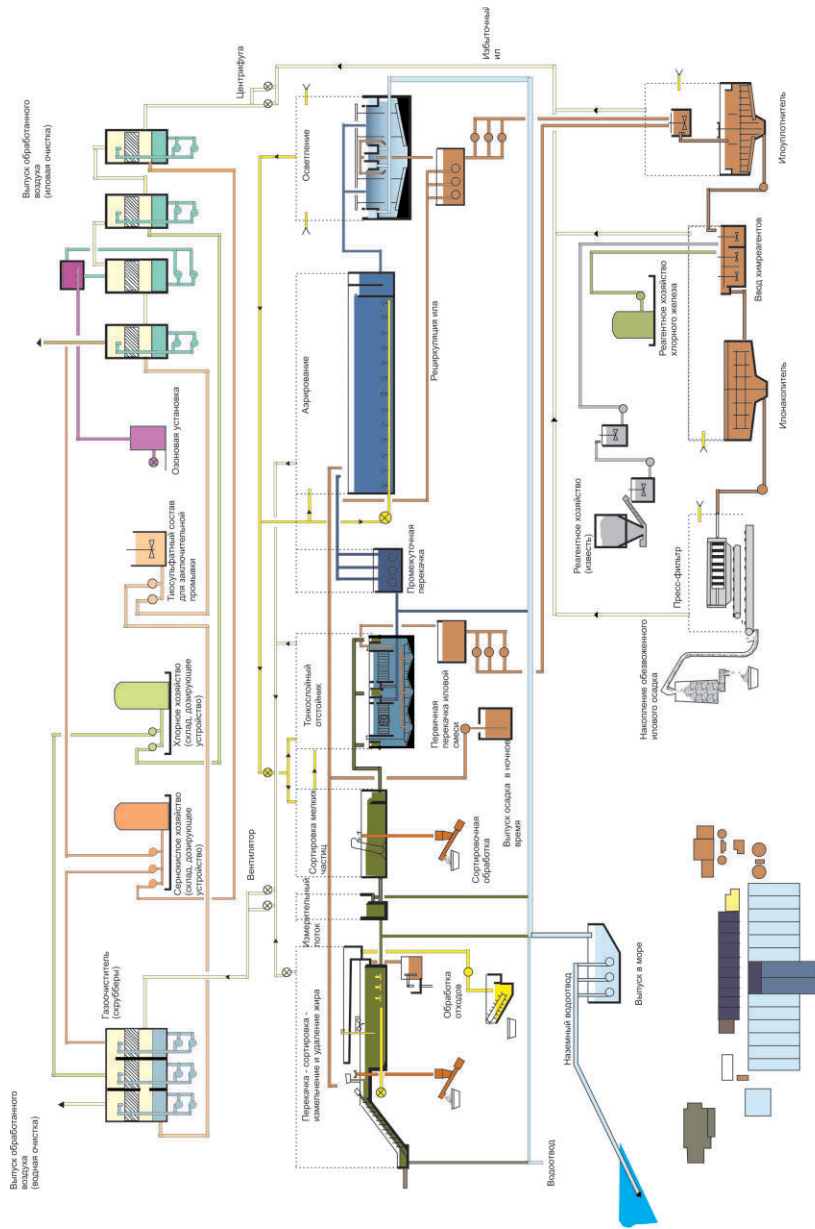


Рис. 10.1. Схемы многоступенчатой обработки воздуха

Условия работы очистных сооружений канализации с КС выгодно отличаются от работы существующих сооружений: – поступление неприятных запахов в окружающую среду происходит только от приемной камеры и песколовок, то есть мест приема исходных сточных вод; – из технологического процесса очистки хоз-бытовых сточных вод исключается первичное отстаивание, минерализация и обезвоживание сырого осадка, которые являются основными источниками выделения дурнопахнущих летучих веществ; – конструкция аэротенка-отстойника исключает образование застойных зон, приводящих к залеганию и загниванию ила; – коэффициент использования кислорода воздуха в КС достигает 15 – 20 % от общего количества подаваемого в систему, за счет его многократной циркуляции через биофильтры, аэрационные колонны и зоны аэрации аэротенков-отстойников КС, тогда как в классических аэрационных сооружениях величина коэффициента не превышает 6 %. Соответственно, количество воздуха, подлежащего обработке сокращается в 3 – 4 раза.

Обеспечение экологически чистого режима работы решается в зависимости от производительности очистных сооружений. Для диапазона производительности ОСК от 50 до 5000 м<sup>3</sup>/сут, воздух от КС и местных отсосов от решеток тонкой механической очистки, песколовок, установок обезвоживания осадков и т. д. направляется приточно-вытяжной вентиляцией сначала в фильтры ячейковые карманные (ФЯК), в которых происходит задержание основной массы капель (около 66 %), затем в фильтры ячейковые складчатые (ФЯС), которые задерживают частицы размером до 0,3 мкм (эффективность 99,97 %). Обеззараживание и осушение фильтровального материала производится периодически с помощью облучателя бактерицидного (ОБЛ). Обеззараживание воздуха может осуществляться также с помощью УФ-установок.

Для КС производительностью более 5000 м<sup>3</sup>/сут, рекомендуется одно- и двухступенчатая схема мокрой очистки воздуха с использованием установки по патенту /49/ (рис. 10.2.).

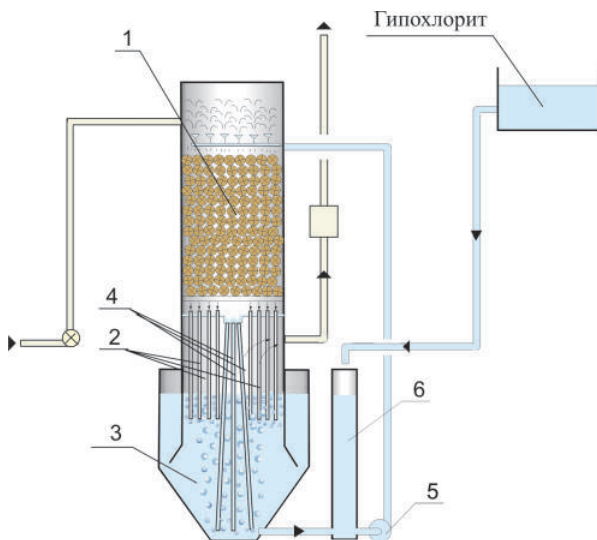


Рис. 10.2. Схема мокрой очистки воздуха

Воздух вентилятором направляется в насадочную часть установки 1, где осуществляется его контакт с раствором для дезинфекции, дегазации и дезодорации.

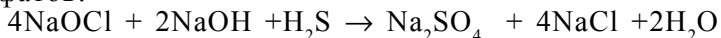
В качестве реагента можно применять гипохлорит натрия. Далее воздух через трубы прямой подачи 2 продавливается в барботажную часть установки 3, где осуществляется вторичный контакт пузырьков воздуха с раствором. Далее воздух выбрасывается в атмосферу через каплеотделитель. Циркуляция раствора производится с помощью насоса 5. При сливе жидкости по сборному поддону в трубы водоструйной эжекции воздуха 4 происходит засасывание части воздуха. Последующее всплывание пузырьков воздуха обеспечивает перемешивание содержимого барботажной части 3 и обновление поверхности контакта фаз газ – жидкость. Подпитка новым раствором производится через камеру смешения 6.

Гипохлорит натрия, используемый для дегазации азотистых гетероциклов, сероводорода, метилмеркаптана переводит все рассмотренные соединения в безопасные окисленные формы.

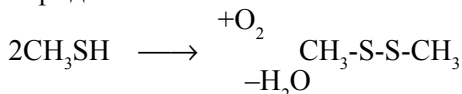
Пути дегазации сероводорода.



В щелочной среде окисление сероводорода может идти до сульфатов:

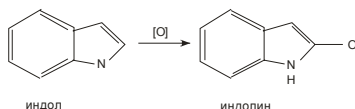


Метилмеркаптан –  $\text{CH}_3\text{SH}$  может окисляться до диметилдисульфида:



Последний далее может переходить в сульфоксиды ( $>\text{S} \rightarrow \text{O}$ ).

Дегазация индола, скатола гипохлоритом натрия как окислителем средней силы может сопровождаться образованием оксиндолов типа:



## Раздел 11. РЕКОМЕНДАЦИИ ПО ПРИМЕНЕНИЮ КС ДЛЯ ОЧИСТКИ СТОЧНЫХ ВОД РАЗЛИЧНЫХ ТИПОВ

### 11.1. Технологические схемы очистки хозяйственно- бытовых сточных вод

Характер эксплуатации установок и сооружений, предназначенных для очистки сточных вод от отдельных домов малых, средних населенных пунктов и городов определили конструктивные особенности КС, а также технологические схемы очистки. В соответствии с этим для каждого диапазона производительности КС: 5 – 20; 25 – 100; 200 – 1000 1200 – 100000 м<sup>3</sup>/сут разработаны специфические конструктивные решения.

При подготовке данного раздела использованы материалы проектов повторного применения станций биологической очистки сточных вод 50, 200, 400, 800 м<sup>3</sup>/сут и установок для очистки сточных вод мини мясокомбинатов и маслосырзаводов 50 м<sup>3</sup>/сут, разработанных для Госагропрома РСФСР (1988-92 г.г.) проектов станций биологической очистки 200, 400, 800 м<sup>3</sup>/сут для районов крайнего Севера и «Рекомендации по проектированию и использованию комбинированных сооружений очистки сточных вод» разработанные для Госстроя РСФСР (1989-90 г.г.).

Принцип работы КС может быть использован также и для очистки малых объемов сточных вод: менее 5 м<sup>3</sup>/сут. Однако, эксплуатационные расходы, как в существующих аэрацион-

ных установках, так и в КС в этом случае являются обременительными для основной массы населения. Затраты на оплату электроэнергии (минимум 10 кВт/сут) небольших пневмомеханических устройств или насосов и услуги квалифицированного обслуживающего персонала (переключение рабочих и резервных механизмов, удаление избыточного ила, обеззараживание и т.д.) способны нести в основном зажиточные слои населения. Так как решение проблемы предотвращения загрязнения открытых и закрытых водных источников заключается в очистке всех сточных вод, поэтому нами разработан новый принцип биологической очистки и определены конструктивные решения установок производительностью 0,5 – 4 м<sup>3</sup>/сут (приложение 1).

*Комбинированные сооружения  
производительностью 5 – 20 м<sup>3</sup>/сут*

План и разрез установки, которая может обеспечить очистку 5 – 7 м<sup>3</sup>/сут хозяйственно- бытовых сточных вод с содержанием органических загрязнений по БПК<sub>5</sub> от 100 до 1000 мг/дм<sup>3</sup> и взвешенных веществ от 100 до 400 мг/дм<sup>3</sup>, представлен на рис. 11.1.

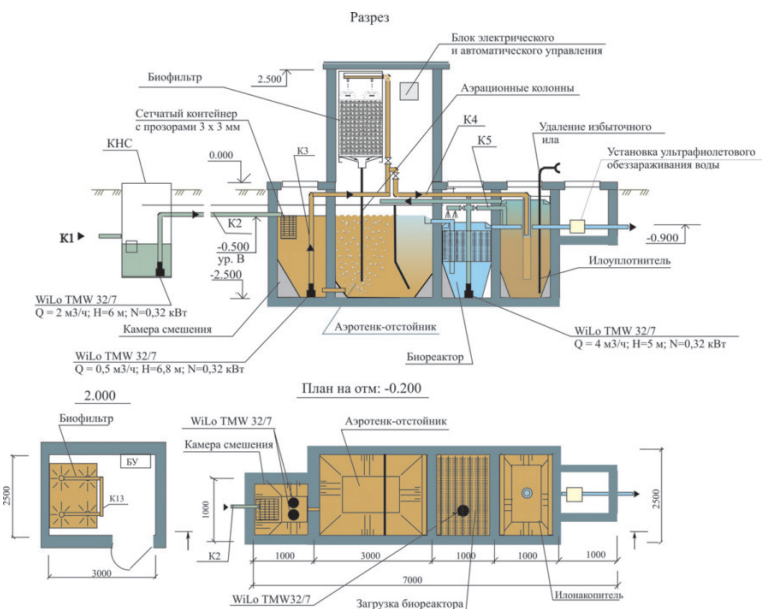


Рис. 11.1. Разрез и план КС производительностью 5 – 20 м<sup>3</sup>/сут

Сточные воды самотеком по коллектору К1 поступают в канализационную насосную станцию (КНС), откуда насосами по трубопроводу К2 их подают в камеру смешения ком-

бинированных сооружений. Для улавливания отбросов и песка в камере смешения устанавливают сетчатый контейнер-песколовку. Задержанные отбросы и песок перегружают в бак отбросов. В камере смешения сточные воды смешиваются с циркулирующей иловой смесью, поступающей из аэротенка-отстойника. Затем смесь подают циркуляционным насосом по трубопроводу К3 в систему орошения биофильтра, которая состоит из водораспределительных лотков со сливными патрубками и отражательными дисками. Падающие струи жидкости дробятся на дисках и орошают загрузку биофильтра. Элементы загрузки представляют собой керамические шары с углублениями, оси которых сходятся в центре шаров. Прошедшая через биофильтр жидкость направляется сборным поддоном к аэрационной колонне, в которой происходит засасывание воздуха, вследствие возникновения вихревой воронки. При движении газожидкостных потоков происходит эффективное перемешивание содержимого аэротенка. Вытесняемая из зоны аэрации иловая смесь поступает в зону отстаивания, в которой происходит седиментация ила. Часть ила уплотняется и через щель в стенке разделяющей зону аэрации и зону отстаивания возвращается в зону аэрации. Другая часть ила, вместе с транзитным расходом поднимается и образует взвешенный слой в нижней части отстойной зоны. Очищенная вода далее направляется в биореактор доочистки с искусственной ершовой загрузкой. Загрузка биореактора обеспечивает снижение органических загрязнений по БПК<sub>п</sub> до 3 – 5 мг/дм<sup>3</sup>, в ней также задерживаются всплывающие хлопья ила; концентрация взвешенных веществ на выходе из биореактора составит 3 – 7 мг/дм<sup>3</sup>. Концентрация азота аммонийного на выходе из биореактора составит 1 – 1,5 мг/дм<sup>3</sup>; концентрация фосфора ортофосфатов не будет превышать 0,7 – 1,5 мг/дм<sup>3</sup>. Осветленная вода, прошедшая через загрузку, собирается водоотводящим лотком и отводится на установку ультрафиолетового обеззараживания.

Регенерация загрузки производится периодически следующим образом: включается насос, производится откачка части очищенной воды по трубопроводу К5 (до низа ершовой загрузки) на сброс, затем задвижку на трубопроводе К5 закрывают и открывают задвижку на оросительном трубопроводе, промывают ершовую загрузку в течение 10 мин, затем эту задвижку закрывают, открывают задвижку на трубопроводе К5 и производят полную откачку воды в илонакопитель.

Удаление избыточного ила осуществляется следующим образом: выключают на 15 минут циркуляционный насос, открывают задвижку на трубопроводе К4, на ответвлении ведущем в



илонакопитель, затем включают насос и часть уплотненного ила сбрасывается в илонакопитель. Затем вышеуказанная задвижка закрывается. Отстоенная вода из илонакопителя перепускается в аэротенк-отстойник.

Избыточный ил из илонакопителя периодически вывозится спецавтотранспортом в места захоронения, согласованные с СЭС (или на ближайшие ОСК).

Энергозатраты составляют 1,5 – 2,5 кВт.ч на 1 м<sup>3</sup>.

### Установки 25-100 м<sup>3</sup>/сут

Конструктивное устройство установок для очистки сточных вод с БПКп 100-1000 мг/дм<sup>3</sup>; взвешенным веществам 50 – 400 мг/дм<sup>3</sup> приведено на рис. 11.2.

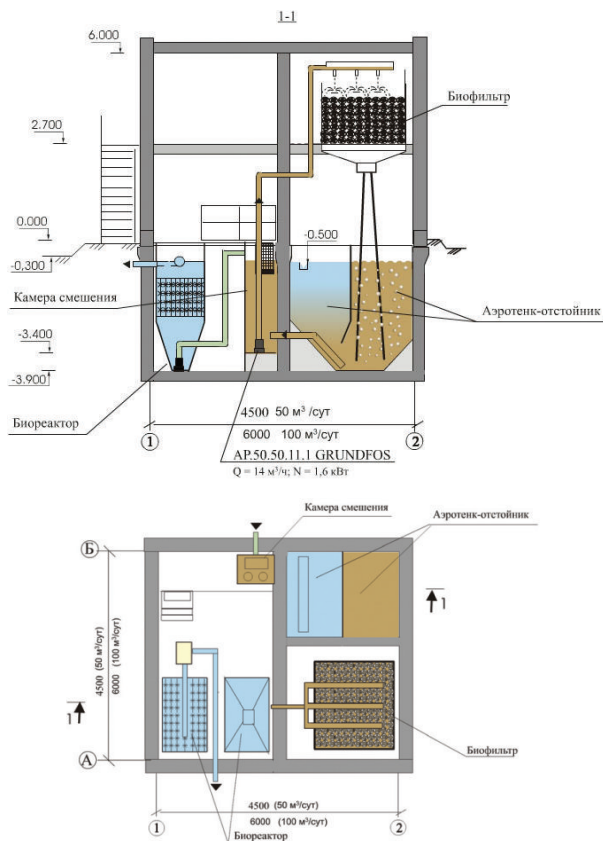


Рис. 11.2. План установок производительностью 25-100 м<sup>3</sup>/сут.

Установки выполняются из одной или двух секций, объединенных общей камерой смешения технологическими трубопроводами и циркуляционными насосами. В качестве загрузочных материалов биофильтров могут быть использованы керамические шары, асбестоцементный шифер или плоскостная загрузка из искусственных материалов.

Для установок данного диапазона производительности разработана также оригинальная технологическая схема очистки, позволяющая уменьшить суточный период работы циркуляционного насоса на 30 – 50% (приложение 2).

Избыточный ил обезвоживается на иловых площадках. При размещении установок в жилой черте избыточный ил подают в илонакопитель, откуда его периодически вывозят на ближайшие ОСК. Для сгущения небольших количеств ила разработан новый принцип сгущения осадка, который позволяет автоматизировать процесс снижения влажности избыточного ила (приложение 3).

Энергозатраты составляют 0,6 – 0,8 кВт.ч на 1 м<sup>3</sup>.

#### *Очистные станции производительностью 200-1000 м<sup>3</sup>/сут*

Для диапазона 200 – 700 м<sup>3</sup>/сут механическую очистку можно осуществлять непосредственно в камере смешения с помощью встроенных сетчатых контейнеров с прозорами 2 – 4 мм. Днище контейнеров выполняется из двух сплошных половинок и бортика (h = 100 – 150 мм). При прохождении сточных вод через контейнер в нем происходит задерживание и накопление биологически неокисляемых отбросов и песка. Уловленная масса периодически через открывающиеся половинки днища сбрасывается в накопительный бак и затем вывозится на свалку. Пример решения станции 200 м<sup>3</sup>/сут приведен на рис. 11.3.

На КС производительностью 800 – 1000 м<sup>3</sup>/сут механическая очистка осуществляется с помощью дуговых сит и вертикальных песколовков.

Станции проектируются из двух или четырех секций КС сблокированных с биореакторами доочистки сточных вод, вспомогательными и бытовыми помещениями. В здании также устанавливаются установки ультрафиолетового обеззараживания очищенных вод.

Окисление органических загрязнений в биофильтрах осуществляется иммобилизованными микроорганизмами. Высота биофильтра может составлять 1,15 – 2,0 метра. В качестве носителя загрузки можно использовать волнистый шифер (ГОСТ 24986 – 81) с размерами листов 1750x1150 мм.

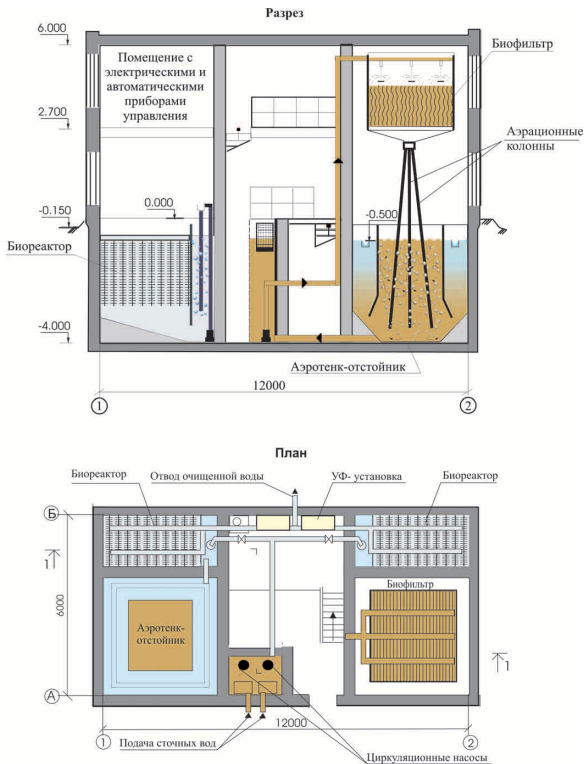


Рис. 11.3. Разрез и план станции очистки производительностью 200 м<sup>3</sup>/сут.

Для оптимизации гидродинамического режима движения жидкости по поверхности загрузки и закрепления биомассы, листы шифера следует устанавливать вертикально, с направлением волн перпендикулярно потоку стекающей жидкости. Расстояние между листами загрузочного материала должны быть не менее 20 мм. В дальнейшем в качестве загрузочного материала планируется использовать плоскостную загрузку из искусственных материалов в соответствии с [33].

Система водоструйной аэрации в КС выполняется в виде одного или нескольких пучков колонн, расходящихся к низу. Для этого под биофильтром монтируется соответствующее количество сборных поддонов, стенки которых выполнены с уклоном к приемкам. Геометрически приемки располагают над центрами участков, которые обслуживает каждый пучок колонн. Так как длина водовоздушного факела, выходящего из нижнего конца колонны составляет 0,5 – 0,7 метра, то для предотвраще-

ния залегания ила, необходимо ударное воздействие струи о днище. Для этого высоту нижних концов колонн над дном следует принимать в пределах 0,2 – 0,3 метра. Зона действия колонны диаметром 40 – 50 мм, составляет условно в плане 1x1 – 1,2x1,2 м.

Для снижения энергетических затрат на поддержание оптимального температурного режима, в процессе биологической очистки используется воздух из вспомогательных и подсобных помещений, кроме помещений с приемной камерой, установками тонкой очистки и песколовками. Используемый воздух из КС частично удаляется и направляется через вытяжные трубы на дальнейшую обработку или в атмосферу, частично перепускается в помещения биофильтров. Регулирование воздухообменом производится путем изменения положения клапана на вытяжной трубе и площади перепускных отверстий в перекрытиях между помещениями биофильтров и аэротенков - отстойников. Причем для организации движения потоков воздуха, отверстия в перекрытиях следует располагать равномерно по периметру, вблизи стен помещения.

При правильной организации распределения воздушно-аэрозольных потоков отсутствует конденсация и влажность воздуха в помещении; причем в периоды туманов влажность в КС ниже, чем в атмосфере. Расчетное количество наружного воздуха необходимого для биохимической очистки коммунальных сточных вод с БПКп 150 – 300 мг/ дм<sup>3</sup> составляет 5 – 7 м<sup>3</sup> на 1 м<sup>3</sup> воды. При более высоких концентрациях загрязнений расчетное количество воздуха корректируется соотношением БПКп исходных сточных вод к БПКп 200 мг/ дм<sup>3</sup>.

Если среднегодовая температура воздуха в населенном пункте ниже 12 °С, то в помещениях биофильтров должны устанавливаться отопительные приборы. Расчетная температура воздуха в помещениях КС должна быть не менее чем на 2°С выше температуры исходных сточных вод.

При соблюдении данных рекомендаций температура обрабатываемой сточной жидкости будет повышаться в холодное время года на 0,5 – 2 °С. Следует отметить, что недостаточный учет температурного фактора привел к тому, что в зимнее время снижается качество очистки на 70% малых и средних очистных сооружениях канализации, расположенных в средней и северной полосе России.

При размещении сооружения в жилой зоне застройки в здании КС предусматривается устройство приточно-вытяжной вентиляции с механическим и естественным побуждением. Вентиляция с механической вытяжкой включает три ступени обработки воздуха: I ступень – карманные фильтры ФЯК с эффек-

тивностью задержания бактерий до 60%.; II ступень – складчатые фильтры ФЯС – эффективностью 97 – 99,9%; III ступень – облучатели бактерицидные ОБМ. Для обеззараживания воздуха могут использоваться УФ-установки НПО «ЭНТ» табл. 11.1.

УФ секции изготавливаются в виде канальных модулей, внутри которых располагаются бактерицидные лампы.

Воздух обеззараживается безозоновыми или озонобразующими лампами при прохождении его через закрытую световую камеру. При УФ-облучении уничтожаются бактерии, вирусы, микрофлора (плесень, дрожжи и др.), споровые формы микроорганизмов.

Таблица 11.1.

**УФ-установки для обеззараживания воздуха**

Тип установки	Производительность м <sup>3</sup> /час	Объем помещения м <sup>3</sup>	Потребл. мощность Вт	Габариты мм
УОВ-3м-15	40	50	25	Ø 110; 650
УОВ-3м-30	40	70	35	Ø 110; 1150
УОВ-3м-55	60	100	70	Ø 110; 1150
УОВ-3м-60	60	150	80	Ø 110; 1150
УОВ-2м-3	200	500	300	180x400x1050
УОВ-2м-4	400	1000	400	180x500x1050

Обеззараживание очищенной воды может производиться УФ-установками НПО «ЭНТ» табл. 11.2. и установками НПО «ЛИТ» табл. 11.3, установками «Харьковской электротехнической компании» табл. 11.4.

Таблица 11.2.

**УФ-установки для обеззараживания воды**

Тип установки	Производительность* м <sup>3</sup> /час	Потребл. мощность Вт	Диаметр патрубков мм	Масса кг	Габариты блока обеззараживания (ВхLxН), мм
УОВ-0.5м-03	0,3	15	1/2''	2	75x100x300
УОВ-0.5м-05	0,5	20	1/2''	3	80x110x390
УОВ-0.5м-1	1	25	3/4''	5	95x170x530
УОВ-0.5м-2	2	40	1''	7	125x176x980
УОВ-3.0м-4	4	80	1 1/2''	11	155x205x1000
УОВ-3.0м-6	6	90	1 1/2''	14	155x205x1350
УОВ-3.0м-8	8	150	1 1/2''	25	380x560x1000
УОВ-3.0м-10	10	200	2''	30	254x366x1025
УОВ-3.0м-15	15	250	2''	35	254x366x1350
УОВ-15м-20	20	350	70	45	310x450x1350
УОВ-15м-30	30	510	70	60	337x580x1025
УОВ-15м-50	50	680	100	85	390x540x1350
УОВ-50м-100	100	1300	150	120	470x610x1350
УОВ-50м-150	150	1800	150	160	500x640x1350
УОВ-50м-500	500	8000	300; 400	380	600x2100x1700

Таблица 11.3

## Установки для обеззараживания очищенных и доочищенных сточных вод

Наименование оборудования	Услов пр-сть м <sup>3</sup> /час	Раб. давл., макс	Потр. мощн кВт	Масса камеры кг	Ду патрубка, мм	Объем камеры, л	Потери напора, макс., метров	Габарит. разм. камеры, м (дл. х шир. х выс.)	Тип УФ лампы	Тип пульта управления	Тип УФ-дагчика	Тип блока промывки
Серия 4 (5-100 м <sup>3</sup> /час)												
УДВ-6/6	6	10	0,5	60	50	40	0,4	1,4х0,3х1,6	ДБ-75-2	Пульг-2	ДИ-2	БПР-5
ОС-5А	30	10	1,0	76	100	55	0,3	1,8х0,5х0,6	ДБ-240	Пульг-2	ДИ-2	БПР-5
Серия 5 (100-3000 м <sup>3</sup> /час)												
УДВ-160/96	160	4	8,5	1300	250	870	0,5	3,5х1,6х1,4	ДБ-75-2	Щит-1	ДИ-20	БПР-25
УДВ-250/144	250	4	12,8	1600	300	1500	0,5	4,0х1,6х1,5	ДБ-75-2	Шкаф-1	ДИ-20	БПР-25
УДВ-500/288	500	4	26	3000	400	2800	0,5	6,0х1,6х1,8	ДБ-75-2	Шкаф-1	ДИ-20	БПР-30
УДВ-1000/288	1000	2	26	3600	500	3500	0,5	2,3х1,9х4,0	ДБ-75-2	Шкаф-1	ДИ-20	БПР-30
УДВ-1000/432	1000	4	38	5000	600	6000	0,5	6,0х1,6х2,7	ДБ-75-2	Шкаф-1	ДИ-20	БПР-30
УДВ-1000/576	1000	3	60	4500	600	6000	0,4	6,5х1,6х2,1	ДБ-75-2	Шкаф-1	ДИ-20	БПР-30

Установки серий 4, 5 (табл. 11.3) обеспечивают качество обеззараживаемой воды по микробиологическим показателям соответствующее требованиям СанПиН 4530-88 для очищенных сточных вод и технологическим требованиям для поверхностных вод. При коэффициенте пропускания УФ-излучения на 1 см не менее 50 % доза УФ-обеззараживания составляет не менее 40 мДж/см<sup>2</sup>.

Энергозатраты для данного диапазона производительности сооружений составляет 0,4 – 0,7 кВт.ч.

Таблица 11.4

**Основные технические характеристики установок серии  
«Водограй-С» для обеззараживания сточных вод**

Параметр	Величина						
	B25C6	3B12 KC	8B12 KC	B250 TC	B600 TC	B650 TC	B3000 TC
Тип УФ установки							
Производительность (номинальная), м <sup>3</sup> /ч	25	150	400	220	650	890	3200
Коэффициент УФ поглощения воды	0,45						
Эффективная УФ-доза, мДж/см <sup>2</sup>	35						
Потери напора, м	0,2	0,2	0,5	0,5	1,0	2,4	1,8
Рабочее давление, МПа, не более	1,0	0,15	0,15	0,8	0,8	0,8	0,8
Тип УФ ламп	TUV 115	TUV 115	TUV 115	НОК 20/100	НОК 20/100	НОК 20/100	НОК 105/120
Количество УФ ламп, шт	6	36	96	6	18	24	18
Ресурс УФ ламп, ч	8000	8000	8000	5000	5000	5000	2500
Потребляемая мощность, кВт	0,8	4,8	12,8	12,6	37,6	50,4	175,0
Габариты обеззараживающего модуля, мм	1800x 365x 475	2250x 850x 1670	3200x 1800x 1670	800x 1250x 800	1600x 1250x 800	4500x 125x 800	1600x 2000x 800
Габариты шкафа управления, мм	800x 350x 600	800x 600x 2100	800x 1000x 2100	800x 600x 1600	950x 800x 1800	2400x 800x 1800	2400x 2400x 1800
Средний срок службы установки, лет	15						

### Очистные сооружения 1200 – 100000 м<sup>3</sup> /сут.

Станции этого диапазона производительности проектируются в виде блоков производственных, вспомогательных и административно-бытовых помещений. Конструктивные решения КС 12-тыс. м<sup>3</sup>/сут, разработанные для г. Вольска Саратовской области представлены на рис. 11.4.

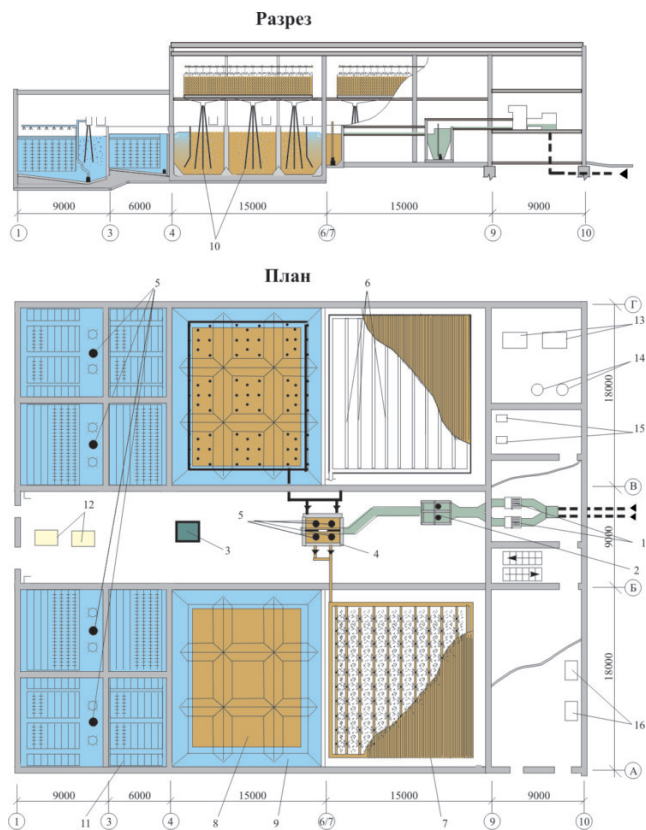


Рис. 11.4. Разрез и план КС производительностью 12000 м<sup>3</sup>/сут  
1 – решетка тонкой механической очистки; 2 – песколовка;  
3 – установка для обеззараживания воздуха; 4 – камера смешения;  
5 – циркуляционный насос; 6 – система орошения; 7 – загрузка биофильтров; 8 – аэрационная зона; 9 – отстойная зона; 10 – аэрационные колонны; 11 – денитрификатор; 12 – установка для обеззараживания воды; 13 – фильтр-пресс; 14 – бункера для песка и осадка; 15 – установки для затворения и дозирования реагентов; 16 – трансформаторы



К техническим особенностям данного диапазона относится следующее:

- трубопроводы подачи смеси сточных вод и ила в системы орошения КС закольцовываются и подача жидкости в лотки осуществляется с двух сторон;

- отвод ила из аэрационных зон в камеру смешения производится через кольцевые перфорированные трубопроводы, размещаемые по периметру зон. Отвод ила может так же осуществляться через отдельные прямые участки перфорированных труб;

- размеры плоской части аэрационных зон уменьшаются с помощью валиков, имеющих откосы 45-60 градусов;

- диаметр аэрационных колонн может составлять 50-70 мм, размеры зон действия колонн 1,2x1,2 – 1,4x1,4 м.

Для извлечения крупных примесей сточных вод рекомендуется применять ступенчатые решетки тонкой очистки с прозорами до 2 мм фирмы «РИОТЭК» (г. Санкт-Петербург). Решетки представляют собой набор подвижных и неподвижных ступенчатых пластин, собранных в пакеты с фиксированными прозорами между пластинами подвижного и неподвижного пакетов рис. 11.5

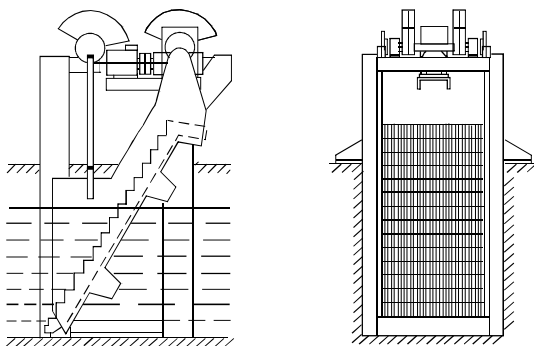


Рис. 11.5. Решетка тонкой очистки

Задержанные на фильтрующих пластинах отбросы образуют дополнительный фильтрующий слой, способствующий достижению наилучшего эффекта очистки. Благодаря круговым движениям подвижных ступенчатых пластин загрязнения автоматически поднимаются вверх по ступеням и шаг за шагом поступают дальше на сброс и транспортировку.

Все движущиеся узлы и детали механизма привода (подшипники, зубчатые колеса, цепи) смонтированы таким образом, что никогда не входят в соприкосновение со сточной жидкостью, что повышает надежность и долговечность привода. Фильтрующая пластина, рама и другие элементы решетки, входящие в контакт с жидкостью, изготовлены из нержавеющей стали. Работа решетки осуществляется, как правило, в циклическом режиме, но она может работать и непрерывно. Начало цикла очистки совпадает с достижением в канале перед решеткой верхнего рабочего уровня, при котором происходит срабатывание датчика уровня, подающего сигнал на включение привода решетки. После очищения фильтрующей поверхности решетки уровень воды в канале перед решеткой снижается и по сигналу датчика уровня происходит отключение привода. Транспортировку отбросов можно осуществлять с помощью гидравлического пресс-транспортера ПТГ-200.

Технические характеристики ступенчатых решеток фирмы «РИОТЭК» представлены в табл. 11.5.

Таблица 11.5.

**Технические характеристики ступенчатых решеток  
фирмы «РИОТЭК»**

Индекс изделия	Номинальная производительность по сточной воде, м <sup>3</sup> /ч	Номинальная производительность по сырому осадку, м <sup>3</sup> /ч	Ширина решетки - ширина канала, мм	Ширина на фильтрующей части, мм	Ширина прозоров, мм	Общая высота, мм	Длина, мм	Масса, кг
РС-240	30	20	240	125	1	1225	735	165
РС-500	210	150	500	350	2	1320	850	380
РС-630	280	200	630	440	2	1580	1160	790
РС-1000	970	750	1060	840	2	2530	1440	2380
РС-1000L	2000		953	807	5	2950	1730	1735
РС-1200L	2440		1160	1005	5	2950	1735	1950
РС-1560	2500		1560	1270	4	4420	2420	6640
РС-1900	5900		1903	1720	6	4850	2310	6300

В качестве основного механического оборудования для биологического процесса очистки рекомендуется использовать циркуляционные фекальные насосы с напором (Н) 7-9 м, с числом оборотов  $n_N$  730 – 1460 об/мин; для биореакторов доочистки циркуляционные насосы с Н = 5 м,  $n_N$  730 - 960 об/мин.

Наиболее предпочтительным методом обработки осадков сточных вод является его обезвоживание на ленточных фильтр-прессах. Хорошо зарекомендовали себя на очистных сооружениях канализации г.г. Новороссийска, Ставрополя, Ульяновска, Глазова фильтр-прессы ЗАО «Экофильтрвнедрение» г. Казань.

Ленточные фильтр-прессы «СиР» со сгустителем «СиР-С» производят механическое обезвоживание осадков коммунальных, сельскохозяйственных и промышленных сточных вод. Основные технические характеристики ЛФП приведены в табл. 11.6.

Таблица 11.6

Наименование	Ед.из м	<u>СиР 0.7</u> СиР- 0,7+0,7С	<u>СиР 1.6</u> СиР- 1,6+1,6С	<u>СиР 2.1</u> СиР-2,1+2,1С
1. Длина	мм	2800	2800	2800
2. Ширина	мм	1100	2000	2400
3. <u>Высота</u> Высота со сгустителем	мм мм	<u>1320</u> 1850	<u>1320</u> 1850	<u>1320</u> 1850
4. Масса	<u>кг</u> кг	<u>800</u> 1200	<u>1600</u> 2200	<u>2200</u> 3000
5. Рабочая ширина ленты	<u>мм</u> мм	<u>650</u> 650	<u>1650</u> 1650	<u>2050</u> 2050
6. Производительность	<u>м<sup>3</sup>/ч</u> м <sup>3</sup> /ч	<u>6-7</u> 10-15	<u>14-16</u> 20-30	<u>20-25</u> 30-50
7. Влажность исходного осадка	% %	<u>95-96</u> 99,5	<u>95-96</u> 99,5	<u>95-96</u> 99,5
8. Влажность обезвоженного осадка	%	70-85	70-85	70-85
9. Потребляемая мощность	кВт	1,5	2,5	3
10. Материалы		Нержавеющая сталь		
Не требуется фундамент, гидростанция, компрессор, специальное здание				

Ленточные фильтр-прессы (ЛФП «СиР») работают как на отечественных, так и на зарубежных флокулянтах.

Для обеззараживания очищенных вод могут использоваться УФ-установки НПО «ЛИТ», НПО «ЭНТ», «Водограй».

Ниже дан пример решения технологической схемы (рис. 11.6) очистных сооружений канализации производительностью 12 тыс. м<sup>3</sup>/сут с концентрацией загрязнений в сточной воде: по БПКп – 141 мг/дм<sup>3</sup>, взвешенных веществ – 178 мг/дм<sup>3</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> – 19 мг/дм<sup>3</sup>, Р – 3,3 мг/дм<sup>3</sup>.

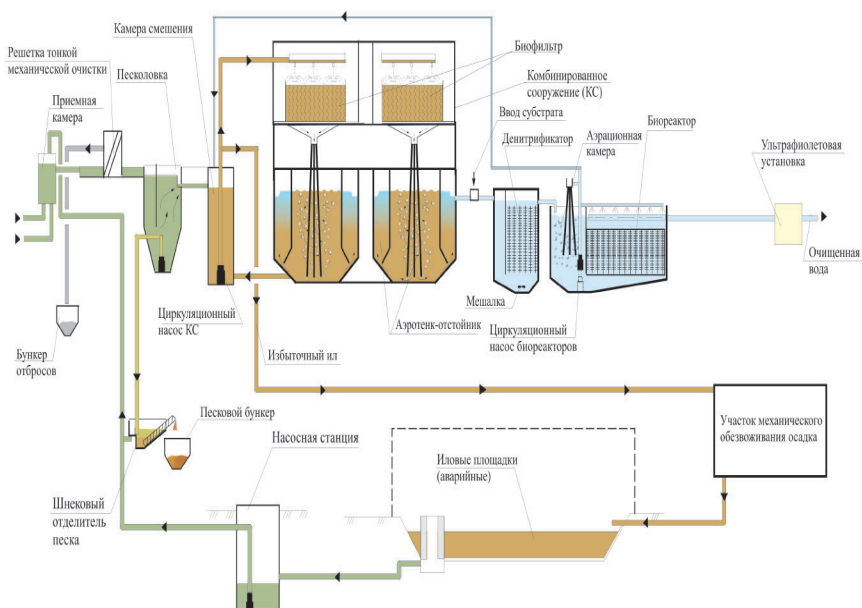


Рис. 11.6. Технологическая схема

В соответствии с рис. 11.6. сточные воды поступают в приемную камеру блока очистных сооружений канализации, откуда направляются на ступенчатые решетки тонкой механической очистки РС-1000 N = 1,5 кВт (с фильтрующим прозором 2 мм). Сбор задержанных отбросов, их отжим и транспортировка в накопительный бункер осуществляется с помощью гидравлического пресстраспортера. Отбросы вывозятся автотранспортом на свалку.

Прошедшие через решетки стоки направляются в вертикальные песколовки. Песковая пульпа перекачивается насосами в шнековый отделитель песка, откуда песок направляется в песковой бункер. Обезвоженный песок вывозится на свалку. Далее сточные воды направляются в камеру смешения комбинированных сооружений. КС выполняются из четырех секций, каждая из которых состоит из биофильтра с плоскостной загрузкой и аэротенка-отстойника. Секции КС объединяются в единое технологическое устройство общей камерой смешения, циркуляционными насосами и технологическими трубопроводами.

В камере смешения сточные воды смешиваются с циркулирующей иловой смесью, поступающей по перфорированному трубопроводу из аэротенков-отстойников. Из камеры смешения смесь забирается циркуляционными насосами и подается в закольцованные системы орошения биофильтров, которые состоят из водораспределительных лотков со сливными патрубками и отражательными дисками. Падающие струи жидкости дробятся на дисках и орошают загрузки биофильтров (асбестоцементные или пластмассовые волнистые листы). В соответствии с конструктивными соображениями расчетный эффект очистки в биофильтрах  $\mathcal{E}_6$  по БПКп составляет 69 %.

Прошедшая через биофильтры жидкость направляется сборными поддонами к аэрационным колоннам, в которых происходит засасывание воздуха ( $0,6 \text{ м}^3/\text{м}^3$ ), вследствие возникновения вихревых воронок. Аэрационными колоннами водовоздушная смесь распределяется по объему аэротенков. Удары водовоздушных потоков о днище, всплытие пузырьков и движение газожидкостных потоков обеспечивают эффективное перемешивание аэрационных зон. Для исключения зон заиливания площадь плоской части днища сокращается с помощью валиков с углами наклона 45 – 60 градусов. Из зон аэрации иловая смесь поступает в зоны отстаивания, где она разделяется. Очищенная вода поступает в сборные лотки и отводится на дальнейшую обработку, а ил группируется в хлопья и возвращается в зоны аэрации.

При этом в нижней части зон отстаивания образуется слой с повышенной концентрацией ила (взвешенный фильтр), который обеспечивает доочистку сточных вод, а также задержание мелких частиц загрязнений и хлопков минерализованного ила.

Очищенная вода в зонах отстаивания поступает в сборные лотки и отводится на дальнейшую обработку, а ил группируется в хлопья и возвращается в зоны аэрации.

Расчетный эффект очистки в реакционных объемах аэротенков-отстойников Эа по БПКп составляет 31%. Для обеспечения активного ила кислородом воздуха необходимая кратность циркуляции сточных вод составляет 3,9. Циркуляционный расход 2030 м<sup>3</sup>/час с напором Н = 8 м обеспечивают насосы фирмы «Грундфос» S3806М (1 раб., 1 рез.) N = 80 кВт.

Биомасса (биопленка и активный ил) в комбинированных сооружениях работает в режиме полного окисления (при низкой скорости окисления и нагрузки на ил), что обеспечивает в КС развитый процесс нитрификации. Активный ил обладает высокой минерализацией (зольность 35 %) и имеет низкое удельное сопротивление  $(33...45) \times 10^{-10}$  см/г.

Удаление избыточного ила осуществляется следующим образом. Часть циркулирующей иловой смеси направляется по трубопроводу в сгуститель, в котором с помощью катионного флокулянта влажность осадка уменьшается до 95 %. Далее осадок подается на ленточный фильтр-пресс СиР-0,7 N = 2 кВт, где достигается конечная влажность ила 70 – 80 %. Образовавшийся кек подается в накопительный бункер и затем вывозится на свалку. На случай возникновения аварийных ситуаций в технологической схеме обработки осадка предусмотрены аварийные иловые площадки, которые выполняются в виде подземных ж/б емкостей с эффективными дренажными устройствами (авт. свид. № 729438), системой вентиляции и отопления (для зимнего периода года). В избыточный ил, подаваемый в иловые площадки, для интенсификации процесса обезвоживания дозируется раствор катионного флокулянта (ВПК-402, АК-636Р или др.).

После КС вода самотеком поступает в распределительные системы двух денитрификаторов, каждый из которых состоит из двух секций. В денитрификаторах устанавливаются блоки с искусственной загрузкой. В качестве органического субстрата используются исходные сточные воды, прошедшие через решетки тонкой механической очистки и песколовки и иловая смесь из КС. При прохождении жидкости через взвешенный и прикрепленный слой денитрифицирующего ила осуществляется восстановление нитритов и нитратов до молекулярного азота.

Далее вода поступает на доочистку в аэробные биореакторы, состоящие из камер аэрации и реакторов с искусственной загрузкой. В камерах аэрации вода освобождается от газообразного азота и насыщается кислородом воздуха, необходимым для процессов доочистки воды и соблюдения требований сброса в водоём. Аэрация воды в камере осуществляется при помощи циркуляционного насоса и аэрационных колонн. Необходимый циркуляционный расход могут обеспечить насосы фирмы «Грундфос» S1 044C (4 раб.) N = 4,2 кВт. Этими же насосами осуществляется промывка загрузки биореактора и откачка осадка (насосы соединены с напорными линиями гибкими шлангами и могут опускаться на дно камеры).

Из камер аэрации вода поступает в реакторы с искусственной загрузкой. Биомасса, образующаяся на загрузке, служит для доочистки вод от органических, азотных и механических загрязнений. Для удаления из воды оставшихся соединений фосфора (ортофосфатов) в приемную камеру аэрационных колонн может дозироваться раствор сернокислого алюминия, осуществляющий коагуляцию. При использовании коагулянта осадок направляется в участок механического обезвоживания.

Далее очищенная вода самотеком направляется в установку ультрафиолетового обеззараживания. Принимаются установки НПО «ЛИТ» УДВ-1000/288 (1 раб., 1 рез.) N = 26 кВт.

Обработка воздуха осуществляется с помощью установки мокрой очистки (инд. изготовление) N = 3 кВт.

Технологическая схема может обеспечить качество очистки сточных вод соответствующее ПДК рыбохозяйственных водоемов в России.

Энергозатраты с учетом освещения, вентиляции и др. нужд составляют 0,28 кВт.ч на 1 м<sup>3</sup> сточных вод. Следует отметить, что на построенных в 90 годах 20 в. очистных сооружениях в г. Аспедиа (Испания) производительностью 10 тыс. м<sup>3</sup>/сут (без сооружений доочистки) энергозатраты составляют 0,48 кВт.ч на 1 м<sup>3</sup>.

Отсутствие в технологической схеме очистки сточных вод первичных отстойников, а также конструктивное устройство КС, исключая образование застойных зон и загнивание осадка, предотвращает образование дурно пахнущих веществ - продуктов анаэробной биодеструкции органических веществ. При обработке осадка также не происходит образование дурно пахнущих веществ, так как избыточный ил имеет высокую степень минерализации. Поэтому для КС производительностью до

5000 м<sup>3</sup>/сут обработка воздуха может производиться с помощью УФ-установок НПО «ЭНТ». На случай возникновения аварийных ситуаций, для временной дезодорации воздуха, необходимо предусматривать установки с озонирующими лампами.

При работе сооружений большей производительности образование газов CO<sub>2</sub>, CO, CH<sub>4</sub>, C<sub>2</sub>H<sub>6</sub> может происходить в концентрациях, оказывающих влияние на экологическую обстановку города. Поэтому целесообразно использование установок мокрой очистки воздуха, в которых одновременно происходит дезинфекция, дегазация и дезодорация воздуха.

## **11.2. Реконструкция существующих очистных сооружений**

Рост городов и степени благоустройства ведет к перегрузке существующих систем очистки сточных вод. Расширение этих сооружений по традиционным схемам часто затруднено в результате отсутствия дополнительных площадей. Необходимость реконструкции площадей обусловлена наличием, как в России, так и в Азии, Латинской Америке, Восточной Европе большого количества устаревших, не отвечающих современным нормам очистки сточных вод систем водоотведения. В России по этой причине, а также в связи с суровыми климатическими условиями, перерывами в подаче электроэнергии, не удовлетворительным обслуживанием не работают или не обеспечивают достаточной степени очистки более 80% очистных сооружений канализации.

Можно увеличить производительность сооружений в 2 – 4 раза, повысить эффективность и надежность технологических режимов очистки, произведя реконструкцию по технологиям РНИИ АКХ. При этом снизятся энергетические затраты на 1 м<sup>3</sup> сточных вод в 2 – 3 раза, а численность обслуживающего персонала – не менее, чем на 30%. Опыт строительства и эксплуатации КС позволил подготовить конструктивные решения по реконструкции неэффективно работающих очистных сооружений различных конструкций.

Реконструкция типовых железобетонных аэротенков обеспечивает увеличение производительности очистных сооружений г. Кинешмы Ивановской области от 7000 до 20000 м<sup>3</sup>/сут. (рис. 11.7.). При этом энергетические затраты на работу основного механического оборудования (циркуляционных насосов) составляют 102 кВт/ч, тогда как необходимая мощность воздуходувок для новой производительности должна составлять 320 кВт.



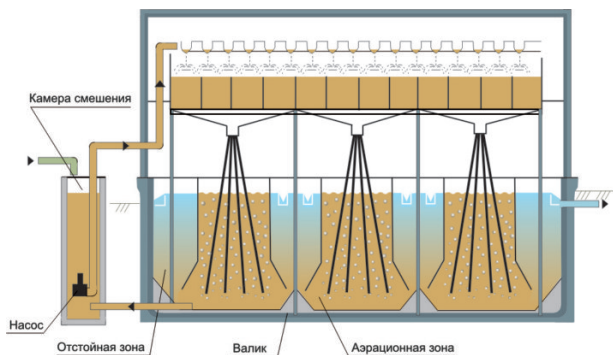


Рис. 11.7. Реконструкция типовых железобетонных аэротенков в КС с увеличением производительности с 7000 до 20000 м<sup>3</sup>/сут.

Реконструкция высоконагружаемых биофильтров очистных сооружений г. Стародуба дала возможность увеличить производительность очистных сооружений от 1500 до 6000 м<sup>3</sup>/сут (рис. 11.8., 11.9.).

Для переоборудования очистных сооружений можно также использовать отстойники, контактные резервуары, а также канализационные насосные станции.

Проектом реконструкции насосной станции диаметром 9 м в г. Барнауле предусматривается станция перекачки и биологическая очистка сточных вод 200 м<sup>3</sup>/сут с глубокой доочисткой.

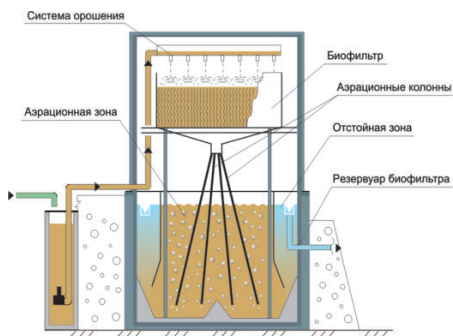


Рис. 11.8. Реконструкция высоконагружаемых биофильтров в КС с увеличением производительности от 1500 до 6000 м<sup>3</sup>/сут



Рис. 11.9. Реконструкция ОСК г. Стародуба

### 11.3. Применение КС для очистки концентрированных и высококонцентрированных сточных вод

КС могут обеспечивать 97 – 99 % эффект очистки при содержании органических веществ по БПК<sub>п</sub> до 1000 мг/дм<sup>3</sup> и взвешенных веществ до 400 мг/дм<sup>3</sup>. Экономически целесообразно использование КС для очистки концентрированных и высококонцентрированных (от 1000 до 50000 мг О<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>) сточных вод пищевых, химических и фармацевтических предприятий в многоступенчатых схемах очистки.

Для уменьшения размеров сооружений биологической очистки целесообразно использовать биокоагуляцию. Поэтому возникла необходимость экспериментального определения эффективности процесса биокоагуляции с аэрацией при обработке концентрированных сточных вод сахарных заводов. Для этой цели были проведены лабораторные исследования с использованием реальных сточных вод /50/. Анализ результатов позволил установить, что необходимое время аэрации и контакта ила со сточными водами составляет 7 – 10 мин, оптимальная доза ила – 400 мг/дм<sup>3</sup>. Аэрирование в присутствии активного ила значительно интенсифицирует процесс снижения концентрации органических загрязнений. Например, при ХПК<sub>исх</sub> 1600 мг/дм<sup>3</sup> эффект очистки вод составляет 36 %, при биокоагуляции без аэрации – 49 %, а при аэрации в присутствии ила эффект очистки повышается до 60 %. Однако эффективность снижения органических загрязнений в значительной мере определяется концентрацией органических загрязнений в поступающих сточных водах. Так, при ХПК<sub>исх</sub> 4000 мг/дм<sup>3</sup> эффект очистки снижается до 25 %, а при концентрации органических загрязнений по ХПК<sub>исх</sub> 8000 – 10000 мг/дм<sup>3</sup> эффект очистки составляет 4 – 11 % (рис. 11.10). Результаты опытов по интенсификации степени очистки по органическим загрязнениям при концентрациях более 4000 мг/дм<sup>3</sup> (повторная обработка илом при аэрации сточных вод, центрифугирование, применение флокулянтов, обработка высокими дозами ила – 4 – 10 г/л) показали, что эффективность очистки может быть доведена до 35 %. Анализ результатов очистки сточных вод по взвешенным веществам позволил установить, что эффект их удаления составляет не более 70 %, в основном 40 – 50 %. Таким образом, на основании данных лабораторных исследований в технологическую схему включают биокоагуляторы.

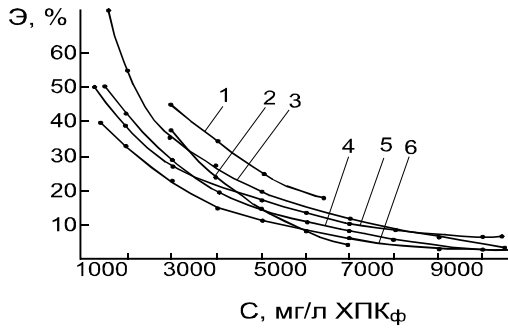


Рис. 11.10. Зависимость эффективности очистки сточных вод (влияние различных способов предочистки сточных вод на эффективность снижения концентрации органических загрязнений).

1 – аэрация в присутствии активного ила и флокулянта ВПК-402; 2 – аэрация в присутствии ВПК-402; 3 – двухступенчатая аэрация в присутствии активного ила на второй ступени; 4 – биокоагуляция; 5 – аэрация в присутствии активного ила; 6 – аэрация (доза активного ила 400 мг/дм<sup>3</sup>, доза ВПК-402 4 мг/дм<sup>3</sup>).

Для очистки концентрированных сточных вод рекомендуется технологическая схема, реализуемая на следующих сооружениях (рис. 11.11).

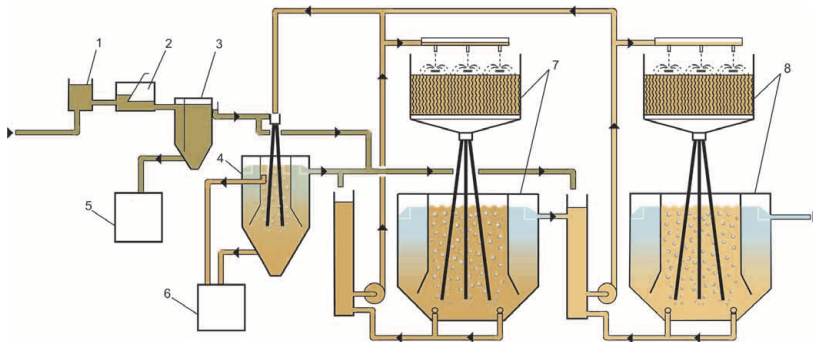


Рис. 11.11. Технологическая схема очистки концентрированных сточных вод:

приемная камера (1); решетки тонкой механической очистки (2); песколовка (3); биокоагулятор (4); комбинированное сооружение первой ступени очистки (5) комбинированное сооружение второй ступени очистки (6); установка для обезвоживания песка (7); установка для обработки осадка (8)

Исходные сточные воды направляют на решетки тонкой механической очистки с прозорами 2 мм, на которых происходит задержание грубодисперсных примесей. После решеток сточные воды проходят очистку от песка и других тяжелых фракций на вертикальной песколовке. Задержанный песок подается песковым насосом на обезвоживание. В биокоагуляторе из сточных вод удаляют высокодисперсные минеральные и органические загрязняющие вещества, а также удаление части растворенной органики за счет сорбции и биокоагуляции избыточным активным илом, поступающим из КС второй ступени очистки. Эффект очистки сточных вод в биокоагуляторе достигает по БПКп 20 –30 % , по взвешенным веществам 60 – 70 % /50/.

Технологическая схема реализована в очистных сооружениях канализации мясокомбината в п. Долгие Буды Курской области (рис. 11.12)



Рис. 11.12

При наличии в исходных сточных водах жиров более 100 мг/дм<sup>3</sup> необходимо снизить их содержание. Если концентрация жиров не превышает 200 мг/дм<sup>3</sup>, их удаляют непосредственно в биокоагуляторе. Отделение жира осуществляется за счет флотации, воздухом, подаваемым диспергаторами (трубами, покрытыми искусственными материалами) и воздухом от водоструйных аэраторов. Процессу флотации способствуют реагенты. С этой целью в камере флокуляции предусматривается аэрация, за счет которой интенсифицируется процесс разделения дисперсионной среды и дисперсной фазы, частицы жира, адсорбированные пузырьками воздуха, всплывают на поверхность, образуя флотационную пену. Формирующиеся в центре камеры волны от водоструйного эжектора отбрасывают флотационную пену в сторону сборного лотка. В лотке предусмотрено гашение пены, жидкость с жиром удаляется через отводящий трубопровод. При содержании в сточных водах жира более 200 мг/дм<sup>3</sup> его удаление предусматривается в отдельно стоящей жироловке или флотаторе.

После биокоагулятора сточные воды направляют в КС первой ступени, в которых при высокой нагрузке на ил по органическим веществам (0,6 - 0,8 кг БПКп на 1 кг беззольного вещества ила в сутки) осуществляется процесс неполной биологической очистки (по БПКп 60-80%; по взвешенным веществам 70-90%). Далее сточные воды подвергаются полной биологической очистке на КС второй ступени, при низкой нагрузке на ил по органическим веществам (0,05-0,1 кг БПКп на 1 кг беззольного вещества ила в сутки). На этой ступени КС БПКп и концентрация взвешенных веществ в очищенной воде не превышают 10 мг/ дм<sup>3</sup>. Избыточный ил, обладающий высокой сорбционной активностью, направляют в биокоагуляторы для повышения эффекта осветления исходных сточных вод.

Технологическая схема очистки предусматривает возможность подачи части сточных вод после биокоагулятора на КС второй ступени очистки и подачи в биокоагуляторы избыточного ила из КС первой ступени.

Энергетические затраты по данной технологической схеме составляют 0,3-0,5 кВт/кг БПК<sub>п</sub>.

При использовании КС для очистки высококонцентрированных сточных вод (БПКп более 5000 мг/дм<sup>3</sup>) в технологическую схему после решеток тонкой механической очистки целесообразно включать анаэробные UASB – реакторы (рис. 11.13).

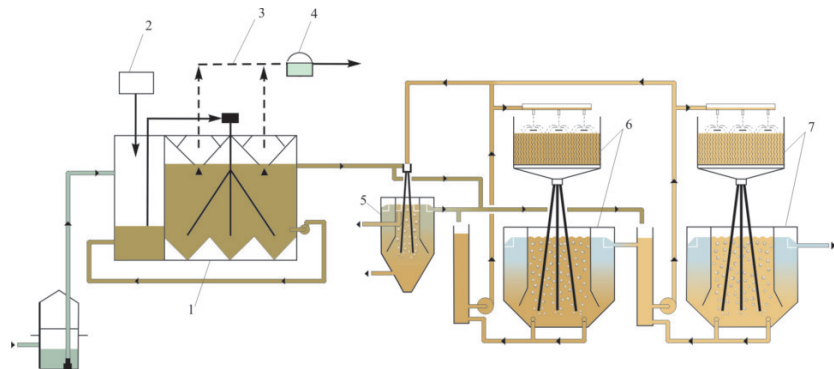


Рис. 11.13. Технология очистки высококонцентрированных сточных вод КС с использованием анаэробных UASB-реакторов

Далее сточные воды направляют в биокоагулятор и КС первой и второй ступени очистки.

Энергетические затраты по данной технологической схеме составляют 0,15 – 0,2 кВт/кг БПКп.

## 11.4. Автоматизация технологического процесса очистки сточных вод

Высокая вероятность заражения обслуживающего персонала патогенной микрофлорой при контакте со сточными водами и воздухом на очистных сооружениях предопределяет необходимость максимальной автоматизации работы канализационных сооружений.

Решение проблемы неотъемлемо связано с широким кругом теоретических и экспериментальных работ, связанных с синтезом дискретного закона управления технологическими объектами, а также его практической реализации на современной элементной базе.

Для диапазона производительности установок очистки сточных вод от 5 до 100 м<sup>3</sup>/сут целесообразно применение малых локальных систем управления, к основным достоинствам которых можно отнести малую стоимость и скорость.

Локальные системы управления имеют отличную устойчивость по отношению к внешним возмущающим факторам, а использование оптимальных законов регулирования, полученных методом частотного синтеза, позволят полностью избавиться от статической ошибки регулирования, что резко улучшает динамические свойства системы и уменьшает потребление электрической энергии. Вариант локальной системы управления представлен на рис. 11.4, следующей структурной схемой.

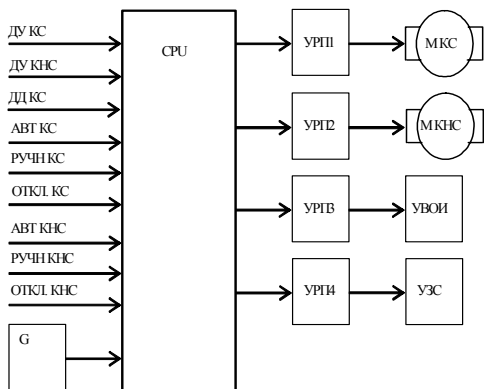


Рис. 11.14. Локальная система управления циркуляционными насосами камеры смешения и канализационно-насосной станции:

ДУ КС – датчик уровня камеры смешения КС; ДУ КНС – датчик уровня канализационно-насосной станции подающей сточные воды в КС; ДД – датчик давления камеры смешения; АВТ, РУЧН, ОТКЛ – контакты подключения клавиатуры режимов работы исполнительными устройствами КС и КНС; G – тактовый генератор; УРП 1-4 – устройство расширения порта; М КС, КНС – насосы; УВОИ – устройство визуального отображения информации; УЗС – устройство звуковой сигнализации. CPU – контроллер.

Представленная на рис. 11.4 структурная схема локальной системы управления является микропроцессорной системой. Реализованный алгоритм работы системы позволяет управлять исполнительными объектами в реальном масштабе времени. В качестве датчиков первичной информации измеряющих уровень жидкости, используются ультразвуковые преобразователи. Выбор обусловлен тем, что они имеют высокую надёжность. По своей сути они являются самоочищаемыми и не требуют специального ухода. На ёмкость достаточно установить всего лишь один датчик чтобы контролировать весь уровень жидкости. Блок локальной системы управления оснащён удобной клавиатурой, светодиодным устройством визуального отображения информации – УВОИ, которое не только производит мониторинг выполнения технологического процесса, но и выводит сообщения об ошибках возникших в процессе выполнения технологических задач. Он позволяет проводить переключение исполнительного оборудования в зависимости от установленного регламента функционирования и при отклонении от него подаётся соответствующий звуковой сигнал, предупреждающий оператора о возникновении аварийной ситуации в технологическом процессе.

Локальные системы управления применены в очистных сооружениях канализации завода «Новоросметалл», базы отдыха национального банка Осетии, Центра реабилитации, обучения и отдыха граждан РФ, работающих на объектах комплекса «Байконур» в Истринском районе Московской области и т.д.

Возможно использование локальных систем в очистных станциях производительностью до 500 м<sup>3</sup>/сут.

Для предварительной механической очистки в технологическую схему очистных сооружений 700 – 100000 м<sup>3</sup>/сут. включаются устройства тонкой очистки, песколовки; для доочистки денитрификаторы и биореакторы; для обработки осадка установки механического обезвоживания.

Конструктивное устройство КС, принятые технологические и технические решения механической очистки и глубокой доочистки позволяют полностью автоматизировать технологический режим работы данных элементов. Появление людей в помещениях, где располагается механическая и биологическая очистка может быть связано только с профилактическим осмотром и ремонтом. Так как крайне сложно автоматизировать процесс обезвоживания осадка, то помещения участка механической обработки осадка и реагентного хозяйства должны герметично отделяться от вышеуказанных помещений.

Принцип работы очистных сооружений с КС позволяет создать унифицированные системы диагностики и управления технологическим процессом. Опыт работы создаваемых АСУ в России и др. странах, позволяет сделать вывод о необходимости поэтапного введения следующих двух подсистем управления технологическим процессом очистки сточных вод соответствующих первому и второму уровню автоматизации и управления.

Первый уровень. Подсистема диагностики и локального управления создается для определения количественных характеристик нерегулируемых параметров; контроля и поддержания регулируемых параметров технологического процесса в заданных пределах (локальные следящие системы управления).

Второй уровень. Следящие системы управления, создаются для управления параметрами технологического процесса по заданным эталонным переходным характеристикам наблюдаемых выходных параметров.

Первый уровень управления базируется на использовании АСУ ТП отдельных участков технологического процесса, поддерживающих на заданном уровне единичные параметры технологического процесса: циркуляционного расхода иловой смеси, расхода осадка из песколовков, режима удаления избыточного ила, режима регенерации биореакторов, концентрации кислорода в иловой жидкости, рН, температур жидкости и др. параметров. Для этой цели создаются АСУ участков – решеток тонкой очистки, песколовков, циркуляционных насосов КС, денитрификаторов, биореакторов, участка механического обезвоживания осадка и др. (рис. 11.15).



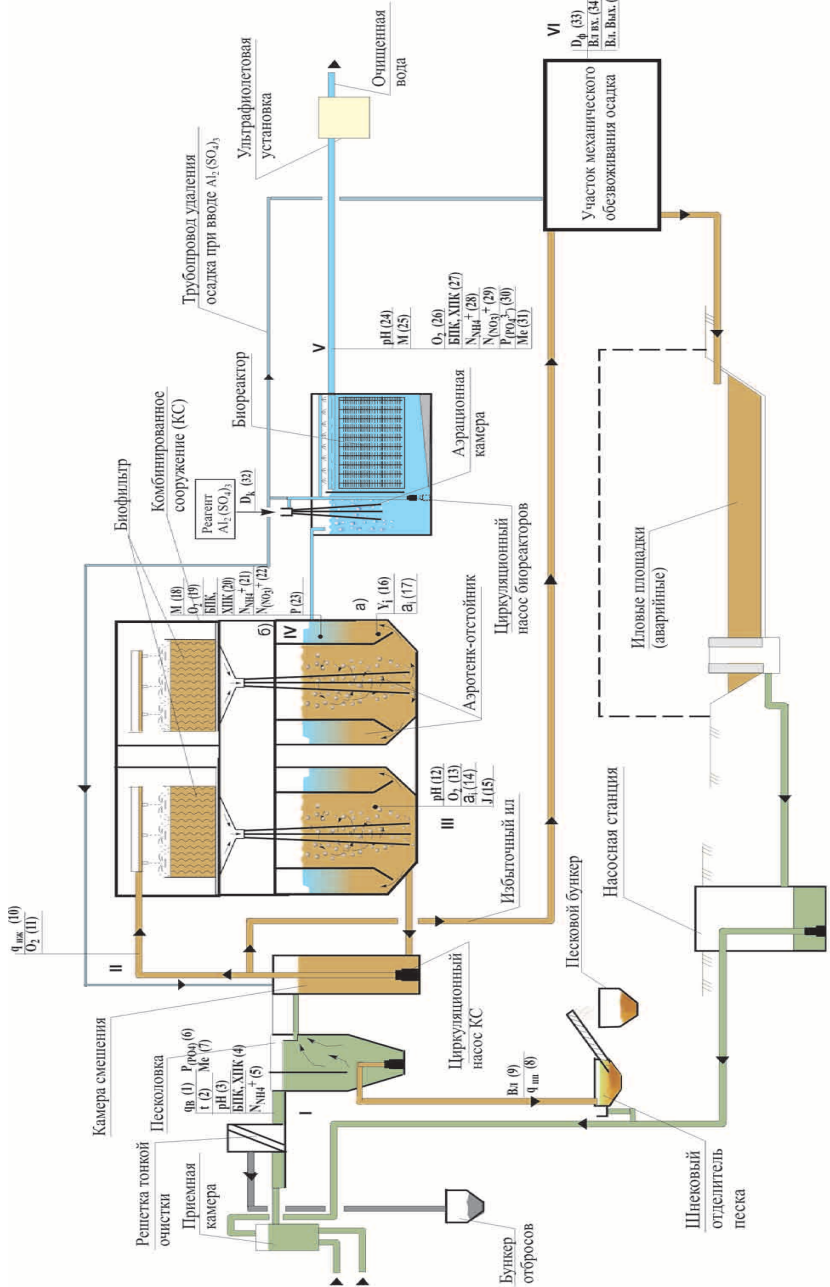


Рис. 11.15

Этот уровень АСУ, таким образом, предназначен для управления работой несколькими объектами технологического процесса (насосами, задвижками). На первом уровне используется релейный закон управления объектами и сбора первичной информации.

В состав второго уровня АСУ входят следующие системы управления, предназначенные для стабилизации и контроля управлением всех технологических процессов, т.е. работой всех АСУ отдельных участков технологического процесса. Для этой цели в управление вводится диспетчер и АРМ (автоматизированное рабочее место), снабженное связью с операторскими станциями и соответствующими компьютерными программами. Указанные подсистемы будут представлять собой человеко-машинную систему, в которой диспетчер сначала с помощью ЭВМ производит первичную обработку технологической информации первого уровня (данные по контролируемым параметрам отдельных участков технологического процесса), затем, используя рекомендации ЭВМ по оптимальному ведению технологического процесса очистки сточных вод осуществляет управление, применяя различные аппаратные средства первого уровня.

Пример реализации работы первого и второго уровня автоматизации: определение концентрации растворенного кислорода в аэрационной зоне аэротенка-отстойника КС (и сравнение значения с расчетным) позволит регулировать кратность циркуляции иловой жидкости путем управления частотой вращения электродвигателя или степенью открытия задвижки, ход которой также, в свою очередь автоматизирован. По определению влажности иловой смеси в отстойной зоне и сравнению значения с расчетным уровнем влажности, регулируют степень открытия задвижки на трубопроводе вывода избыточного ила из системы.

В общем, виде функциональная структура АСУ ТП очистки сточных вод представлена на рис. 11.16 .

Наибольший интерес с точки зрения автоматизации технологии очистки сточных вод представляет собой первая подсистема процесса биологической очистки на КС. Возможный вариант её реализации представлен на рис. 11.17.



Рис.11.16 - Структурная схема автоматической системы управления технологическим процессом очистки сточных вод.

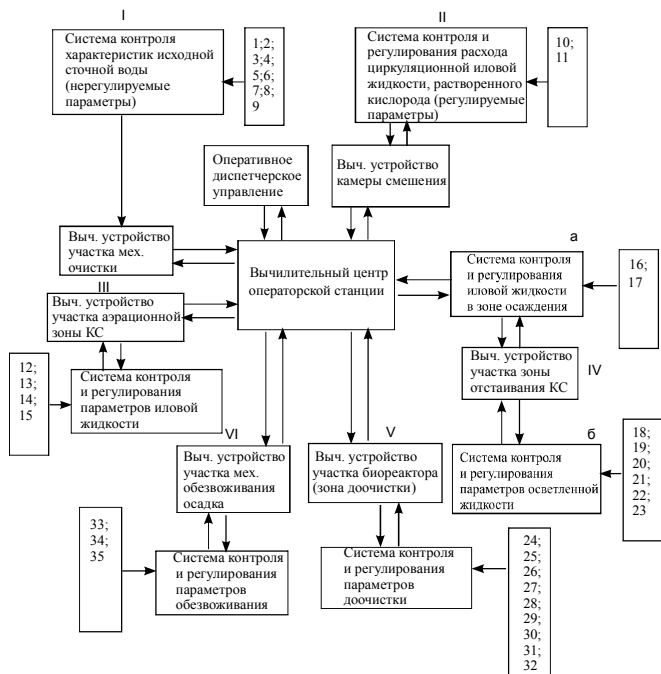


Рис. 11.17 – Структурная схема АСУ первой подсистемы процесса биологической очистки на КС:

- 1, 8, 10 – измерители расхода соответственно: исходной сточной воды; песковой пульпы; циркулирующей иловой жидкости;
- 2 – измеритель температуры;
- 3, 12, 24 – измеритель рН: исходной сточной воды; иловой жидкости в аэрационной зоне КС; после биореактора доочистки;
- 4, 20, 27 – датчики скорости потребления кислорода соответственно: в исходной сточной воде; в осветленной сточной воде; в сточной воде после доочистки;
- 5, 2, 28 – датчики концентрации азота аммонийного соответственно: в исходной сточной воде; в осветленной сточной воде; в сточной воде после доочистки;
- 6, 23, 30 – датчики концентрации фосфора (фосфатов) соответственно в исходной сточной воде, в осветленной сточной воде и в сточной воде после доочистки;
- 7, 31 – датчики концентрации металлов соответственно в исходной сточной воде и после доочистки;
- 9, 34, 35 – датчики определения влажности соответственно: осадка после песколовки; осадка, подаваемого на обезвоживания; кека;
- 11, 13, 19, 26 – датчики концентрации растворенного кислорода: в циркулирующей иловой жидкости; в иловой жидкости аэрационной зоны КС; в осветленной сточной воде; в сточной воде после доочистки;
- 14, 17 – датчик концентрации активного ила: в аэрационной зоне и зоне осаждения активного ила;
- 15 – датчик илового индекса в аэрационной зоне;
- 16 – датчик уровня осевшего ила;
- 18, 25 – датчики мутности осветленной сточной воды; сточной воды после доочистки;
- 22, 29 – датчики концентрации азота нитратов соответственно: в осветленной сточной воде; в сточной воде после доочистки;
- 32, 33 – дозаторы соответственно коагулянта для удаления фосфатов и флокулянта для интенсификации процесса обезвоживания осадка;

Анализируя представленные выше варианты реализации автоматизации процесса очистки сточных вод, мы можем сделать следующие выводы: глобальная экспертная система управления позволит резко улучшить основные показатели выходных характеристик качества системы автоматического регулирования, к которым можно отнести время переходного процесса системы, величину первого динамического выбега или

перерегулирования, за счет введения многопетлевых обратных связей в систему.

Визуализация процесса очистки сточных вод, позволит обслуживающему персоналу выбирать и принимать решения, предлагаемые экспертной системой. Это позволит исключить неквалифицированное вмешательство в технологический процесс очистки сточных вод. К недостаткам её можно отнести только высокую стоимость.

Третий уровень управления представляет собой экспертную систему оценки и анализа состояния технологического процесса очистки сточных вод и исполнительного оборудования. Экспертная система позволяет проводить диагностику состояния локальных уровней автоматизации и варианты корректировки работы исполнительного оборудования путем формирования задающих воздействий на локальные системы управления. Данная система предполагает реализацию принципа открытого диалога оператора с программно-техническим комплексом глобальной системы управления. В основе экспертной системы лежит принцип использования синтезированных законов управления дискретных динамических систем.

Качественный скачок в области очистки бытовых сточных вод могут обеспечить лишь высокопроизводительные современные микропроцессорные системы, которые позволят резко увеличить производительность и надёжность функционирования системы, сократить количество обслуживающего персонала. Одним из важных достоинств микропроцессорных систем управления является их гибкость, так как логика их функционирования определяется программой, хранимой в постоянном запоминающем устройстве (ПЗУ) или оперативном запоминающем устройстве (ОЗУ).

## **Раздел 12. ПУСК И НАЛАДКА ОЧИСТНЫХ СООРУЖЕНИЙ**

### **12.1. Пуск и наладка сооружений биологической очистки**

Пуск и наладка во многом определяют эффективность последующего функционирования очистных сооружений, так как именно на этих двух стадиях происходит формирование активного ила, определяются оптимальные технологические режимы

очистки, вырабатываются у обслуживающего персонала профессиональные навыки ведения технологического процесса.

Осуществление пуско-наладочных работ требует всесторонней подготовки. К моменту приема очистных сооружений в эксплуатацию и к пробному пуску, который осуществляется на чистой воде, необходимо предварительно подготовить обслуживающий персонал, который должен пройти стажировку на действующих очистных сооружениях, желательно родственного типа. Необходимо также предварительная специальная подготовка персонала химической и микробиологической лабораторий, освоение ими всего комплекса аналитических методик контроля работы сооружений. Весь персонал должен пройти обучение правилам техники безопасности и промышленной санитарии.

Наиболее трудоемкой и ответственной стадией в период пуска сооружения является накапливание активного ила, и, что наиболее важно, его адаптация к специфическим загрязняющим веществам, характерным для производственных сточных вод данного предприятия.

Накапливание активного ила может происходить в следующих условиях:

- а) вблизи действуют очистные сооружения, очищающие сходные по составу промышленные сточные воды;
- б) сточные воды содержат специфическую микрофлору;
- в) вблизи отсутствуют действующие очистные сооружения, очищающие идентичные промышленные сточные воды, которые не содержат специфической микрофлоры.

В первом случае в КС подается избыточный активный ил из вторичных отстойников, действующих очистных сооружений. Активный ил доставляется соответствующими транспортными средствами, например автоцистернами. Вначале почти весь завезенный активный ил идет на формирование иммобилизованной микрофлоры в биофильтрах и только потом появляются хлопья ила в аэротенках. Первичную концентрацию активного ила устанавливают в пределах  $0,2—0,3$  г/дм<sup>3</sup>. Затем КС пускают на проток с нагрузкой 10—15% от расчетной. По достижении концентрации активного ила  $2,5—3,5$  г/дм<sup>3</sup> КС нагружают до расчетной нагрузки и обеспечивают стабильность всех параметров на уровне, предусмотренном технологическим регламентом для данных сооружений.

Если промышленные сточные воды содержат специфическую микрофлору, то смешанный сток приготавливают в соответствии

с параметрами, предусмотренными технологическим регламентом для работы КС с расчетной нагрузкой.

Для образования активного ила можно также использовать хозяйственно-бытовые стоки. В этом случае сточную воду подвергают циркуляции в КС и дают нагрузку не более 50% от расчетной. Затем, прекратив подачу в последнюю сточную воду, продолжают циркуляцию, непрерывно наблюдая за исчезновением аммонийного азота и появления нитратов (если аэротенк КС должен работать с нитрификацией), а также за содержанием растворенного кислорода. Одновременно должны вестись наблюдения за появлением при отстаивании типичных хлопьев быстро осаждающегося активного ила. После этого впускают сточную воду на проток, постепенно повышая нагрузку на них до расчетной.

Если КС должен обеспечивать частичную очистку, то активный ил получают описанным выше методом, но нагрузку повышают, исходя не из количества нитратов, которых при частичной очистке в очищенной воде не бывает, а из величины БПК<sub>5</sub> воды, выпускаемой из отстойной зоны данного КС.

В пусковой период возможно также включение КС сразу на малую нагрузку. После достижения устойчивых результатов очистки поступающего в КС стока нагрузку на него постепенно увеличивают, доводя до расчетной.

Возможно также применение термически высушенного активного ила для ускорения его накопления.

Важным этапом пускового периода работы очистных сооружений является адаптация микрофлоры активного ила к специфическим загрязняющим веществам всех категорий сточных вод, которые предполагается очищать на данных очистных сооружениях. Адаптация микрофлоры должна быть проведена предварительно, до пуска производственных сточных вод на очистные сооружения. Проведение предварительной адаптации активного ила к специфическим компонентам сточных вод позволяет значительно сократить период освоения и создать условия для безаварийной работы КС при полной нагрузке с начального момента приема производственных сточных вод.

При этих условиях обеспечиваются быстрый выход сооружений на проектную мощность и стабильное качество очищенных сточных вод. Процесс адаптации может быть осуществлен

несколькими способами, в основном подачей в КС модельного стока. Для этого в хозяйственно-бытовые сточные воды, поступающие на очистные сооружения после механической очистки, добавляют специфические загрязняющие вещества (могут быть использованы некондиционные продукты химических производств или концентрированные сточные воды аналогичных действующих производств, доставляемых в автоцистернах, железнодорожных цистернах и т. д.). Дозировка специфических загрязняющих веществ осуществляется из специальных емкостей и корректируется в зависимости от принимаемой нагрузки. Нагрузку устанавливают в соответствии с биохимическими свойствами загрязняющих веществ и их усвояемостью сапрофитной микрофлорой, но не менее 50% от допустимой нагрузки.

По такому же принципу дозируют и производственные сточные воды, если их используют для адаптации активного ила. Наблюдения показали, что применение меньших нагрузок не рационально, так как в условиях минимального поступления специфических загрязняющих веществ в составе очищаемого стока (т. е. вместе с хозяйственно-бытовыми сточными водами) микрофлора активного ила усваивает их в незначительном количестве. При этом усиливается конкурирующая роль органических загрязняющих компонентов хозяйственно-бытовых сточных вод, они служат в качестве основного питательного субстрата, и, следовательно, направленной перестройки биохимических свойств бактерий не происходит.

В таких условиях не могут сформироваться специфическая микрофлора активного ила, так как она выращивается методом направленной изменчивости с конечным итогом формирования заданных биохимических свойств и, что наиболее важно, в искусственных условиях существования формируется бактериальная популяция, способная значительно увеличивать удельные скорости биохимического окисления специфического субстрата. Согласно законам ферментативного катализа скорость реакции окисления субстрата первоначально зависит от его исходной концентрации. Исходя из этого принципа и нужно осуществлять процесс первичной адаптации активного ила к специфическим компонентам производственных сточных вод. Адаптация его может происходить последовательно или комплексно, и зависит от нужд химического производства. Чаще всего производственная необходимость диктует применение последовательной



адаптации к каждой категории сточных вод, что обуславливается графиком пуска основных технологических производств химического предприятия.

Основными показателями создания специфической микрофлоры активного ила в пусковой период являются критерий оптимальных нагрузок и критерий полной стабильности всех технологических и аналитических параметров процесса биохимического окисления.

Проведение пускового режима работы КС при минимальных нагрузках, т. е. менее 50% предусмотренных регламентом, приводит к малоэффективным результатам очистки, так как в этих условиях формируется экосистема активного ила со случайными микробиальными сообществами, сохраняющими основной тип обмена веществ, присущий им при обитании в природных условиях. Результирующим этапом такой наладки работы очистных сооружений являются неустойчивые гидрохимические показатели очищенных сточных вод, мало объяснимые, на первый взгляд, «проскоки» повышенных концентраций загрязняющих веществ в очищенной жидкости.

Хорошо налаженный процесс адаптации активного ила, рассмотренный выше, является основой формирования специфической микрофлоры, что обуславливает большие скорости биохимического окисления специфических субстратов.

Важным завершающим этапом пускового периода работы очистных сооружений является организация непрерывного приема производственных сточных вод в момент пуска производства. В этот период большое значение имеет поддержание нагрузок на активный ил на достигнутом уровне. Полностью должны быть исключены периоды вынужденного «голодания» активного ила, которые возможны в предпусковом периоде.

Допущение подобных ситуаций сведет на нет все усилия по адаптации активного ила и формированию его специфической микрофлоры. Наблюдения показали, что фаза вынужденного голодания активного ила вызывает не только резкое снижение окислительной способности бактерий, но и изменение его физических свойств. Происходит потеря больших масс активного ила с очищенной сточной жидкостью, так как голодающий активный ил всплывает в отстойной зоне.

Важным является также недопущение резких колебаний концентраций загрязняющих веществ в очищаемых сточных водах и залповых выбросов сточных вод с повышенными концентрациями

загрязнений, так как при регулярном возникновении таких ситуаций может произойти перерождение активного ила с массовым развитием нитчатых форм бактерий.

В период наладки и пуска основных химических производств состав и количество образующихся сточных вод может подвергаться резким колебаниям. Задача технологического персонала состоит в том, чтобы правильно организовать прием, смешение и усреднение сточных вод и в случае необходимости скорректировать потоки перед впуском в КС. При этом требуется осуществлять регулярный аналитический контроль производственных сточных вод с определением бихроматной окисляемости, рН, соединений азота и специфических ингредиентов.

Таким образом, проведение всего комплекса технологических мероприятий, направленных на организацию пуска очистных сооружений и адаптацию активного ила к компонентам производственных сточных вод, позволит сформировать специфическую микрофлору активного ила, обладающую высокой окислительной способностью относительно ингредиентов, присутствующих в сточных водах данного производства. Это послужит основой для эффективной работы очистных сооружений и достижению ими проектной мощности.

## **12.2. Технологический контроль в период пуска и наладки очистных сооружений**

Технологический контроль в период пуска, наладки очистных сооружений позволяет обеспечить персонал своевременной и достоверной информацией, достаточной для выработки последним необходимых решений по управлению очистными сооружениями.

Контроль работы сооружений основан на определении значений таких параметров процесса биологической очистки, как расходы и температура сточных вод всех видов, концентрации загрязняющих веществ, рН, физико-химические и санитарные параметры сточных вод после очистных сооружений, период аэрации, концентрация активного ила и количество кислорода в аэрационных зонах.

Значения технологических параметров (расходы, температура, рН, концентрация и т. д.) могут определяться соответствующими приборами и приспособлениями, а также в результате вычислений (определение периода аэрации, нагрузки на активный ил, окислительной мощности сооружений и т. д.).

При технологическом контроле необходимо учитывать время прохождения очищаемой жидкости через очистные сооружения.

Для обеспечения контроля процесса очистки сточных вод в определенных точках периодически отбираются пробы очищаемой жидкости, иловой смеси, очищенных сточных вод. Расположение точек отбора проб зависит от схемы очистных сооружений и конструктивного их оформления.

Однако в любом случае точки отбора выбирают так, чтобы технологический персонал мог получить информацию о том, какие сточные воды поступают на очистные сооружения, каков их количественный и качественный состав, качественный состав очищенных сточных вод и каковы условия протекания биохимического процесса окисления загрязнений в КС и биореакторах.

При анализе отобранных проб определяют физические, химические и бактериологические показатели, которые позволяют технологю принимать необходимые решения по управлению технологическим процессом биологической очистки. Перечень видов показателей определяется, прежде всего, характеристикой пробы, условиями функционирования очистных сооружений. В процессе пуско-наладочных работ осуществляется апробация и регулировка отдельных элементов и всей системы АСУ ТП в различных режимах работы очистных сооружений.

## Литература

1. Водоснабжение и водоотведение. Наружные сети и сооружения. Справочник под ред. Б.Н. Репина. М.: «Высшая школа», 1995. 431 с.
2. Голубовская Э.К. Микроорганизмы очистных сооружений. Л.: ЛИСИ, 1985. 74 с.
3. Гладченко М.А. Разработка биотехнологических способов утилизации отходов виноделия: Дис. Канд. Техн. Наук. М.: 2001. 146 с.
4. Заварзин Г.А. Трофические связи в метаногенном сообществе. //Изв. АН СССР, серия Биология, 1986. № 3. С-. 341 – 360.
5. Карелин Я.А., Жуков Д.Д., Журов В.Н., Репин Б. Н. Очистка производственных сточных вод в аэротенках. М.: Стройиздат. 1978. 222 с.
6. Интенсификация процесса термофильного метанового брожения при производстве кормового концентрата витамина В12// Бабаянц А.В. и др. Прикладная биохимия и микробиология. – 1976. № 12 – С. 259 – 264.
7. Карюхина Т.А., Чурбанова И.Н. Контроль качества воды – 2-е издание – М.: Стройиздат, 1986. – 158 с.
8. Калюжный С.В., Данилович Д.А., Ножевникова А.Н. Анаэробная биологическая очистка сточных вод //Итоги науки и техники . Сер. Биотехнология, М.:ВИНИТИ, 1991. Т.29. –155 с.
9. Калюжный С.В., Пузанков А.Г., Варфоломеев С.Д. Биогаз. Проблемы и решения//Итоги науки и техники. Сер. Биотехнология. М.: ВИНТИ, 1988. Т.21.–176 с.
10. Луценко Г.Н., Цветкова А.И., Свердлов И.Ш. Физико-химическая очистка городских сточных вод. М.: Стройиздат, 1984. 88 с.
11. Микробиология/ М.В. Гусев, Л.А. Минеева. М.: Изд-во Московского ун-та, 1985. 376 с.
12. Микробиология очистки воды/ М.Н. Ротмистров, П.И. Гвоздык, С.С. Ставская. К.: “Наук. Думка”, 1978. 298 с.
13. Мкинерни М., Брайант М. Основные принципы анаэробной ферментации с образованием метана //Биомасса как источник энергии. М.: Мир, 1985. – С. 247 – 265.
14. Орлов Д.С. Химия почв. М.: Из-во Моск. ун-та, 1985. 376 с.

15. Ножевникова А.Н. Рост анаэробных бактерий в метаногенных ассоциациях и смешанных культурах //Итоги науки и техники. Сер. Микробиология.-М.: ВИНТИ, 1991. – 56 с.
16. Справочник по современным технологиям очистки природных и сточных вод и оборудованию. Отдел по Датскому сотрудничеству в Области Окружающей Среды в Восточной Европе в сотрудничестве с Министерством Природных Ресурсов РФ и Федеральным Экологическим Фондом РФ, 2001. 254 с.
17. СНиП 2.04.03-85 Строительные нормы и правила. Канализация. Наружные сети и сооружения. М.: ЦИТП, 1986. 72 с.
18. Шлегель г. Общая микробиология. М.: Изд - во “Мир”, 1972. 476 с.
19. Шифрин С.М., Мишуков Б.Г., Феофанов Ю.А. Расчет сооружений биохимической очистки городских и промышленных сточных вод/учебное пособие для студентов специальностей 1217 – «Технология очистки природных и сточных вод» и 1209 – «Водоснабжение и канализация», Л.: ЛИСИ, 1977. 71 с.
20. Чан Динь Тоай, Хлудова М.С. и др. Биогенезис метана // Итоги науки и техники. Сер. Биотехнология. 1983. Т. 1. С. – 151 – 194.
21. Яковлев С.В., Карюхина Т.А. Биологические процессы в очистке сточных вод. М.: Стройиздат, 1981. 200 с.
22. Проскуряков В.А., Шмидт Л.И. Очистка сточных вод в химической промышленности. Л. «Химия», 1977. 464 с.
23. Яковлев С.В., Воронов Ю.В. Водоотведение и очистка сточных вод/Учебник для вузов: М.: АСВ, 2002. 704 с.
24. Яковлев С.В. Воронов Ю.В. Биологические фильтры. М.: Стройиздат, 1982.
25. Колесников В.П. патент SU 1020379 (Устройство для биохимической очистки сточных вод) C02 F3/02 30.05.83. Бюл. № 20.
26. Колесников В.П., Гордеев-Гавриков В.К. патент SU 1533239. Устройство для биохимической очистки сточных вод. C02 F3/02 06.10.87. Бюл. № 22.
27. Колесников В.П. патент SU 1761688. Устройство для биохимической очистки сточных вод. C02 F3/02 15.09.92. Бюл. № 34.
28. V. Kolesnikov, E. Vilson, L. Chernikova, V. Vavilin. Paper title: A Novel Combined Reactor (biofilter up and aeration/sedimentation chambers down) for Treatment of Sewage and Agricultural

Wastewater. 1st World Water Congress of the International Water Association. Paper Reference No. Np004b.

29. V. Kolesnikov, E. Vilson, V. Vavilin, N. Kolesnikova. Paper title: Effective Sewage Treatment In Combined Reactor. Berlin World Water Congress. Paper Reference No. P 2117.

30. Циклаури Д.С. Гидрокомпрессоры. Госстройиздат. М.

31. Алексеев М.И. Теоретические исследования по количеству воздуха поступающего в вертикальные водоводы при безнапорном движении жидкости. Межвуз. тем. сб. трудов, Л.: 1980.

32. Yagusch Leonhardt, Puschel Siegfried. Jauchstrahlhelftung – ein neicarfiges im V B Kombinat “Schwarze Pumpe” erprobtes Beluftungssystem zur biologischen Reinigung hochhelasfeter Abwdsser.

33. Колесникова Н.В. Патент RU 2220915. Установка для биохимической очистки сточных вод. C02 F3/00, 3/02, 10.01.2004 г. Бюл. № 1.

34. Отчет по теме. Технология биологической очистки на комбинированных сооружениях с биофильтрами и аэротенками для сельских и других небольших населенных мест. МЖКХ РСФСР № Гос. Рег. 0182.8.042290.

35. Колесников В.П. О применении комбинированных сооружений с биофильтрами и аэротенками для очистки сточных вод. Известия Северо-Кавказского научного центра Высшей школы. Технические науки. 3. 1984.

36. Колесников В.П. Патент SU 1761690. Загрузка биофильтра. C02 F3/04 15.09.92. Бюл. № 34.

37. Колесников В.П., Климухин В.Д. Патент RU 2116262. Загрузка биофильтра. C02 F3/04 27.07.98. Бюл. № 21.

38. Колесников В.П. Патент SU 1214608. Устройство для биохимической очистки сточных вод. C02 F3/02 14.06.84. Бюл. 22.

39. Отчет по теме 1.4.3.87/88. Создать и освоить в опытно-промышленных условиях технологию биологической очистки сточных вод на комбинированных сооружениях. МЖКХ РСФСР № Гос. рег. 0187.0085852.

40. Отчет по теме 1.4.1.84/86-0.64.06. Технология биологической очистки сточных вод на комбинированных сооружениях с биофильтрами и аэротенками для сельских населенных мест. МЖКХ РСФСР № Гос. рег. 0182.8.042920.

41. Колесников В.П., Кольцова Т.И., Николаенко Н.Н., Коварская И.Х., Руднев Г.Ф., Стасенко Е.В. Комбинированные сооруже-

ния биологической очистки сточных вод. Ж-л Водоснабжение и Санитарная техника. 12.1990.

42. Колесников В.П., Климухин В.Д., Гордеев-Гавриков В.К. Патент RU 2139257. Установка для очистки высококонцентрированных сточных вод 10.10.99. Бюл. 28.

43. Колесников В.П., Колесников Н.В., Климухин В.Д., Гордеев-Гавриков В.К., United States Patent No. US 6,217,759 B1 Apr. 17, 2001.

44. Колесников В.П., Климухин В.Д. Патент RU 2139257. Установка для биохимической очистки высококонцентрированных сточных вод. C02 F3/02 10.10.99. Бюл. 28.

45. Отчет по теме 6.4.-10-160/93. Разработка установки по удалению соединений азота и фосфора из очищенных сточных вод. Госстрой РСФСР. Всесоюзный научно-технический центр. Инв. № 02.9.40 0 03204.

46. Колесников В.П. Патент RU 2114070. Устройство для биохимической очистки сточных вод от органических и азотсодержащих загрязнений. C02 F3/02, 27.06.98. Бюл. 18.

47. Woodcoc K.A.H. – Sewage and industr. Wastes – 1955-V.27-N10.

48. Blanchard D.C. – Nature., – 1955 – V.175-P.334-336.

49. Колесников В.П., Мотовилов В.Г. Патент SU 1583148. Устройство для очистки и абсорбции газов. В 01 047/00. 29.02.88 (22).

50. Серпокрылов Н.С., Вильсон Е.В., Колесников В.П., Селезнев В.В., Куличкова Л.Ю. Технология комбинированной очистки сточных вод. Ж-л Водоснабжение и санитарная техника.

51. Колесников В.П. Патент SU 1118620. Устройство для биохимической очистки сточных вод. C02 F3/04. 15.10.84. Бюл. № 38.

52. Колесников В.П. Патент SU 1761691. Устройство для биохимической очистки сточных вод. C02 F3/04. 15.09.92. Бюл. № 34.

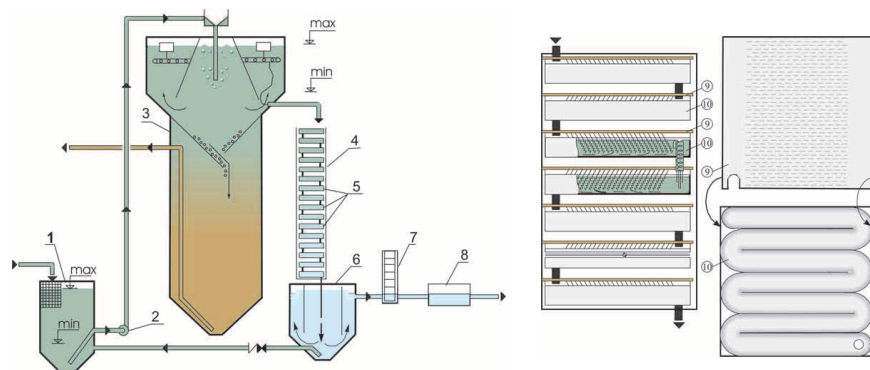
53. Колесников В.П., Селезнев В.В., Гордеев-Гавриков В.К., Иванова И.А. Вильсон Е.В. Патент RU 2051131. Колонный биотенк для биохимической очистки сточных вод. C02 F3/30 27.12.95. Бюл. № 36.

54. Утяков В.С., Колесников В.П., Вильсон Е.В. Патент RU 2085515. Установка для биологической очистки и удаления соединений азота и фосфора сточных вод. C02 F3/02 27.07.97. Бюл. № 21.

55. Колесников В.П., Мирзоян А.Х. Патент SU 1376503. Устройство для обезвоживания осадка. C02 F11/12 23.04.86 (22).

**БИОУСТАНОВКИ 0,5 - 4 м<sup>3</sup>/сут.**

Установки /51, 52, 53/ предназначены для биохимической очистки сточных вод от отдельных жилых и общественных зданий, фермерских хозяйств и небольших производств с концентрациями загрязнений по БПК до 300 мг/дм<sup>3</sup>, взвешенных веществ до 400 мг/дм<sup>3</sup>.



Исходные сточные воды и жидкость с осадком из вторичного отстойника 6 поступают в сборный резервуар 1, откуда периодически перекачиваются насосом 2 в осветлитель-перегниватель-усреднитель расхода стоков 3. Осветленная вода через поплавковый дозатор равномерно отводится в колонный биотенк 4 с кассетной загрузкой 5. При перетекании жидкости из верхних кассет в нижние осуществляется окисление органических загрязнений. Конструкция верхних и нижних частей кассет 9, 10 обеспечивает решение следующих задач: создание оптимального гидродинамического режима движения жидкости; образование развитой поверхности контакта стоков с иммобилизованной микрофлорой; повышение времени контакта стоков с биоценозом; растворение в жидкости кислорода воздуха; вынос минерализованной биомассы. Из колонного биотенка вода попадает в 6, откуда направляется в устройство 7, где происходит ее контакт с растворяющимися таблетками гипохлорита кальция и далее через контактную камеру 8 на сброс. Часть очищенных вод и осадок из 6 перетекают в 1, что обеспечивает 2 – 3 кратную циркуляцию жидкости и соответственно



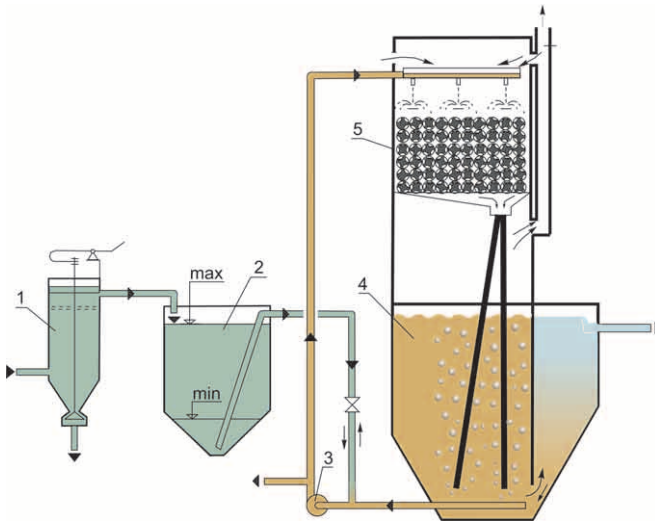
повышение эффекта очистки. Конструкция установки обеспечивает: снижение концентрации загрязнений по БПК до 20 – 30 мг/дм<sup>3</sup>, взвешенным веществам 15 – 20 мг/дм<sup>3</sup>, естественное формирование активной биомассы в течение 7 – 10 суток, сохранение жизнедеятельности микрофлоры при перерывах в работе до 3 суток; сокращение времени работы насоса до 3 часов в сутки; расход электроэнергии до 1 кВт.ч на 1 м<sup>3</sup>.

Обслуживание - профилактический осмотр, выпуск сброженного осадка, закладка таблеток осуществляется 1 раз в 5 – 10 суток. По заказам ГОССТРОЯ и Минсельхоза России проведены экспериментальные исследования и разработана биоустановка на 3 м<sup>3</sup>/сут.

Мы предлагаем заинтересованным организациям и потенциальным заказчикам совместно завершить доводку (отработку) установок в производственных условиях и организовать широкое внедрение.

УСТАНОВКИ 25-100 м<sup>3</sup>/сут.

Комбинированные установки /25, 26, 53, 54/ предназначены для биохимической очистки сточных вод от малых населенных пунктов и небольших производств с концентрацией загрязнений по БПК до 1000 мг/дм<sup>3</sup> и взвешенных веществ до 400 мг/дм<sup>3</sup>.

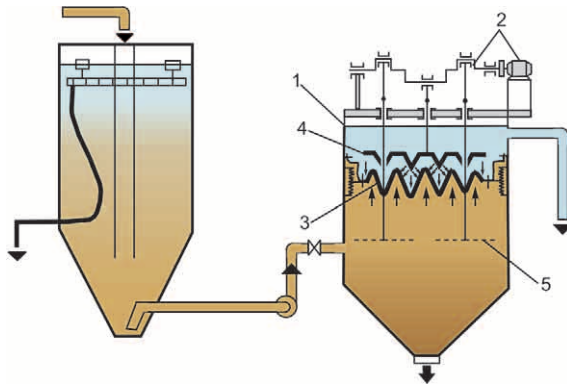


Исходные сточные воды сначала поступают в тангенциальную песколовку с сорозадерживающей сеткой 1 и затем в камеру смешения 2. При достижении уровня воды в 2 до отметки (max) автоматически включается насос 3, который производит одновременно забор стоков через сифонный трубопровод из 2 и иловой смеси по всасывающему трубопроводу из аэротенка-отстойника 4. Далее смесь стоков и ила подается на обработку в биофильтр 5. Загрузка биофильтра выполняется из керамических шаровидных элементов с равномерно расположенными углублениями, оси которых сходятся в центре шара. При любой укладке элементов часть углублений заполняется иловой смесью. Более длительный контакт стоков с иммобилизованной микрофлорой и наличие активного ила в загрузке обеспечивают достижение эффекта очистки в биофильтре 80 – 85 %.

Доведение степени очистки до 98 % производится активным илом в аэротенке-отстойнике. Поступление кислорода в аэротенк осуществляется за счет: растворения кислорода воздуха в жидкости при орошении загрузки, а также вследствие воздуховлечения (возникновения вихревых воронок) при сливе жидкости в аэрационные колонны 3. Растворение кислорода происходит в колоннах и во время подъема пузырьков воздуха. Перемешивание содержимого аэротенка достигается определенной расстановкой колонн по объему резервуара. При прекращении поступления стоков и снижении уровня воды в 2 до отметки (min) насос выключается. Однако по сифонному трубопроводу в обратном направлении начинает поступать в камеру 2 иловая смесь из аэротенка-отстойника 4. В ночное время через заданный интервал времени (40 – 60 мин.) камера периодически заполняется иловой смесью и включается насос. Периоды отключений насоса регулируются задвижкой 6. На период длительной аварийной остановки насоса влажный режим внутри загрузки биофильтра поддерживается за счет множества заполненных жидкостью емкостей, что позволяет сохранить жизнедеятельность микрофлоры при перерывах в работе до 2-х суток. Установки обеспечивают снижение концентрации органических загрязнений по БПК с 100 – 1000 до 7 – 20 мг/дм<sup>3</sup>, по взвешенным веществам с 100 – 400 до 3 – 15 мг/ дм<sup>3</sup>. Суммарное время работы насоса составляет 16 – 20 часов в сутки, расход электроэнергии 0,4 – 0,6 кВт.ч на 1 м<sup>3</sup>, трудовые затраты 2 – 3 человеко-часа в сутки.

### УСТАНОВКИ ДЛЯ СГУЩЕНИЯ ОСАДКОВ

Установки /55/ предназначены для обработки осадков сточных вод очистных сооружений канализации производительностью от 50 до 1000 м<sup>3</sup>/сут.



Осадок (избыточный ил) под давлением подается в корпус 1, где происходит отделение через фильтровальное полотно жидкости из разделяющейся суспензии осадка. По мере возрастания сопротивления фильтрации включается вибропривод с коленчатым валом 2. Процесс регенерации фильтровального элемента 3 заключается в вибровстряхивании фильтра и в создании гидравлических ударов в жидкости (фильтрате), вызываемых экранирующей пластиной 4 в направлении к фильтровальному полотну. Возбуждение колебаний фильтрата обусловлено периодическим сближением и удалением фильтровального элемента 3 и экранирующей пластины 4, возникающими при вращении коленчатого вала. Клапаны на экранирующей пластине открываются и закрываются при удалении и сближении с фильтровальным элементом, чем усиливается ударное воздействие фильтрата. Перфорированные пластины 5 способствуют уплотнению и выгрузке осадка. Установка может выпускаться в комплекте с оборудованием для дегельминтизации.

Научно-производственное издание

Колесников Владимир Петрович,  
Вильсон Елена Владимировна

СОВРЕМЕННОЕ РАЗВИТИЕ  
ТЕХНОЛОГИЧЕСКИХ ПРОЦЕССОВ ОЧИСТКИ СТОЧНЫХ ВОД  
В КОМБИНИРОВАННЫХ СООРУЖЕНИЯХ

Редактор *О.А. Жолобова*  
Художественный и технический редактор *Р.Т. Ким*  
Компьютерный набор и верстка *О.А. Жолобова*  
Корректор *О.А. Жолобова*

Сдано в набор 02.12.2004 г. Подписано в печать 25. 01.2005 г.  
Формат 60 X 84<sup>1/16</sup>. Бумага офсетная. Гарнитура Таймс. Печать офсетная.  
Усл. печ. л. 12,32. Уч.-изд. л. 12,25. Тираж 1000 экз.

ООО “Издательство “Юг” 344018 г. Ростов-на-Дону,  
ул. Мечникова, 75. Тел.: 232-15-80, 232-16-27.  
Отпечатано в типографии ООО ВиВ ул. Мечникова, 75.