

Н.С. Жмур

**Технологические и биохимические процессы
очистки сточных вод
на сооружениях с аэротенками**

Москва
Издательство «АКВАРОС»
2003

УДК 502.55(203):628.39

ББК 38.761.2

Ж 77

Ж м у р Н. С. Технологические и биохимические процессы очистки сточных вод на сооружениях с аэротенками. — М.: АКВАРОС, 2003. — 512 с. — ISBN 5-901652-05-3.

Рассмотрены конструктивные особенности основных звеньев механической и биологической очистки на городских очистных сооружениях, современные методы контроля и реконструкции. Даны рекомендации по организации комплексного контроля за процессом биологической очистки: технологического, гидрохимического, гидробиологического и токсикологического. Подробно рассмотрены современные технологии биохимической очистки и процессы глубокого удаления биогенных веществ из сточных вод на сооружениях городской канализации.

Одобрено в качестве методической литературы для работников специально уполномоченных органов государственного экологического, санитарно-эпидемиологического контроля, для специалистов водопроводно-канализационных хозяйств и различных ведомств, занимающихся эксплуатацией очистных сооружений и осуществляющих контроль за эффективностью процесса очистки письмом № 81/11 от 10.05.2001 Центра экологического контроля и анализа Министерства природных ресурсов Российской Федерации.

Табл. 124. Ил. 212. Библиогр. 206 назв.

Рецензент: доктор технических наук, профессор, член-корреспондент РААСН, академик ЖКА Скирдов И.В.

J m o u r N. S. Technological and biochemical processes of waste water treatment on treatment plants with aerotanks. — M.: AQUAROS, 2003. — 512 p. — ISBN 5-901652-05-3.

In this monograph have considered constructional design features of principal mechanical and biological treatment sections on a municipal waste water treatment plant, modern methods of control and reconstruction. The recommendations on organisation complex technological, hydrochemical, hydrobiological and toxicological control for biological treatment process have made. In detail considered modern technologies of biochemical treatment and processes of deep biogenic substances removal from wastewaters on a municipal sewerage installations.

ISBN 5-901652-05-3



9 785901 652053 >

ISBN 5-901652-05-3

© Издательство «АКВАРОС», 2003

© Н.С. Жмур, 2003

© «AQUAROS Publishing», 2003

© Jmour N.S., 2003

Наталья Сергеевна Жмур – доктор биологических наук, академик Российской Академии естественных наук, автор более 40 научных публикаций, четырех книг и нескольких методик государственного экоаналитического контроля. Многократно награждалась медалями Всесоюзного выставочного центра за разработанные технологии интенсификации биологической очистки сточных вод и метод подавления нитчатого вздувания активного ила. Организатор, руководитель и лектор одних из лучших в России курсов переподготовки кадров в области очистки сточных вод, организации контроля качества объектов окружающей среды и метрологического обеспечения аналитических измерений.



На кафедре гидробиологии МГУ защитила диссертации: кандидатскую «Структурные изменения активного ила при интенсификации биологической очистки сточных вод» и докторскую «Биоэкологические изменения активного ила, функционирующего в условиях экстремального антропогенного воздействия».

Получила дополнительное экологическое образование в Голландии.

Длительное время работала в службе государственного аналитического контроля Госкомэкологии России, а затем в аналитической службе Министерства природных ресурсов Российской Федерации. В течение трех лет работала по контракту в Чешской республике, оказывая консультационную помощь по вопросам интенсификации биологической очистки сточных вод и подавления нитчатого вздувания активного ила на нескольких городских очистных сооружениях.

Участвовала в ряде международных проектов по вопросам биологической очистки сточных вод, как со стороны России, так и в составе фирмы Bahrt Group (Великобритания).

В настоящее время работает в международных проектах компании «ЛУКОЙЛ». Является членом специализированного Экспертного Совета по природоохранным технологиям и очистке сточных вод Департамента природопользования и охраны окружающей среды Правительства Москвы.

Третье издание книги на тему биологической очистки сточных вод — несомненный успех автора. Впервые в нашей стране обсуждаемые технические проблемы рассматриваются не инженером или технологом, а биологом, что уводит автора от традиционного изложения, существенно расширяет тему и позволяет по-новому взглянуть на многие вопросы очистки сточных вод.

Монография с интересом будет встречена технологами, химиками, биологами, экологами и инженерами.

Я желаю этой книге большого и вполне заслуженного успеха.

*Начальник департамента инженерной инфраструктуры
Юбстроя России,
Президент Российской ассоциации водоснабжения и водоотведения
Н.Н. Жуков*

В основу данной монографии легла существенно переработанная и дополненная книга «Управление процессом и контроль результата очистки сточных вод на сооружениях с аэротенками», вызвавшая большой интерес специалистов-практиков, которым я выражаю глубокую благодарность и сердечную признательность за то, что оценили мой труд и побудили, тем самым, к дальнейшей работе. Предварительный многолетний труд по совершенствованию лекций помог мне за короткий срок подготовить эту книгу к изданию в начале 2001 г. Однако сам издательский процесс по разным причинам был задержан, что позволило мне многократно возвращаться к правке текста и внести в него некоторые уточнения и дополнения.

В этом издании расширен перечень и более подробно рассматриваются вопросы, которые возникают в процессе эксплуатации сооружений биологической очистки, тесно переплетающиеся понятия биологии, химии, а также инженерные и технические. Необходимость совмещения знаний из разных научных областей, по моему мнению, является основной трудностью для специалистов в управлении процессом биологической очистки сточных вод. По этой же причине работа авторского коллектива над книгой подобного профиля дала бы лучший результат, однако объединить усилия нескольких специалистов мне не удалось, и это я считаю главным недостатком отдельных глав и разделов.

В предлагаемой монографии затронуты основные вопросы практики эксплуатации очистных сооружений с аэротенками и стратегия их интенсификации, но название книги предполагает необходимость включения значительно большего перечня вопросов, который я вынуждена ограничить, чтобы не обсуждать то, — в чем имею недостаточно практического опыта.

Книга состоит из четырех глав, каждая из которых представляет самостоятельную законченную тему по основным вопросам биологической очистки сточных вод и оценке ее эффективности. В пределах каждой главы математические формулы и рисунки снабжены порядковыми номерами, в каждой главе их нумерация начинается заново. Основные расчетные формулы дополняются примерами с использованием реальных данных, полученных при эксплуатации различных сооружений биологической очистки.

В приложении имеется расширенный словарь употребляемых терминов, позволяющий пользоваться материалом каждому, кто в этом заинтересован, независимо от профиля образования и уровня подготовки. Мне хотелось бы, чтобы все главы были прочитаны Вами, без традиционного исключения разделов по биологии, поскольку книга задумывалась как единое целое, объединяющее различные прикладные аспекты биологической очистки сточных вод, в которой центральное место принадлежит активному илу, а его функционирование, в основном, определяет результат.

Мне посчастливилось работать с Алевтиной Леонидовной Фроловой. Я ценю ее способность знать свое дело и служить ему, чрезвычайно благодарна ей за то, что все эти годы она школила меня и помогала.

Существенную роль при подготовке этого издания сыграла информационная поддержка и помощь руководителей, технологов и работников лабораторий Водоканалов

российских городов: Москвы, Липецка, Краснознаменска, Подольска, Челябинска, Нижнего Новгорода, Троицка, Муром, Владимира и зарубежных городов: Риги (Латвия), Праги, Ивановице-на-Хаве, Тршебича (Чехия), Норрфиарна (Швеция) и многих других, предоставивших мне всю необходимую информацию, и я выражаю им особую благодарность, что, надеюсь, разделят мои читатели, оценив их вклад.

Я благодарна профессору Владимиру Владимировичу Жмуру за профессиональную помощь, ценные советы и замечания, а также за понимание и терпение в трудный период работы над этой монографией, которое он проявил только благодаря своему научному образованию.

Я очень благодарна Компасенко Елене Ивановне, проявившей искреннюю заинтересованность в выпуске этого издания и оказавшей мне неоценимую помощь.

Большое влияние на качество подготовленного материала к изданию оказал Олег Михайлович Лапшин. Он принимал участие в обсуждении всех материалов книги, корректировал форму и содержание текста, таблиц и рисунков. Во всех вопросах, требующих помощи и участия, оказывал постоянное содействие, и я выражаю ему глубокую признательность.

С большими надеждами я адресую книгу всем тем, кто ощущает в себе ответственность за загрязнение природных вод сточными водами и профессионально в повседневной работе решает задачи улучшения качества воды — важнейшей составляющей нашей жизни. Повышение качества жизни — это для всех нас сегодня очень важно, это то, ради чего стоит работать, и я искренне желаю Вам в этом больших успехов.

Оглавление

ГЛАВА 1. УСТРОЙСТВО ОСНОВНЫХ ЗВЕНЬЕВ МЕХАНИЧЕСКОЙ И БИОЛОГИЧЕСКОЙ ОЧИСТКИ СТОЧНЫХ ВОД, ОЦЕНКА ЭФФЕКТИВНОСТИ ИХ РАБОТЫ И ИНТЕНСИФИКАЦИЯ ТЕХНОЛОГИЧЕСКИХ ПРОЦЕССОВ	11
1.1. Сооружения механической очистки.....	13
1.1.1. Решетки.....	13
1.1.2. Песколовки.....	20
1.1.2.1. Нарушения в работе песколовков в процессе эксплуатации.....	33
1.1.2.2. Интенсификация работы песколовков.....	33
1.1.2.3. Анализируемые показатели и оценка эффективности работы песколовков.....	34
1.1.2.4. Анализ песка в осадках сточных вод.....	36
1.1.3. Первичные отстойники.....	45
1.1.3.1. Анализируемые показатели и оценка эффективности работы отстойников.....	58
1.1.3.2. Нарушения работы отстойников в процессе эксплуатации.....	66
1.1.3.3. Интенсификация работы первичных отстойников.....	70
1.1.4. Вспомогательное оборудование: эрлифты и гидроэлеваторы.....	76
1.1.4.1. Расчет и интенсификация работы эрлифтов.....	76
1.1.4.1.1. Основные нарушения работы эрлифта и рекомендации по их устранению.....	84
1.1.4.2. Устройство и расчет гидроэлеваторов.....	87
1.1.4.2.1. Устранение причин неэффективной работы гидроэлеваторов.....	92
1.2. Сооружения биологической очистки.....	95
1.2.1. Аэротенки.....	95
1.2.1.1. Факторы, определяющие удовлетворительную работу аэротенков.....	97
1.2.1.1.1. Кислородный режим в аэротенках.....	100
1.2.1.1.2. Прирост активного ила.....	106
1.2.1.1.3. Регенерация активного ила.....	110
1.2.1.1.4. Рециркуляционный ил. Степень рециркуляции.....	112
1.2.1.1.5. Возраст активного ила.....	113
1.2.1.1.6. Нагрузки.....	117
1.2.1.1.7. Окислительная мощность аэротенков.....	121
1.2.2. Вторичные отстойники.....	122
1.2.2.1. Оценка эффективности работы вторичных отстойников.....	123
1.2.2.2. Основные факторы, вызывающие избыточный вынос взвешенных веществ из вторичных отстойников.....	130
ГЛАВА 2. КОНТРОЛИРУЕМЫЕ ГИДРОХИМИЧЕСКИЕ ПОКАЗАТЕЛИ КАЧЕСТВА СТОЧНЫХ ВОД И ИХ ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ПРИ ОЦЕНКЕ ТЕХНОЛОГИЧЕСКИХ РЕЖИМОВ БИОЛОГИЧЕСКОЙ ОЧИСТКИ	137
2.1. Общие показатели качества сточных вод.....	138
2.1.1. Температура.....	138
2.1.2. Концентрация водородных ионов (величина <i>pH</i>).....	144
2.1.3. Щелочность.....	148
2.2. Примеси в воде.....	148
2.2.1. Примеси в твердом и коллоидном состоянии.....	148
2.2.1.1. Прозрачность воды.....	150

2.2.1.2. Мутность	151
2.2.1.3. Взвешенные вещества	151
2.2.1.4. Сухой и плотный остаток	153
2.2.2. Примеси в растворенном состоянии	154
2.2.2.1. Сульфаты и хлориды	155
2.2.2.2. Жесткость	156
2.3. Суммарные показатели загрязнения природных и сточных вод органическими веществами	158
2.3.1. Определение коэффициента пересчета экспериментально полученных значений БПК ₅ в БПК _{уд}	166
2.3.1.1. Пример расчета константы скорости БПК для случая потребления кислорода в склянках с первых суток инкубации проб (без фазы задержки)	168
2.3.1.2. Пример расчета константы скорости БПК для случая задержки потребления кислорода в склянках в первые сутки инкубации проб	170
2.3.2. Методы определения БПК и характерные ошибки, допускаемые аналитиками при использовании метода разбавления	176
2.3.2.1. Ошибки отбора проб	178
2.3.2.2. Ошибки при приготовлении разбавляющей воды	179
2.3.2.3. Ошибки при расчетах и в процедуре приготовления разбавлений	181
2.3.2.4. Ошибки при нарушении процедуры инкубации проб	183
2.3.2.5. Влияние на результат БПК процесса нитрификации	183
2.3.2.6. Влияние на результат БПК присутствующих в исследуемых сточных водах промышленных токсикантов	185
2.3.3. Органический углерод	186
2.4. Биогенные элементы	188
2.4.1. Соединения азота и фосфора	188
2.4.1.1. Процессы бактериальной деструкции азотсодержащих соединений в условиях сооружений биологической очистки	194
2.4.1.1.1. Причины подавления нитрификации на действующих сооружениях. Проблемы, возникающие при интенсивной нитрификации	201
2.4.1.1.2. Значения нитрификационного и денитрификационного потенциала	213
2.4.1.2. Трансформация соединений фосфора в процессе биологической очистки сточных вод	214
2.4.1.3. Технологии повышения эффективности удаления соединений азота и фосфора из сточных вод	225
2.4.1.3.1. Основные технологические схемы обеспечения процессов нитрификации-денитрификации и дефосфатации	236
2.4.1.3.2. Особенности анаэробных и полуанаэробных микробных процессов очистки сточных вод	243
2.4.1.3.3. Интенсификация анаэробной стадии очистки сточных вод	249
2.4.1.3.4. Контроль процесса глубокого удаления биогенных элементов	260
2.4.2. Соединения серы и процессы их трансформации при биологической очистке сточных вод	262
2.5. Специфические показатели загрязнения сточных вод	271
2.5.1. Тяжелые металлы	276
2.5.2. Углеводороды (нефтепродукты)	292
2.5.2.1. Деструкция нефтепродуктов в процессе биологической очистки сточных вод	292
2.5.2.2. Анализ нефтепродуктов	305

2.5.3. Фенолы	309
2.5.4. Синтетические поверхностно-активные вещества (СПАВ)	311
ГЛАВА 3. ОСОБЕННОСТИ ФУНКЦИОНИРОВАНИЯ АКТИВНОГО ИЛА, ИНДИКАТОРНАЯ ОЦЕНКА ПРОЦЕССА БИОЛОГИЧЕСКОЙ ОЧИСТКИ	314
3.1. Гидробиологический анализ активного ила	314
3.1.1. Краткие сведения о систематических признаках организмов активного ила и их роли в очистке сточных вод	315
3.1.1.1. Бактерии (<i>Bacteria</i>)	318
3.1.1.2. Водоросли (<i>Algae</i>)	327
3.1.1.3. Грибы (<i>Fungi</i>)	328
3.1.1.4. Актиномицеты (<i>Actinomycetes</i>)	329
3.1.1.5. Простейшие (<i>Protozoa</i>)	329
3.1.1.6. Многоклеточные беспозвоночные активного ила (<i>Metazoa</i>)	344
3.1.2. Оценка состояния биоценоза по видовой структуре	350
3.1.2.1. Индекс Шеннона	350
3.1.2.2. Индекс Суса	355
3.1.2.3. Модифицированный индекс Суса	355
3.1.3. Условия формирования и функционирования экосистемы активного ила	360
3.1.3.1. Экологические факторы, определяющие развитие и популяционную динамику активного ила	361
3.1.3.1.1. Оптимальное соотношение содержания органических веществ и биогенных элементов в сточных водах	362
3.1.3.1.2. Биотические факторы, определяющие развитие активного ила	364
3.1.3.2. Структура и свойства хлопьев активного ила	364
3.1.3.3. Принципы биохимического окисления загрязняющих веществ в процессах с активным илом	369
3.1.3.4. Основные типы экосистемы аэротенков и уровни организации биоценозов активного ила	373
3.1.3.5. Динамические изменения в биоценозе активного ила при воздействии токсикантов	383
3.1.3.5.1. Состояние биоценоза активного ила, характеризующее условную норму	385
3.1.3.5.2. Формы разрушения активного ила при воздействии токсикантов	388
3.1.3.6. Определение токсикогенной нагрузки от промышленных предприятий, обращающих сточные воды в системы канализации	401
3.2. Вспухание активного ила	403
3.2.1. Гелевое вспухание активного ила	404
3.2.2. Нитчатое вспухание активного ила	405
3.2.2.1. Причины, вызывающие нитчатое вспухание активного ила и основные факторы, способствующие его развитию	406
3.2.2.2. Основные систематические признаки нитчатых микроорганизмов	414
3.2.2.3. Особенности развития нитчатого вспухания активного ила на действующих сооружениях биологической очистки	421
3.2.2.4. Специфические мероприятия по подавлению и профилактике нитчатого вспухания	431

ГЛАВА 4. СИСТЕМА НОРМИРОВАНИЯ КАЧЕСТВА ПРИРОДНЫХ ВОД И РЕГУЛИРОВАНИЯ ВНОСИМОГО В НИХ ЗАГРЯЗНЕНИЯ СО СТОЧНЫМИ ВОДАМИ В РОССИЙСКОЙ ФЕДЕРАЦИИ И СТРАНАХ С РЫНОЧНОЙ ЭКОНОМИКОЙ	442
4.1. Основы и эффективность водного законодательства России	443
4.2. Причины низкой эффективности действия экономических рычагов сокращения загрязнения природных вод в России	462
СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ	467
Приложение 1. График выполнения анализов сточных вод на очистных сооружениях городской канализации (выведенных в заданный технологический режим)	477
Приложение 2. График выполнения анализов сточных вод на очистных сооружениях малой производительности типа компактных установок	483
Приложение 3. График отбора среднесуточных проб сточных вод, согласуемый с контролирующими органами	484
Приложение 4. Основные сведения о некоторых гидрохимических методах определения нефтепродуктов	485
Приложение 5. Общие требования к составу и свойствам воды водотоков и водоемов в местах хозяйственно-питьевого, коммунально-бытового и рыбохозяйственного водопользования	490
Приложение 6. Критерии оценки загрязненности вод по химическим показателям для рыбохозяйственных водоемов в России	493
Приложение 7. Словарь используемых терминов	495
Приложение 8. Перевод физических величин в разные единицы измерения	504
Приложение 9. Латинский, греческий и английский алфавит	507

ГЛАВА 1

УСТРОЙСТВО ОСНОВНЫХ ЗВЕНЬЕВ МЕХАНИЧЕСКОЙ И БИОЛОГИЧЕСКОЙ ОЧИСТКИ СТОЧНЫХ ВОД. ОЦЕНКА ЭФФЕКТИВНОСТИ ИХ РАБОТЫ И ИНТЕНСИФИКАЦИЯ ТЕХНОЛОГИЧЕСКИХ ПРОЦЕССОВ

На современных сооружениях биологической очистки осуществляются последовательные многостадийные технологические процессы удаления загрязняющих веществ из сточных вод и обработки осадка. Вопросы, обсуждаемые в этой книге, ограничиваются рамками классической двухступенчатой (механической и биологической) очистки сточных вод на решетках, в песколовках, первичных отстойниках, аэротенках и вторичных отстойниках (рис. 1.1). Результатом механической очистки является освобождение сточных вод от отбросов, грубодисперсных примесей, песка и взвешенных (минеральных и органических) веществ. Результатом биологической очистки — освобождение осветленных вод от оставшихся минеральных и органических загрязняющих веществ, находящихся во взвешенном, коллоидном и растворенном состоянии. Удовлетворительное качество очистки сточных вод может поддерживаться при условии обеспечения эффективной работы каждого звена механической и биологической очистки.

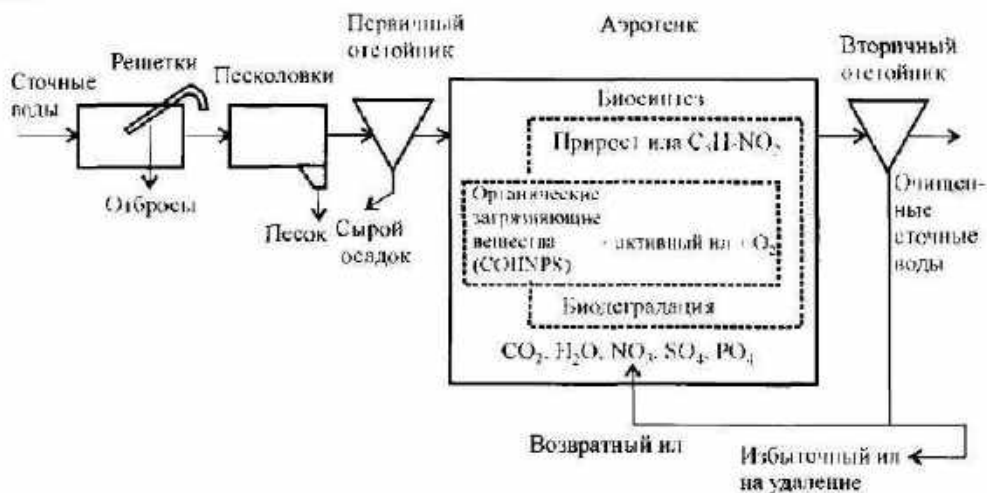


Рис. 1.1. Традиционная схема биологической очистки сточных вод

Причины неэффективной очистки сточных вод, в целом, на сооружениях механической и биологической очистки разнообразны, и можно выделить только основные из них:

устаревшие конструкции и технологии очистки;

плохо выполненный или плохо привязанный к реальным условиям типовой проект очистных сооружений (несоответствие спроектированных сооружений качеству и объему очищаемых сточных вод, ошибки, допущенные в технологических расчетах и т.п.);

дефекты, допущенные при некачественном строительстве и в процессе монтажа сооружений и вспомогательного оборудования;

недогруженные или перегруженные по объему очищаемых сточных вод сооружения;

недогруженные или перегруженные по содержанию загрязняющих веществ в поступающих на очистку сточных водах сооружения;

разрушение сооружений и технологического оборудования;

сложный состав сточных вод или значительное превышение объема сточных вод промышленного состава по отношению к объему бытовых сточных вод;

неудовлетворительная эксплуатация очистных сооружений.

На практике, как правило, наблюдается сочетание перечисленных причин неэффективной работы очистных сооружений, что делает их диагностику довольно сложной задачей, как бы ни казалась она проста на первый взгляд. В тоже время определение причин плохого качества очистки сточных вод — важное условие для принятия правильного решения по их ликвидации.

Эта задача может быть решена при условии грамотной оценки результатов технологических расчетов по всем звеньям механической и биологической очистки, тщательно проведенного гидрохимического и гидробиологического контроля, а также последующего анализа полученных результатов с учетом технологических особенностей протекающего процесса очистки и специфического состава очищаемых сточных вод.

Основная трудность заключается в том, что удовлетворительную работу очистных сооружений необходимо обеспечить в постоянно изменяющихся условиях их эксплуатации (изменение состава, объема сточных вод, возникающие неполадки в оборудовании и т.д.).

При строительстве очистных сооружений их технологические параметры рассчитываются в соответствии с требованиями Строительных норм и правил (СНиП) 2.04.03-85 «Канализация. Наружные сети и сооружения». В процессе эксплуатации для принятия правильного технологического решения не нужно использовать сложные формулы, предлагаемые для проектирования, так как они содержат многочисленные коэффициенты, учитывающие величины неизвестные до пуска сооружений в работу. На действующих очистных станциях все необходимые для расчетов характеристики можно измерить и получить результат, наиболее точно отражающий реальную ситуацию в процессах очистки сточных вод, при использовании более простых расчетных формул. Кроме того, обычная практическая эксплуатация биологических сооружений требует не столько точных расчетов и выполнения многочисленных гидрохимических анализов, сколько объединенных усилий технологов, гидробиологов и гидрохимиков для получения оперативной и достаточной информации, обоснованно характеризующей состояние процесса биологической очистки, позволяющей своевременно принимать меры для обеспечения стабильного и удовлетворительного качества очистки в условиях непрерывно изменяющегося состава поступающих сточных вод. Поэтому большое значение имеет квалифицированный и «спаянный» коллектив. При хорошо организованной работе обслуживающего персонала сооружений достаточно несложных расчетов и небольшого количества выполняемых гидробиологических и гидрохимических анализов для оперативного управления процессом биологической

очистки.

В предлагаемой главе приведена краткая характеристика основных звеньев механической и биологической очистки, даны методы контроля, критерии оценки эффективности работы и наиболее простые расчетные формулы, позволяющие охарактеризовать особенности протекающих процессов, выявить причины неудовлетворительной работы и разработать мероприятия по совершенствованию качества очистки и интенсификации каждого звена.

1.1. Сооружения механической очистки

1.1.1. Решетки. Крупные плавающие отбросы (тряпье, бумага, пластик, стекло, остатки пищи, полиэтилен, перо, резина) необходимо извлекать из сточных вод на начальной стадии очистки, так как они засоряют трубы, каналы, насосы, затрудняют обработку осадка и замусоривают природные водоемы, принимающие сточные воды. Для освобождения сточных вод от крупных плавающих отбросов применяются разнообразные типы механизмов, основными из которых являются: стержневые решетки с ручной и механизированной очисткой прутьев, ступенчатые решетки, ротационные диски, ротационные барабаны, центрифуги. Причем, ротационные барабаны и диски, а также центрифуги применяются не только для тщательного удаления крупных плавающих отбросов, но также для удаления минеральных взвесей, песка и частично органических загрязняющих веществ, что позволяет отказаться от использования песколовков и первичных отстойников на последующих стадиях очистки сточных вод.



Рис. 1.2. Механизированная стержневая решетка с прозорами между стержнями 12 мм. Очистные сооружения г. Челябинска

Обычно на небольших сооружениях, где количество удерживаемых на решетках отбросов не более 100 м^3 в сутки, применяются стержневые решетки с очисткой их вручную. Механизированные стержневые решетки (рис. 1.2) оборудованы движущимися граблями, зубцы которых входят в прозоры между стержнями и, двигаясь вверх или вниз, сзади или спереди решетки очищают ее от накопившихся отбросов. Грабли приводятся в движение от электродвигателя тяговыми цепями, канатами или

гросами.

На крупных очистных сооружениях решетки устанавливаются в отдельном здании (рис. 1.3), где также могут располагаться насосы гидроэлеваторов, песковые насосы, гидроциклоны и классификаторы для обработки песка и т.п.

Скорость потока сточных вод в канале перед решетками должна быть не менее 0,4 м/с (во избежание осаждения и накопления песка или крупных минеральных примесей), а при проходе через решетку не более 1 м/с во избежание уноса отбросов с решетки в поток сточных вод.



Рис. 1.3. Здание решеток Люберецкой станции аэрации г. Москва. Стержневые механизированные решетки с прозорами между стержнями 5–6 мм

Количество отбросов, задерживаемых на решетках, зависит от состава очищаемых сточных вод и ширины прозоров между стержнями решетки. При величине прозоров 16 мм (наиболее распространенной в России) отбросов на решетках задерживается не более 5–15 % от их содержания в сточных водах (Бондаренко и др., 1991). Кроме того, при использовании крупнопрозрачных стержневых решеток большое значение имеет система подачи воды. При самотечном поступлении сточных вод на решетках задерживается отбросов больше. Работа насосов создает повышенные скорости протекания сточных вод через решетки, в результате вынос отбросов с решеток увеличивается. При уменьшении ширины прозоров с 16 до 4, 3, 2 мм эффективность изъятия отбросов значительно увеличивается до 10–20 раз (рис. 1.4).

Применение решеток с прозором менее 10 мм предпочтительно не только из-за более эффективного изъятия крупных плавающих отбросов, но также потому, что мелкие прозоры способствуют образованию на решетке дополнительного фильтрующего слоя из самих отбросов, что с одной стороны, повышает эффект их задержания, а с другой — позволяет плавающим жирам и нефтепродуктам осесть на эту подстилку, тем самым механически изъять их из сточных вод. Так, например, на очистных сооружениях г. Риги после установки многоступенчатых решеток с прозорами 4–5 мм (взамен решеток с прозорами 10 мм), содержание нефтепродуктов в очищенной воде

сократилось с 1 до 0,2 мг/дм³ ¹⁾ по среднемесячным данным, при их стабильном содержании в поступающих на очистку сточных водах в концентрациях от 3 до 5 мг/дм³. При этом никаких других дополнительных мероприятий по удалению нефтепродуктов из очищаемых сточных вод не проводилось.

Наиболее часто применяется круглая форма сечения стержней решетки, так как она оптимальна в гидравлическом отношении. Однако на круглых стержнях легко образуются волокнистые структуры отбросов, засоряющие решетки.

Стержни прямоугольного сечения меньше подвержены обволакиванию и накручиванию на них различных материалов, но создают максимальный эффект сопротивления потоку сточных вод. В современных конструкциях стрелневых решеток это учтено и используются более сложные формы сечения стрелней. Так механизированные стержневые решетки производства «Экотон» (рис. 1.5) не засоряются волокнистыми отбросами, благодаря конструктивному исполнению прутьев, имеющих каплевидную форму в сечении (каплевидный профиль полотна).

Кроме того, такое конструктивное исполнение позволяет свести к минимуму гидравлическое сопротивление конструкции.

Разработчики решетки, представленной на рис. 1.5, внесли еще ряд ценных конструктивных решений, позволяющих повысить эффективность процесса изъятия отбросов из сточных вод и увеличить срок эксплуатации этого оборудования. Для привода граблин вместо электродвигателя с редуктором используется надежный планетарный гидровращатель с широким диапазоном плавной регулировки оборотов. Скорость движения граблин изменяется в диапазоне от 0,01 до 0,05 м/с. Это позволяет регулировать процесс съема загрязнений и уменьшить износ движущихся частей решетки.

В нижней части решетки отсутствуют элементы вращения, а цепи привода граблин движутся по ползунам. Вынесение вращающихся узлов привода из канала значительно увеличивает срок службы решетки и упрощает ее техническое обслуживание.

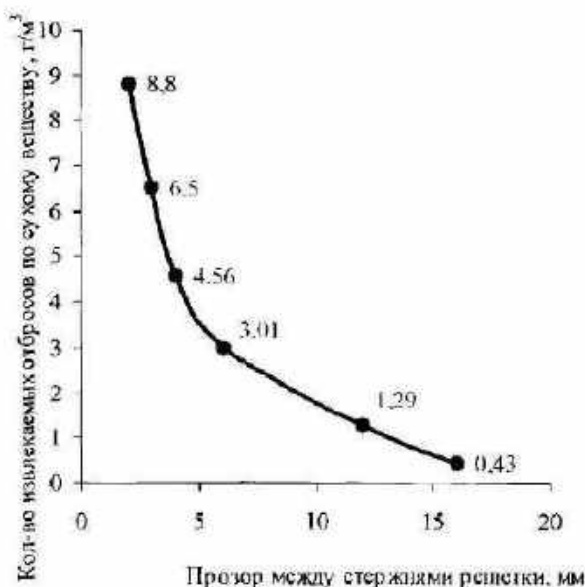


Рис. 1.4 Увеличение количества извлекаемых отбросов из сточных вод при уменьшении прозоров между стержнями решетки (график построен по данным Люберецкой станции аэрации, а также по экспериментально полученным данным в процессе пробной эксплуатации (Боддаренко и др., 1991))

¹⁾ Установленный норматив на содержание нефтепродуктов в очищенных сточных водах при их сбросе водосм 0,5 мг/дм³ в большинстве европейских стран.

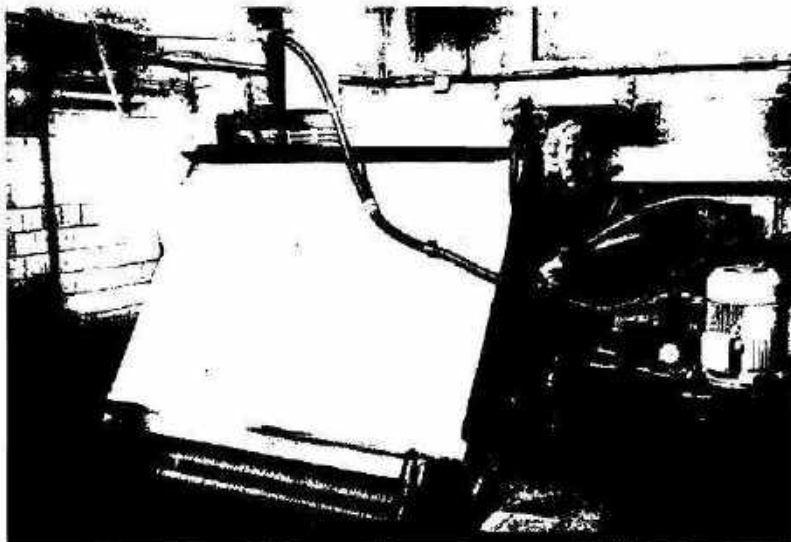


Рис. 1.5. Механизированная наклонная решетка «Экотон» с прозорами между стержнями 5,2 мм. Очистные сооружения г. Липецка

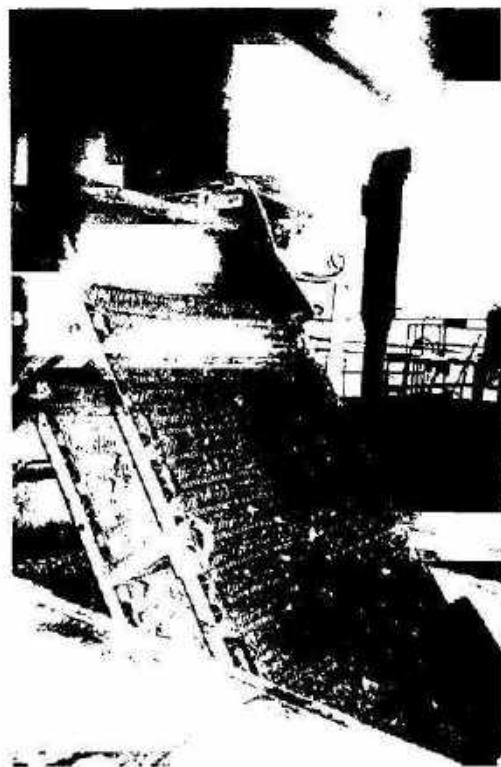


Рис. 1.6. Многоступенчатая решетка с прозорами между стержнями 6 мм. Очистные сооружения г. Владимира

Благодаря увеличенной площади сечения и оптимальному углу наклона потери напора в решетках не превышают 0,2 м, что определяет их повышенную пропускную способность. Для привода граблии применены специально разработанные и запатентованные цепи роликового типа с закрытыми шарнирами.

Не менее экономичны, эффективны и современные разнообразные конструкции механизированных многоступенчатых решеток (рис. 1.6).

Принцип работы ступенчатых решеток состоит в процеживании сточных вод через пакеты ступенчатых пластин: неподвижных, закрепленных на раме решетки, и подвижных, совершающих плоскопараллельное вращение относительно неподвижных пластин (рис. 1.7) при помощи кривошипно-шатунного привода, установленного в верхней части решетки. Прозоры между пакетами неподвижных и подвижных пластин фиксируются при помощи специальных накладок. Благодаря круговым движениям подвижных пластин, задержанные отбросы поднимаются с одной ступени на другую, в верхнюю часть решетки, откуда поступают на сброс и

дальнейшую транспортировку. Крюкообразная форма стержней ступеней предотвращает обратное попадание отбросов в поток сточных вод. Производительность такой решетки от 650 до 5000 м³/ч.

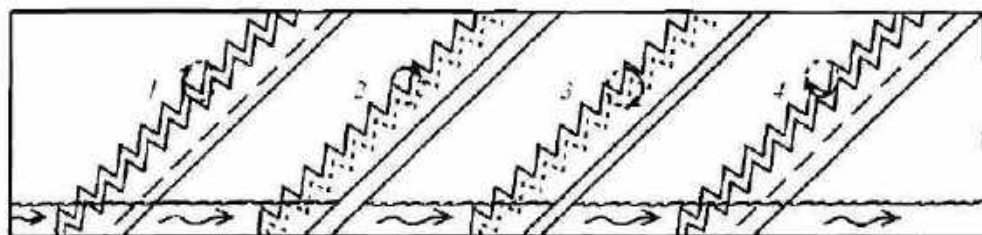


Рис. 1.7. Схема работы многоступенчатых решеток

Работа многоступенчатой решетки осуществляется, как правило, в циклическом режиме, но она может работать и непрерывно. На рис. 1.7 показаны последовательные стадии движения решетки и вращения подвижных пластин.

Начало цикла очистки совпадает с достижением в канале перед решеткой верхнего рабочего уровня воды, при котором происходит срабатывание датчика уровня, подающего сигнал на включение привода решетки. Круговыми движениями подвижных пластин производится перемещение вверх задержанных отбросов (рис. 1.7, стадии 2–4) и очищение фильтрующей поверхности решетки, в результате чего уровень воды в канале перед решеткой снижается и по сигналу датчика уровня происходит отключение привода.

Частота и продолжительность циклов очистки существенно зависят от расхода сточных вод и состава содержащихся в них отбросов.

Для очистки возникающих засоров применяется специальная щетка из капроновых прутков (рис. 1.8). Щетка вращается при помощи того же электродвигателя, который приводит в движение решетку. Эластичные прутки эффективно очищают засоры.

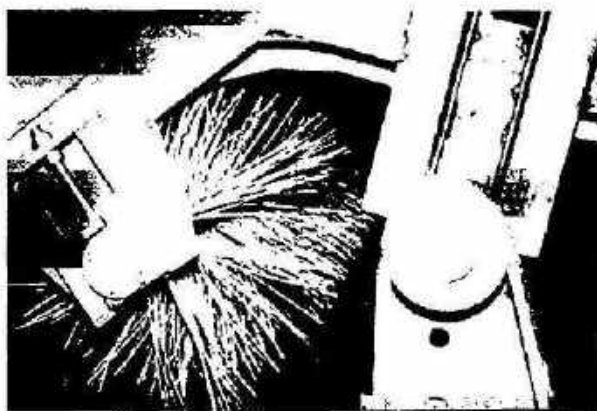


Рис. 1.8. Вращающаяся щетка для очистки многоступенчатой решетки

Задержанные на решетках отбросы обычно собираются в контейнеры, дезинфицируются известью и по мере накопления вывозятся (срок хранения отбросов на сооружениях не должен превышать 3 дней).

Экономически целесообразно применять механическое обезвреживание отбросов прессованием с помощью гидро- или механических прессов, так как объем отбросов уменьшается при этом в 3–6 раз и значительно сокращаются транспортные расходы. Для уменьшения объема и влажности отбросов, их отжима и транспортировки по закрытому трубопроводу применяются гидравлические пресс-транспортеры (рис. 1.9).

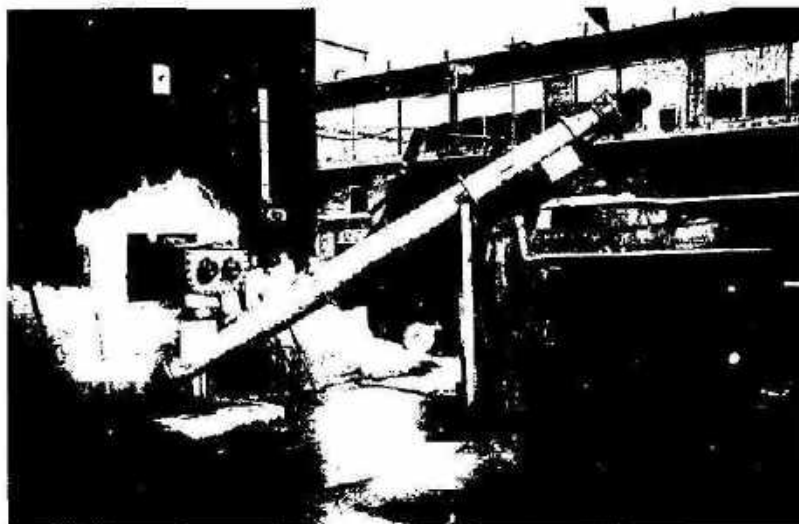


Рис. 1.9. Гидравлический пресс-транспортер для отбросов

Отбросы утилизируются минерализацией в почве, сжиганием. При почвенной минерализации требуются значительные земельные участки (1 гектар под 250–500 т отбросов), а сжигание является дорогой и экологически опасной в смысле загрязнения воздуха технологией.

Уже более 70 лет на действующих очистных сооружениях широко применяется неудачная по своей идее технология дробления и возврата в поток сточных вод дробленых отбросов. Кажется логичным полагать, что если удалось извлечь из сточных вод плавающий мусор, то возвращать его, пусть даже в измельченном виде, нецелесообразно, однако дробление отбросов до настоящего времени применяется, что создает сложности при эксплуатации очистных сооружений. На городских очистных сооружениях в дробилки попадают камни, стекло, металлические предметы и ломают их. Для предупреждения таких поломок требуется предварительная сортировка отбросов вручную, но использование ручного труда в гигиеническом отношении просто недопустимо.

Конструкции отечественных дробилок несовершенны, ножи быстро тупятся, отбросы скручиваются в жгуты и не поддаются дроблению, дробленые отбросы засоряют последующие сооружения и т.д. Эта технология пригодна только для сточных вод специфического состава, включающих в виде отбросов в основном остатки пищи. Для всех остальных сооружений ее применение не оправдано.

Начиная с 1970 г. в развитых европейских странах ужесточились требования к качеству очистки из-за возросшего интереса общества к экологическим проблемам. Так, например, в 1977–1978 гг. в Западной Германии был установлен норматив на содержание органики в очищенных сточных водах, характеризуемой показателем БПК₅ 15–25 мг/дм³, что почти в два раза ниже ранее существовавшего.

Вопросы совершенствования технических процессов очистки сточных вод и применяемого для этих целей оборудования приобрели большую значимость. Среди прочих проблем появилась необходимость более тщательного извлечения плавающих отбросов, песка, взвешенных веществ из сточных вод. Стержневые решетки стали заменять более современными конструкциями — ротационными барабанами и дисками. Сегодня на рынке западных стран предлагаются разнообразные типы ротационных барабанов, пригодных для сточных вод разного состава. Они не только тщательно удаляют отбросы, но также гравий, песок и до 15–30 % взвешенных веществ из сточных вод. Общий вид ротационного барабана представлен на рис. 1.10.



Рис. 1.10. Ротационный барабан со снятым кожухом

Устройство ротационного барабана показано на рис. 1.11. Ротационный барабан состоит из кожуха, в котором закреплен вращающийся перфорированный барабан (1), размер отверстий в барабане от 0,6 до 6,0 мм (но может быть выполнен по заказу практически любой). Именно эти отверстия на барабане ограничивают скорости пропускаемого через него потока сточных вод, которые в разных конструкциях значительно различаются. Внутри барабана находится вращающийся шнек (2), который перемещает и удаляет отбросы, камни, песок, взвешенные вещества. Барабан вращается при помощи цапфовых колес (3) и электродвигателя (4). Сточные воды подаются в барабан по внутренней подводящей трубе (5) необходимого диаметра и распределяются по барабану, просачиваются через его отверстия и по выходящей трубе (6) подаются на дальнейшую очистку. Захваченные твердые частицы выталкиваются из барабана с противоположной стороны (7) и при помощи пресс-транспортера подаются

в контейнер. Для периодической очистки и промывки барабана применяются вращающиеся щетки (8) и горячая вода, которая подается под давлением через трубу с форсунками (9). Промывка необходима 1–2 раза в сутки, чтобы очистить барабан от жировых веществ и нефтепродуктов. Иногда ротационный барабан снабжается системой вентиляции для обеспечения гигиенических норм в помещениях, где он устанавливается.

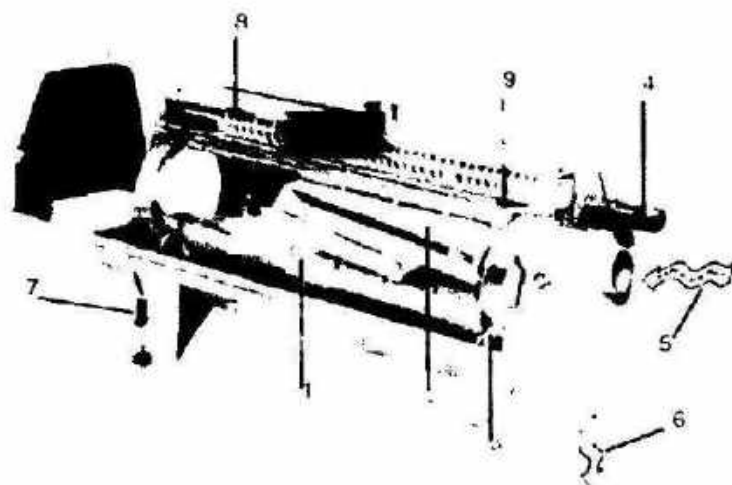


Рис. 1.11. Устройство ротационного барабана

Из-за надежности, экономичности, совершенства конструкции ротационные барабаны широко распространены на очистных сооружениях в Европе. Так, в Швеции они установлены на доброй половине всех городских сооружений. Однако следует учитывать, что города Швеции сравнительно небольшие, а такие ротационные барабаны предпочтительно применять на сооружениях с объемом очищаемых сточных вод не более 50000 м³/сут. Можно и на сооружениях, очищающих более значительные объемы сточных вод, так как при этом просто используется большее число конструкций, но в этих случаях следует дополнительно учитывать состав, характер отбросов, состав сточных вод и т.п.

В зависимости от объема очищаемых сточных вод ротационные барабаны изготавливаются разных размеров: длиной от 1,2 до 3,7 м, в диаметре от 0,8 до 1,4 м.

Ротационные диски являются еще более совершенной технической конструкцией для удаления плавающих отбросов, взвешенных веществ (до 40–50 %) и органических веществ, характеризуемых показателем БПК (до 25 %).

Появление ротационных барабанов и дисков настолько сильно повысило технические возможности эффективного извлечения отбросов, песка, взвешенных веществ из сточных вод, что в будущем они, по-видимому, станут надежной альтернативой целому ряду сооружений механической очистки.

1.1.2. Песколовки. Сточные воды, освобожденные от крупных плавающих отбросов на решетках, поступают в песколовки, назначение которых освободить сточные воды от тяжелых примесей минерального происхождения с размером частиц 0,09–0,5 мм и более. Песколовки удаляют частицы гравия, песка, костей, угля, шлака, бетона

и т.п. Композиция минеральных частиц в осадках из песколовки очень разнообразна и зависит от системы канализации, времени года, компонентов почв населенных пунктов, в которых построены очистные сооружения, и специфики промышленных предприятий, сбрасывающих сточные воды в канализацию. Удовлетворительно работающие песколовки защищают оборудование, насосы, механизмы, шнеки центрифуг и бетонные сооружения от абразивного воздействия песка. Плохо удаленный песок накапливается в сыром осадке первичных отстойников, повышает его зольность, что затрудняет выгрузку сырого осадка и приводит к повышенным затратам электроэнергии при его транспортировке по трубопроводам. Песок, накапливаясь в трубопроводах, засоряет (уменьшает диаметр) и забивает их, что требует периодической прочистки трубопроводов и осложняет эксплуатацию очистных сооружений. Накопление песка в каналах и метантенках приводит к снижению их рабочих объемов и необходимости периодической очистки.

Задача песколовки состоит не только в удалении минеральных примесей, включая мелкие фракции, но также в том, чтобы удалить практически чистый песок без органических примесей, накапливающихся на нем. Если органические частицы задерживаются на извлекаемых из сточных вод песчинках, это, с одной стороны, приводит к антисанитарному состоянию песковых площадок и затрудняет утилизацию или использование песка, а с другой стороны, удаление органических частиц с песком нерационально, так как они являются хорошим питательным субстратом для активного ила.

При использовании современного оборудования для обезвоживания осадка: центрифуг, фильтр-прессов необходимо в песколовках удалять частицы мелких фракций (0,15 мм и менее), так как в противном случае оборудование быстро изнашивается. При внедрении современных технологий глубокого удаления соединений азота и фосфора также требуется обеспечить изъятие мелких фракций песка, поскольку уменьшение доли биологически неокисляемой фракции в сточных водах в значительной степени влияет на результат.

Анализ процентного состава различных фракций песка в поступающих на очистные сооружения сточных водах практически никогда не выполняется. Однако если его провести, то легко убедиться, что именно мелкие фракции песка составляют значительную долю в общей массе, а, следовательно, их необходимо удалять в песколовках. Результаты анализа песка в сточных водах, поступающих на Кожуховские очистные сооружения (г. Москва) представлены в табл. 1.1.

В аэротенках попадание песка может приводить к засорению аэрационных элементов, увеличению зольности, а также изменению седиментационных и флокулообразующих свойств активного ила.

Изъятие из сточных вод песка и крупных минеральных примесей очень важное условие удовлетворительного функционирования активного ила. Песчинки находятся в агрегатах со взвешенными и коллоидными частицами. Эффективность удаления в процессе механической очистки токсичных веществ, присутствующих в сточных водах во взвешенном состоянии, таких, как металлы, тяжелые фракции нефтепродуктов и т.д., определяет благополучие биохимического окисления загрязняющих веществ в аэротенках.

Таблица 1.1

Процентное содержание различных фракций песка в неочищенных сточных водах Кожуховской станции аэрации

Размер фракций песка, мм	Процентное содержание в общей массе
2,0-8,0	7,9
1,0-2,0	14,4
0,5-1,0	50,5
менее 0,5	27,2

Если песколовки работают неэффективно, их функцию начинают выполнять первичные отстойники, утрачивая значительную часть своих собственных и, в свою очередь, избыточно нагружая аэротенки. Перегруженный по токсикантам активный ил снижает свои окислительные, флокуляционные свойства и теряет способность эффективной седиментации, вплоть до развития вспухания, поэтому во всех случаях хронического вспухания активного ила мероприятия по его подавлению, прежде всего, должны предусматривать интенсификацию работы песколовки и первичных отстойников.

По требованию СНиП 2.04.03-85 песколовки устанавливаются обязательно, если объем очищаемых сточных вод более 100 м³/сут. Однако на практике существует целый ряд проектов поселковых очистных сооружений, а также компактных установок с объемом очищаемых сточных вод значительно превышающим 100 м³/сут, у которых отсутствуют песколовки или песколовки и первичные отстойники. Отсутствие последних иногда оправдано низкими нагрузками по содержанию биокисляемых органических веществ на активный ил, но отсутствие песколовки на таких сооружениях постоянно сопровождается рядом проблем в процессе их эксплуатации, а именно, — накопление песка в аэротенках, засорение диффузоров воздуха, быстрый износ насосов. В таких случаях затраты на дополнительное проектирование и установку песколовки очень быстро себя оправдывают.

Принцип действия песколовки гравитационный, т.е. минеральные частицы, удельная масса которых больше удельной массы воды (1,6 г/см³), главным образом песок, выпадают на дно.

По направлению движения воды песколовки подразделяются на горизонтальные (с горизонтальным прямолинейным и круговым движением воды), вертикальные (вода подается снизу и направляется вверх) и с водоворотным движением воды (тангенциальные и аэрируемые).

Старейшие конструкции песколовки — горизонтальные с прямолинейным движением воды (рис. 1.12). Для создания равномерных скоростей в горизонтальной песколовке вход в нее делают в виде плавного расширения, а выход в виде плавного сужения. Дно горизонтальной песколовки зачастую выполняют уже ширины основного сечения для уменьшения скорости движения осевших частиц на дне.

Для поддержания постоянства необходимой скорости потока сточных вод в песколовке в условиях резко меняющегося объема поступающих в течение суток сточных вод предусматривается на выпуске водослив с широким порогом (СНиП 2.04.03-85) или водослив специального профиля (Яковлев и др., 1955), благодаря которым

сохраняется постоянная скорость потока.

Установлено, что при горизонтальном движении воды в песколовке, скорость потока должна быть от 0,15 до 0,3 м/с для обычных и от 0,08 до 0,12 м/с для аэрируемых песколовок. При большей скорости потока мелкий песок не успеет осесть в песколовке — осаждаются только наиболее крупные фракции песка. При уменьшении скорости потока сточных вод из них удаляются песчинки более мелкого размера (до 0,15 мм), но при скорости ниже минимальной — в песколовке будут осаждаться органические примеси, что приведет к излишнему изъятию осаждающихся веществ из сточных вод и к ухудшению качества удаляемого песка, что затрудняет его дальнейшее использование или захоронение.

Для обеспечения указанных скоростей движения сточных вод при минимальном и максимальном притоке необходимо устанавливать не менее двух песколовок или одна песколовка должна быть разделена на несколько отделений, но не менее двух (СНиП 2.04.03-85). При минимальном объеме сточных вод, поступающих на очистку, одна из двух песколовок (или ее отделение) отключается (как правило, при помощи щитовых затворов, установленных на входных и выходных окнах песколовок), что увеличивает гидравлическую нагрузку на работающую песколовку и предотвращает избыточное изъятие органических и коллоидных веществ из сточных вод в песколовках. При максимальном притоке сточных вод песколовки работают в полном объеме.

В песколовках обязательно определяется расход и скорость движения воды по высоте наполнения лотков или с помощью технических средств измерения расхода и скорости потока. Скорость движения сточных вод в песколовках измеряется 2–3 раза в смену для принятия решений о необходимости отключения или подключения в работу дополнительных секций песколовок и обеспечения оптимальной скорости потока.

При проектировании песколовок определяется размер частиц песка, которые требуется удалить. При этом удаляются частицы минимального размера, заложенного в расчетные формулы, и более крупные. Поскольку удается изъять только часть песка от его общего количества, присутствующего в сточных водах, в расчетах закладывается доля удаляемых частиц. Размер частиц определяет скорость их оседания и называется гидравлической крупностью частиц.

Все эти параметры закладываются в основную расчетную формулу песколовок по расчету нагрузки сточных вод (q_6 , м/с) на 1 м² площади песколовки.



Рис. 1.12. Горизонтальная аэрируемая песколовка с прямоточным движением воды. Очистные сооружения г. Липецка

Итак, эффективность работы песколовки, как и размер удаляемых в ней частиц песка, определяется на стадии проектирования. Расчеты горизонтальных песколовки производят по следующим формулам:

$$F = \frac{Q}{q_0} = BL, \quad (1.1)$$

$$h = \frac{Q}{BV}, \quad (1.2)$$

$$q_0 = -0,434 \frac{u_0}{\lg(1 - \mathcal{E}_n)}, \quad (1.3)$$

где F — требуемая поверхность песколовки, м^2 ; Q — расход сточных вод, $\text{м}^3/\text{с}$; q_0 — нагрузка сточных вод на 1 м^2 площади, $\text{м}^3/\text{с}$; B — ширина песколовки, м ; L — длина песколовки, м ; h — глубина песколовки, м ; V — горизонтальная скорость движения сточных вод в песколовке, $\text{м}/\text{с}$; u_0 — гидравлическая крупность песка, $\text{мм}/\text{с}$; \mathcal{E}_n — эффект задержания песка заданной гидравлической крупности.

Пример. Требуется определить размеры песколовки с эффектом задержания песка размером $0,2 \text{ мм}$ и более, $\mathcal{E}_n = 70 \%$. Расход сточных вод $Q = 1,5 \text{ м}^3/\text{с}$. Заданную гидравлическую крупность (она же скорость оседания песчинок данного размера) u_0 при $t = 15^\circ\text{C}$ определяют по табл. 1.2.

Таблица 1.2

Зависимость между диаметром частиц песка и гидравлической крупностью

Диаметр частиц песка, мм	0,1	0,12	0,15	0,2	0,25	0,3	0,35	0,4	0,5
Гидравлическая крупность при 15°C , мм/с	5,12	7,37	11,2	17,1	24,2	29,7	35,1	40,7	51,6

В нашем случае $u_0 = 17,1 \text{ мм}/\text{с}$. Для заданного $\mathcal{E}_n = 70 \%$ — $0,7$ вычислим нагрузку сточных вод на 1 м^2 площади песколовки:

$$q_0 = \frac{-0,434 u_0}{\lg(1 - \mathcal{E}_n)} = \frac{-0,434 \cdot 17,1}{\lg 0,3} = 14,19 \text{ мм}/\text{с} = 0,0142 \text{ м}/\text{с}.$$

Требуемая поверхность песколовки: $F = \frac{1,5 \text{ м}^3/\text{с}}{0,0142 \text{ м}/\text{с}} = 105,63 \text{ м}^2.$

Исходя из требуемой поверхности песколовки, примем длину равной 20 м и ширину — 5 м , тогда при скорости движения сточных вод $0,15 \text{ м}/\text{с}$ (минимально допустимой для горизонтальных песколовки) расчетная глубина воды в песколовке составит:

$$h = \frac{1,5 \text{ м}^3/\text{с}}{5 \text{ м} \cdot 0,15 \text{ м}/\text{с}} = 2 \text{ м}.$$

Таким образом, в процессе эксплуатации, выполнив определенные расчеты, анализируя улавливаемые фракции песка в осадке работающей песколовки и сравнивая их с проектными характеристиками, можно оценить эффективность работы песколовки и ее соответствие проекту.

Современные требования к очистке сточных вод таковы, что при проектировании необходимо предусмотреть удаление в песколовках мелких фракций песка ($0,1$ – $0,09 \text{ мм}$).

Объем песколовки с эффектом задержания песка диаметром частиц 0,1 мм и более, при $\Xi_0 = 60\%$ требуется, безусловно, больший, чем у задерживающей более крупный песок, что видно из следующих расчетов.

Пр и м е р. $u_0 = 5,12 \text{ мм/с} = 0,512 \text{ см/с}$,

$$q_0 = \frac{-0,434 u_0}{\lg(1-\Xi_0)} = \frac{-0,434 \cdot 0,512}{\lg 0,4} = 0,58 \text{ см/с} = 0,0058 \text{ м/с},$$

$$F = \frac{Q}{q_0} = \frac{1,5 \text{ м}^3/\text{с}}{0,0058 \text{ м/с}} = 268 \text{ м}^2 \approx 270 \text{ м}^2.$$

Примем длину песколовки, равной 54 м, ширину – 5 м, тогда глубина составит:

$$h = \frac{Q}{BV} = \frac{1,5 \text{ м}^3/\text{с}}{5 \text{ м} \cdot 0,15 \text{ м/с}} = 2 \text{ м}.$$

Удовлетворительное удаление песка разных фракций и минимальное осаждение в осадок песколовки органических примесей возможно в горизонтальных песколовках при соблюдении следующих условий: поддержание фактической скорости горизонтального потока сточных вод в оптимальном диапазоне, соблюдение расчетного времени пребывания сточных вод при максимальном расходе и отношении длины песколовки к глубине не менее 10.

Горизонтальные песколовки с круговым движением воды (рис. 1.13) применяются реже, чем с прямолинейным. Их особенностью является создание кругового движения потока воды (рис. 1.14) для поддержания органических примесей в потоке без осаждения. Песок «сползает» через отверстия желоба в центрально расположенный бункер. Как правило, песколовки этого типа работают неэффективно, и для повышения эффективности изъятия песка требуется их реконструкция по изменению направления и скорости потока. Такая реконструкция осуществляется при помощи щитов, которые устанавливаются поперек движения потока, как схематично показано на рисунке 1.14 (см. подп. 1.1.2.2).



Рис. 1.13. Горизонтальная песколовка с круговым движением воды

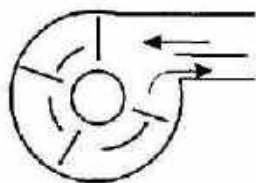


Рис. 1.14. Схема кругового движения воды в горизонтальной песколовке

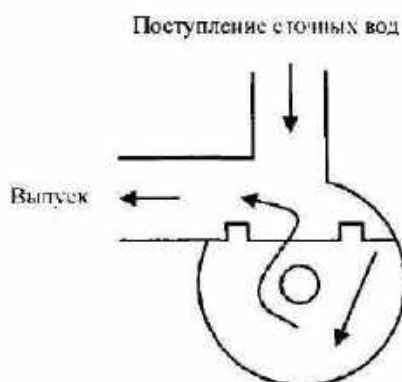


Рис. 1.15. Схема движения воды по касательной в тангенциальной песколовке

Более эффективно мелкие фракции песка отделяются от воды и осаждаются (а также при этом освобождаются от связанных с ними органических частиц песчинки всех размеров) в песколовках с циркулирующими потоками воды (тангенциальные, аэрируемые и т.п.), в которых органические примеси поддерживаются во взвешенном состоянии и в осадок не выпадают. Благодаря создаваемым эффектам водоворотов в таких песколовках удается выделить из сточных вод практически чистый песок мелких фракций (включая 0,15 мм) с влажностью осадка из песколовки не более 20 %, и высокой зольностью (не менее 95 %). Содержание песка в осадке из таких песколовки доходит до 92 %.

В тангенциальных песколовках вода подается и движется по касательной (рис. 1.15). Скорость течения в тангенциальной песколовке от 0,6 до 0,8 м/с, время нахождения в ней сточных вод 30–50 с. При удовлетворительной работе песколовки удаляется песок разных фракций: 0,4–0,3 мм на 95 %, 0,24 мм на 85 % и 0,15 мм на 65 %. Основным недостатком тангенциальных песколовки заключается в том, что они очень чувствительны к неравномерности притока сточных вод.

Аэрируемые песколовки, как правило, представляют собой горизонтальные песколовки с установленными у одной из продольных стен аэраторами обычно на глубине 0,4–0,6 м от дна песколовки (рис. 1.16).

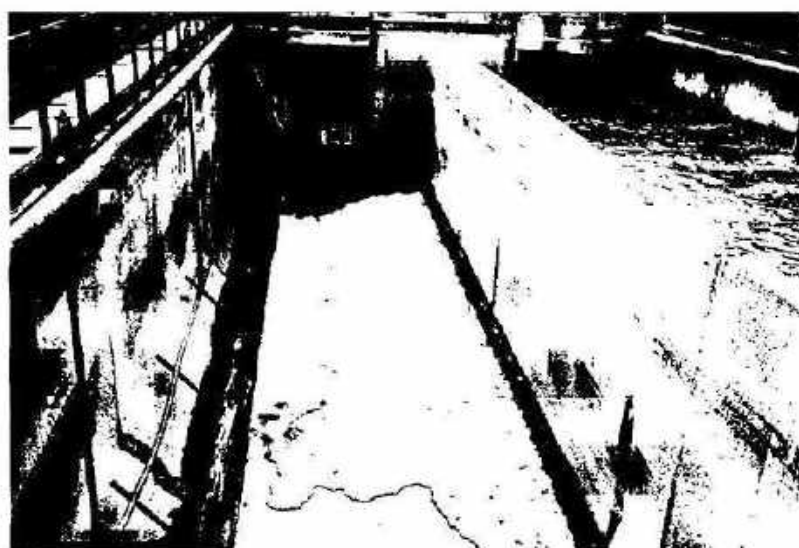


Рис. 1.16. Аэрируемая горизонтальная песколовка: дырчатая труба, подающая воздух, расположена справа, трубы гидросмыва — слева

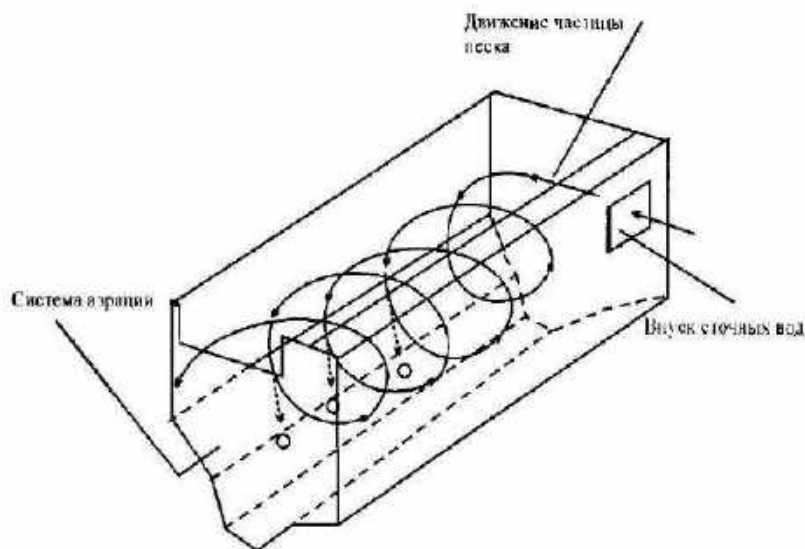


Рис. 1.17. Схема спиральной циркуляции сточных вод и движения песчинок в аэрируемой песколовке (рисунок приводится из Wastewater engineering, 1999)

Как было экспериментально установлено (Демидов и др., 1974), оптимальная высота расположения аэраторов от дна должна составлять примерно $1/3$ от рабочей глубины песколовки, так как при этом создаются максимальные скорости вращения песчинок, способствующие эффективной отмывке песка от органических частиц. В то же время, осевший на дно песок не взмучивается. Расположение дырчатой трубы у одной из стен песколовки, через которую подается воздух, позволяет создать спиральную циркуляцию в потоке сточных вод (рис. 1.17), благодаря которой песчинки отмываются от органических коллоидных веществ. В современных проектах предусматривается уклон продольной стены песколовки, с противоположной стороны от аэрационных труб, для обеспечения удаления органических примесей с поверхности песчинок при их скатывании с наклонной поверхности (рис. 1.18).

Установлено, что для удовлетворительной спиральной циркуляции сточных вод оптимальное отношение ширины к глубине аэрируемой песколовки должно составлять 1:1 (Демидов и др., 1974). Аэрационные



Рис. 1.18. Вертикальная (слева) и наклонная (справа) продольные стены в аэрируемой песколовке очистных сооружений г. Риги

элементы — металлические трубы диаметром 50 мм с отверстиями диаметром от 3 до 6 мм — расположены на верхней поверхности трубы так, чтобы обеспечить направление движения поступающего воздуха вертикально вверх. Расстояние между отверстиями 100–200 мм, но не более 250 мм (Демидов и др., 1974). Интенсивность аэрации должна находиться в диапазоне от 3 до 5 м³/м² в час (СНиП 2.04.03-85). При меньшей интенсивности аэрации сложно поддерживать ее равномерность по всей песколовке, а при большей, происходит вынос осевшего мелкого песка. Не все формулы, необходимые для расчета аэрируемых песколовок, имеются в СНиПе 2.04.03-85, поэтому приведем недостающие, но очень важные. Расход воздуха в аэрируемой песколовке (D) рассчитывается по формуле:

$$D = IF, \text{ м}^3/\text{ч}, \quad (1.4)$$

где I — интенсивность аэрации, м³/(м²·ч); F — площадь песколовки, м².

Время пребывания сточных вод в аэрируемой песколовке от 1,5 до 5 мин, скорость потока 0,08–0,12 м/с. Лоток для сбора выпавшего песка располагается в непосредственной близости от аэрационной трубы, его объем (W_n , м³) принимается равным не более 2-суточного объема выпадающего песка и рассчитывается по формуле:

$$W_n = \frac{Qpt}{1000}, \quad (1.5)$$

где Q — среднесуточный расход сточных вод, м³/сут; p — количество песка (в дм³), задерживаемое в сутки с одного кубического метра сточных вод; обычно $p = 0,06–0,075$ дм³/(м³·сут), т.е. 60–75 дм³ в пересчете на 1000 м³ сточных вод для аэрируемых песколовок; t — число суток между выгрузкой осадка.

Коэффициент 1000 в знаменателе формулы (1.5) связан с пересчетом объема лотка W_n из дециметров кубических в кубические метры.

Глубина лотка (H_n , м) рассчитывается по формуле:

$$H_n = \frac{W_n}{L_n B_n}, \quad (1.6)$$

где L_n — длина лотка, м (соответствует длине песколовки); B_n — ширина лотка, м (составляет 0,2 от ширины песколовки).

Независимо от конструкции песколовка состоит из 2-х частей: рабочей, где движется поток сточных вод и осадочной, в которой собирается песок, предназначенный для удаления. Осевший на дно песколовки песок сдвигается самопроизвольно за счет уклона дна или при помощи гидросмыва или скребками к приемку (рис. 1.19), объем которого принимается равным 2-суточному объему осаждающегося песка. Для удовлетворительного сползания песка угол наклона стенок приемки к горизонту должен быть не менее 60° (СНиП 2.04.03-85).

СНиП 2.04.03-85 предусматривает поперечный уклон дна песколовки к приемку 0,2–0,4. В современных западноевропейских и американских конструкциях песколовок предусматривается также продольный уклон дна песколовки к песковому лотку (см. рис. 1.17), что позволяет песчинкам лучше скатываться в лоток и благодаря трению о пологое дно пленка из органических веществ удаляется с их поверхности.

Количество песка, задерживаемого песколовками, составляет обычно 0,02 дм³/(чел·сут) или 7,3 дм³ на одного человека в год при влажности 60 % и объем-



Рис. 1.19. Расположение приемка в горизонтальной песколовке

песок из песколовки удаляется вручную ведрами, ковшами. При количестве улавливаемого в песколовках песка более $0,5 \text{ м}^3/\text{сут}$ удаление осадка механизмуется. Удаление осадка из песколовки производится при помощи гидроэлеваторов, грейферов, ковшовых элеваторов, песковых насосов и т.п.

Применение для отгрузки песка эрлифтов, как правило, неэффективно, даже при их удовлетворительной работе. Осадок в виде песка слишком тяжел для эрлифта. Гидроэлеваторы в процессе отгрузки песка хорошо отмывают его от органических примесей. Подача большего количества воды при откачке песка способствует более эффективной его отмывке. Гидроэлеваторы также лучше, чем эрлифты транспортируют песок на песковые площадки или в бункеры.

Для сгребания осадка к приемку песколовки используются скребковые механизмы цепного (рис. 1.20) и тележечного типа, а также гидросмыв. Недостатком скребкового механизма является то, что цепи привода скребков часто обрываются, а скребки быстро истираются и деформируются. Но идея соскребания осадка достаточно совершенна, поэтому в западных странах скребки для сбора песка и осадка используются наиболее часто; цепи изготавливаются из высокопрочного пластика (рис. 1.21) и выдерживают гарантии не менее 7–10 лет эксплуатации без ремонта или механизм привода используется более совершенный (рис. 1.22).

Гидросмыв работает эффективно, если при строительстве выполнен достаточный уклон дна песколовки, а песок не переуплотняется при длительном нахождении на дне. Гидросмыв (рис. 1.23) обеспечивает предварительное разрыхление осадка и его

ной массе $1,5 \text{ т}/\text{м}^3$. При общесплавной системе канализации количество осадка, выпадающего в песколовках при максимальной скорости течения $0,3 \text{ м}/\text{с}$ и времени отстаивания 60 с , увеличивается в два раза (Жуков, Карелин, Колобанов, Яковлев, 1969). Удовлетворительно работающая песколовка (без циркулирующих потоков сточных вод в ней) изымает $10\text{--}40 \text{ дм}^3$ песка из 1000 м^3 сточных вод. Количество задерживаемого песка определяется при каждой отгрузке опытным путем или рассчитывается с учетом нормы водоотведения на одного жителя и количества жителей.

Выгрузка осадка из песколовки производится от одного раза в 2–4 суток до одного раза в сутки в зависимости от поступления и накопления песка. Периодичность отгрузки, как и периодичность работы скребков, — устанавливается опытным путем. Обязательно предусматривается дополнительная выгрузка осадка из песколовки после сильных дождей или в периоды прочистки канализационных сетей. На небольших очистных сооружениях

сползание к приямку песколовки без взмучивания, так как осадок движется только в придонном слое. Если применяется скребковое устройство, его включают за 20–30 минут до включения гидроэлеватора. Перед включением гидроэлеватора щитовые затворы на входе и выходе из песколовки закрываются, осадок в приямке песколовки разрыхляют подачей воды по специальным трубам. Напор технической воды, подаваемой в гидроэлеватор, лучше контролировать по манометру. Подача технической воды в гидроэлеватор прекращается только при появлении чистой воды в пульпопроводе. Засоренный гидроэлеватор промывается из брандспойта сверху вниз.



Рис. 1.20. Скребковый механизм с цепным приводом в песколовках Люберецкой станции аэрации

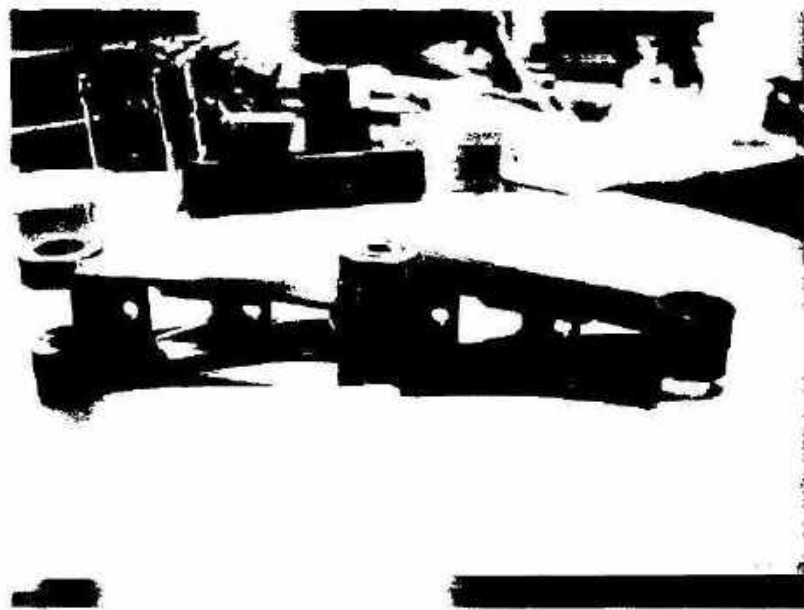


Рис. 1.21. Элементы цепного привода скребкового механизма из высокопрочного пластика производства фирмы Finncor (Финляндия)



Рис. 1.22. Скреповый механизм с гидравлическим горизонтальным приводом

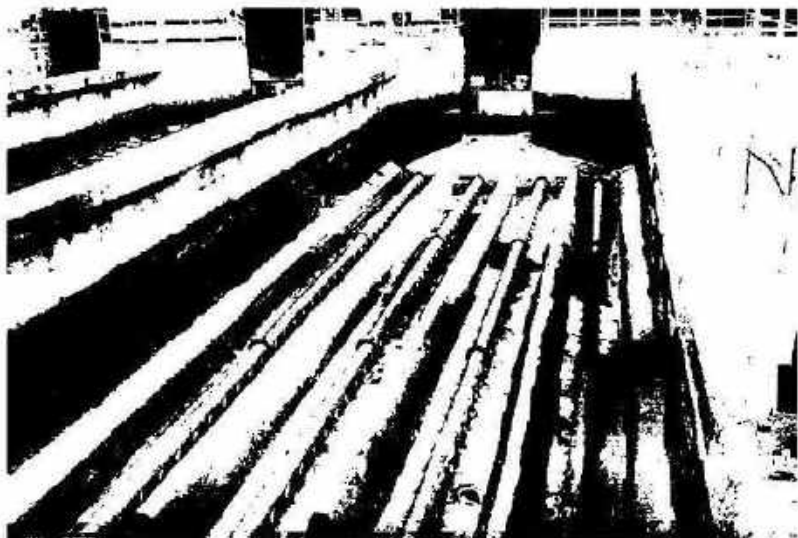


Рис. 1.23. Равномерное расположение по дну песколовки труб гидросмыва. Люберецкая станция аэрации

Из-за многообразия конструкций песколовок и применяемых способов отгрузки осадка трудно рекомендовать оптимальный способ отгрузки с учетом индивидуальных особенностей имеющихся сооружений и устройств. Однако нельзя не остановиться на общих правилах.

При отгрузке осадка из песколовки, как правило, следует прекратить подачу сточных вод в отгружаемую песколовку, а если это не предусмотрено, удалять песок следует при минимальном притоке сточных вод (малом наполнении лотков). Осадок предварительно взмучивается в приемке, отгружать его из песколовки следует так, чтобы предупредить попадание большого количества сточных вод в бункеры или на песковые площадки. В зависимости от особенностей сползания осадка к задвижке на трубопроводе отгружать осадок следует или быстро и в следующем порядке: открывается задвижка на трубопроводе рабочей жидкости гидроэлеватора и производится взмучивание осадка; после взмучивания открывается задвижка на пескопроводе, по которому пульпа подается в песковый бункер. Или задвижка медленно приоткрывается, и некоторое время дается на сползание осадка, затем задвижка открывается полностью. По пробоотборнику определяется момент окончания перекачки пульпы; пульпопровод промывается отстаивными сточными водами в количестве, соответствующем его двукратному объему; после промывки задвижка на пульпопроводе закрывается.

Для отмыва осадка от органических загрязняющих веществ применяют гидроциклоны и бункеры для накопления и обезвоживания песка. Бункеры должны быть приспособлены к погрузке в грузовые автомобили и рассчитаны на 10–15-ти суточное хранение в них песка. При эксплуатации песковых бункеров следует предотвращать течи и обмерзание выпускных затворов. Промывная вода из бункеров должна направляться обратно в песколовки.

Таблица 1.3

Характер и причины нарушений в работе песколовков, мероприятия по их устранению

Характер нарушений	Причины, вызывающие нарушения	Мероприятия по устранению нарушений
Износ большого количества песка в последующие звенья сооружений. Содержание песка в саром осадке отстойников более 8 %. Активный ил, содержащий частицы песка, при отстаивании быстро оседает на дно цилиндра, зольность возвратного активно ила более 30 %	Не соблюдается оптимальная периодичность отгрузки осадка; ливневые дожди; гидравлическая перегрузка; неравномерное распределение потоков сточных вод между работающими песколовками за счет разрушения распределительных устройств; отсутствие плавного расширяющегося перехода от камеры галения скорости потока поступающих сточных вод до песколовки, обеспечивающего снижение скорости до оптимальной; поступление большого количества песка более мелких фракций по сравнению с принятыми в проектных расчетах; конструктивные недостатки	Экспериментально установить необходимую периодичность отгрузки осадка; чаще отгружать осадок из песколовков после сильных дождей; подключить резервную песколовку; при постоянных гидравлических перегрузках предусмотреть прокиривание и установку дополнительной песколовки или интенсифицировать работу действующих (см. 1.1.2.2); ремонт распределительных устройств
Большое количество органических примесей в осадке из песколовки, что характеризуется повышенной влажностью и повышенной зольностью и плотностью осадка	Недостаточная скорость потока сточных вод в песколовке	Отключить одну или несколько песколовков или отделений песколовков; реконструкция или замена на аэрируемые песколовки
Загивание уплотненного осадка, неэффективное сползание осадка к приямку, накопление осадка, сложности при его отгрузке	Конструктивные недостатки (недостаточный уклон стенок приямка и днища песколовки к приямку); нарушение работы скребковых механизмов и гидроэлеваторов за счет засорения и плохой конструкции (см. 1.1.4.2.1) или замерзание задвижек гидроэлеватора в зимний период	Уменьшить расстояния между скребками, усовершенствовать поверхности скребков и т.д.; устроить гидросмыв; реконструировать и наладить работу гидроэлеваторов; установить теплоизоляционные щиты в зимний период для предупреждения промерзания задвижек гидроэлеваторов
Неравномерная аэрация в разных участках аэрируемых песколовков, что приводит к снижению эффективности работы	Не отрегулирован расход воздуха по стоякам; засорены дырчатые трубы	Регулировать расход воздуха по стоякам с установкой внутри фланцевых соединений резиновых диафрагм (регулярно их заменять по мере износа); прочищать дырчатые трубы после опорожнения песколовки

1.1.2.1. Нарушения в работе песколовок в процессе эксплуатации. Причины нарушений в работе песколовок, их характерные особенности, а также мероприятия по устранению этих нарушений представлены в табл. 1.3.

1.1.2.2. Интенсификация работы песколовок. При использовании песколовок без вихревых потоков, непромытый песок может содержать до 50 % органических веществ, что приводит при его хранении к загниванию и сопровождается неприятным запахом на песковых площадках. Кроме того, органические вещества, агломерированные с песком, являются необходимым питательным субстратом для активного ила и удаление их с песком нерационально, особенно на сооружениях, недогруженных по содержанию органики в сточных водах. Поэтому на сооружениях с неэффективно функционирующими песколовками необходима интенсификация их работы.

Интенсификация горизонтальных песколовок предполагает или установку аэраторов вдоль одной из продольных стен или оборудование песколовок устройствами и механизмами для отмывки песка. Отмывку песка лучше осуществлять в специальных бункерах с помощью гидроциклонов. Если для отгрузки осадка из песколовок применяются гидроэлеваторы, то песок в них хорошо отмывается, но только при условии их эффективной работы (см. подп. 1.1.4.2.1).



Рис. 1.24. Металлический щит, распределяющий поток сточных вод

На процесс удовлетворительного изъятия песка из сточных вод помимо скорости, влияет еще и структура потока, который должен равномерно распределяться по всему сечению песколовки. Для равномерного распределения потока на входе в песколовку устанавливаются металлические водораспределительные щиты (рис. 1.24) с шириной стержней не менее 10 см. Если приямок находится у входа в песколовку, то такие щиты лучше располагать над приямком (рис. 1.25), так как при этом частицы песка, поступающие со сточными водами, будут ударяться о щит и осаждаться в приямок. В тех участках, где наблюдается неравномерное распределение потока (например, при переходе сточных вод из лотка в расширяющуюся часть песколовки или оттеснение потока к одной из стен песколовки), необходимо устанавливать деревянные



Рис. 1.25. Водораспределительные щиты на входе в горизонтальную песколовку, расположенные над приемком. Люберецкая станция аэрации

щиты-водораспределители из параллельных досок шириной 12–15 см с величиной прозоров 4,0–6,0 см, отношение ширины доски к ширине прозора должно составлять 0,4 (Отведение и очистка сточных вод Санкт-Петербурга, 1999). Щиты свободно качаются в потоке сточных вод, легко снимаются для очистки и ремонта. Чтобы мусор не накапливался на досках, щит необходимо погрузить на оптимальную глубину, чтобы мусор смывался и сползал на дно песколовки. Если горизонтальные песколовки не обеспечивают удовлетворительного удаления песка, такие щиты можно установить по длине всей песколовки через определенные промежутки, что приведет к сокращению скорости потока (за счет ее гашения такими щитами) и равномерному распределению потока по сечению песколовки. В результате качество осадка в песколовках улучшится за счет изъятия более мелких фракций песка. В зазорах щитов создаются возмущения потока, способствующие отмывке песка от органических примесей, что приводит к снижению влажности осадка из песколовок. В горизонтальных песколовках с круговым движением воды также можно устанавливать такие деревянные щиты для гашения скорости и равномерного распределения потока сточных вод по сечению песколовки. При высоком содержании СПАВ в очищаемых сточных водах в аэрируемых песколовках может наблюдаться обильное пенообразование. Пена с поверхности песколовки удаляется при помощи насосов, установленных на подлавках (рис. 1.26). Равномерность течения в песколовках можно поддерживать с помощью совершенствования конструкций впускных и выпускных устройств. Как правило, на подводных и отводящих каналах песколовки используются щитовые затворы. Рама щитового затвора должна быть установлена строго вертикально в пазы стен канала. Щит затвора должен плотно примыкать к направляющему устройству и в то же время легко и свободно перемещаться.

1.1.2.3. Анализируемые показатели и оценка эффективности работы песколовки. Критериями эффективной работы песколовки является полнота изъятия песка.

Песок в осадке из песколовок должен быть разных фракций, включая наиболее мелкие, максимально освобожден от органических примесей. Несоблюдение этих условий свидетельствует о несовершенстве применяемых конструкций песколовок или о неэффективной их эксплуатации. В таких случаях требуется или модернизация конструкции используемой песколовки, или интенсификация процесса удаления песка, или налаживание технологического режима работы песколовок. Для принятия правильного и обоснованного решения об эффективности изъятия песка из сточных вод необходимо минимизировать ошибки, допускаемые при отборе проб и выполнить полный и качественный анализ осадка из песколовок.

Очень важным показателем работы песколовок является влажность осадка. В нормативных документах (СНиП П-32-74; СНиП 2.04.03-85) норма влажности осадка из песколовок значительно завышена (60%). В аэрируемых песколовках при удовлетворительной эксплуатации влажность осадка такая же, как у чистого песка (20%), у хорошо эксплуатируемых вертикальных и горизонтальных песколовок влажность также может составлять 20% и, как правило, не превышает 40%.

Кроме влажности, осадок из песколовок анализируется на зольность (норма от 70 до 95%), содержание песка (норма от 70 до 90%) и плотность (норма от 1,2 до 1,8 г/см³). Чем меньше значения содержания песка отличаются от значений зольности осадка, тем эффективнее работают песколовки; в норме содержание песка должно быть меньше зольности не более чем на 5–7%. Крупность задержанного песка в обычных песколовках 0,2–0,25 мм и более, для аэрируемых песколовок — 0,2–0,15 мм и менее. При уменьшении скорости потока сточных вод в песколовках за счет избыточного задержания органических веществ снижается средняя плотность осадка (до 1,1–1,2 г/см³), зольность (до 50–70%) и содержание в нем песка (до 35–60%), но возрастает его влажность. При скорости потока сточных вод выше оптимальной, наблюдается вынос песка и увеличивается зольность сырого осадка из первичных отстойников (до 50%), что может быть связано также с редкой выгрузкой осадка из песколовок. Косвенным показателем работы песколовок является процентное содержание и крупность песка в сыром осадке из первичных отстойников. Работа песколовок принимается как удовлетворительная, если в осадке из первичных отстойников содержание песка составляет 5–8% и он мелких фракций (менее 0,25 мм), а зольность сырого

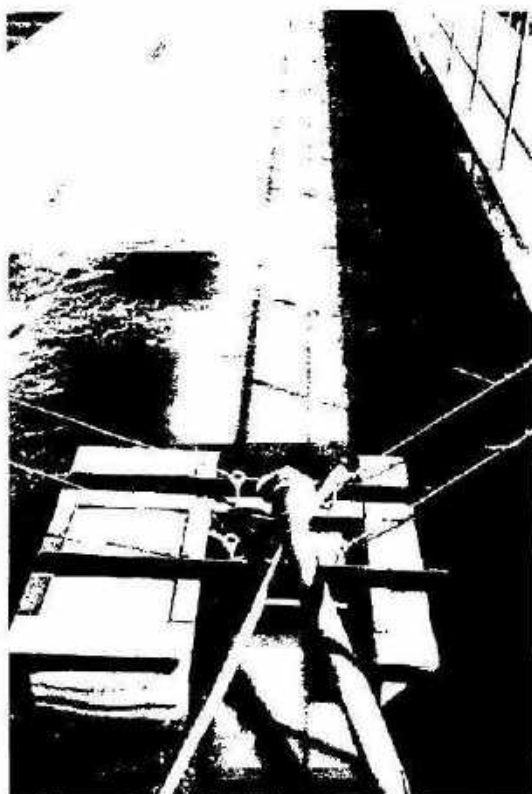


Рис. 1.26. Насосы на пошлавках, установленные в аэрируемых песколовках для сбора пены

осадка не превышает 30 %.

1.1.2.4. Анализ песка в осадках сточных вод. Удовлетворительная работа песколовок обеспечивает хорошее качество отгружаемого из них песка, осадков из последующих сооружений, низкую зольность активного ила и осадка из метантенков, а также низкое содержание песка в осадках из первичных отстойников и метантенков.

Работа песколовок оценивается по таким показателям качества осадка как: влажность, зольность, средняя плотность, содержание в нем песка и фракционный состав песка в осадке. Частота контроля качества осадка назначается в зависимости от эффективности работы песколовок. При стабильной их работе допускается контролировать осадок из песколовок не чаще одного раза в месяц.

Сырой осадок из первичных отстойников анализируется на влажность, зольность, фракционный состав минеральных частиц и содержание в нем песка. Полный анализ выполняется один раз в декаду.

Гигроскопическая влажность осадков и активного ила определяется только при необходимости пересчета на абсолютно-сухое вещество измеренного содержания в осадках (иле) загрязняющих или биогенных веществ, углеводов, жиров и т.п. Кроме того, определение гигроскопической влажности необходимо для более точной характеристики содержания влаги, непосредственно связанной с органическими примесями в песке, осадках, активном иле. При технологическом контроле отдельных стадий очистки чаще выполняют измерения влажности осадка, которое заключается в высушивании образца массой не менее 50 г. Нормы влажности осадков, а также зольности осадков и активного ила, приведенные в предыдущем подпункте, даны по результатам измерений, выполненных в образцах осадков массой 50 г.

Содержание песка в активном иле могло бы послужить важной характеристикой эффективности механической очистки и свойств самого активного ила, однако, это измерение трудно правильно выполнить по причине сложности отделения песчинок от органических веществ, обильно представленных в активном иле. Поэтому косвенной дополнительной характеристикой удовлетворительного изъятия минеральных включений из сточных вод на стадии механической очистки является зольность возвратного ила.

При выполнении измерений в осадках сточных вод используются следующие средства измерений, материалы, посуда и вспомогательные устройства¹⁾:

весы лабораторные общего назначения, 4 класса точности, с наибольшим пределом взвешивания 200 и 1000 г (ГОСТ 24104-88);

меры массы (ГОСТ 7328-82);

мензурки вместимостью 250, 500, 1000 см³ (ГОСТ 1770-74);

цилиндры стеклянные вместимостью 250, 500, 1000 см³, второго класса точности (ГОСТ 1770-74);

линейка измерительная (ГОСТ 427-75);

сушильный электрический шкаф общелабораторного назначения (ТУ 64-1-909-80);

автоклав (ГОСТ 9586-75);

центрифуга лабораторная медицинская (ТУ 5-375-4261-76);

плитка электрическая (ГОСТ 14919-83);

¹⁾ Перечень оборудования дан для всех описанных методов.

- печь муфельная лабораторная (ТУ 16-531.651-79);
- пигли фарфоровые (ГОСТ 19909-80) или из прозрачного кварцевого стекла (ГОСТ 19908-90);
- баня водяная (ТУ 64-12850-76);
- баня песчаная (ТУ 46-775-74);
- лопаты (ГОСТ 19596-87);
- совок (ГОСТ 14180-80);
- щупы винтообразные с продольным вырезом, поршневые (ГОСТ 2517-85);
- ножи почвенные (ГОСТ 23707-95);
- буры почвенные (ТУ 2.833.106-89);
- шпатели металлические (ГОСТ 19126-79);
- деревянная лопаточка;
- волосная кисточка;
- пробоотборник объемом 500–700 см³ (ГОСТ 6859-72);
- бафометр-бутылка на штанге (ТУ 25-04-1749);
- насос вакуумный любого типа, например, водоструйный стеклянный (ГОСТ 25336-82);
- аппарат Зейса (ТУ 64-1-2941-81) или другой фильтровальный аппарат, состоящий из колбы Бунзена и фарфоровой воронки для фильтрования;
- сита почвенные для фракционирования частиц с величиной отверстий 0,1; 0,25; 0,5; 1,0 мм и 2, 3, 5, 7, 10 мм (ГОСТ 3584-73);
- стаканчики для взвешивания, бюксы (ГОСТ 25336-82);
- эксикаторы с крышкой (ГОСТ 25336-82);
- склянки и банки стеклянные с винтовым горлом, с прокладкой и крышкой или притертой пробкой для отбора и хранения проб, вместимостью 500, 1000, 2000 см³ (ТУ 6-19-6-70);
- чашки фарфоровые выпаривательные 50, 100, 250, 1000, 1500 см³ (ГОСТ 9147-73);
- фильтры бумажные обеззоленные «белая лента» (ГОСТ 12026-76);
- фильтры мембранные с диаметром пор 0,45 мкм «Владипор» марки МФАС-ОС-2 (ТУ 6-55-221-1029-89);
- сосуд Лисенко с отрезанной верхней частью, объемом 1000 см³;
- емкость для перемешивания осадка, объемом 25 дм³, изготовленная из нержавеющей стали;
- вода дистиллированная (ГОСТ 6709-72) ¹⁾.

Отбор проб осадка из песколовок. Осадок из песколовок наиболее опасен с точки зрения возможности заражения при работе с ним инфекционными заболеваниями и гельминтами. При отборе проб и работе с песком из песколовок, сырым осадком, активным илом следует надевать резиновые перчатки и неукоснительно соблюдать правила гигиены и антисептики: мытье рук и обработка их раствором хлорамина, антисептическая обработка поверхности химических столов, используемого оборудования, тщательное мытье и обработка в автоклаве посуды.

Пробы осадка из песколовок недопустимо отбирать из-под сопла гидроэлеватора

¹⁾ Допускается использование средств измерений, вспомогательных устройств и материалов другого типа, имеющих аналогичные метрологические и технические характеристики.

или непосредственно из пескового капала в момент отгрузки осадка. При таком отборе трудно получить усредненные характеристики качества осадка. Пробы отбирают из бункера (если он имеется), в который подается песок. Сразу после отгрузки в бункер очередной порции песка из песколовок и стекания излишней воды, из 5–6 разных участков, с глубины 15–20 см, совком или виштообразным шупом (позволяет отобрать равные порции) отбирают единичные пробы массой 800 г или объемом 800 см³. Масса объединенной пробы осадка должна составлять 10 кг, объем жидкой пробы 10 дм³.

Если бункера нет, то, чтобы обеспечить правильный отбор песка из песколовок, необходимо изготовить деревянный короб размером 5 x 1 м с шиберами на торцевых стенках, при открывании которых из короба свободно опорожняется накопившийся песок. Можно использовать металлический короб, применяемый для замеса цемента. Короб должен устанавливаться (непосредственно у песколовки или на песковой площадке) на ножки, что обеспечивает свободное вытекание из него лишней воды, поступающей при отгрузке осадка. Такая процедура (освобождение осадка от лишней воды) не влияет на результат измеряемой влажности осадка, так как его влажность определяет вода, прочно связанная с органическими веществами, накопившимися на частицах песка, а потому не способная свободно стекать с осадка. В такой короб осуществляется отгрузка осадка из песколовок, и после свободного стекания излишней воды пробы отбирают также как из бункера.

На месте отбора пробы осадка тщательно перемешивают при помощи совка в емкости объемом более 20 дм³. Затем перемешанную пробу освобождают от материала, заведомо относящегося к инородным механическим включениям (камни, стекло, ветки). Если осадок в виде сыпучей массы, его ссыпают на клеенку, тщательно перемешивают, квартуюют (сокращают) в 1,5–2 раза, для чего осадок разравнивают на клеенке в виде квадрата, делят на четыре части, две противоположные части отбрасывают, а две оставшиеся перемешивают. После квартования осадок делят на 6–9 квадратов, из центра которых отбирают примерно одинаковое количество осадка, обеспечивая захват всей толщины слоя. Пробу массой 3 кг направляют на анализ.

Если осадок в виде жидкой массы, его тщательно перемешивают в емкости объемом более 20 дм³ и отбирают на анализ 2,5–3,0 дм³.

Отбор проб сырого осадка из первичных отстойников и метантенков. Единичные пробы отбирают при каждой отгрузке осадка в течение суток в день назначенного отбора проб. Таким образом, пробы отбирают 2–3 раза в сутки зачерпыванием пробоотборником из трубопровода через 3–5 минут от начала работы перекачивающего насоса трехкратно с интервалом между отборами не менее 3 мин. Объем каждой отбираемой порции осадка 0,5 дм³. Все отбираемые порции осадка сливают в ведро и перемешивают. После последнего отбора пробу тщательно перемешивают и отбирают в стеклянную емкость, объединенную пробу объемом 3 дм³ плотно закрывают крышкой и доставляют в лабораторию.

Хранить пробы осадков следует не более трех суток при температуре +2–+4 °С. Перед началом выполнения измерений температуру осадка доводят до комнатной температуры.

Отбор проб возвратного активного ила. Возвратный ил отбирают из-под «гуся» или

в зоне подачи ила из вторичных отстойников в регенераторы или аэротенки. Если труба подачи возвратного ила заглублена, пробы отбирают батометром-бутылкой на глубине подачи ила, в зоне максимального перемешивания трехкратно по 0,7 дм³, общий объем объединенной пробы 2 дм³.

Пробы возвратного активного ила, отобранные для определения влажности и зольности не консервируются и не подлежат хранению.

*Сущность метода определения песка в осадках*¹⁾. Анализ песка из песколовок и определение количества песка в осадках первичных отстойников и метантенков необходимо проводить для оценки эффективности механической очистки, характеристики осадка как такового, а также для контроля за работой метантенков.

Следует иметь в виду, что отдельные песчинки в осадках могут быть или в чистом виде и свободном состоянии, или быть покрыты оболочкой из органических примесей сточных вод, и последнее наиболее характерно для самой мелкой фракции песка, а также для песка из неаэрируемых или неэффективно работающих песколовок.

Анализ песка в осадках проводится в натуральном осадке или после процедуры высушивания, или сжигания органических веществ, или после предварительной отмывки от них песчинок. Причем процедура отмывки песка различается для осадка из песколовок (где песчинки более крупные и легче отделяются от покрывающей их пленки из органических примесей) и осадка из первичных отстойников и метантенков (где применяется более продолжительная и тщательная процедура). Тщательная процедура отмывки песка, сырого осадка и осадка из метантенков необходима для выделения, как чистых песчинок, так и песчинок, тесно связанных с органической частью осадка.

Для выделения песчинок из осадка, а также для отделения песчинок от органических примесей, которые в виде пленки покрывают песчинки, необходима специальная процедура разбавления водой и тщательного перемешивания.

Для освобождения частиц песка от органической части осадок из первичных отстойников или метантенков разбавляют водой и энергично перемешивают вращательным движением, благодаря чему песок выделяется из осадка, переходит в свободное состояние и выпадает на дно используемой для перемешивания чашки.

Определение гигроскопической влажности песка, сырого осадка из первичных отстойников, активного ила и осадка из метантенков. Для определения гигроскопической влажности осадков (с влажностью менее 60 %) пробы предварительно доводят до воздушно-сухого состояния путем подсушивания в вытяжном шкафу или в хорошо проветриваемом сухом помещении, размещая их (в зависимости от массы и естественной влажности) в стеклянных кристаллизаторах подходящей вместимости, на стекле или на чистых листах плотной бумаги. Пробы выдерживают открытыми не менее двух часов (допускается высушивать осадки до воздушно-сухого состояния в течение 24 часов) при комнатной температуре и влажности воздуха. Жидкие пробы осадков необходимо предварительно центрифугировать, сливая воду над осадком сифоном или профильтровать через мембранные фильтры с диаметром пор 0,45 мкм.

¹⁾ Методы, предложенные в «Методике технологического контроля работы очистных сооружений городской канализации», М. Стройиздат, 1977, доработаны, частично изменены и дополнены совместно с А.Л. Фроловой.

Пробу, доведенную до воздушно-сухого состояния, распределяют на ровной поверхности слоем толщиной не более 1 см и отбирают ложкой или шпателем из 5-ти точек методом конверта пробу осадка. Гигроскопическая влажность осадков определяется после высушивания 1 г воздушно-сухой пробы до постоянной массы при температуре от +105 до +115 °С.

Гигроскопическая влажность определяется в осадках сточных вод с целью получения коэффициента пересчета и использования этого показателя для пересчета воздушно-сухой пробы на массу абсолютно-сухой по формуле:

$$\Delta M_{\text{воздуш.сух}} = \frac{\Delta M_{\text{абс.сух}}}{K_{\text{ср}}},$$

где $\Delta M_{\text{абс.сух}}$ — масса абсолютно-сухого образца, г; $\Delta M_{\text{воздуш.сух}}$ — масса воздушно-сухого образца осадка, г; $K_{\text{ср}}$ — коэффициент пересчета массы воздушно-сухой на массу абсолютно-сухой пробы (среднее расчетное значение из трех измерений).

Для определения массовой доли осадка в воздушно-сухой пробе необходимо:

а) Взвесить три пустых высушенных бюкса с крышками и зафиксировать их массы (M_{0i}), затем взвесить эти же бюксы с навесками воздушно-сухой пробы (около 1 г) и зафиксировать их массы ($M_{\text{возд.сух.}i}$).

б) Установить открытые бюксы с воздушно-сухими пробами в сушильный шкаф. Пробы выдержать в сушильном шкафу в течение 3 ч при температуре от +105 до +115 °С. Закрыть бюксы притертыми крышками, перенести их в эксикатор и выдержать там до полного остывания (около 40 мин). Взвесить бюксы с навесками абсолютно-сухой пробы и зафиксировать их массы ($M_{\text{абс.сух.}i}$). После взвешивания пробы осадка следует повторно высушить в течение 2 ч, затем охладить в эксикаторе и снова взвесить. После первого и второго высушивания допустимое расхождение в массе не должно превышать 0,005 г. В противном случае высушивание следует повторить.

Точность взвешивания для всех экспериментов должна составлять 0,001 г.

в) Рассчитать значения коэффициента пересчета K_i для каждого эксперимента по формуле:

$$K_i = \frac{M_{\text{абс.сух.}i} - M_{0i}}{M_{\text{возд.сух.}i} - M_{0i}},$$

где K_i — коэффициент пересчета в i -м измерении; $M_{\text{абс.сух.}i}$ — масса бюксы с абсолютно-сухим образцом в i -м измерении, г; $M_{\text{возд.сух.}i}$ — масса бюксы с воздушно-сухим образцом в i -м измерении, г; M_{0i} — масса пустой бюксы в i -м измерении, г.

г) Так как по результатам измерений получено три значения коэффициента, производят расчет его среднего значения ($K_{\text{ср}}$) по формуле:

$$K_{\text{ср}} = \frac{K_1 + K_2 + K_3}{3}.$$

Далее среди трех величин K_i рассчитывают размах (R) полученных значений с учетом максимальной (K_{max}) и минимальной (K_{min}) величин по формуле:

$$R = \frac{K_{\text{max}} - K_{\text{min}}}{K_{\text{ср}}} \cdot 100 \%.$$

Если полученное значение $R > 10 \%$, то эксперимент повторяют, устранив причину неудовлетворительных результатов.

Полученное значение K_p используют для пересчета воздушно-сухой пробы на массу абсолютно сухой.

П р и м е ч а н и я: а) Если при измерении влажности осадков стояных под активным илом наблюдается увеличение массы высушенной пробы при проведении последующих взвешиваний, то за массу высушенного осадка (активного ила) следует принимать наименьший результат.

б) Число значащих цифр в результатах анализов зависит от точности определения, которая, в свою очередь зависит от определяемых содержаний. Кроме того, необходимо, чтобы в результатах содержалась одна избыточная значащая цифра. Поэтому рекомендуется выражать результаты до сотых и округлять до десятых значащих цифр.

Определение влажности и зольности осадка из песколовок (песка). Сначала взвешивают два высушенных тигля и фиксируют их массы. Затем наполняют тигли тщательно перемешанным осадком из песколовок (сырым песком) не менее 50 г и фиксируют их массы. Песок сушат в сушильном шкафу при температуре $+105 - +115$ °С в течение трех часов, охлаждают, взвешивают и повторно сушат при той же температуре не менее двух часов до постоянной массы. Охлаждают, фиксируют массы. Потери массы осадка, отнесенные к исходной массе, выраженные в процентах, составляют его влажность. Разность между полученными значениями влажности в двух измерениях не должна превышать 1 %. При выполнении этого условия, за результат принимают среднее значение из двух измерений.

Затем эти два тигля с высушенным осадком прокаливают в муфельной печи при температуре $+600 - +700$ °С в течение четырех часов, охлаждают, фиксируют массы. Потери массы осадка после прокаливания, отнесенные к абсолютно-сухой массе, выраженные в процентах, составляют зольность осадка. Разность между полученными значениями зольности в двух измерениях не должна превышать 1 %. При выполнении этого условия, принимают за результат среднее значение из двух измерений.

П р и м е р. Запись результатов одного выполненного измерения в рабочем журнале:

Масса, г			
тигла	тигла с сырым песком	тигла с сухим песком	тигла с прокаленным песком
28,6818	78,6800	56,5455	47,1194

$$\text{Влажность} = \frac{100 \cdot (78,6800 - 56,5455)}{(78,6800 - 28,6818)} = 44,2\%$$

$$\text{Зольность} = \frac{100 \cdot (47,1194 - 28,6818)}{(56,5455 - 28,6818)} = 66,1\%$$

Определение массы и плотности (объемной массы) сырого песка. Два цилиндра на 250 см^3 высушивают на воздухе и фиксируют массы до первого знака после запятой. Заполняют их осадком из песколовок до метки, постоянно встряхивая на ладони после добавления очередной порции объемом не более 30 см^3 для максимального уплотнения. Фиксируют массы наполненных цилиндров. Разность массы цилиндра с осадком и без него, отнесенная к объему пробы, составляет среднюю плотность осадка, выраженную в граммах на кубический сантиметр.

Пример. Пусть массы пустых цилиндров объемом 250 см^3 — $m_1 = 281,1 \text{ г}$; $m_2 = 282,2 \text{ г}$. Пусть массы цилиндров с песком — $M_1 = 606,1 \text{ г}$; $M_2 = 628,2 \text{ г}$. Тогда массы сырого песка составляют: $606,1 - 281,1 = 325,0 \text{ г}$; $628,2 - 282,2 = 346,0 \text{ г}$ (разница в массах песка в двух измерениях не должна превышать 10 %). Отсюда средняя масса сырого песка равна:

$$\frac{325,0 + 346,0}{2} = 335,5 \text{ г.}$$

Пересчитаем массу сырого песка на 1000 см^3 . Поскольку использовались цилиндры на 250 см^3 , в 1000 см^3 содержится $335,5 \cdot 4 = 1342 \text{ г}$ или в 1 дм^3 объемная масса сырого песка в осадке равна $1,3 \text{ кг/дм}^3$.

Расчетным методом определяется процентное содержание сухого вещества песка: если влажность песка равна $44,2 \%$, то процентное содержание сухого вещества песка составляет:

$$100 \% - 44,2 \% = 55,8 \%$$

Расчетным методом определяется масса сухого вещества песка: пусть масса сырого песка равна $335,5 \text{ г}$, а процентное содержание сухого вещества — $55,8 \%$. Тогда количество граммов сухого вещества рассчитывается из пропорции:

$$x = \frac{335,5 \cdot 55,8}{100} = 187,2 \text{ г в } 250 \text{ см}^3 \text{ осадка.}$$

Определение фракционного состава песка и массы каждой фракции. Сырой песок, отобранный из песколовок, объемом 1 дм^3 переносят на каскад сит с размером отверстий $3-7 \text{ мм}$ (сверху устанавливают сито с наиболее крупными отверстиями). Под эти сита подставляют кювету или большую чашку (поддон) для сброса промывной воды с песком. Песок промывают от органических примесей водопроводной водой, перемешивая его при этом. Всю органическую массу, оставшуюся на ситах, а также частицы крупнее 7 мм выбрасывают, а песок, оставшийся в поддоне, тщательно собирают, смывая в фарфоровую чашку, и ставят подсушить на электрическую плитку, песчаную баню. Затем сушат в сушильном шкафу три часа при температуре от 105 до $115 \text{ }^\circ\text{C}$.

Высушенный песок просеивают на ситах $1,0$; $0,5$; $0,25 \text{ мм}$ и взвешивают каждую фракцию, оставшуюся на сите. Затем, суммируя массу всех фракций, получают общую массу сухого песка и вычисляют процентное содержание каждой фракции. Окончательные результаты записывают в рабочем журнале в виде таблицы.

Пример. Масса пустой чашки равна $120,45 \text{ г}$. Остальные данные приведены в следующей таблице.

Фракции песка, мм	Масса чашки с песком, г	Масса песка, г	Удельное содержание фракций, %
1	124,05	3,60	4,1
0,5	124,13	3,68	4,2
0,25	169,00	48,55	51,4
0,25	153,70	33,25	37,3
Итого:		89,08	100,0

Общая масса сухого песка — $89,08 \text{ г}$.

Более точно можно определить фракционный состав песка под микроскопом, определяя диаметр частиц песка с помощью окуляр-микрометра. Для этого следует посмотреть под микроскопом не менее 5 г песка. Удобно при этом использовать лабора-

торный счетчик форменных элементов крови, с помощью которого устанавливается процентное соотношение частиц песка разного диаметра. Под микроскопом визуаль-но определяется также наличие других включений в осадке (не песок).

Определение процентного содержания песка в осадке из песколовки. Метод расчетный: в 187,2 г сухого вещества осадка содержится 89,08 г чистого песка. Определим содержание песка в осадке:

$$x = \frac{89,08 \cdot 100}{187,2} = 47,5\%.$$

В рабочем журнале регистрируют:

Вязкость песка, %	44,2
Зольность, %	66,1
Содержание песка, %	47,5
Объемная масса сырого песка, кг/дм ³ (т/м ³)	1,3

Фракционный состав:

Фракции песка, мм	Удельное содержание фракций, %
1	4,1
0,5	4,2
0,25	54,4
0,25	37,3

Определение содержания песка в осадках из первичных отстойников и метантенков. Отбирают в мензурку 250–500 см³ осадка из первичных отстойников или метантенков, в зависимости от предполагаемого содержания в нем песка. Чем меньше песка содержится в осадке, тем больший объем осадка должен быть отобран в мензурку для выполнения измерений. Наполнение мензурки производится в несколько приемов (5–6), каждый раз хорошо взбалтывается содержимое сосуда, в котором находится проба осадка для анализа. Тщательное перемешивание и дробное наполнение мензурки необходимо для того, чтобы не допустить ошибки за счет быстрого осажде-ния песка, так как песок очень легко падает на дно.

Из мензурки осадок переносят в фарфоровую чашку вместимостью 1000 см³, туда добавляют водопроводную воду в объеме равном объему взятого осадка, причем част-ью воды несколько раз ополаскивают мензурку, чтобы смыть песок, иногда остаю-щийся на дне сосуда. Содержимое чашки перемешивают деревянной лопаточкой в течение 3 мин непрерывным круговым движением, после чего чашку оставляют в по-кое на 3–5 мин. Затем осадок с водой переливают во вторую фарфоровую чашку той же емкости. На дне первой чашки в центре остается осадок черного цвета состоящий, главным образом, из песка и некоторого количества органических примесей. Для уда-ления органических примесей в первую чашку наливают небольшое количество воды, осадок перемешивают, и верхний слой воды с легкой взвесью переносят во вторую чашку. Песок с оставшимся небольшим количеством воды пропускают через сито с отверстиями 0,5 мм в фарфоровую чашку емкостью 200 см³.

Фракции, прошедшие через сито, при помощи волосяной кисточки переносят в сосуд Лисенко объемом 1000 см³ для получения объемной характеристики песка.

Фракции, содержащиеся в сите, смывают водой в фарфоровую чашку и оставшийся на сите более крупный песок отмывают в чашке от посторонних включений, что выполняется довольно легко, благодаря различию плотностей, а отмытый песок также переносят в сосуд Лисенко. Разбавленный осадок, перелитый во вторую чашку, вновь перемешивают круговым движением в течение 3-х мин, затем отстаивают 3 мин, и жидкость сливают.

Обычно, после такой промывки на дне чашки выделяется очень небольшое количество мелкого песка. С вторично выделенным песком поступают также как и в первом случае, переносят в сосуд Лисенко, чтобы измерить объем.

После 20 мин отстаивания осадок уплотняют постукиванием о ладонь, а после кругового вращения сосуда вокруг его вертикальной оси и выравнивания поверхности осадка измеряют его объем. Отстоянный осадок из сосуда Лисенко переносят в фарфоровые чашки, сначала в одну, объемом 250 см³, в которой излишек воды осторожно выпаривают на электрической плитке, при этом осадок, окрашенный в черный цвет, приобретает сероватую окраску. Затем, после охлаждения и тщательного перемешивания осадок переносят в две (предварительно высушенные и взвешенные) чашки вместимостью 50 см³. Осадок сушат в сушильном шкафу при температуре 105–115 °С до постоянной массы, после последнего охлаждения и взвешивания, его прокаливают (в тех же чашках) в муфельной печи при 600 °С в течение 4 часов, охлаждают и вновь взвешивают.

Количество песка (%) пересчитывают на сухое вещество осадка по формуле:

$$x = \frac{a \cdot 100 \cdot 100}{Vc},$$

где a — полученная масса прокаленного песка, г; V — объем осадка, взятый на анализ первоначально, см³; c — масса сухого вещества осадка в 100 см³ осадка, г; 100 — переводной коэффициент в %; 100 — переводной коэффициент величины c на 1 см³.

Разница в величине содержания песка, полученного в двух измерениях, не должна превышать 1 %. За окончательный результат принимается среднее из двух значений.

Пр и м е р: $a = 0,6$ г, $V = 500$ см³, $c = 5$ г/100 см³ осадка.

$$x = \frac{0,6 \cdot 100 \cdot 100}{500 \cdot 5} = 2,4 \%$$

Результаты заносят в рабочий журнал.

Определение влажности и зольности сырого осадка и активного ила. После тщательного перемешивания осадок из первичных отстойников или иловую смесь (из аэротенков, возвратного ила) помещают в два (предварительно высушенных и взвешенных) тигля. Масса сырых навесок должна составлять не менее 50 г. Заподненные осадком тигли взвешивают. Затем осадок выпаривают на водяной или песчаной бане. После выпаривания тигли с осадком сушат в сушильном шкафу до постоянной массы при температуре 105–115 °С. После последнего охлаждения и взвешивания тигли переносят в муфельную печь, и прокаливают при 600–700 °С в течение 4 ч, после охлаждения взвешивают. Результаты измерений заносят в журнал и рассчитывают влажность и зольность осадка в каждом из двух тиглей. Разность между рассчитанными

значениями влажности и зольности в двух измерениях не должна превышать 1 %. За окончательный результат принимается среднее значение из двух измерений.

Пр и м е р. Запись результатов одного измерения в рабочем журнале:

Масса, г				
песка	песка с сырым осадком	песка с сухим осадком	песка с прожалеваемым осадком	сырой навески
25,0214	75,0200	26,9228	25,4607	50,0

$$\text{Влажность} = \frac{100 \cdot (75,0200 - 26,9228)}{75,0200 - 25,0214} = 96,2\%$$

$$\text{Зольность} = \frac{100 \cdot (25,4607 - 25,0214)}{26,9228 - 25,0214} = 23,1\%$$

1.1.3. Первичные отстойники. Сточные воды, освобожденные в песколовках от песка и крупных минеральных взвешенных частиц, направляются в первичные отстойники, которые предназначены для задержания гораздо более мелких взвесей. Отстаивание основано на способности грубодисперсных нерастворенных примесей оседать на дно отстойника под действием гравитационной силы и всплывать на его поверхность под действием архимедовой.

В зависимости от назначения отстойников, в технологической схеме очистных сооружений они подразделяются на первичные и вторичные. Первичными называются отстойники, входящие в состав сооружений механической очистки, а вторичными — отстойники, устраиваемые в составе сооружений биологической очистки для отделения активного ила от биологически очищенных сточных вод.

Обычно на сооружениях устанавливаются одинаковые конструкции первичных и вторичных отстойников, которые различаются, как правило, только объемом, поскольку у вторичных он предусматривается несколько большим, так как осадок, в виде уплотненного активного ила, более чувствителен к гидравлическим пертурбациям, чем сырой осадок. На сооружениях очистки сточных вод применяется в основном четыре типа отстойников: вертикальные, радиальные, горизонтальные и двухъярусные. Двухъярусные отстойники устанавливаются на очистных сооружениях небольшой производительности, они предназначены для гравитационного отстаивания нерастворимых примесей и сбраживания сырого осадка.

По направлению движения основного потока воды в отстойниках (рисунки 1.27–1.29) они делятся на два основных типа: горизонтальные (разновидностью горизонтальных являются радиальные отстойники) и вертикальные.

В горизонтальных отстойниках поток сточных вод подается и направляется горизонтально (рис. 1.27), в радиальных сточные воды по трубе снизу направляются вверх в центр отстойника и распределяются от центра к периферии также горизонтально (рис. 1.28), а в вертикальных — сточные воды подаются сверху вниз и поднимаются к водопереливу сложными вертикальными потоками (рис. 1.29).

Горизонтальный отстойник представляет собой прямоугольный железобетонный резервуар, состоящий из нескольких отделений. Количество отделений или отстойников рекомендуется не менее двух, чтобы был резерв при ремонте (Жуков и др., 1969)

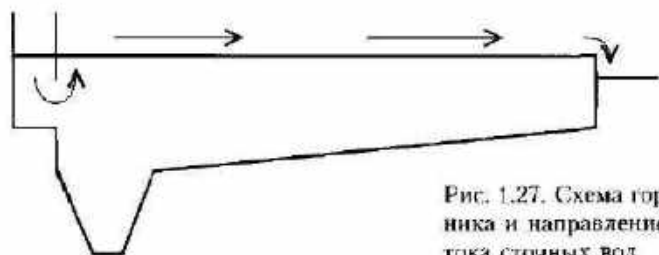


Рис. 1.27. Схема горизонтального отстойника и направление движения в нем потока сточных вод

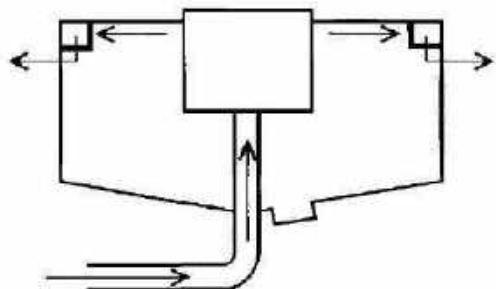


Рис. 1.28. Схема радиального отстойника и направление движения в нем потока сточных вод

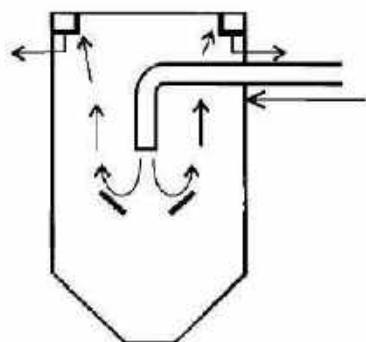


Рис. 1.29. Схема вертикального отстойника и изменение направления движения сточных вод с нисходящего на восходящее

и возможность поочередного использования при снижении нагрузок.

Горизонтальные отстойники широко распространены на очистных сооружениях различной производительности, их рекомендуется применять для осветления сточных вод объемом свыше 15 тыс. м³/сут. (Жуков и др., 1969) и они хорошо зарекомендовали себя на сооружениях большой производительности. Например, на очистных сооружениях г. Челябинска горизонтальные отстойники применяются для осветления сточных вод, а также для разделения ила и очищенных сточных вод объемом 640 тыс. м³/сут.

В горизонтальный отстойник сточные воды по подводящему лотку поступают в торцевую часть через ряд отверстий, окна и т.п. Для гашения скорости потока и равномерного его распределения на впуске в отстойнике устанавливается распределительное устройство или жестко закрепленная доска, которая обычно располагается над первым приемком. Иногда дополнительно с той же целью используются решетчатые щиты (см. рис. 1.24), которые располагаются сразу за погруженной доской. Затем вода поступает в отстойную часть и перемещается с очень малой скоростью (необходимо, чтобы поддерживались скорости горизонтального движения ниже скоростей гравитационного отстаивания), затем отводится через выпускной водослив в сборный лоток у противоположной торцевой стенки отстойника. В начале горизонтального отстойника, где выпадает большее количество осадка, размещают один или несколько приемков, объем которых зависит от конструкции отстойников и способов

удаления ила. Приемки могут быть расположены в начале и конце отстойника, а осевшие частицы сгребаются в них с помощью скребков, совершающих поступательные движения от одного приемка к другому. Применяются скребковые механизмы разных типов: цепные (рис. 1.30), тележечные.

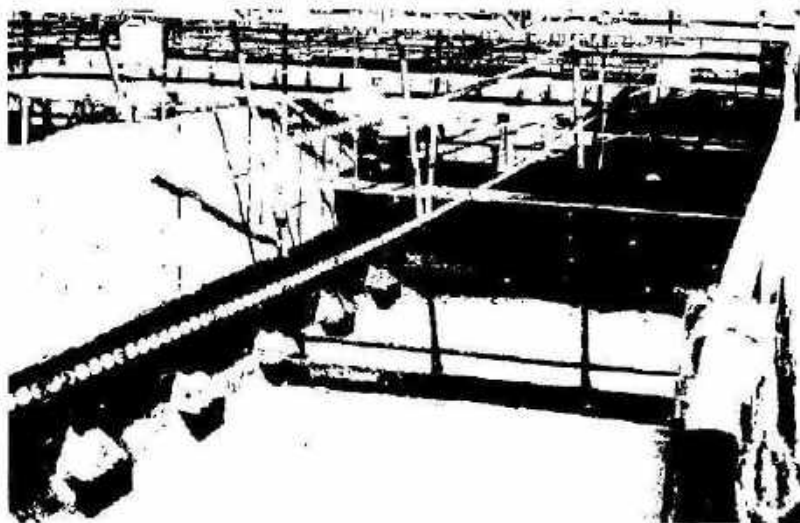


Рис. 1.30. Скребок в горизонтальном отстойнике с цепным механизмом

Плавающие вещества собираются скребковым механизмом при обратном ходе и удаляются через поворотную трубу с щелевидными прорезями или верхний ряд скребков выступает над поверхностью воды, сгребая всплывшие частицы к специальному желобу, расположенному перед выпускным водосливом, и оттуда в колодцы илопровода.

Сырой осадок, как правило, хорошо переносит анаэробные условия (в отличие от активного ила во вторичных отстойниках), поэтому непрерывная работа скребков и отгрузка осадка не требуется. Скребки в первичных отстойниках включают периодически за 1–1,5 ч до выгрузки осадка, а выключают перед началом выгрузки. Осадок периодически (2–3 раза в сутки) откачивают. Диаметр иловых труб по расчету — не менее 200 мм. Осадок удаляется погружными насосами, гидроэлеваторами и эрлифтами. Объем иловой части отстойников принимают равным двухсуточному объему выпадающего осадка (при механизированном удалении осадка объем иловой части можно принимать равным восьмичасовому объему выпадающего осадка).

Отношение длины отстойника к его ширине равно от 3 : 1 до 5 : 1 при глубине слоя жидкости от 2,0 до 2,5 м. Днище отстойника слегка наклонено к иловому приемку, уклон зависит от типа скребкового устройства и не должен быть менее 0,01.

Горизонтальные отстойники относятся к наиболее эффективным конструкциям, так как в них создаются очень благоприятные гидродинамические условия для осаждения взвешенных веществ (Медведев, 1982). Удовлетворительно работающие горизонтальные отстойники задерживают до 60 % нерастворимых примесей. Кроме того, прямоугольные конструкции этих отстойников занимают меньшую площадь, чем круглые. Но у горизонтальных отстойников есть ряд недостатков: высокая стоимость

монтажа; скребковый механизм имеет несколько опор и много движущихся частей, что приводит к поломке (наиболее уязвимы цепи); малая длина водослива, что создает гидравлические перегрузки в торцовых частях отстойника. По этой причине для горизонтальных отстойников очень важна равномерность впуска и выпуска сточных вод. Впуск сточных вод иногда сложно отрегулировать, так как погруженная доска жестко крепится. Иногда она закреплена слишком низко, в результате чего поступающие сточные воды направляются резко вниз к прямку и вымывают из него осадок. В этом случае доску следует поднять и закрепить на нужной высоте. В отстойной части поток сточных вод должен направляться по центру отстойника, в случае его отклонения также требуется регулировка положения погруженной доски или установка решетчатых щитов.

Кромка водослива сборного лотка горизонтального отстойника должна быть установлена строго горизонтально. Отклонение отметок гребня водослива от горизонтали допускается не более ± 1 мм. Это требование относится и к круглым отстойникам по всему периметру перелива (Эль и др., 1977) и на первый взгляд кажется чрезмерно жестким, однако оно обусловлено необходимостью соблюдения горизонтальности потоков для эффективного гравитационного отстаивания взвешенных частиц.

Снижение гидравлической нагрузки на водосливах влияет на структуру потока воды в отстойниках и на вынос взвешенных веществ из них. Поэтому поперек отстойника помещается несколько двусторонних переливов (рис. 1.31) или увеличивается длина сборного лотка и водослива вдоль боковых стен отстойника (рис. 1.32).

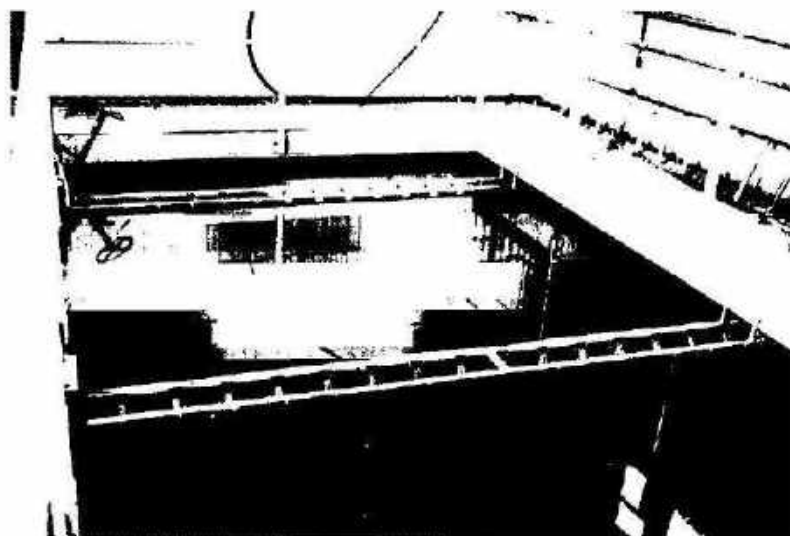


Рис. 1.31. Двусторонние водосливы, установленные перпендикулярно направлению движения сточных вод в горизонтальном отстойнике. Очистные сооружения г. Рузвик, Швеция

Объемы горизонтальных отстойников используются не полностью за счет того, что скребки не доходят до торцовых стен, что способствует также образованию зон залежей осадка и его всплыванию за счет брожения в первичных отстойниках или загнивания ила во вторичных. Лучшее решение этой проблемы — устройство преаэрации на входе в горизонтальный отстойник (рис. 1.33), что позволит ликвидировать залежи

осадка и улучшить агломерацию взвешенных частиц, поступающих в отстойник.



Рис. 1.32. Увеличенная длина лотка для сбора сточных вод и водослива вдоль боковых стен горизонтального отстойника. Очистные сооружения г. Подольска



Рис. 1.33. Преаэрация сточных вод в горизонтальном отстойнике на очистных сооружениях г. Подольска

Ликвидировать залежи, образующиеся на выходе из отстойника в углах и вдоль боковых стен отстойников, куда не достают скребки, можно только вручную при помощи шеста с металлической метелкой.

Вертикальный отстойник представляет собой цилиндрический железобетонный резервуар (реже квадратный четырехконусный) с конусным или пирамидальным дном. В зависимости от конструкции впускного устройства вертикальные отстойники подразделяются на два типа: с центральным и периферийным впуском воды.

Наиболее распространены отстойники с центральным впуском и нисходяще-восходящим движением воды.

Сточная вода поступает сверху вниз через центральную вертикальную трубу с раструбом в нижней части. Под вертикальной трубой расположен отражательный щит, который изменяет направление движения воды с вертикального нисходящего на вертикальное восходящее, при этом происходит интенсивное выпадение в осадок диспергированных частиц в отстойной части.

Восходящий поток сточных вод переливается через водопереливную кромку в периферийный лоток для сбора осветленной воды. Выпавшая взвесь, накапливающаяся в отстойной части, периодически выпускается по илопроводу. Перегородка, расположенная перед отводным лотком (гребни), препятствует попаданию в удаляемый поток отбросов, всплывающих на поверхность первичного отстойника.

Эти отбросы собираются с поверхности, как правило, вручную совком, скребком, черпаком с дырчатым дном и т.п., а затем удаляются через специальный бункер в колодец, находящийся вне сооружения. Вертикальные отстойники являются сооружениями большой глубины (до 9 м), поэтому, если уровень грунтовых вод расположен высоко, эти конструкции не применяются. Они устанавливаются в основном на небольших очистных сооружениях, так как при превышении объема очищаемых сточных вод более 10000 м³/сут их применять не рекомендуется (Жуков и др., 1969).

На небольших сооружениях вертикальные отстойники проектировали и строили многочисленные организации, поэтому они очень разнообразны по конструктивным решениям, и трудно дать общие рекомендации по эксплуатации каждой модификации.

Вертикальные отстойники проще по конструкции и в эксплуатации, чем горизонтальные (правда, требуют много ручного труда). Однако эффект осветления воды в них на 25–30 % ниже, чем в горизонтальных и на 10–15 % ниже, чем в радиальных. При удовлетворительной работе вертикальных отстойников удаляется не более 40 % взвешенных веществ. У вертикальных отстойников более низкая стоимость монтажа и эксплуатации, чем у горизонтальных. Длина водослива по периметру вертикальных отстойников достаточно велика, что позволяет свести к минимуму скорость движения воды у водослива и уменьшить вынос взвешенных веществ. К их недостаткам относятся: большая глубина, что удорожает стоимость строительства в слабых грунтах; плохое сползание осадка к центру дна отстойника, что приводит к его плохому уплотнению, брожению и низкой дозе возвратного ила.

Для предотвращения плохого сползания осадка к центру дна при проектировании и строительстве должен быть обеспечен уклон к горизонту нижней части отстойника не менее 50°, проведено тщательное сглаживание внутренней поверхности стен отстойника. Нижнюю часть отстойника лучше выполнять конической, а не пирамидальной формы, так как последняя способствует накоплению осадка в углах и его брожению. Но даже при выполнении этих условий плохое сползание осадка на дно вертикального отстойника — наиболее распространенная причина сложности их эксплуатации. Задерживающийся на стенках осадок начинает бродить, выделять газ, что приводит к его всплыванию на поверхность отстойника и избыточному выносу взвешенных веществ.

Очень часто на поверхности вертикальных отстойников образуется корка из масел, жировых веществ и крупных фракций осадка. Образованию такой корки способствуют плавающие отбросы (бумага, тряпки, мусор). Корка должна собираться в жиросборник.

Если бункер для сбора плавающих веществ в отстойнике не установлен, его следует изготовить и присоединить трубой, к илосоводу. На трубе установить задвижку, которая периодически, по мере накопления плавающих отбросов, открывается и плавающий мусор, осадок, корка стоняются вручную скребком в бункер, после чего задвижка закрывается.

Для уменьшения выноса с коркой взвешенных веществ отстойники оборудуются деревянными щитами (полутопругенными досками), которые устанавливаются на расстоянии 0,3–0,5 м от водосборных лотков. Низ щитов опускается в воду на 0,25–0,3 м и выступает над ее поверхностью на 0,2–0,3 м (Жуков и др., 1969).

Плохо сползающий осадок со стен отстойника к днищу стаскивается вручную скребком. Скребок специально кустарно изготавливается, длина его шеста должна быть чуть больше глубины отстойника. Поскольку шест скребка может достигать 7–9 и более метров, скребок, как правило, очень тяжелый и его трудно доставать из отстойника, поэтому лучше скребок утяжелить грузом и оставлять в отстойнике постоянно. Процедуру стаскивания скребком осадка со стен отстойника необходимо проводить каждые 8–12 часов (один раз в рабочую смену). После стаскивания осадка включается в работу гидроэлеватор и осадок откачивается на утилизацию.

На эффективность работы вертикальных отстойников оказывает существенное влияние оптимальное заглубление трубы, через которую подаются в отстойник сточные воды, и положение щита, который не только меняет направление потока сточных вод с нисходящего на восходящее, но также, ограничивая пространство между трубой и щитом, регулирует скорость распределения сточных вод. Величина щели между нижней кромкой центральной трубы и поверхностью отражательного щита выбирается проектировщиками из СНиПа (в технической литературе рекомендуемые величины значительно разнятся) в процессе монтажа. Отражательные щиты могут быть установлены не на нужной глубине, а величина щели выбрана произвольно. При эксплуатации вертикальных отстойников, если наблюдается постоянный избыточный вынос взвешенных веществ, необходимо экспериментально подобрать длину центральной трубы и положение отражательного щита.

Центровка трубы и отражательного щита проводится по экспериментальным данным эффективности работы отстойников при разном заглублении водоподающей трубы и положении отражательного щита.

Радиальный отстойник представляет собой цилиндрический железобетонный резервуар большого диаметра (от 16 до 60 м) и глубиной 0,1–0,15 диаметра. Сточные воды подаются по трубопроводу или лотку в вертикальную центральную трубу снизу вверх, из которой выливаются в отстойную часть через распределительное устройство — цилиндрический полупогруженный отражательный щит (рис. 1.34). Осветленные сточные воды сливаются через круговой водослив, установленный по окружности отстойника, в сборный лоток. Перед водосливом устраивается полупогруженная кольцевая стенка (гребни), удерживающая всплывающие вещества, которые отводятся

из отстойника по специальной трубе. Дну отстойника придают уклон к иловому приямку 0,1–0,5. Это больший уклон к горизонту, чем рекомендован в СНиПе 2.04.03-85 для радиальных отстойников (0,005–0,05), но его увеличение позволяет избежать затруднений в процессе сгребания сырого осадка с дна отстойника к приямку. Осадок из приямка удаляют эрлифтами, гидроэлеваторами или погружными насосами. Отстойник оборудован вращающейся фермой со скребками для сбора осадка. К ферме крепится скребок для сбора плавающих веществ, и отстойник оборудуется жиросборником (рис. 1.35). Ферма бывает одно-, двух- и четырехкрылой. Радиальные отстойники применяют при производительности очистных сооружений более 20 тыс. м³/сут. Скребковый механизм с центральным приводом, опирающийся на одну опору в центре, имеет меньше движущихся частей, чем цепные скребковые механизмы горизонтальных отстойников, поэтому он реже выходит из строя. Радиальные отстойники обеспечивают 50 %-ное удаление взвешенных веществ и не имеют перечисленных недостатков горизонтальных и вертикальных отстойников. В типовых проектах диаметр радиальных отстойников составляет 18, 24, 28, 30, 33, 40, 50 и 54 метра.

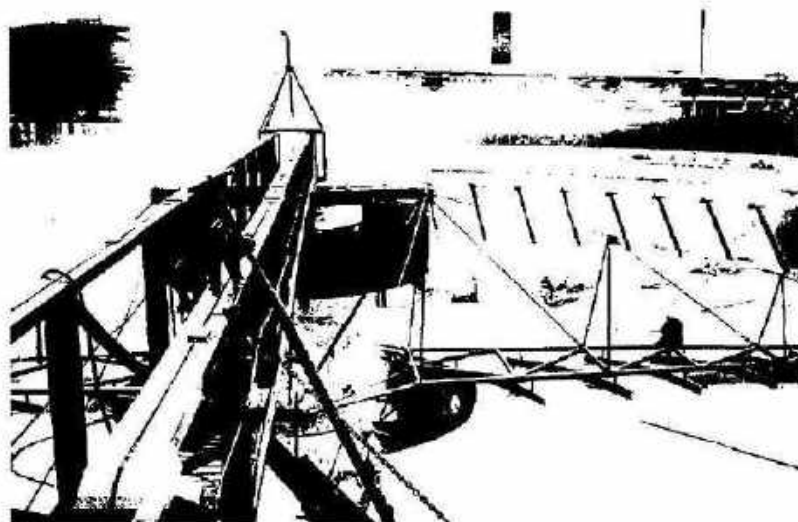


Рис. 1.34. Первичный отстойник радиального типа

Радиальные отстойники менее чувствительны к гидравлическим перегрузкам, но при их эксплуатации также следует учитывать некоторые особенности, предотвращающие избыточный вынос взвешенных веществ за счет возникающих в отстойниках дополнительных гидравлических потоков.

Большое значение для радиальных отстойников имеет глубина погружения цилиндрического распределительного щита. При избыточном заглублении кожуха щита происходит взмучивание осевшего на дне осадка потоками поступающих сточных вод, при недостаточном — развиваются повышенные скорости у входящих в отстойник потоков, что также приводит к избыточному выносу взвешенных веществ из отстойника. В таких случаях требуется наращивание кожуха или изменение высоты его положения. Опыт сооружений, где такие работы проводились, показывает, что, если оптимальное положение цилиндрического распределительного щита устанавливать

экспериментально, до получения результата минимального взмучивания сырого осадка потоками поступающих сточных вод, то изменение положения щита может составлять метр и более. Это свидетельствует о том, что при монтаже сооружений положение распределительного щита экспериментально не оптимизируется. Подводная кромка щита должна быть установлена строго горизонтально. В новых конструкциях радиальных отстойников предусматривается периферийный впуск сточных вод по трубам в стенках, что позволяет исключить центральную подачу воды по одной трубе.

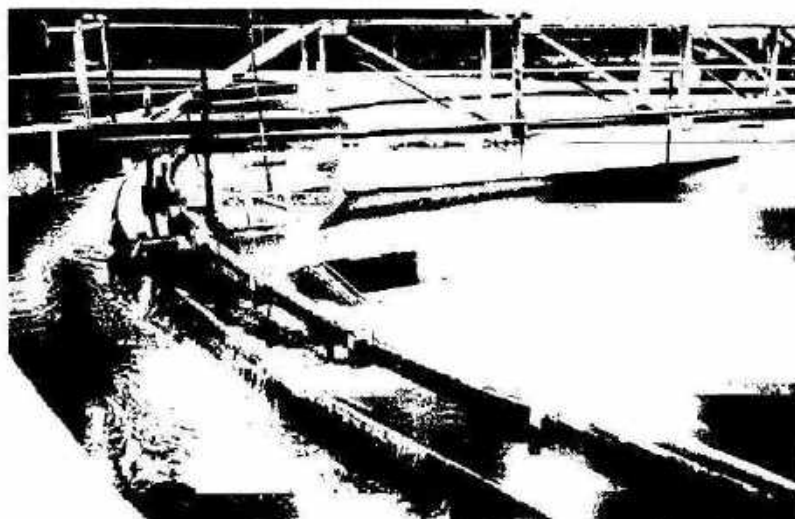


Рис. 1.35. Поверхностный скребок, прикрепленный к ферме илоскребок и жиросборник. Люберецкая станция аэрации

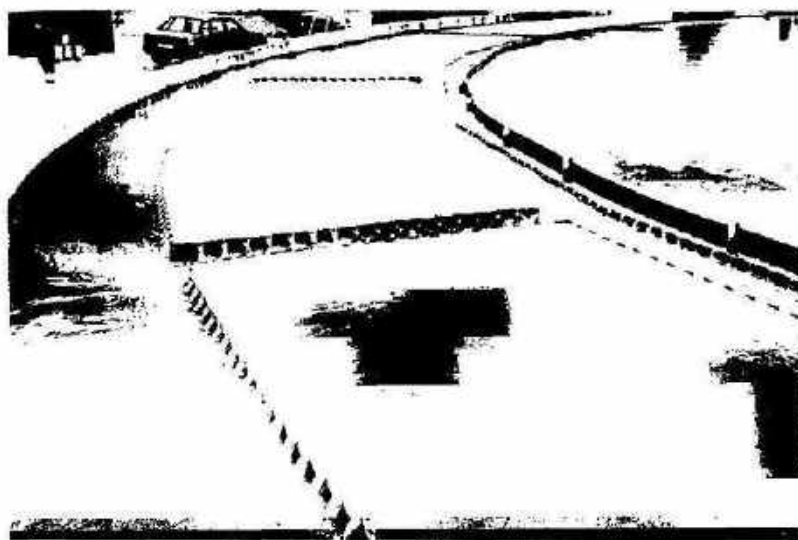


Рис. 1.36. Дополнительные выпускные лотки прямоугольного сечения в первичных радиальных отстойниках Новолюберецкой станции аэрации

Радиальные отстойники имеют в сравнении с другими типами отстойников самую большую длину водоперелива, которая с увеличением диаметра отстойника возрастает. Наиболее рациональный диаметр радиальных отстойников 30–40 м, так как при их строительстве минимизируются затраты (за счет применяемого большого размера сокращается число отстойников), а при эксплуатации не возникает проблем, связанных с большой поверхностью (водосборная площадь во время осадков и ветровые течения). При необходимости сократить число применяемых отстойников (для удешевления стоимости строительства) или при перегрузке уже работающих отстойников требуется проведение мероприятий по сокращению гидравлической нагрузки на водослив. Для этого устраивается не один кольцевой периферийный лоток, а два или лоток с двухсторонним переливом осветленных вод. При очень больших нагрузках устанавливают пристенные и выносные лотки, связанные между собой радиальными желобами (рис. 1.36).

Выносные лотки прямоугольного сечения, изображенные на рис. 1.36, размером 0,4 м на 0,35 м установлены в радиальных первичных отстойниках диаметром 40 м, имеют водослив с двух сторон, их установка позволила увеличить длину водослива с 120 до 382 метров.

Такие выносные лотки крепятся на подкосных рамах к стенкам, а поверхностный скребок и жиросборник в результате смещается к центру отстойника. Эффективность изъятия взвешенных веществ после установки выносных лотков возросла на Новолюберецкой станции с 50 до 70 % (Дайнеко, Ершов, 1998).

Скребокковые устройства в радиальных отстойниках имеют ряд недостатков. Скребки быстро изнашиваются за счет неподвижного крепления и сильного трения о днище (нормальное расположение скребков не более 30–40 мм от очищаемой поверхности).

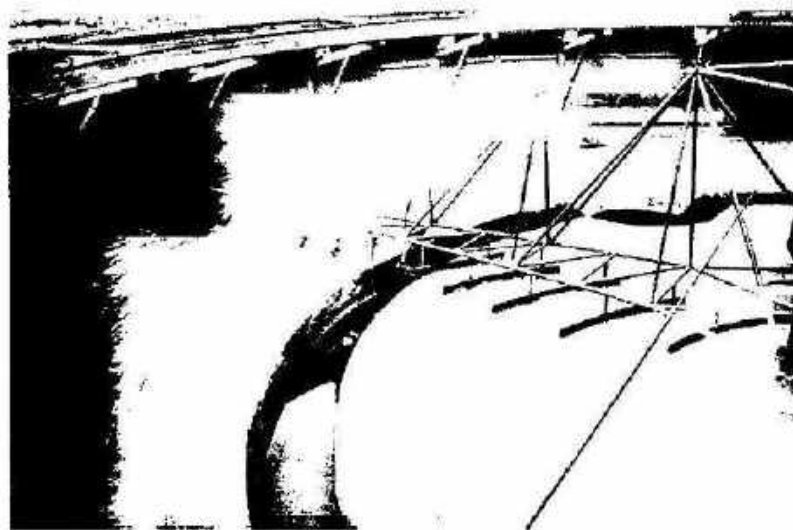


Рис. 1.37. Реконструированный радиальный отстойник: спиральное скребокковое устройство, кольцевой лоток с двумя прямыми (один прямой виден за илоскребом) и выносными лотками, закрепленными треугольными подкосными рамами. Новолюберецкая станция аэрации

Крыло скребкового устройства, из-за невозможности развернуть скребки у края, сильно укорочено и не достигает стенки, в результате периферическая зона отстойника не очищается от скопившегося сырого осадка, который переуплотняется, бродит и поднимается на поверхность отстойника.

Перечисленные недостатки учтены при изготовлении спирального скребкового устройства (рис. 1.37), к которому шарнирно присоединены скребки, легко меняющие свое положение и потому более устойчивые к поломкам. Крыло илоскреба находится в непосредственной близости от стенки отстойника и периферийная зона хорошо очищается. На Новолоберещкой станции аэрации применение спирального скребкового устройства было дополнено реконструкцией днища отстойника. Вместо традиционно располагаемого центрального приемка (см. рис. 1.34), по центру радиуса днища отстойника устроен кольцевой лоток с двумя приемками, расположенными с противоположных сторон в лотке, дно выполнено с уклоном 0,1 к кольцевому лотку.

Типовые конструкции радиальных отстойников предусматривают перемещение фермы илоскребов с помощью чугунного колеса по рельсовому пути, проложенному по борту отстойника (рис. 1.38).

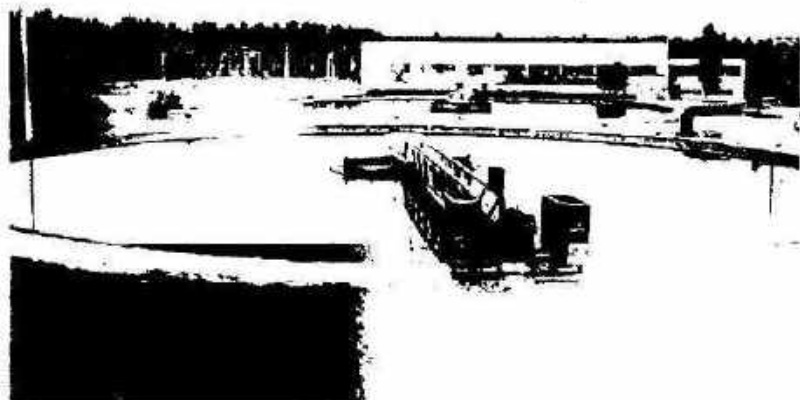


Рис. 1.38. Перемещение тележки илоскребов по рельсовому пути, проложенному по борту отстойника. Очистные сооружения г. Липецка

Эксплуатация такой конструкции элементов вращения фермы илоскребов очень сложная. Рельсовый путь тележки должен быть отрихтован, но и в этом случае вибрация сохраняется; на стыках рельсов от постоянных ударов разрушаются сварные швы и стены отстойников; механизм часто выходит из строя; зимой рельсы промерзают и т.п. Для улучшения вращения фермы илоскребов на многих сооружениях на обод колеса наплавляется резина (рис. 1.39) или чугунные колеса заменяются резиновыми пневмоколесами, а рельсы с борта отстойника снимаются. На Новолоберещкой станции аэрации было предложено заменить колеса бескамерной конструкцией со специальным наполнителем (Дайнеко, Ершов, 1998), что позволило предотвратить частые остановки в работе илоскребов по причине разрыва пневмоколес (рис. 1.40).

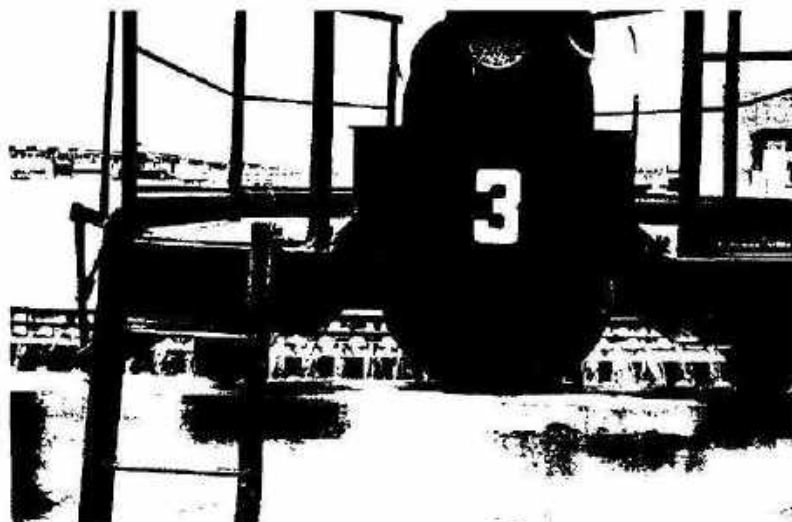


Рис. 1.39. Резина, наплавленная на обод чугунного колеса для смягчения движения по борту отстойника

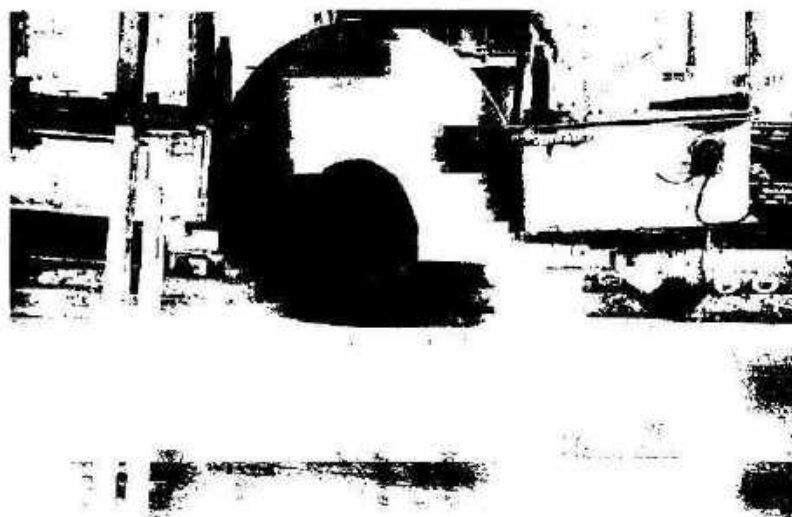


Рис. 1.40. Бескамерное колесо с цельволитым резиновым покрытием и специальным наполнителем обеспечивает движение тележки илоскреба. Новолуберская станция аэрации

В зимний период борт отстойника покрывается снегом и промерзает, что нарушает плавное вращение фермы. Для постоянного сметания снега с борта отстойника к ферме перед колесом крепится резиновый скребок (рис. 1.41), который опускается в рабочее положение в период снегопадов.

Вращающаяся ферма в отстойнике приобретает большую устойчивость и плавность движения, если по борту отстойника она передвигается с помощью не одного (как обычно), а двух колес, установленных друг за другом (по ходу движения) или, что еще лучше для балансировки, двух колес, установленных параллельно, на торцевой части фермы илоскребов.

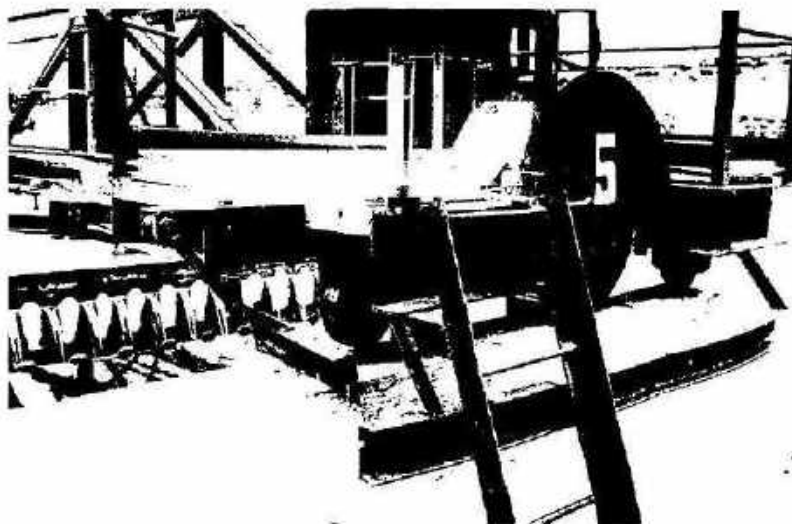


Рис. 1.41. Скребок для уборки снега, закрепленный на вращающейся ферме радиального отстойника. Очистные сооружения г. Риги

Устройство для сбора плавающих веществ с поверхности отстойников (жироборник), как правило, входит в комплекс фермы илоскреба и выполняет очень важную технологическую функцию, поскольку (как будет подробно рассмотрено во второй главе) для удаления нефтепродуктов механический способ сбора остается наиболее эффективным в процессе биологической очистки. Однако в настоящее время эксплуатируется масса технически несовершенных конструкций, у которых непредусмотрено удаление собранных жиров, нефтепродуктов, плавающих веществ, или применяется плохая система их сбора.



Рис. 1.42. Устройство для сбора плавающих веществ с поверхности радиального отстойника сильно заглублен под уровень воды

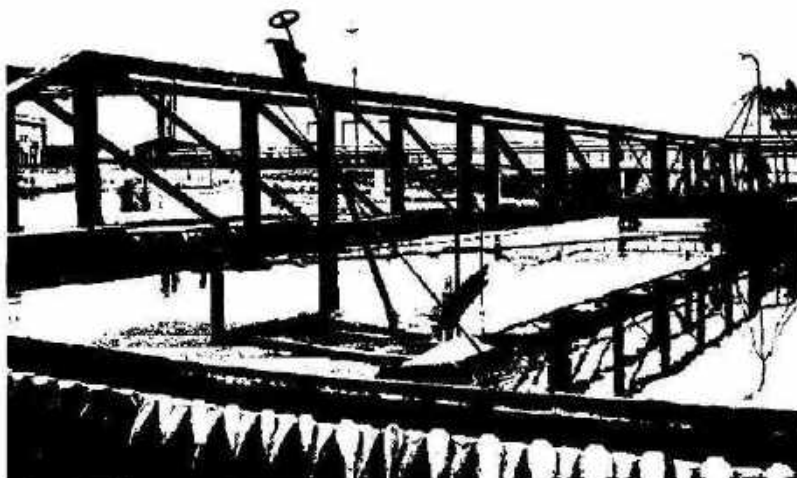


Рис. 1.43. Правильно установленный скребок для сбора плавающих веществ с поверхности отстойника

При эксплуатации притапливающегося бункера необходимо следить за тем, чтобы он был правильно установлен и систематически регулировался. Установлен он должен быть так, чтобы в крайнем верхнем положении его переливное ребро было на 50 мм выше уровня сточных вод в отстойнике, а в крайнем нижнем — на 50 мм ниже. В этом случае при наезде на бункер поверхностного скребка (как правило, доски, прикрепленной под углом к оси фермы илюскреба), он затапливается на оптимальную глубину, что позволяет плавающим веществам поступить в бункер без потерь и большого количества воды, после чего они сбрасываются в колодец.

Поверхностный скребок для сбора плавающих веществ не следует погружать полностью под поверхность воды в отстойнике (рис. 1.42), так как, не выступая над водой, он не будет эффективно сгребать к бункеру пленку жиров и нефтепродуктов. Правильно установленный жиросборник и поверхностный скребок, закрепленный на нужной высоте на ферме, показан на рис. 1.43, на котором четко выделяется зона за скребком, очищенная от жиров и нефтепродуктов.

1.1.3.1. Анализируемые показатели и оценка эффективности работы отстойников. Первичные отстойники выполняют следующие функции:

- осаждение взвешенных (40–70 %), плавающих (нефтепродукты, жиры) и частично органических (15–40 % по БПК₅) веществ, присутствующих в сточных водах;
- уплотнение осадка;
- временное хранение осадка.

Функция осаждения взвешенных и улавливания плавающих веществ является также защитной функцией для активного ила от воздействия на него опасных токсикантов и инертных к биохимическому окислению веществ. При нарушении процессов осаждения нерастворимых примесей и улавливания плавающих веществ происходит повышение нагрузки на активный ил, увеличивается прирост и усиливается его стрессирование присутствующими в сточных водах токсикантами.

При нарушении второй функции первичных отстойников увеличивается влаж-

ность сырого осадка и затрудняется его обработка, а при нарушении третьей — осадок переуплотняется, наблюдается его брожение и всплывание на поверхность отстойника. Во всех трех случаях ухудшается качество осветления, повышается вынос взвешенных веществ и снижается эффективность биологической очистки сточных вод.

Эффективность работы отстойников оценивается по содержанию взвешенных, оседающих веществ и нефтепродуктов в поступающих в отстойник и осветленных водах, влажности и зольности осадка. Кроме того, вместе с частицами примесей первичные отстойники изымают, как уже отмечалось, органические вещества.

Эффективность удаления взвешенных веществ зависит от:

начальной концентрации, крупности или дисперсности частиц, их склонности к агломерации (склеиванию и укрупнению) в процессе отстаивания;

продолжительности отстаивания;

площади отстаивания (при этом очень небольшое влияние на скорость отстаивания взвешенных частиц оказывает глубина отстойника);

наличие гидравлических потоков;

температуры очищаемой воды.

Эффект задержания первичными отстойниками взвешенных веществ (\mathcal{E} , %) рассчитывается по формуле:

$$\mathcal{E}_{\text{зад.вещ}} = \frac{V_{\text{пост}} - V_{\text{осветл.}}}{V_{\text{пост}}} \cdot 100 \%, \quad (1.7)$$

где $V_{\text{пост}}$ — первоначальное содержание взвешенных веществ в поступающих на очистку сточных водах, мг/дм³; $V_{\text{осветл.}}$ — содержание взвешенных веществ в осветленных водах, мг/дм³.

Точность выводов можно повысить при условии, что расчеты делаются на основании измерений, проведенных за достаточно большой промежуток времени, — не менее одного месяца, чтобы сильные отклонения от средних характеристик сглаживались при усреднении. Однако не менее важно рассчитать эффективность работы отстойников при их максимальной нагрузке, установив ее за какой-то промежуток времени, чтобы иметь возможность оценить амплитуду колебаний поступающих на очистку концентраций загрязняющих веществ и объемов сточных вод.

Чем выше концентрация взвешенных веществ в сточных водах, поступающих в первичные отстойники, тем лучше они изымаются в процессе отстаивания. Эффективность осветления зависит от состава сточных вод, точнее от присутствия в них веществ, склонных к оседанию, что непосредственно зависит от гидравлической крупности частиц, присутствующих в сточных водах, и может изменяться как по часам суток, так и в определенные периоды в разных сточных водах. В городских неочищенных сточных водах количество оседающих веществ в течение суток значительно колеблется, увеличение или снижение может достигать до 2–3 раз. При возрастании гидравлической нагрузки процент задержания оседающих и взвешенных веществ снижается; если нагрузка сохраняет стабильные значения, то чем меньше оседающих веществ присутствует в неочищенных сточных водах, тем хуже их осаждение в отстойниках. Если городские сточные воды содержат большое количество растворенных органических веществ, то снижение БПК составит 15–20 %, тогда как отстаивание производственных сточных вод (при содержании в них большого количества

осаждаемых примесей, например металлов во взвешенной форме) может увеличить снижение БПК до 40–60 %. Поэтому контроль осветления сточных вод осуществляется с учетом соотношения между содержанием растворенных органических веществ (БПК) и взвешенных веществ в поступающих в первичные отстойники и осветленных водах.

Скорость осаждения взвеси и степень осветления воды зависят от способности отдельных частиц к агломерации (коагулированию, укрупнению). Основная масса грубодисперсных примесей выпадает в осадок в течение 1–1,5 ч, поэтому продолжительность отстаивания назначают в зависимости от последующей обработки сточных вод. Так, из первичных отстойников, размещаемых перед аэротенками и биофильтрами, не должно выноситься взвешенных веществ более 150 мг/дм³ при продолжительности отстаивания 1,5 часа. В зависимости от содержания взвешенных веществ в неочищенных сточных водах рассчитывается продолжительность отстаивания от 1 до 2 ч с обеспечением требуемого эффекта осветления от 20 до 70 %.

При увеличении времени отстаивания до 2 ч, эффект осаждения взвешенных веществ увеличивается на 5–10 %. Дальнейшее отстаивание (свыше 2 ч) не даст улучшения процесса осветления, что следует учитывать при решении вопроса об увеличении количества первичных отстойников на действующих сооружениях.

Время пребывания сточных вод в отстойниках (t , ч) рассчитывается по формуле:

$$t = \frac{W}{q}, \quad (18)$$

где W — объем зоны отстаивания одного отстойника (или сумма объемов зон отстаивания всех работающих отстойников), м³; q — часовой расход сточных вод на один отстойник (или на все работающие), м³/ч.

При расчете объема зоны отстаивания необходимо учесть вычитание объемов, не участвующих в осветлении: зона приямка, зона нейтрального слоя (для первичных отстойников по СНиП 2.04.03-85 зона нейтрального слоя 0,3 м выше дна, для вторичных — 0,3 м плюс глубина слоя ила 0,3–0,5 м).

В радиальных отстойниках большой объем занимает впускное и распределительное устройство, что должно быть учтено как в расчетах площади, так и объема отстойника.

Объем зоны отстаивания рассчитывается по формуле:

$$W = F H, \quad (19)$$

где F — площадь свободной поверхности отстойника, м²; H — рабочая глубина отстойника, м.

Для горизонтальных отстойников:

$$F = B L,$$

где L — длина отстойника, м; B — ширина отстойника, м.

Для круглых отстойников радиуса R :

$$F = \pi R^2.$$

Необходимо так отрегулировать работу первичных отстойников, чтобы избежать как перегрузки аэротенков по содержанию загрязняющих веществ, так и их нелогрузки, т.е. не допустить «голодания» активного ила. Оптимальный вынос взвешенных

веществ из первичных отстойников составляет приблизительно 130–150 мг/дм³; если он уменьшается, то в аэротенках активный ил будет испытывать недостаток питательных веществ, а если снижается до 60–80 мг/дм³, то ил будет «голодать». Для предупреждения этого необходимо часть отстойников отключать. Задержание взвешенных веществ в первичных отстойниках происходит более эффективно при повышении температуры. Поэтому в зимний период эффективность первичного отстаивания снижается на 20 %. При температуре очищаемых сточных вод 4–4,4 °С (в случае отсутствия горячего водоснабжения города или поселка) время первичного отстаивания следует увеличивать на 40 %. Отрицательно сказываются на работе первичных отстойников резкие перепады температуры.

На избыточное удаление питательных органических веществ из сточных вод в первичных отстойниках сильно влияет присутствие взвешенных форм тяжелых металлов, которые играют роль активных коагулянтов, в то время как наличие большого количества поверхностно-активных веществ, а также некоторых красителей в сточных водах, ухудшает процесс первичного отстаивания. При решении вопроса о «голодании» активного ила необходимо проконтролировать потери при прокаливании взвешенных веществ в осветленных водах. Если содержание взвешенных веществ небольшое, а потери при прокаливании велики (50–70 %), то активный ил не будет испытывать «голодания», а если при том же низком содержании взвешенных веществ в осветленных водах еще и потери при прокаливании небольшие, значит загрязнение, в основном, в минеральной форме и отключение части первичных отстойников или подкормки ила обязательны.

Недостаточное время первичного отстаивания при гидравлических перегрузках вызывает увеличение прироста активного ила, что повышает объем утилизируемого ила, увеличивает влажность избыточного ила до 99 %. Кроме того, необходимыми условиями эффективной работы отстойников являются: оптимальная гидравлическая нагрузка, равномерное распределение сточных вод между отдельными отстойниками, регулярное и своевременное удаление осадка.

Гидравлическая нагрузка оказывает наиболее сильное влияние на эффективность отстаивания взвешенных частиц и влияет на степень изъятия органических загрязняющих веществ из сточных вод (при ее повышении процент снижения БПК уменьшается, создаются условия, препятствующие уплотнению осадка, повышается мутность осветленных вод).

При низких гидравлических нагрузках осевшая в первичных отстойниках взвесь избыточно уплотняется, что затрудняет работу илососов или скребковых механизмов.

Обычно рассчитывается так называемая «поверхностная» гидравлическая нагрузка, на единицу свободной площади поверхности отстойника, поскольку площадь отстойника сильно влияет на процесс гравитационного отстаивания взвешенных частиц, глубиной отстойника в этих расчетах пренебрегают, так как она, как уже было сказано, незначительно влияет на осаждение.

Часовой расход сточных вод на все отстойники (q , м³/ч) рассчитывается по формуле:

$$q = \frac{Q}{m_n}, \quad (1.10)$$

где Q — приток сточных вод на все отстойники за месяц, м^3 ; m — число часов в месяце.

Расчетное время пребывания сточных вод в отстойниках должно соответствовать проектному, которое, как правило, составляет 1,5–2,5 часа.

Осадок в отстойнике при этом находится 8–12 часов.

Гидравлическая нагрузка на отстойник [N , $\text{м}^3/(\text{м}^2 \cdot \text{ч})$], определяется по формуле:

$$N = \frac{q}{F}, \quad (1.11)$$

где q — часовой или максимальный часовой приток сточных вод на один отстойник (или все работающие), $\text{м}^3/\text{ч}$; F — площадь отстойника, м^2 .

Пример. Объем зоны отстаивания в одном отстойнике $W = 4580 \text{ м}^3$ (всего действуют два отстойника); часовой приток сточных вод $q = 3965 \text{ м}^3/\text{ч}$; радиус отстойника $R = 10,6 \text{ м}$. Время пребывания сточных вод в отстойнике составит:

$$t = \frac{W}{q} = \frac{2 \cdot 4580 \text{ м}^3}{3965 \text{ м}^3/\text{ч}} = 2,3 \text{ ч},$$

а гидравлическая нагрузка в расчете на два отстойника:

$$N = \frac{q}{F} = \frac{3965 \text{ м}^3/\text{ч}}{2 \cdot \pi R^2} = \frac{3965}{2 \cdot (3,14 \cdot 10,6^2)} = 5,6 \text{ м}^3/(\text{м}^2 \cdot \text{ч}) \text{ или м/ч или } 134 \text{ м}^3/(\text{м}^2 \cdot \text{сут}).$$

Обычно «поверхностная» гидравлическая нагрузка на отстойник может составлять от 1,2 до 60,0 $\text{м}^3/(\text{м}^2 \cdot \text{ч})$. Она свидетельствует о производительности отстойника. При эксплуатации сооружений эти расчеты выполняются для сравнения с проектными данными и оценки степени фактической гидравлической перегрузки или недогрузки отстойника.

Отстойники удовлетворительно эксплуатируются на тех станциях, где фактическое и проектное время пребывания сточных вод в отстойниках совпадают, в период дождей это время может сокращаться в 2–4 раза (Медведев, 1982) при общесплавной системе канализации. Высокий коэффициент неравномерности притока сточных вод (более 1,8) в первую очередь сказывается на работе отстойников, причем в большей степени вторичных.

На эффективность отстаивания значительное влияние оказывает равномерное распределение потоков между работающими отстойниками.

Например, при поочередной системе подачи поступающих сточных вод, если максимально нагружен первый, по ходу сточных вод, отстойник и не установлены шибера, распределяющие потоки или установлены, но не отрегулированы, то эффективность изъятия взвешенных веществ на этом отстойнике может быть ниже в 2–3 раза по сравнению с последующими. Кроме того, в первый отстойник будут попадать отбросы и самые тяжелые фракции из неочищенных сточных вод, в результате он будет засоряться чаще остальных. Поэтому установка и регулировка шиберов, распределяющих потоки сточных вод на отстойники, должна быть обеспечена.

Скорость потока у водослива в водоприемные лотки пропорциональна расходу сточных вод на этом участке. Поэтому чем больше длина водослива, тем меньше вынос взвешенных веществ из отстойников.

Нагрузка на погонный метр водослива (кромки водоприемных лотков),

$[N_{\text{отд}}, \text{м}^3/(\text{м}\cdot\text{сут}) \text{ или } \text{м}^3/(\text{м}\cdot\text{ч})]$ рассчитывается по формуле:

$$N_{\text{отд}} = \frac{Q_{\text{средсут}}}{L}, \quad (1.12)$$

где $Q_{\text{средсут}}$ — среднесуточный или среднечасовой расход переливающегося потока сточных вод через водослив водоприемных лотков на все отстойники или на один, $\text{м}^3/\text{сут}$ или $\text{м}^3/\text{ч}$; L — длина водослива, м.

Среднесуточный приток сточных вод на все отстойники ($Q_{\text{средсут}}, \text{м}^3/\text{сут}$) рассчитывается по формуле:

$$Q_{\text{средсут}} = \frac{Q}{m_{\text{дн}}}, \quad (1.13)$$

где Q — приток сточных вод за месяц, м^3 ; $m_{\text{дн}}$ — число дней в месяце.

Среднесуточный приток делится на все работающие отстойники, чтобы рассчитать нагрузку на водослив каждого.

Нагрузка на водослив может составлять от $3 \text{ м}^3/(\text{м}\cdot\text{ч})$ на сооружениях малой канализации, до $40 \text{ м}^3/(\text{м}\cdot\text{ч})$ на сооружениях большой производительности.

По требованиям СНиП 2.04.03-85 нагрузка на один метр водослива не должна превышать $10 \text{ дм}^3/(\text{м}\cdot\text{с})$ или $36 \text{ м}^3/(\text{м}\cdot\text{ч})$, однако современные конструкции отстойников обеспечивают эффективное отстаивание и при большей нагрузке.

Нагрузку на водослив можно снизить, увеличивая длину сборного лотка (см. рис. 1.32) или устанавливая дополнительные радиальные или выносные лотки (см. рис. 1.36).

Одно из условий удовлетворительной работы отстойников — соблюдение равномерного распределения скорости потоков, т.е. предотвращение возникновения зон с повышенной скоростью в отстойнике, что может быть обусловлено перекосом кожуха распределительного устройства в радиальных отстойниках, отклонением от оптимальной глубины погружения водоподающей трубы или неправильной установкой отражательного щита в вертикальных отстойниках, разрушением, обрастанием водорослями водосливов, несоблюдением горизонтального положения у всей конструкции или отдельных ее частей (не допускается перекося водосливов или отклонение зубчатых гребней от горизонтали более чем $\pm 1 \text{ мм}$).

Регулярная очистка водосливов отстойников от засорения и обрастания водорослями является обязательным мероприятием, предотвращающим возникновение потоков разной скорости, которые способствуют выносу взвешенных веществ из отстойника. Обрастание водорослями перелива приводит к заметному нарушению равномерности распределения потоков через зубчатый (рис. 1.44) или плоский водослив.

Очистка водосливов вручную — трудоемкая процедура; регулярность выполнения ее на сооружениях большой производительности организовать сложно, для автоматизации этого процесса можно установить специальные металлические или синтетические щетки, которые крепятся непосредственно к ферме илоскребов (рис. 1.45).

Предпочтительная форма водосливной кромки у водоприемных лотков не прямая, а зубчатая. Зубчатая кромка водослива уменьшает влияние ветровых нагонов в отстойниках большого диаметра, обогащает сточные воды кислородом и обеспечивает наиболее равномерный перелив воды в водоприемные лотки.

Сырой осадок из приемков первичных отстойников удаляется по установленному

графику не реже 3–4 раз в сутки в летний период, причем в жаркую погоду осадок отгружается еще чаще, и 2–3 раз в сутки в зимний. Если отгрузка осадка осуществляется реже, чем требуется, осадок всплывает на поверхность отстойника, увеличивается вынос взвешенных веществ, осадок переуплотняется и затрудняется его транспортировка по трубопроводам. При чрезмерно частой выгрузке повышается влажность осадка и осложняется его утилизация.



Рис. 1.44. Нарушение равномерности распределения потоков сточных вод при обрастании полореслями зубчатого водослива в радиальном отстойнике

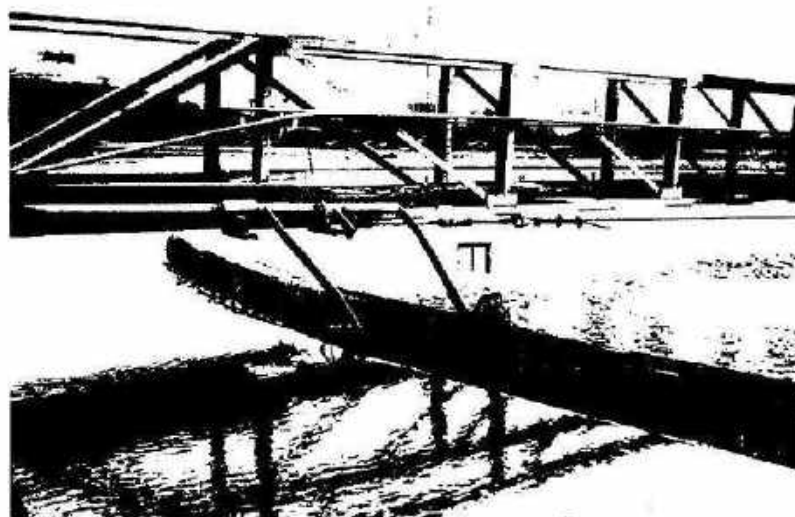


Рис. 1.45. Металлические щетки, закрепленные на ферме илоскребов и, по мере ее движения, очищающие водосливы в радиальном отстойнике. Люберецкая станция аэрации

Отгрузку надо так отрегулировать, чтобы осадок был оптимальной влажности, но при этом из-за своей густоты не засорял илопроводы.

Засоры илопроводов возникают также из-за повышенного содержания песка в осадке (более 10 %).

Правильная процедура выгрузки должна быть подобрана экспериментально, так как этот процесс зависит от свойств сырого осадка и технических средств, обеспечивающих выгрузку.

При выпуске осадка задвижка илопровода вначале открывается полностью, чтобы густой осадок, лежащий на дне, сдвинулся и начал выходить. Затем задвижка прикрывается, чтобы замедлить выпуск осадка и не допустить прорыва воды, а потом, снова, задвижка открывается и осадок выпускается. Вначале медленно выпускается густой осадок влажностью 92–93 %, а затем жидкий влажностью 99 % и выше. Следует выпускать осадок до появления воды, чтобы илопровод не засорился.

Задвижка илопровода закрывается в тот момент, когда концентрация твердой фазы осадка минимальна, что устанавливается оператором визуально. Редкая отгрузка осадка из первичных отстойников приводит к активному разложению микрофлорой органических веществ, выделению метаболитов: осадок темнеет, всплывает, приобретает неприятный запах гниения, увеличивается вынос взвешенных веществ из первичных отстойников и прирост ила в аэротенках, ухудшается процесс отстаивания ила во вторичных отстойниках и повышается влажность утилизируемого осадка.

При удовлетворительной работе первичных отстойников влажность сырого осадка в норме составляет 92–95 %, зольность — не более 30 %, содержание песка — 5–8 %. При уменьшении влажности осадка необходимо дополнительно отгружать его из первичных отстойников. Дополнительную выгрузку осадка следует также предусматривать при перегрузках по содержанию загрязняющих веществ, при увеличении объема сточных вод, поступающих от промышленных предприятий, а также при аварийных сбросах сточных вод. В этих случаях более частая отгрузка сырого осадка облегчит работу аэротенков.

Обычно в городских сточных водах оседающие вещества составляют 60–75 % от содержания взвешенных веществ. Но для каждой сточной воды это соотношение строго индивидуально и также определяет эффективность первичного отстаивания, поскольку характеризует седиментационные свойства взвешенных частиц. Эффективность изъятия оседающих веществ в первичных отстойниках на 15–25 % выше, чем эффективность удаления взвешенных.

Итак, подводя некоторый итог, отметим, что эффективность первичного отстаивания определяется следующими факторами: исходной концентрацией взвешенных веществ, временем отстаивания, температурой воды, конструктивными особенностями первичных отстойников, нагрузкой осветленных вод на водослив, своевременной отгрузкой сырого осадка.

При внешнем осмотре первичных отстойников для выявления причин их неэффективной работы следует обращать внимание на:

соблюдение расчетного времени пребывания воды в отстойнике (соблюдение горизонтальности потоков), равномерный перелив сточных вод (состояние водослива, гребней);

своевременное удаление осадка (наличие выделения газов, всплывание на поверхность сброженного осадка);

вынос плавающих частиц с осветленными водами, появление жировых и нефтяных пятен.

По общему количеству взвешенных веществ, удаляемых в первичных отстойниках, и увеличенному в 1,25–1,35 раза рассчитывается объем всех осадков, которые будут получены в процессе очистки (Карюхина, Чурбанова, 1977). Этот повышающий коэффициент учитывает тяжелые фракции взвешенных веществ, которые движутся по дну потока и не регистрируются в анализах, а также часть биомассы, которая образуется на коллоидных и растворенных примесях.

Технологу сооружений необходимо периодически рассчитывать объем сырого осадка, который следует регулярно удалять. Для этого выполняют следующий расчет: от количества взвешенных веществ, поступающих со сточными водами в первичные отстойники, отнимают количество взвешенных веществ в осветленной воде, и результат умножают на среднесуточный приток сточных вод.

Пример 1. Расчет объема сырого осадка: содержание взвешенных веществ в поступающих на очистку сточных водах — 68 мг/дм³, после первичных отстойников — 48 мг/дм³, среднесуточный приток сточных вод 1570 м³/сут, влажность сырого осадка — 99 %. В первичных отстойниках остается (68–48) · 1570 = 0,0314 т/сут осадка. В пересчете на влажность осадка:

$$\frac{0,0314 \cdot 100}{100 - 99} = 3,14 \text{ м}^3/\text{сут осадка},$$

т.е. это то количество осадка, которое необходимо откачать из первичных отстойников в течение суток.

Пример 2. Расчет сухого вещества в осадке с учетом его влажности: влажность сырого осадка 93 %. Процентное содержание в 1 дм³ сухого вещества осадка 100 % – 93 % = 7 %. Содержание массы сухого вещества осадка в 1 дм³ – 70 г.

Пример 3. Расчет изменения объема осадка при изменении его влажности (например, при хранении):

$$V_2 = V_1 \frac{100 - P_1}{100 - P_2},$$

где V_2 , V_1 — изменившийся и первоначальный объем осадка; P_1 , P_2 — первоначальная и изменившаяся его влажность. При $V_1 = 200 \text{ см}^3/\text{дм}^3$, $P_1 = 99,1 \%$ и $P_2 = 94 \%$ объем осадка (V_2) уменьшается до:

$$200 \text{ см}^3/\text{дм}^3 \cdot \frac{100 - 99,1}{100 - 94} = 30 \text{ см}^3/\text{дм}^3.$$

1.1.3.2. Нарушения работы отстойников в процессе эксплуатации. К наиболее распространенным нарушениям работы отстойников следует отнести:

А. Обильное выделение газов со дна отстойника и всплывание осадка на поверхность. Причины: несвоевременная отгрузка осадка; повышенная температура очищаемых сточных вод; образование залежей; разрушение скребковых механизмов; ферментативная активность избыточного ила, подаваемого в «голову» сооружений;

Б. Крупные отбросы на поверхности отстойника. Причины: неудовлетворительная работа решеток;

В. Повышенный вынос взвешенных веществ за счет гидравлических перегрузок. Причины: увеличенный (в сравнении с проектным) объем сточных вод, поступающих на очистку; неравномерное распределение потоков сточных вод между работающими отстойниками; отклонение уровня переливных гребней от горизонтальной плоскости или разрушение водопереливов; конструктивные недостатки первичных отстойников;

Г. Затруднения с выпуском сырого осадка. Причины: засорение илопровода из-за неудовлетворительной работы решеток или песколовок. Устраняются прочисткой

через контрольный стояк, размывом струей воды под напором, создаваемым насосом.

Особого внимания заслуживают проблемы эксплуатации первичных отстойников и сооружений в целом, возникающие при применении достаточно распространенной технологии использования избыточного активного ила для уплотнения сырого осадка в первичных отстойниках. В этой технологии избыточный ил не удаляется на утилизацию, как в традиционной системе, а повторно возвращается в поток сточных вод, поступающих в первичные отстойники, т.е. в «голову» сооружений. При этом в условиях соблюдения оптимального соотношения между количеством сырого осадка и избыточного ила, а также при соблюдении графика отгрузки осадка из первичного отстойника, в отдельных случаях осадок хорошо уплотняется, улучшаются влагоотдающие свойства смеси осадка и избыточного ила (что имеет существенное значение для последующей утилизации), улучшается процесс гравитационного отстаивания взвешенных частиц.

Так, например, на Северной станции Санкт-Петербурга отмечают положительное влияние добавок избыточного ила в первичные отстойники на процесс очистки сточных вод и качество осадка (Отведение и очистка сточных вод Санкт-Петербурга, 1999).

Однако практика эксплуатации большинства таких сооружений показала, что избыточный ил направляется в первичный отстойник не в необходимом количестве (не более 20–25 % от общего образующегося объема), а в гораздо большем (или же направляется весь имеющийся избыточный ил). В результате нарушается процесс осаждения в первичном отстойнике, ферментативная активность направляемого туда избыточного ила приводит к гниению осадка, нарушению гравитационного осаждения и выносу взвешенных веществ из отстойника. Кроме того, организмы ила, находясь в первичном отстойнике, изымают из сточных вод наиболее доступные легкоокисляемые вещества, тем самым они ограничивают и дисбалансируют питание гетеротрофных бактерий активного ила аэротенков. В результате в аэротенках создаются условия для развития нитчатых микроорганизмов, как наиболее приспособленных к недостатку питательных веществ в сточных водах (см. гл. 3). Развитие нитчатых организмов в активном иле в свою очередь приводит к избыточному выносу взвешенных веществ из вторичных отстойников, что часто наблюдается на сооружениях при подаче избыточного ила в первичные отстойники независимо от количества подаваемого ила.

На начальных этапах использования избыточного активного ила в качестве биокоагулянта в первичных отстойниках в России в 1952 г. (за рубежом эта технология была применена в более ранние годы) в Академии коммунального хозяйства были проведены предварительные исследования на лабораторных установках и в промышленных условиях на Тушинской и Кожуховской станциях аэрации, которые показали значительное увеличение при этом изъятия органических веществ из сточных вод, характеризуемых показателем БПК.

Было показано (Демина, 1957), что при простом отстаивании в отстойниках вертикального типа удаляется 45 % взвешенных и 21 % органических веществ, характеризуемых показателем БПК₅; при добавках в отстойник активного ила эффективность изъятия составила 55 % взвешенных и 43 % органических веществ. Такое

существенное повышение удаляемой органики в процессе первичного отстаивания наблюдалось при соблюдении подачи расчетного количества избыточного ила, следовательно, увеличение объема подаваемого избыточного активного ила может привести к еще большему изъятию органических веществ. А зачем это делать на сооружениях, очищающих городские сточные воды, если удаление органических веществ происходит в аэротенках и там их, как правило, недостаточно для удовлетворительного функционирования активного ила?

В проведенных испытаниях (Постников и др., 1958) в экспериментальный аэротенк подавались сточные воды из переоборудованного под биокоагулятор первичного отстойника Тушинской станции аэрации.

Удовлетворительно установка работала только один месяц, с середины января до середины февраля, после чего иловой индекс начал повышаться с 90 в феврале до 210 в марте и 280 см³/г в апреле, в активном иле было зарегистрировано вспухание. Причина вспухания (подача избыточного ила в экспериментальный первичный отстойник) была абсолютно доказана тем, что на самой Тушинской станции вспухания ила в аэротенках в этот период не было, так как станция работала в обычном режиме и избыточный ил в первичные отстойники не направлялся. Личный опыт автора как за рубежом (сооружения Тршебич и Ивановице-на-Хане в Чешской республике), так и наблюдения за нарушениями в процессе очистки сточных вод на российских сооружениях, позволяет утверждать, что подача избыточного ила в первичные отстойники практически постоянно сопровождается вспуханием активного ила и представляет угрозу загрязнения природных водоемов по причине избыточного выноса активного ила из вторичных отстойников.

Причина вспухания при использовании данной технологии заключается не только в том, что дисбалансируется и ограничивается питание активного ила в аэротенках, но также и в том, что экологические условия (анаэробные в сооружениях механической и аэробные на стадии биологической очистки) объединяются циркуляцией избыточного ила и способствуют развитию наиболее устойчивых и приспособленных к данным условиям нитчатых хламидобактерий. При этом нарушается работа аэротенков, вторичных и самих первичных отстойников.

В табл. 1.4 приводятся данные, характеризующие неблагоприятное воздействие добавок избыточного ила в первичные отстойники на процесс осветления сточных вод на очистных сооружениях г. Тамбова. Из приведенных в таблице данных следует, что при меньшей нагрузке по объему очищаемых сточных вод на каждый отстойник и при большем времени пребывания сточных вод в радиальных отстойниках третьей очереди очистных сооружений г. Тамбова эти отстойники работают не так эффективно (из-за подачи в них избыточного ила), как радиальные первичные отстойники второй очереди (куда ил не подается), число которых меньше, а технические характеристики хуже, чем у отстойников третьей очереди.

Во втором квартале 1999 г. эффективность изъятия взвешенных веществ на третьей очереди в два раза ниже, а сырого осадка задержалось на 112,5 т меньше, чем на второй очереди, из-за избыточного выноса взвешенных веществ. Подобная картина сохраняется при многолетней эксплуатации.

Таблица 1.4

Эффективность работы первичных радиальных отстойников на второй и третьей очереди очистных сооружений г. Тамбова
(средние данные за второй квартал 1999 г.)

	Первичные отстойники второй очереди сооружений (избыточный активный ил в отстойники не подается)	Первичные отстойники третьей очереди сооружений (подается избыточный активный ил 25–30 % от образующегося)
Число работающих отстойников	2	4
Общее количество осветляемых сточных вод, м ³	3709,2	5785,9
Время пребывания сточных вод в отстойниках, ч	2,3	3,5
Содержание оседающих веществ в поступающих водах, мг/дм ³	144,7	168,4
Эффективность изъятия оседающих веществ, %	76	38
Содержание взвешенных веществ в поступающих водах, мг/дм ³	179,9	207
Эффективность изъятия взвешенных веществ, %	67	34
Количество задержанного осадка, сухого вещества, т	542,5	430,0

Тем не менее, такая технология, несмотря на очевидную ущербность идеи, положенной в ее основу, также как и технология дробления отходов и возврата их в поток сточных вод, поступающих на очистку, продолжает широко применяться. Обслуживающий персонал очистных сооружений, где данная технология применяется, пытается доискаться до некоего скрытого в ней смысла и попусту тратит средства, энергетические ресурсы на поиски хитроумных схем режима ведения технологического процесса при котором удалось бы достичь эффективного результата очистки и улучшения свойств осадков сточных вод. В то же время решить проблему можно иным способом, более простым и надежным, так как он многократно проверен на практике. Просто необходимо отказаться от подачи избыточного активного ила в поток сточных вод, поступающих в первичные отстойники или (если это невозможно осуществить) реконструировать первичные отстойники в отстойники-ацидофикаторы сырого осадка (см. 2.4.1.3.3). Реконструкция и выведение на стабильный режим работы сооружений потребует не более одного месяца. В результате на сооружениях биологической очистки повысится эффективность не только гравитационного осаждения взвешенных веществ в первичных отстойниках и биохимического окисления загрязняющих веществ в аэротенках, но и произойдет уменьшение объемов и улучшение свойств осадков сточных вод. Улучшение влагоотдающих свойств активного ила и сырого осадка произойдет после подавления нитчатого вспухания за счет вытеснения хламидобактерий, способных хорошо удерживать воду.

Следует научиться решительно отказываться от неудачных технических решений, если их неэффективность очевидна и подтверждается опытом эксплуатации очистных сооружений. Надо доверять собственному опыту и подвергать сомнению инженерные идеи, внедренные в биологические процессы без учета их особенностей, даже если эти идеи распространены во всем мире.

1.1.3.3. Интенсификация работы первичных отстойников. Вопросы повышения эффективности работы отстойников с учетом конструктивных особенностей наиболее распространенных типов рассмотрены в предыдущих разделах. Реконструкция первичных отстойников под отстойники-ацидофикаторы при реализации технологии глубокого удаления биогенных элементов для подавления вспухания ила, а также при необходимости увеличения нагрузок по содержанию легкоокисляемой органики на низконагружаемых сооружениях, подробно рассматривается во второй главе (см. 2.4.1.3.3).

В данном разделе будут затронуты вопросы интенсификации процесса гравитационного отстаивания путем повышения способности оседающих частиц к агломерации в камерах хлопьеобразования (флокулообразования) различного типа.

Эти методы интенсификации наиболее просты, не энергоемки, используемые при этом методы технической реконструкции могут быть реализованы самостоятельно персоналом очистных сооружений.

Широко предлагаемые в рекламной информации и технической литературе методы интенсификации отстойников установкой тонкослойных модулей имеют ряд недостатков: не подобраны неразрушающиеся гидравлическими потоками материалы; не решена проблема борьбы с биообрастанием устанавливаемых модулей, что ограничивает сроки удовлетворительной эксплуатации конструкций (в результате обрастания процесс гравитационного отстаивания резко ухудшается). Кроме того, в процессе эксплуатации модули засоряются, а очистка их затруднена.

Камеры флокулообразования (в отличие от тонкослойных модулей) дают надежный эффект повышения эффективности отстаивания, а при их использовании реализуется принцип получения максимального результата при незначительных вложениях средств, что обуславливает широкое применение таких камер за рубежом при очистке сточных вод. В нашей стране они получили большее распространение в процессах подготовки питьевых вод.

При очистке сточных вод в камерах флокулообразования коагулянты предпочтительно не использовать, так как, с одной стороны, это трудоемкий, затратный процесс, а с другой стороны, взвешенные частицы, присутствующие в сточных водах, как правило, хорошо самокоагулируют. Часто в литературе рекомендуется добавлять в камеры флокулообразования отстойников активный ил для дополнительного изъятия органических веществ, характеризуемых показателем БПК. Однако, как уже говорилось, эксплуатация отстойников усложняется при добавках такого биокоагулянта как активный ил и, по-нашему мнению, удовлетворительный процесс флокулообразования взвешенных частиц может быть обеспечен без использования избыточного активного ила, но при обязательном наличии в сточных водах жиров, масел и других хорошо коагулирующих веществ. Замедление и распределение в камерах потока сточных вод уже само по себе дает хороший эффект улучшения гравитационного

отстаивания в отстойниках от 10–15 до 35 %.

Способность взвешенных веществ, присутствующих в сточных водах, коагулировать, укрупняться, слипаться, объединяться существенно влияет на скорость, а, следовательно, на эффективность отстаивания.

Хорошими свойствами агломерации обладают частицы бытовых сточных вод, которые содержат в достаточном количестве масла, жиры, органические вещества.

Сточные воды промышленного состава включают загрязняющие вещества с разной способностью к агломерации, но, как правило, при смешении их с бытовыми водами процесс агломерации улучшается.

На процесс самопроизвольного (без коагулянтов) укрупнения оседающих в отстойниках частиц влияет аэрирование или медленное перемешивание сточных вод. При этом медленное перемешивание дает лучшие результаты, чем аэрирование. Очень важно, чтобы перемешивание или аэрирование осуществлялось перед началом процесса седиментации взвешенных веществ, непосредственно в отстойниках, так как если эти процедуры выполнять на предшествующих стадиях очистки (например, в преаэраторах), то, прежде чем попасть в отстойники, в потоках сточных вод в трубах и лотках укрупненные частицы снова разбиваются и разрушаются.

На рис. 1.33 был показан наиболее простой способ интенсификации процесса гравитационного отстаивания взвешенных частиц в сточных водах путем их преаэрации на входе в горизонтальный отстойник. В радиальных отстойниках аэраторы (дырчатые трубы) встраиваются в зоне кольцевого распределительного кожуха. Время преаэрации сточных вод составляет от 3 до 10 мин. Интенсивность подачи воздуха $2-3 \text{ м}^3/(\text{м}^2 \cdot \text{ч})$ (Яковлев и др., 1985).

Пробная эксплуатация таких отстойников с преаэрацией и без нее показывает, что эффективность осветления сточных вод с встроенной преаэрацией повышается не менее чем на 10–15 % и может достигать 25 % по взвешенным веществам.

Более эффективного осветления можно достичь при перемешивании сточных вод. Для обеспечения наиболее благоприятного режима укрупнения частиц сточных вод необходимо создание определенного характера перемешивания, на оптимальной глубине, с расчетной интенсивностью и продолжительностью. Избыточная скорость перемешивания способствует разрушению образовавшихся агрегатов. Лучший способ достижения максимально возможного укрупнения агломерирующих частиц, присутствующих в сточных водах — плавное перемешивание.

Для повышенной эффективности отстаивания сточных вод применяется несколько типов встраиваемых камер хлопьеобразования, которые отличаются режимом перемешивания или движения воды. В вертикальных отстойниках камеры хлопьеобразования помещаются в виде кольцевого кожуха вокруг центральной трубы. В радиальных — для ее устройства используется уже встроенный кольцевой металлический кожух водораспределительного устройства, а в горизонтальных — устанавливаются перегородчатые камеры с горизонтальным или вертикальным движением потока сточных вод.

Устройство камеры водоворотного типа вначале рассмотрим на примере радиального отстойника. Камера встраивается в центральной части радиального отстойника. Для ее установки используется кольцевой металлический кожух водораспределительного

устройства, в нижнюю часть которого вставляется деревянная решетка-успокоитель с целью ликвидации струйности потока.

Неподвижное Сегнерово колесо в виде двух изогнутых отрезков трубы устанавливаются вместо шести имеющихся отверстий на входе из конической части подводящей трубы отстойника. На концах трубы устанавливаются сопла насадки. Вода, выходя из сопел, совершает вращательное движение вдоль стенок камеры флокуляции и спускается вниз, где проходит через решетку-успокоитель и поступает в отстойник, утратив скорость вращательного движения. Сегнерово колесо можно установить подвижно, что выполнить несколько сложнее, но это позволит обеспечить более равномерное разбрызгивание, плавное перемешивание и более сильное торможение потока. Сегнерово колесо будет приводиться в движение потоком сточных вод, выходящим из сопел.

Расчетными величинами для камеры хлопьеобразования водоворотного типа являются: размер камеры, диаметр сопла Сегнерова колеса и скорость выхода из него воды.

Размер Сегнерова колеса должен быть выбран так, чтобы оно занимало максимальный диаметр в камере (при этом обеспечивается минимальная скорость выхода воды из сопел), с удалением от стенок не менее 0,2 диаметра камеры.

При интенсификации отстойников, находящихся в эксплуатации, размер камеры хлопьеобразования не всегда рассчитывается, так как для обеспечения максимально возможного эффекта улучшения гравитационного отстаивания используется все имеющееся пространство, ограниченное кольцевым металлическим кожухом водораспределительного устройства.

При реконструкции вертикальных и горизонтальных отстойников камера рассчитывается, изготавливается и встраивается.

Объем камеры хлопьеобразования водоворотного типа рассчитывается с учетом объема отстойника и времени нахождения в нем сточных вод. Обычно сточные воды в отстойнике находятся от 1,5 до 2 часов. Необходимое время нахождения воды в камере хлопьеобразования не менее 6 минут. Но для существенного повышения эффективности отстаивания сточных вод или иловой смеси (без использования реагентов, флокулянтов, активного ила в первичных отстойниках и т.п.) оно должно быть продлено до 15–20 мин, при этом эффект изъятия взвешенных веществ повышается не менее чем на 15–20 % (Луценко и др., 1984).

Отношение времени пребывания воды в камере ко времени нахождения воды в отстойнике составляет величину 0,12–0,20. Соответственно объем водоворотной камеры должен составлять 0,12–0,20 от объема всего отстойника, т.е. величину от 1/8 до 1/5 объема отстойника ($W_{отст}$, м³), который рассчитывается по формуле:

$$W_{отст} = Q t_{отст}, \quad (1.14)$$

где Q — часовой расход воды в отстойнике, м³/ч; $t_{отст}$ — длительность пребывания сточных вод в отстойнике, ч.

Объем камеры хлопьеобразования ($W_{кам}$, м³) рассчитывается по аналогичной формуле:

$$W_{кам} = Q t_{кам}, \quad (1.15)$$

где $t_{\text{кам}}$ — длительность пребывания воды в камере, ч.

П р и м е р. Определить рекомендованный объем водоворотной камеры в радиальном отстойнике диаметром $d = 24$ м и глубиной $h = 3,5$ м. Вычислим объем отстойника:

$$W_{\text{отст}} = \frac{\pi d^2 h}{4} = 1583 \text{ м}^3.$$

Доля объема водоворотной камеры от объема всего отстойника должна составлять величину от 1/5 до 1/8, т.е. объем камеры — 200–320 м³.

На практике объем камеры может быть заметно меньше, поскольку используется пространство, ограниченное кольцевым металлическим кожухом, тогда вода находится в водоворотной камере меньше, чем 15–20 минут. Например, если размеры камеры будут $d = 5$ м и $h = 3$ м, а ее объем соответственно 59 м³, то время пребывания воды в такой камере составит 4–5 мин, и повышение эффективности отстаивания по взвешенным веществам будет не более 10 %.

Сопла Сегнера колеса должны располагаться на 300–400 мм (не более 500 мм) ниже верхнего уровня воды в камере и так, чтобы выпуск воды из сопла был тангенциально направлен по отношению к поверхности стен камеры.

Важной характеристикой является диаметр сопла Сегнера колеса, который определяет скорость движения потока сточных вод в камере при оптимальном ее объеме.

Расчет диаметра сопла Сегнера колеса (D , м) проводится по формуле:

$$D = \sqrt{\frac{2Q}{\pi V^3}} \quad (1.16)$$

где Q — расход сточных вод, м³/с; V — скорость истечения воды из сопла, м/с, которая не должна превышать 3 м/с, и чем она меньше, тем более плавным будет движение потока воды, и более благоприятными будут условия для агрегации частиц.

П р и м е р. По заданному суточному расходу воды в отстойнике равному 17000 м³/сут определить диаметр сопла Сегнера колеса.

Выразим суточный расход воды в м³/с:

$$Q = 17000 \frac{\text{м}^3}{\text{сут}} = \frac{17000 \text{ м}^3}{24 \cdot 3600 \text{ с}} = 0,20 \text{ м}^3/\text{с}.$$

Приняв скорость истечения воды из сопла $V = 2$ м/с, рассчитаем его диаметр:

$$D = \sqrt{\frac{2Q}{\pi V^3}} = \sqrt{\frac{2 \cdot 0,2 \text{ м}^3/\text{с}}{3,14 \cdot 2 \text{ м/с}^3}} = 0,25 \text{ м}.$$

Если скорость истечения воды из сопла будет $V = 3$ м/с, то аналогичный расчет даст значение диаметра насадки $D = 0,2$ м.

Таким образом, при диаметре насадок в диапазоне 0,2–0,25 м скорость истечения воды из сопла будет находиться в приемлемом диапазоне 2–3 м/с.

Регулирование работы камер хлопьеобразования водоворотного типа при изменении расхода или качества очищаемых сточных вод может производиться за счет изменения скорости на выходе из сопла. С этой целью на сооружениях можно иметь сменные насадки различного диаметра, которые могут быть легко установлены в случае необходимости.

При эксплуатации камер такого типа необходимо своевременно удалять с ее

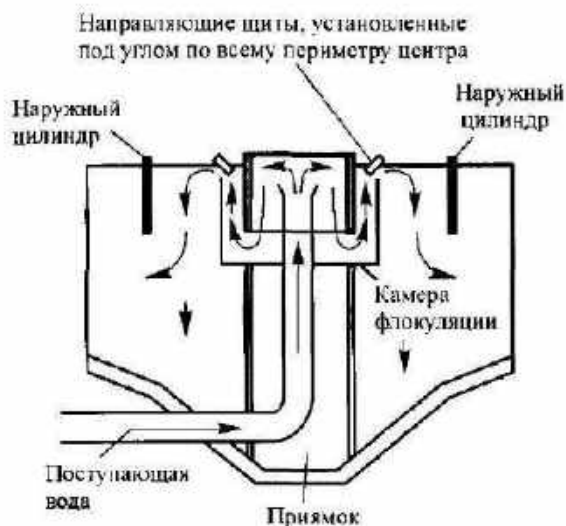


Рис. 1.46. Схема движения потоков сточных вод в камере флокулообразования гидравлического типа



Рис. 1.47. Действующая камера флокулообразования, установленная в радиальном отстойнике¹⁾

поверхности возможные плавающие отбросы (пробки, тряпье, бумагу и т.п.), а также следить за состоянием успокоительной решетки, чтобы она не смещалась и не разрушалась.

Агломерация частиц взвеси может происходить при многократном изменении направления потока сточных вод, поступающих в отстойник (рис. 1.46). Камеры, в которых обеспечивается укрупнение хлопьев, таким способом относятся к типу перегородчатых камер флокулообразования. Такая камера может быть устроена с помощью реконструкции зоны кожуха водораспределительного устройства в радиальном отстойнике.

В имеющийся радиальный отстойник встраивается еще два следующих друг за другом кольцевых кожуха и дополнительный кольцевой ряд отражательных щитов в виде металлических пластин (рис. 1.47).

В результате такой реконструкции поступающие в отстойник сточные воды три раза меняют направление движения, что понижает силу потока.

Расчеты камеры перегородчатого типа сводятся к определению объема камеры и общей потери напора воды в ней. Объем камеры должен обеспечивать время нахождения сточных вод в ней не менее 15–20 мин, а скорость движения воды должна убывать с 0,2–0,3 до 0,05–0,1 м/с, значительно увеличивая вероятность столкновения частиц скоагулированной взвеси и их прилипания как друг к другу, так и к сформированным ранее агрегатам.

В результате на сооружениях, где отстойники перегружены, можно существенно улучшить процесс осаждения взвешенных веществ без строительства дополнительных отстойников.

¹⁾ На рисунках 1.47 и 1.48 демонстрируется оборудование, изготовленное фирмой Waterlink, Швеция.



Рис. 1.48. Две камеры флокулообразования, расположенные над приемком горизонтального отстойника

Использование камер флокулообразования не ограничено конструкциями отстойников. На рис. 1.48 показаны камеры флокулообразования перегородчатого типа с вертикальным движением потока, встроенные на входе в горизонтальный отстойник и расположенные непосредственно над приемком, что позволяет:

снизить вероятность образования турбулентных потоков на входе в отстойник;

снизить скорость входящего в отстойник потока сточных вод;

повысить стабильность процесса отстаивания взвешенных веществ в отстойниках при пиковых нагрузках.

Каждая камера флокулообразования состоит из двух металлических цилиндров (рис. 1.49), вставленных один в другой. Дно внешнего цилиндра заходит за края центрального. Центральный цилиндр открыт с двух концов.

У дна внешнего цилиндра приваривается труба, подводящая сточные воды. Направление движения — вокруг внутреннего цилиндра и вверх к прямоугольной прорези у верхней части внутреннего цилиндра, далее вода изливается через края цилиндров в отстойник. Движение потоков сточных вод в параллельно установленных камерах направляется навстречу друг другу.

Наилучший эффект хлопьеобразования и гашения скорости потока достигается

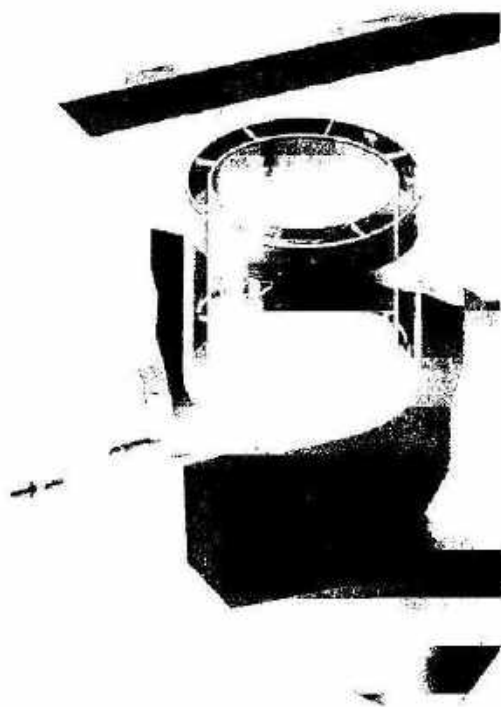


Рис. 1.49. Схема движения сточных вод в двухцилиндровой камере флокулообразования

при минимально возможной скорости потока внутри камеры, что естественно связано с устройством максимально возможного размера камер.

1.1.4. Вспомогательное оборудование: эрлифты и гидроэлеваторы. Эрлифты и гидроэлеваторы не являются готовыми конструкциями заводского производства, а изготавливаются при монтаже очистных сооружений. Поэтому техническое совершенство конструкций, правильность расчетов при их изготовлении и соблюдение технических условий при установке оставляют желать лучшего, результатом чего является неудовлетворительная отгрузка песка из песколовков, сырого осадка из первичных отстойников и нарушения в циркулирующем потоке возвратного ила при их применении. Неудовлетворительная работа оборудования по отгрузке осадка и перекачке циркулирующего ила непосредственно сказывается на ферментативно-окислительных и седиментационных свойствах активного ила, а, следовательно, на конечном результате биологической очистки сточных вод. При неэффективной работе эрлифтов и гидроэлеваторов, а также при возникающих затруднениях у эксплуатирующей службы по перерасчету конструкций и их переделке наиболее просто заменить их погружными насосами необходимой мощности, производимыми фирмами Сарлин, Флюгт и многими другими. Такая замена оправдана сокращением потребляемой энергии, надежной работой и простотой эксплуатации погружных насосов. Однако на очистных сооружениях даже средней мощности имеется немало емкостей, из которых требуется отгружать осадки, следовательно, оборудование их всех погружными насосами повлечет ощутимые затраты. Кроме того, гидроэлеваторы и эрлифты имеют ряд существенных достоинств: простота обслуживания, высокая износостойчивость, надежность работы, возможность кустарного ремонта и реконструкции из-за простоты устройства. При отлаженной работе оправдывают себя эрлифты, используемые для рециркуляции активного ила. Перекачка его с помощью эрлифтов осуществляется плавно; как правило, не бывает проблем с механическим разрыванием хлопьев активного ила, и всегда имеются возможности отрегулировать производительность и перекачивать необходимый объем. Учитывая все преимущества использования эрлифтов и гидроэлеваторов можно утверждать, что работа, выполняемая персоналом очистных сооружений по перерасчету, реконструкции и изготовлению заново этих механизмов вполне себя оправдывает. Поскольку информации по интенсификации работы этого оборудования в технической литературе явно недостает, в данном пункте она приводится достаточно подробно.

1.1.4.1. Расчет и интенсификация работы эрлифтов. Физический принцип работы эрлифта заключается в следующем. Воздух подается через форсунку (дырчатую трубу) и разбивается на мелкие пузырьки, которые поднимаются вверх, увлекая за собой окружающую воду и смесь воды с осадком (пульпу). Для определенного расхода воздуха существует оптимальный размер его пузырьков и их удельная плотность (количество пузырьков на единицу объема воды), при которых можно получить наиболее эффективный подъем пульпы.

В конструкциях эрлифтов существует два основных типа расположения форсунки: внутри пульпоотводной трубы и рядом с ней. На рис. 1.50 представлена схема эрлифта для случая, когда форсунка располагается внутри пульпоотводной трубы.

Отношение глубины погружения верха форсунки H к высоте подъема воды h

носит название коэффициента погружения форсунки. Все глубины в расчетах отсчитываются от уровня излива. Коэффициент погружения форсунки рассчитывается по формуле ⁹:

$$K = \frac{H}{h}, \quad (1.17)$$

при этом K — безразмерная величина.

Удельный расход воздуха (W_0 , м³), т.е. количество воздуха, необходимое для подъема 1 м³ смеси воды и осадка, рассчитывается по формуле:

$$W_0 = \frac{h}{23\eta_s \lg \frac{h(K-1)+10}{10}}, \quad (1.18)$$

где h — высота подъема вод (м), т.е. расстояние между уровнем излива и поверхностью воды в эрлифте; η_s — КПД эрлифта (безразмерная величина).

При подстановке K , η_s и h в формулу (1.18) величина W_0 выразится в кубических метрах при нормальном атмосферном давлении. Расход воздуха W (м³/ч) для подъема Q (м³/ч) воды равен:

$$W = Q W_0. \quad (1.19)$$

Формулы (1.18) и (1.19) являются основными формулами для расчета эрлифтов.

Коэффициент полезного действия η_s (иногда его же называют гидравлическим коэффициентом полезного действия) определяется опытным путем с учетом всех гидравлических потерь в эрлифте.

На рис. 1.51 показана зависимость гидравлического коэффициента полезного действия эрлифта η_s от коэффициента погружения форсунки K , а также дана кривая величины $23\eta_s$, входящей в формулу (1.18) для расчета удельного расхода воздуха.

При подаче сжатого воздуха в воду через форсунку эрлифта образуется воздушно-водяная смесь (в виде газированной струи), называемая эмульсией. Пузырьки воздуха при выходе из форсунки находятся под давлением столба воды. По мере подъема объем каждого пузырька увеличивается, так как давление в нем уменьшается. На выходе из пульпоподъемной трубы давление воздуха в пузырьке близко к атмосферному.

За счет этого процесса скорость движения эмульсии в пульпоподъемной трубе по мере подъема возрастает от 2,5–3,0 м/с у форсунки до 6–8 м/с при изливе.

Расчетами устанавливают пусковое и рабочее давление сжатого воздуха, которое необходимо подать в эрлифт компрессором.

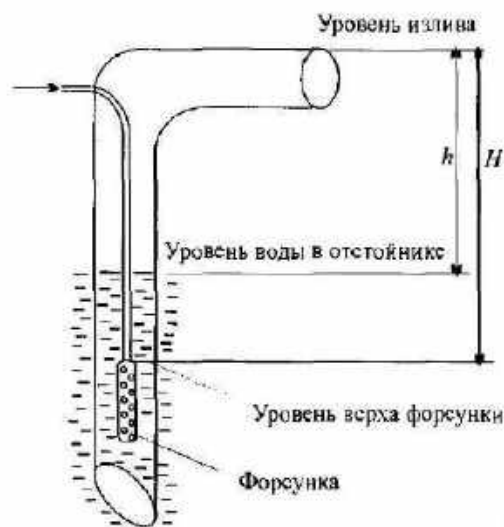


Рис. 1.50. Схема эрлифта с расположением форсунки внутри пульпоподъемной трубы

⁹ Основные расчетные формулы, таблицы поправочных коэффициентов, номограммы, приведенные в данном пункте, заимствованы из работы Суреньянец Я.С. «Водяные скважины», 1957 г. и адаптированы для использования в расчетах отгрузки осадков сточных вод.

Пусковым называют давление воздуха (P_0 , кГ/см^2) ¹⁾ в момент начала работы эрлифта:

$$P_0 = 0,1(H - h) + P_{\text{п}}, \text{кГ/см}^2, \quad (1.20)$$

где $P_{\text{п}}$ — потеря давления при пуске эрлифта в работу, H и h даны в метрах.

Рабочим давлением ($P_{\text{р}}$, кГ/см^2) называется давление воздуха при установившейся работе эрлифта:

$$P_{\text{р}} = 0,1h(K - 1) + P_{\text{в}}, \quad (1.21)$$

где $P_{\text{в}}$ — рабочее давление в воздуховоде у поверхности отстойника; $P_{\text{в}} = P'_{\text{в}} + P_{\text{ф}}$ — потеря давления, равная сумме потерь в форсунке в воздушной трубе от поверхности отстойника до форсунки $P'_{\text{в}}$ и $P_{\text{ф}}$.

Компрессор должен развивать рабочее давление больше, чем расчетное $0,1h(K - 1)$, на величину потерь давления в воздуховоде от компрессорной станции до отстойника, из которого отгружается осадок.

Величины потерь $P_{\text{в}}$, $P_{\text{ф}}$ определяются опытным путем или рассчитываются для каждого сооружения индивидуально.

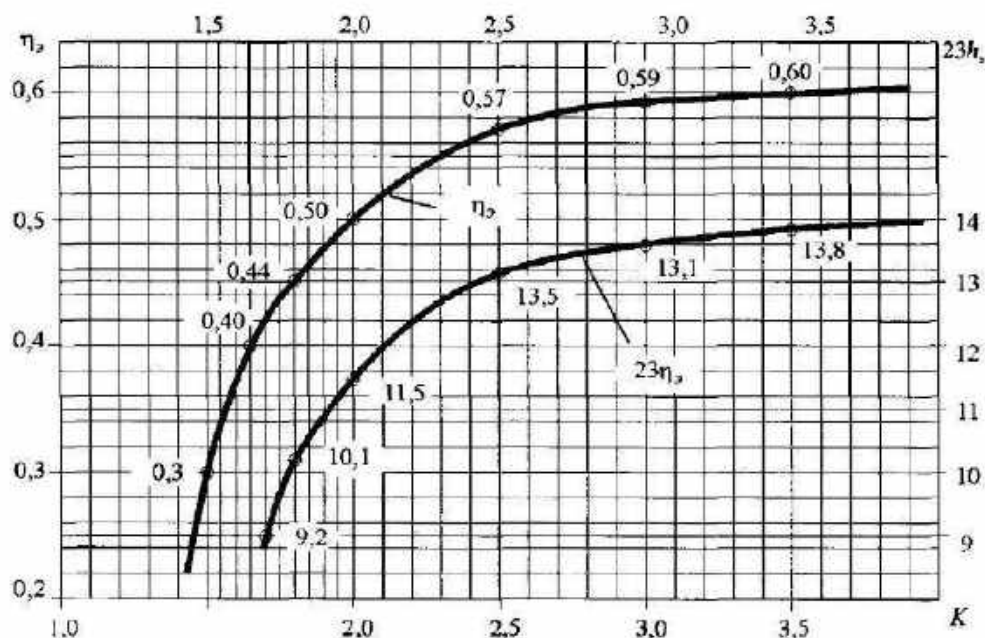


Рис. 1.51. Гидравлический КПД эрлифта в зависимости от коэффициента погружения форсунки K

¹⁾ В данном подпункте в качестве единиц измерения давления используется техническая атмосфера (ат): $1 \text{ ат} = 1 \text{ кГ/см}^2$. Для перевода давления в Международную систему единиц измерения СИ и обратно используются соотношения перевода: $1 \text{ ат} = 9,81 \cdot 10^4 \text{ Н/м}^2$, $1 \text{ Н/м}^2 = 1,02 \cdot 10^{-5} \text{ кГ/см}^2$. Существующие датчики давления на трубопроводах в зависимости от времени их изготовления градуированы или в технических атмосферах (датчики старого типа) или же в Н/м^2 . Для удобства расчетов в зависимости от используемых типов датчиков следует пользоваться теми или иными единицами измерения давления.

Одно из важных условий эффективной работы эрлифта — правильный выбор диаметра пульпоподъемной трубы. Его нужно выбрать так, чтобы создать оптимальные условия для работы эрлифта. При выборе диаметра трубы необходимо выполнить два противоположных условия. С одной стороны, для уменьшения потерь напора следовало бы увеличить диаметр пульпоподъемной трубы, чтобы снизить скорость движения эмульсии в ней; с другой стороны, при уменьшении этой скорости возрастают потери от проскальзывания пузырьков воздуха.

Экспериментально установлено, что наилучшие условия работы эрлифта получаются при скорости движения эмульсии непосредственно над форсункой 2,5–3,0 м/с и при изливе 6–8 м/с. При длинных пульпоподъемных трубах, когда для подъема осадка требуется большое рабочее давление, указанные скорости не удается получить при одном диаметре пульпоподъемной трубы. В этих случаях приходится применять ступенчатые пульпоподъемные трубы двух-трех диаметров (с уменьшением диаметра трубы от глубины до поверхности уровня излива) с таким расчетом, чтобы по всей длине трубы скорости движения эмульсии укладывались бы в указанные выше пределы.

Лучшим решением этого вопроса была бы пульпоподъемная труба переменного сечения, в которой эмульсия двигалась бы с одной постоянной оптимальной скоростью, но такие условия трудно создать на практике.

Скорость подъема эмульсии в пульпоподъемной трубе в любом сечении на глубине h_n приближенно равна:

$$V_n = \frac{Q}{F_n} \left[1 + \frac{10W_0}{h_n(K-1)+10} \right], \quad (1.22)$$

где Q — расход воды, м³/с; F_n — сечение пульпоподъемной трубы на глубине h_n , м²; W_0 — удельный расход воздуха, м³; K — коэффициент погружения форсунки; V_n — скорость подъема эмульсии в сечении h_n , м/с, при этом $0 < h_n < H$.

Диаметр пульпоподъемной трубы (D_Φ , м) непосредственно над форсункой равен:

$$D_\Phi = \sqrt{\frac{Q}{0,785 V_\Phi} \left[1 + \frac{W_0 10}{H(K-1)+10} \right]}, \quad (1.23)$$

диаметр пульпоподъемной трубы (D_n , м) на уровне излива:

$$D_n = \sqrt{\frac{Q}{0,785 V_n} [1 + W_0]}. \quad (1.24)$$

В соотношениях (1.23) и (1.24) V_Φ и V_n — скорости эмульсии на форсунке и изливе соответственно.

Для определения диаметра пульпоподъемной трубы на уровне излива имеется номограмма (рис. 1.52) для скоростей излива 6–8 м/с при заданной производительности Q и удельном расходе воздуха W_0 . Поясним, как пользоваться номограммой.

Экспериментально установлены некоторые закономерности и связи между производительностью Q (м³/с), удельным расходом W_0 (м³) и диаметром пульпоподъемной трубы (мм). Предложенная номограмма демонстрирует эти связи. Для определения

необходимого диаметра трубы нужно отложить W_0 по вертикальной оси и Q по горизонтальной. Полученная точка на рабочем поле номограммы попадет в одну из полос, соответствующую подходящему диаметру. Каждая полоса для рекомендованного диаметра начинается на нижней горизонтальной и заканчивается на верхней горизонтальной оси.

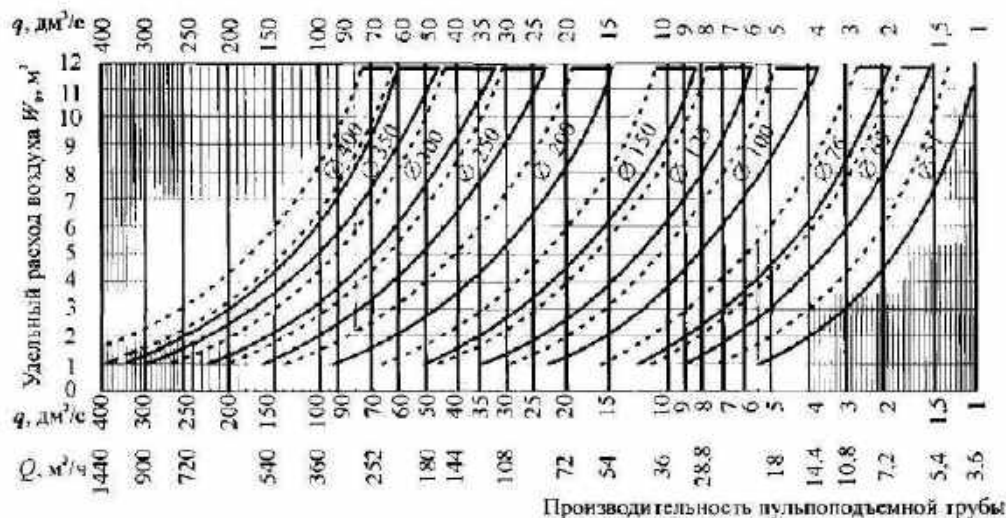


Рис. 1.52. Номограмма для определения диаметра пульпоподъемной трубы по производительности Q и удельному расходу воздуха W_0 при скорости излива от 6 до 8 м/с. Для удобства производительность Q дается в м³/с или в дм³/с. В последнем случае производительность Q обозначается другой буквой (q). Удельный расход W_0 измеряется в м³

Следует отметить, что рекомендованный диаметр пульпоподъемной трубы и оптимальный диаметр трубы для конкретного эрлифта могут отличаться из-за каких-либо других соображений. Например, трубы малых диаметров часто засоряются отбросами или уплотненным осадком, и тогда нужно исходить не из расчетных рекомендаций, а из практических соображений.

Скорость в пульпоподъемной трубе над форсункой V_f должна быть не менее 2,5–3 м/с. Ее следует проверить расчетом. Если она окажется меньше указанных пределов скорости, следует применить ступенчатую пульпоподъемную трубу с таким расчетом, чтобы скорости эмульсии, как ранее указывалось, находились в пределах 2,5–3 м/с над форсункой, а в верхней части трубы достигали 5–6 м/с. При изливе скорость должна составлять 6–8 м/с.

При размещении воздушной трубы внутри пульпоподъемной, сечение пульпоподъемной трубы уменьшается, и скорость излива соответственно увеличивается. Поправочные коэффициенты на уменьшение производительности при расположении воздушной трубы внутри пульпоподъемной приведены в табл. 1.5.

Диаметр воздушной трубы подбирают с таким расчетом, чтобы скорость воздуха в ней была в пределах 5–10 м/с, а потери давления были, возможно, меньшими.

В табл. 1.6 даны рекомендуемые диаметры воздушных труб в зависимости от расхода воздуха и давления в трубопроводе при длине труб до 100 м.

Необходимая производительность воздуходувки для обеспечения работы эрлифта определяется по формуле:

$$W_k = \alpha Q W_0, [M^3/ч] \quad (1.25)$$

Здесь α – поправочный коэффициент, зависящий от конкретных условий, в которых работает компрессор. Коэффициент α зависит от температуры воздуха, его влажности, атмосферного давления, износа компрессора, потерь воздуха в трубопроводах. В реальных ситуациях довольно трудно предложить надежный способ определения значения α , а также определения точности полученного значения. Обычно принимают коэффициент $\alpha = 1,1-1,2$.

Таблица 1.5

Поправочные коэффициенты к производительности эрлифта при расположении воздушных труб внутри пульпоподъемных

Диаметр пульпоподъемной трубы, мм	400	350	300	250	200	150	125	100
Диаметр воздушной трубы, мм	100	100	76	65	51	51	38	32
Поправочный коэффициент	0,92	0,89	0,92	0,91	0,91	0,84	0,85	0,85
Диаметр воздушной трубы, мм	76	76	65	51	38	38	32	25
Поправочный коэффициент	0,95	0,94	0,94	0,92	0,94	0,90	0,89	0,89

Таблица 1.6

Рекомендованные диаметры воздушных труб в зависимости от расхода воздуха и рабочего давления в трубопроводе

Расход воздуха, м ³ /ч	Диаметр воздушной трубы, мм	
	при рабочем давлении	
	до 3 кг/см ²	от 4 до 8 кг/см ²
0-30	19	19
30-60	25	19
60-100	32	25
120-200	38	32
300-400	51	38
500-600	65	51
700-1000	76	65
1500-1800	100	76
1800-2500	100	75
3000-6000	125	100

В таблицах 1.7 и 1.8 предложены поправочные коэффициенты только для двух факторов – температуры и высоты расположения очистных сооружений над уровнем моря (фактически от давления). Чтобы учесть совместное действие обоих факторов, нужно выбрать соответствующие значения коэффициентов из таблиц 1.7 и 1.8,

перемножить их. Затем полученное значение домножить на поправочные коэффициенты, учитывающие другие факторы — влажность, износ, потери воздуха и т.д. Большая часть этих факторов приведет к увеличению поправочного коэффициента и в результате окажется, что α несколько больше единицы. Поскольку универсальных таблиц для всех факторов нет, то опытным путем было установлено, что совместное действие всех факторов обычно укладывается в диапазон значений $1,1 < \alpha < 1,2$ (Суреньяц, 1957). Для надежности рекомендуем брать максимально возможное значение α . В частности, учитывать зависимость от температуры нужно по самой низкой зимней температуре в данном регионе. Это приведет к увеличению значения α и соответственно к более правильному режиму работы зимой и работе с запасом летом.

Таблица 1.7

Поправочный коэффициент α в зависимости от температуры воздуха

Температура воздуха, °С	Поправочный коэффициент	Температура воздуха, °С	Поправочный коэффициент	Температура воздуха, °С	Поправочный коэффициент
-30	1,184	-5	1,078	+20	0,983
-25	1,162	0	1,058	+25	0,966
-20	1,140	+5	1,088	+30	0,948
-15	1,120	+10	1,020	+35	0,934
-10	1,098	+15	1,000	+40	0,920

Таблица 1.8

Поправочный коэффициент α производительности компрессора в зависимости от высоты расположения очистных сооружений над уровнем моря при различных значениях рабочего давления

Высота над уровнем моря, м	Поправочный коэффициент			Высота над уровнем моря, м	Поправочный коэффициент		
	Производительность	Рабочее давление, кг/см ²			Производительность	Рабочее давление, кг/см ²	
		5	7			5	7
0	1,00	1,00	1,00	2100	0,76	0,88	0,87
300	0,96	0,97	0,97	2500	0,73	0,87	0,85
600	0,92	0,96	0,95	2750	0,71	0,84	0,83
900	0,89	0,94	0,94	3000	0,68	0,82	0,81
1200	0,85	0,93	0,92	3250	0,65	0,79	0,78
1500	0,82	0,91	0,90	3700	0,63	0,78	0,77
1900	0,79	0,90	0,89				

Как уже отмечалось, форсунки эрлифтов, служащие для впуска сжатого воздуха в пульпоподъемную трубу, применяют двух типов — соответственно их размещению: внутри пульпоподъемной трубы или снаружи.

Форсунку первого типа применяют для пульпоподъемных труб диаметром от 100 мм и выше. Наиболее часто применяемый на практике диаметр пульпоподъемных труб 150–200 мм, а внутренней воздушной трубы 50–60 мм.

Конструктивные размеры форсунки для расположения внутри пульпоподъемной трубы приведены в табл. 1.9.

Таблица 1.9

Геометрические характеристики форсунки в зависимости от диаметра воздухоподводящей трубы для случая расположения форсунки внутри пульпоподъемной трубы

Диаметр воздушной трубы, мм	Длина форсунки, мм	Число отверстий в ряду	Диаметр отверстий, мм	Диаметр воздушной трубы, мм	Длина форсунки, мм	Число отверстий в ряду	Диаметр отверстий, мм
19	1490	6	4	65	2075	12	6
25	1490	8	4	75	2075	15	6
32	1490	8	5	100	2075	22	6
38	1490	8	6				
50	1490	8	6				

Форсунку второго типа применяют при расположении воздушной трубы снаружи пульпоподъемной трубы. Эту форсунку лучше применять для пульпоподъемных труб диаметром от 100 мм и менее. Конструкция форсунки, расположенной рядом с пульпоподъемной трубой, приведена на рис. 1.53а. Используется также вариант, когда воздушная труба расположена снаружи, а форсунка непосредственно на пульпоподъемной трубе (рис. 1.53б).



Рис. 1.53а. Эрлифтная форсунка, расположенная рядом с пульпоподъемной трубой

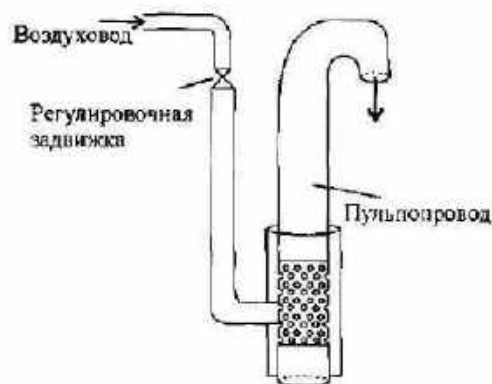


Рис. 1.53б. Эрлифтная форсунка, расположенная на пульпоподъемной трубе

Разбивка отверстий для форсунки, расположенной рядом с пульпоподъемной трубой, дана в табл. 1.10.

Таблица 1.10

Геометрические характеристики форсунки в зависимости от диаметров воздухоподводящей и пульпоподъемной труб для случая расположения форсунки рядом с пульпоподъемной трубой

Диаметр пульпоподъемной трубы, мм	Диаметр воздухоподводящей трубы, мм	Диаметр отверстий, мм	Число отверстий, n	Расстояние между отверстиями, мм		Число отверстий в ряду	Число рядов
				a	b		
50-65	19-32	4	140	12	20	7	20
75-90	19-38	4	200	12	35	10	20
100-125	32-50	5	240	15	40	12	20
150-200	38-50-65-75	6	360	20	30	12	30
250-300	50-65-75-100	6	600	20	30	20	30
350-400	75-100-125	6	1000	20	30	25	40

1.1.4.1. Основные нарушения работы эрлифта и рекомендации по их устранению.
1. Засорение пульпоподъемной трубы. Рекомендуется предусмотреть методы очистки от засорения (возможность обратной промывки трубы водой, возможность механической очистки и т.д.).

2. Режим подачи воздуха не соответствует расчетному. Если для конкретных очистных сооружений известен часовой расход сточных вод Q ($\text{м}^3/\text{ч}$) и удельный расход воздуха W_0 (формула 1.18), то общий расход воздуха W ($\text{м}^3/\text{ч}$) рассчитывается по формуле (1.19).

Если воздухоподводка не в состоянии подать такое количество воздуха, то это приведет к уменьшению количества поднятой на поверхность смеси воды с осадком до величины:

$$Q = \frac{W}{W_0},$$

где W , $\text{м}^3/\text{ч}$ — реальный расход воздуха, а W_0 — расчетный удельный расход воздуха по формуле (1.18). Для увеличения Q следует уменьшить W_0 , для чего увеличивают глубину погружения форсунки H . Увеличение H приведет к одновременному увеличению КПД η , и величины $\lg \frac{h(K-1)+10}{10}$ в формуле (1.18) за счет увеличения коэффициента погружения форсунки (K).

Оба этих эффекта уменьшат W_0 . Если при этом подача воздуха W в системе на форсунку не изменится, то это увеличит скорость подъема смеси воды с осадком на поверхность. Однако увеличение глубины погружения форсунки не только уменьшает W_0 , но и может уменьшить W .

Поэтому наиболее разумно подобрать такую глубину погружения форсунки, чтобы величина отгрузки смеси воды с осадком Q была бы максимальной или подходящей для конкретных очистных сооружений. Величиной Q можно также управлять через расход воздуха W . В данном случае следует иметь отдельную систему подвода воздуха к эрлифту, независимую от подачи воздуха к аэрационным элементам в

аэротенках и желательно также иметь возможность регулировки давления в этой системе и измерения давления воздуха манометром.

Таким образом, регулируя подачу воздуха W и глубину погружения форсунки, можно добиться необходимого эффекта подъема эмульсии.

3. Расположение воздухоподающих и пульпоотводящих труб рядом. Для малых размеров пульпоотводящих труб с диаметром до 100 мм обычно используется расположение воздухоподающих и пульпоотводящих труб эрлифта рядом. Эта конструкция эрлифта менее совершенна в сравнении с конструкцией, когда форсунка расположена внутри пульпоотводящей трубы. Однако она была предложена в связи с тем, что при плохо работающих решетках воздушная труба внутри пульпоподъемной суживает сечение последней. Крупные отбросы, попадающие в осадок, не могут пройти в эрлифт, постепенно скапливаются внизу приемка и вызывают его остановку. По этой причине воздушная труба была вынесена из пульпоподъемной, а для сохранения скорости подъема осадка ее диаметр был уменьшен. К сожалению, в этом варианте заметная часть пузырьков воздуха проходит мимо пульпоотводящей трубы и вообще не участвует в процессе подъема эмульсии. Работа такой эрлифтной установки малоэффективна и для улучшения ее работы рекомендуется следующая реконструкция.

а. Нижнюю часть пульпоотводящей трубы поместить около верхней границы форсунки так, чтобы восходящий поток воздушных пузырьков от форсунки максимально, насколько это возможно, попадал в отверстие пульпоотводящей трубы. Можно также перемещать пульпоотводящую трубу вертикально, чтобы этот эффект улучшить.

б. Если предыдущие действия не приводят к существенному улучшению, и по-прежнему много воздушных пузырьков проходит мимо пульпоотводящей трубы, рекомендуется изменить геометрию нижней части пульпоотводящей трубы, приварив на трубу конусную насадку, увеличивающую входную площадь пульпоотводящей трубы (рис. 1.54). Диаметр нижней части конусной насадки рекомендуется брать равным или чуть больше, чем диаметр восходящего потока эмульсии; для каждой форсунки он подбирается индивидуально. Угол раствора конуса γ не должен быть очень большим (не более $60-90^\circ$).

Следует особо отметить, что установки с расположением форсунки и пульпоотводящей трубы рядом проигрывают установкам, где форсунка располагается внутри пульпоотводящей трубы. Поэтому желательно сразу ориентироваться на эрлифтную установку с расположением форсунки внутри пульпоотводящей трубы, для чего требуется обеспечить удовлетворительную работу решеток или их замену на более совершенную конструкцию. Если же по каким-либо причинам это не удастся, то тогда располагают форсунку рядом с пульпоотводящей трубой и применяют конусные насадки. Можно также использовать другой вариант — к конусной насадке приварить



Рис. 1.54. Конусная насадка для пульпоотводящей трубы эрлифта при интенсификации его работы

цилиндрический кожух (рис. 1.55). Фактически это увеличивает диаметр пульпоотводящей трубы и дает возможность внутрь кожуха поместить форсунку. Предложенный вариант носит промежуточный характер расположения пульпоотводящей трубы и форсунки внутри и рядом.



Рис. 1.55. Конусная насадка с цилиндрическим кожухом для пульпоотводящей трубы эрлифта

на определяется по формуле (1.24) для скорости $V = 6-8$ м/с. Наконец в самой верхней части трубы диаметр определяется по формуле (1.24) для скорости $V = 5-6$ м/с. Если все три расчетных диаметра отличаются друг от друга немного, на величину не более 20 %, то вместо трубы переменного диаметра можно пользоваться трубой одного диаметра, определив ее по номограмме (см. рис. 1.52) или рассчитав по формулам (1.23) или (1.24).

5. Несоответствие воздухоподающей системы. Для успешной работы эрлифта накладываются требования на воздухоподающую систему: а) расход воздуха; б) диаметр воздухоподводящей системы; в) давление в системе.

Требуемый расход воздуха в системе определяется формулами (1.18) и (1.19). При этом у обслуживающего технического персонала заранее должны быть сведения о том, какое количество осадка нужно поднять в час с помощью эрлифта, с какой глубины H и на какую высоту h . Детали H и h представлены на рис. 1.50. Удельный расход воздуха W_0 , т.е. количество воздуха (м^3) для подъема 1 м^3 смеси воды с осадком вычисляются по формуле (1.18) при заданном коэффициенте погружения форсунки K (формула 1.17) и подобранном КПД η_0 из рис. 1.51.

Окончательный расход воздуха W рассчитывается по формуле (1.19) при вычисленном W_0 и заданном Q .

По расходу воздуха W и рабочему давлению в системе подбирается диаметр воздухоподводящих труб (см. табл. 1.6).

Давление должно быть таким, чтобы воздух достигал форсунки с учетом всех потерь давления в системе. Расчеты давления в рабочем режиме и режиме запуска системы даны в формулах (1.20) и (1.21). Здесь важным является правильные оценки потерь давления. Чтобы избежать нерасчетных режимов лучше в непосредственной

4. Несоответствующий диаметр пульпоотводящей трубы. Опытным путем установлено, что наиболее эффективно работают эрлифтные установки, в которых эмульсия входит в пульпоотводящую трубу со скоростью 2,5–3 м/с, а выходит со скоростью 6–8 м/с. Такой режим достигается соответствующими размерами воздушных пузырьков, исходящих из форсунки, и подбором диаметра пульпоотводящих труб. Что касается форсунки, то геометрические размеры форсунки, расположение на ней отверстий, диаметр отверстий и их количество описаны ранее. Диаметр же пульпоподъемной трубы, вообще говоря, должен быть переменным и определяться по формулам (1.23) и (1.24). При этом диаметр пульпоотводной трубы над форсункой или сразу выше конусной насадки рассчитывается по формуле (1.23) для скорости $V = 2,5-3$ м/с. Диаметр же трубы на месте разлива определяется по формуле (1.24) для скорости $V = 6-8$ м/с. Наконец в самой верхней части трубы диаметр определяется по формуле (1.24) для скорости $V = 5-6$ м/с. Если все три расчетных диаметра отличаются друг от друга немного, на величину не более 20 %, то вместо трубы переменного диаметра можно пользоваться трубой одного диаметра, определив ее по номограмме (см. рис. 1.52) или рассчитав по формулам (1.23) или (1.24).

близки от эрлифта в воздушную систему установить манометр, измеряющий давление на уровне излива. Это давление должно превышать $0,1h(K-1)$, (кГ/см^2), где h измеряется в метрах, на величину потерь в оставшейся части воздуховода — от манометра до форсунки. Если давление на манометре будет меньше, чем $0,1h(K-1)$, то воздух вообще не дойдет до форсунки — его выдавит вода. В этом случае следует увеличить общее давление в системе или поставить дополнительный компрессор.

Если давление слишком превышает $0,1h(K-1)$, то часть воздуха вместо того, чтобы пройти через отверстия форсунки и превратиться в мелкие пузырьки, будет проходить через нижний открытый конец форсунки, превращаясь в большие пузыри воздуха. Последние не очень эффективны для подъема осадка. В этом случае желательно уменьшить давление на входе в эрлифт, не слишком меняя расход воздуха в системе. Можно, не меняя давления, увеличивать количество выходных отверстий в форсунке до тех пор, пока воздух весь не начнет выходить через мелкие отверстия форсунки и перестанет выходить через нижний открытый конец форсунки. Последний вариант предпочтительнее, поскольку общий расход воздуха не изменится, весь воздух будет подаваться в виде мелких пузырьков.

1.1.4.2. Устройство и расчет гидроэлеваторов. Гидроэлеваторы на очистных сооружениях применяются для отгрузки осевшего в песколовках песка, сырого осадка из первичных отстойников и для перемешивания ила в метантенках.

Гидроэлеватор представляет собой водоструйный насос, наиболее простой конструкции. Принцип действия гидроэлеватора состоит в следующем. Рабочая жидкость, поступая под напором по трубе 1 (рис. 1.56) и входя в сопло 2, значительно увеличивает свою скорость. В результате в камере смешения 3 образуется разрежение, которое дает возможность осуществлять подсос смеси песка с водой по трубе 4.

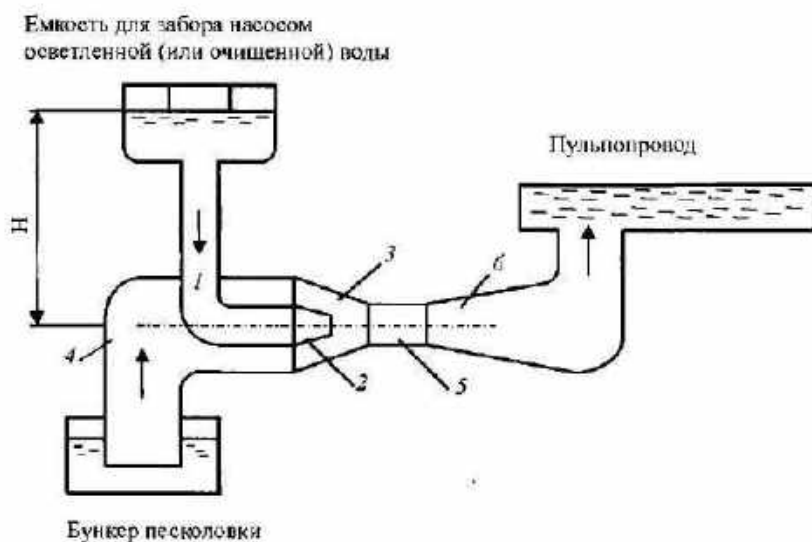


Рис. 1.56. Схема работы гидроэлеватора

Смесь рабочей жидкости, пройдя горловину 5 с большой скоростью, входит в диффузор 6, который, расширяясь, постепенно переводит кинетическую энергию

жидкости в энергию давления. Получаемый напор используется для нагнетания смеси и транспортировки ее по трубопроводу.

Задачей расчета является определение необходимого напора для подъема песка и всех основных размеров сечения гидроэлеватора.

Основные предпосылки для расчета ¹⁾:

закон сохранения количества движения при соударении тел:

$$G_1V_1 + G_2V_2 = (G_1 + G_2)V_3, \quad (1.26)$$

уравнение соотношения между скоростями и напором при истечении из насадков жидкостей и газов:

$$V = \sqrt{2gH + V_0^2}, \quad (1.27)$$

где G_1 и G_2 — соответственно расходы рабочей и подсосываемой жидкостей, кг/с; V , V_0 , V_1 , V_2 , V_3 — скорости, м/с; V_1 и V_2 — скорости рабочей и подсосываемой жидкостей перед смешиванием, V_3 — скорость смеси, V_0 — скорость жидкости у входа в насадок, V — скорость истечения из насадка; H — напор, м; g — ускорение свободного падения ($g = 9,81 \text{ м/с}^2$).

Законы (1.26) и (1.27) написаны в идеализированных представлениях и не учитывают возможные потери, всегда присутствующие в реальных ситуациях.

Важными характеристиками гидроэлеватора являются:

1. Коэффициент инжекции:

$$u = \frac{G_2}{G_1}; \quad (1.28)$$

2. Отношение напоров H/h , где H (м) — напор воды перед входом в сопло, h (м) — напор, создаваемый системой для поднятия смеси жидкости и песка.

Напор H создается насосом и известен; величина h характеризует высоту, на которую поднимается осадок.

Гидроэлеватор считается эффективным, если при некотором V_2 значение H/h будет минимальным, а коэффициент инжекции максимален. Обычно считается, что существует некоторая функциональная связь между H/h и u , в которой учтены все потери, присутствующие в системе.

Для характеристики потерь вводится КПД отдельных элементов: η_1 — КПД сопла; η_2 — КПД встречной насадки; η_3 — КПД диффузора; η_x — КПД, учитывающий трение в камере смешения (без потерь на удар — потерь импульса при всасывании смеси в камеру смешения).

Потери импульса — важная характеристика, для оценки которой вводится коэффициент β из диапазона $0 \leq \beta \leq 1$. Значение $\beta = 0$ соответствует ситуации, когда проекция скорости подсосываемой жидкости на рабочую струю $V_2 = 0$. С точки зрения экономичности работы всего гидроэлеватора это не самая лучшая конструкция взаимного расположения сопла, встречной насадки и т.д. Более совершенная конструкция предполагает $V_2 > 0$, в этом случае, чем ближе β к единице, тем удачнее конструкция. В прикидочных расчетах часто полагают $\beta = 0,5$.

¹⁾ Значительная часть расчетных формул заимствована из работы: Яковлев С.В., Карелин Я.А., Масленников Н.А. «Вспомогательные устройства очистных канализационных станций», М.: Государственное издательство литературы по строительству и архитектуре, 1955.

Величины КПД практически принимаются в следующих пределах:

$$\eta_x = 0,95 \div 0,97; \eta_1 = 0,95 \div 0,97; \eta_2 = 0,98 \div 0,92; \eta_3 = 0,7 \div 0,85.$$

Важной задачей расчета гидроэлеватора считается определение связи между H/h , u , β и вышеуказанным КПД. В случае $\beta = 0$ эта связь выглядит наиболее просто:

$$\frac{H}{h} = \frac{(u+1)^2}{\eta_1 \eta_3 \eta_x}. \quad (1.29)$$

Если известен коэффициент инжекции (u) и напор (H), создаваемый насосом, то уравнение (1.29) позволяет определить высоту h , на которую можно поднять смесь:

$$h = \frac{\eta_1 \eta_3 \eta_x}{(u+1)^2} H. \quad (1.30)$$

Часто ставится другая задача: известны напор и требуемая высота подъема смеси h ; найти необходимый коэффициент инжекции. Из формулы (1.29) следует:

$$u = \sqrt{\frac{H}{h} \eta_1 \eta_3 \eta_x} - 1. \quad (1.31)$$

Соотношения (1.29)–(1.31) фактически представляют одну и ту же связь (1.29) трех параметров H , h и u , из которой можно вычислить любой из них, если известны два других. В качестве оценочных значений этих же параметров при $\beta \neq 0$ можно пользоваться теми же формулами (1.29)–(1.31). Для более точной связи типа (1.29) при $\beta \neq 0$ используют другие соотношения. Ниже приведена наиболее общая связь H/h , u , β и т.д.

$$\frac{H}{h} \eta_x + u^2 \beta \frac{\eta_2}{\eta_1} = \beta + (u+1)^2 \frac{1+\beta}{\eta_1 \eta_3} + 2(u+1)u \sqrt{\frac{\beta(1+\beta)\eta_2}{\eta_1^2 \eta_3}}, \quad (1.32)$$

справедливая при $\beta \neq 0$. Из (1.32) следует (1.29), если положить $\beta = 0$.

В соотношении (1.32) должны быть заранее известны β , η_1 , η_2 , η_3 , η_x , являющиеся свойствами конструкции. Если при этом задать H и u , то легко найдем высоту h , на которую можно поднять смесь воды с осадком:

$$h = \frac{\eta_x H}{\beta + (u+1)^2 \frac{1+\beta}{\eta_1 \eta_3} + 2(u+1)u \sqrt{\frac{\beta(1+\beta)\eta_2}{\eta_1^2 \eta_3}} - u^2 \beta \frac{\eta_2}{\eta_1}}. \quad (1.33)$$

Если задать H и h , то уравнение (1.32) позволит найти коэффициент инжекции u . Действительно, уравнение (1.32) квадратично относительно u :

$$Au^2 + Bu + C = 0; \quad (1.34)$$

$$A = \beta \frac{\eta_2}{\eta_1} - \frac{1+\beta}{\eta_1 \eta_3} - 2 \sqrt{\frac{\beta(1+\beta)\eta_2}{\eta_1^2 \eta_3}},$$

$$B = -2 \frac{1+\beta}{\eta_1 \eta_3} - 2 \sqrt{\frac{\beta(1+\beta)\eta_2}{\eta_1^2 \eta_3}}, \quad (1.35)$$

$$C = \frac{H}{h} \eta_x - \beta - \frac{1+\beta}{\eta_1 \eta_3}.$$

Вычислив вначале A , B и C , из уравнения (1.34) можно найти u :

$$u = \frac{-B \pm \sqrt{B^2 - 4AC}}{2A}, \quad (1.36)$$

Из двух корней (1.36) следует принять к сведению только положительный или тот корень, который будет ближе к значению u , даваемому соотношением (1.31).

Необходимо понимать, что соотношение (1.32), а так же все, что из него следует, это довольно грубые оценки. Поэтому, если нет каких-то особых соображений, расчеты следует делать по более простым формулам (1.29)–(1.31).

После того, как определены напоры H (м), h (м), заданы β и расход рабочей жидкости G_1 (т/ч или $\text{м}^3/\text{ч}$) и коэффициент инжекции, определяются диаметры сопла, встречной насадки и горловины гидроэлеватора:

диаметр горловины (мм)

$$d_r = 9 \sqrt{\frac{G_1(u+1)}{\sqrt{h(1+\beta)}/\eta_3}}, \quad (1.37)$$

диаметр сопла (мм)

$$d_c = 9 \sqrt{\frac{G_1}{\sqrt{(H+\beta h)\eta_1}}}, \quad (1.38)$$

диаметр встречного насадка (мм)

$$d_n = \sqrt{d_{cn}^2 + \frac{81G_1 u}{\sqrt{\beta h \eta_2}}}, \quad (1.39)$$

В формуле (1.39) d_{cn} — наружный диаметр сопла, равный $d_{cn} = d_c + 2\delta$, где d — толщина стенки конца сопла.

Определение длин сопла, диффузора и камеры смещения производится в зависимости от диаметра элементов гидроэлеватора:

длины камеры смещения

$$l_k = (5 \div 8) d_r, \quad (1.40)$$

длины диффузора

$$l_n = \frac{d_n - d_r}{2 \operatorname{tg}(\alpha/2)}, \quad (1.41)$$

где α — угол раствора диффузора, принимаемый равным 12° .

Диаметр выходного отверстия диффузора d_n выбирается в соответствии с размером трубопровода, к которому присоединяется насос, или из расчета заданной выходной скорости, обычно $d_n = (2-3) d_r$.

С целью еще большего облегчения расчетов ниже приводятся формулы для расчета гидроэлеватора, базирующиеся на приведенной выше методике.

Коэффициент инжекции u для гидроэлеватора колеблется в пределах от 0,5 до 1,0, оптимальное значение β можно принять для указанного диапазона u равным в среднем 0,5.

Значение потерь на трение, согласно экспериментальным данным, принимается равным $\eta_1 \cdot \eta_r = 0,9$, $\eta_2 = 0,9$ и $\eta_3 = 0,8$.

Подставляя принятые значения коэффициентов в общие расчетные формулы

(1.32), (1.31), (1.37) и (1.38), получим следующие формулы:

$$\frac{H}{h} = 1,39(u+1)^2 \text{ или } H = 1,39h(u+1)^2, \quad (1.42)$$

$$u = 0,85\sqrt{\frac{H}{h}} - 1 \text{ или } u = \frac{G_2}{G_1}, \quad (1.43)$$

$$d_c = 8,5\sqrt{\frac{G_1(u+1)}{\sqrt{h}}}, \quad (1.44)$$

$$d_r = 9,2\sqrt{\frac{G_1}{\sqrt{H}}} = \frac{d_c}{u+1}. \quad (1.45)$$

Приведем пример расчета гидроэлеватора.

Пр и м е р. Требуется определить размеры гидроэлеватора и необходимый напор рабочей жидкости для удаления песка из песколовков очистных сооружений станции аэрации для города с приведенным числом жителей $N = 1000000$ человек. Геометрическая высота подъема пульпы $h = 8$ м. Время, необходимое для откачки песка, $t = 25$ мин.

Решение. Общее количество осевшего песка в сутки: $Q = Na = 1000000 \cdot 2 \cdot 10^{-5} = 20 \text{ м}^3/\text{сут}$, где $a = 2 \cdot 10^{-5} \text{ м}^3/(\text{чел} \cdot \text{сут})$ — количество песка, осаждаемого в песколовке, приходящегося на одного человека в сутки. Время откачки t переведем в часы: $t = 25 \text{ мин} = 0,42 \text{ ч}$.

Количество перекачиваемого разжиженного песка (смеси) за 1 час составит:

$$G_2 = \frac{Q}{t} = \frac{20 \text{ м}^3}{0,42 \text{ ч}} = 47,6 \text{ м}^3/\text{ч}.$$

Примем коэффициент инжекции для нашей установки $u = 0,83$. Тогда расход рабочей жидкости найдем по формуле:

$$G_1 = \frac{G_2}{u} = \frac{47,6 \text{ м}^3/\text{ч}}{0,83} = 57,4 \text{ м}^3/\text{ч}.$$

Напор, создаваемый гидроэлеватором, с учетом плотности пульпы $1,03 \text{ т}/\text{м}^3$, составит величину $h = 8 \cdot 1,03 = 8,2$ м.

Необходимый напор рабочей жидкости:

$$H = 1,39h(u+1)^2 = 1,39 \cdot 8,2(0,83+1)^2 = 38,2 \text{ м}.$$

Диаметр сопла d_c :

$$d_c = 9,2\sqrt{\frac{G_1}{\sqrt{H}}} = 9,2\sqrt{\frac{57,4}{\sqrt{38,2}}} = 28 \text{ мм}.$$

Диаметр горловины d_r :

$$d_r = 8,5\sqrt{\frac{G_1(u+1)}{\sqrt{h}}} = 8,5\sqrt{\frac{57,4(0,83+1)}{\sqrt{8,2}}} = 51 \text{ мм}.$$

Длина камеры смешения l_k связана с диаметром горловины приближенным соотношением:

$$l_k = (5+8)d_r.$$

Для определенности возьмем $l_k \approx 6d_r$, тогда $l_k = 306$ мм. Примем $l_k = 300$ мм. Длина диффузора l_d с углом конусности $\alpha = 12^\circ$ определяется соотношением:

$$l_d = \frac{d_n - d_r}{2 \operatorname{tg}(\alpha/2)},$$

где d_n — диаметр выходного отверстия диффузора, равного внутреннему диаметру пульпоотводной трубы. Обычно $d_n = (2-3)d_r$. Примем $d_n = 100$ мм.

Проведем расчет l_3 для значения $d_1 = 51$ мм и $d_n = 100$ мм:

$$L_3 = \frac{100 - 51}{2 \cdot 0,1051} = 233 \text{ мм.}$$

Найдем наружный диаметр сопла $d_{cн}$ с учетом толщины стенок трубы $\delta = 1$ мм:

$$d_{cн} = d_c + 2\delta = 28 + 2 \cdot 1 = 30 \text{ мм.}$$

Диаметр камеры смещения в плоскости, проходящей через конец сопла:

$$d_k = \sqrt{d_{cн}^2 + \frac{81G_1 u}{\sqrt{\beta h \eta_2}}} = \sqrt{30^2 + \frac{81 \cdot 57,4 \cdot 0,83}{\sqrt{0,5 \cdot 8,2 \cdot 0,9}}} = 54 \text{ мм.}$$

Здесь мы приняли $\beta = 0,5$ и $\eta_2 = 0,9$.

Наконец, определим коэффициент полезного действия гидроэлеватора:

$$\eta_c = \frac{G_2 h}{G_1 (H - h)} = \frac{47,6 \cdot 8,2}{57,4(38,2 - 8,2)} = 0,23.$$

Длина горловины определяется соотношением: $l_r \approx 5d_r$.

В нашем случае $l_r = 5 \cdot 5,51 = 255$ мм.

Приведем окончательные параметры гидроэлеватора, округлив вычисленные значения.

Диаметр сопла $d = 30$ мм. Диаметр горловины $d_r = 50$ мм ее длина $l_r = 255$ мм; длина диффузора $l_1 = 230$ мм (при диаметре пульпоотводной трубы 100 мм); длина камеры смещения $l_2 = 300$ мм; ее диаметр в плоскости окончания сопла $d_k = 54$ мм.

1.1.4.2.1. Устранение причин неэффективной работы гидроэлеваторов. Полученные ранее расчетные размеры гидроэлеватора, с диаметром сопла 30 мм, диаметром горловины 50 мм и диаметром пульпоотводной трубы 100 мм (рис. 1.57), обусловлены следующими теоретическими посылками. Струя технической воды выходит из сопла с большой скоростью и, следовательно, с пониженным давлением. Пониженное давление струи и вязкость приводят к подсосу окружающей жидкости, которая вовлекается в движение. Струя, за счет захвата окружающей жидкости по мере отхода от сопла, расширяется и замедляется. Диаметр струи не должен превышать диаметра самой широкой части встречной насадки и быть не менее диаметра горловины. Скорость же струи на входе в пульпоотводящую трубу должна быть достаточно большой, чтобы преодолеть сопротивление и подняться на достаточную высоту по инерции.

С точки зрения подъема смеси осадка и воды из приемка на нужную высоту, рассчитанная нами конструкция имеет оптимальные размеры.

В то же время, из практики эксплуатации гидроэлеваторов на сооружениях, где отсутствуют решетки с прозором менее 10 мм известно, что диаметр горловины 50 мм и зазор между расширенной частью горловины и соплом 19–25 мм не всегда обеспечивают бесперебойную работу гидроэлеватора по причине частых засоров отбросами и уплотненным осадком. Лучше, если диаметр горловины будет увеличен до 90 мм, зазор между расширенной частью горловины и соплом до 35–40 мм, а расширенная часть горловины будет увеличена за счет повышения угла конуса встречной насадки с 60 до 90° (рис. 1.58).

Однако чем больше мы увеличим размер горловины и соответственно все остальные размеры гидроэлеватора и сократим вероятность его засоров, тем больше повысится опасность, что гидроэлеватор не поднимет осадок на нужную высоту. Поэтому на практике необходимо так подобрать размеры гидроэлеватора, чтобы свести к минимуму вероятность его засоров и сохранить необходимую производительность.

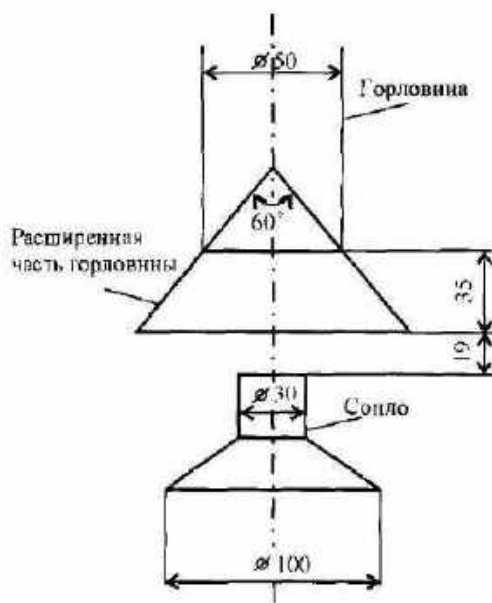


Рис. 1.57. Схема гидроэлеватора, размеры основных рабочих элементов которого соответствуют расчетным

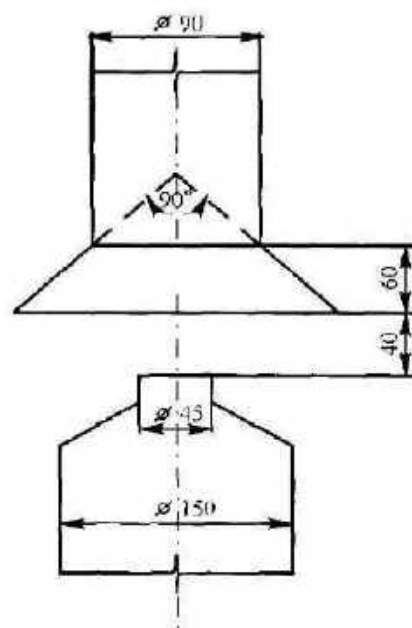


Рис. 1.58. Схема гидроэлеватора с увеличенными размерами основных рабочих элементов для предотвращения его засоров

При всей полезности и необходимости расчетов, на практике зачастую реконструкция гидроэлеваторов (и эрлифтов) осуществляется не на основании расчетов, а по результатам выполненных экспериментов, непосредственно в работающих сооружениях.

На рис. 1.59 приводится схема гидроэлеватора, все значения параметров которого получены на основании экспериментального опробования и последующей доделки конструкции на очистных сооружениях г. Подольска. Основные рабочие параметры: глубина погружения сопла 3,8 м, высота подъема смеси 6 м, тип насоса (СМ 100-65-200/2Б)110, обеспечивает напор не менее 38,5 м, время отгрузки осадка из песколовки 30–40 мин. Теоретический расчет характеристик данной конструкции по соотношениям (1.44)–(1.47) отличается от реальных характеристик гидроэлеватора, однако, на практике, при использовании решеток с прозорами 16 мм, гидроэлеватор работает без засоров. Наиболее разумный подход к улучшению характеристик гидроэлеваторов и эрлифтов связан с практическим подбором, как геометрических размеров отдельных узлов, так и других параметров системы. Расчетные же значения этих характеристик согласно приведенным ранее формулам нужно понимать как ориентиры, около которых следует искать более оптимальные значения необходимых параметров.

Очень часто на сооружениях устанавливаются гидроэлеваторы, изготовленные на основании расчетов, которые идеально могут обеспечить подъем жидкости на необходимую высоту, но постоянно выходят из строя из-за засоров, так как откачивать им приходится густой осадок с включенными в него различными отбросами.

При реконструкции гидроэлеваторов необходимо руководствоваться следующими

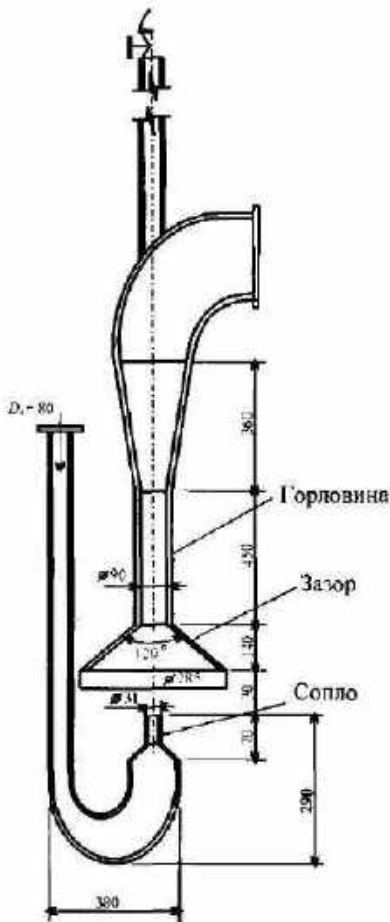


Рис. 1.59. Схема гидроэлеватора, установленного в песколовах очистных сооружений г. Подольска

рекомендациями.

Все гидродинамические проблемы, связанные с работой гидроэлеватора, сводятся к нескольким основным.

1. Зазор между соплом и встречной насадкой слишком большой. В этом случае диаметр струи на входе во встречную насадку достаточно большой. Если он превышает размер встречной насадки, или порядка ее, то либо не вся струя входит в насадку, либо происходят большие потери напора. В любом случае работа гидроэлеватора будет малоэффективной.

2. Зазор между соплом и встречной насадкой слишком мал или же сопло вообще входит внутрь встречной насадки. В этом случае затруднен подсос окружающего осадка в струю технической воды. Такая конструкция малоэффективна, так как основная задача (отгрузка смеси воды с осадком) не выполняется. Кроме того, возможна еще и другая проблема. Малые скорости всасывания способствуют откачке только первой порции осадков, после чего вокруг конуса встречной насадки образуется так называемый «свод» — уплотненный песок или осадок. Внутри этого песка в полости находится сопло и встречная насадка. Всасывание песка может вообще прекратиться или же будет сильно затруднено.

3. Нарушена соосность сопла и встречной насадки. В этом случае струя из сопла бьет в стенку встречной насадки, что может сильно увеличить сопротивление и падение гидродинамического напора, а также разрушение встречной насадки.

4. Сопло гидроэлеватора сильно вдвинуто во внутрь расширенной части горловины. Гидроэлеватор плохо работает, а расширенная часть горловины разрушается абразивными свойствами песка.

Все перечисленные гидродинамические проблемы технически решаемы на местах. Наибольшая среди них — подбор зазора между соплом и встречной насадкой. Этот зазор можно подобрать экспериментально, увеличивая и уменьшая рекомендованное в справочниках расстояние. При увеличении диаметра горловины и зазора у гидроэлеватора рекомендуется не менять расстояние между соплом и началом горловины, а увеличить угол конуса. Угол конуса встречной насадки можно менять, доводя его до 90–120° (см. рис. 1.59). Предлагаемые технические решения могут несколько уменьшить коэффициент инжекции, что приведет к более длительной работе гидроэлеватора при отгрузке осадка. Однако выигрыш в безостановочной работе гидроэлеватора окажется предпочтительным.

Нарушение соосности горловины и сопла гидроэлеватора исправляется наиболее просто — центровкой, при этом необходимо соблюдать допустимое отклонение от центра $\pm 0,3$ мм.

После изготовления новой конструкции ее нужно экспериментально опробовать, увеличивая или уменьшая основные размеры гидроэлеватора в зависимости от конкретных условий на очистных сооружениях (эффективность работы решеток, длина гидроэлеватора, близость расположения песковых площадок или бункеров и т.п.).

Геометрические размеры элементов гидроэлеватора могут заметно варьировать и увеличиваться до полутора раз от расчетных, без существенных ухудшений гидродинамических свойств всего устройства.

Все вышесказанное позволяет, учитывая конкретные условия, изменять характеристики гидроэлеватора, подбирая более подходящие параметры его отдельных узлов.

1.2. Сооружения биологической очистки

1.2.1. Аэротенки. Процесс биологической очистки загрязняющих веществ в аэротенках происходит при непосредственном контакте сточных вод с оптимальным количеством организмов активного ила в присутствии соответствующего количества растворенного кислорода (в течение необходимого периода времени) с последующим отделением активного ила от очищенной воды во вторичных отстойниках. Активный ил — искусственно выращиваемый биоценоз при аэрации антропогенно загрязненных вод, населенный гелепродуцирующими бактериями гетеротрофами, хемотрофами, простейшими и многоклеточными животными, которые трансформируют загрязняющие вещества и очищают сточные воды в результате биосорбции, биохимического окисления, выедания бактерий и простейших.

Основные параметры процесса биологической очистки должны быть взаимосвязаны, а именно: объем аэротенков, количество и окисляемость загрязняющих веществ в сточных водах, время контакта сточных вод с активным илом. Кроме того, седиментационные свойства активного ила, которые определяются всеми перечисленными параметрами, должны соответствовать технологическим возможностям применяемых вторичных отстойников — удовлетворительно отделять очищенные сточные воды от ила (за установленное время нахождения в них).

Обычно аэротенк — это резервуар прямоугольного сечения, по которому протекают сточные воды, смешанные с активным илом. Воздух, вводимый с помощью пневматических или механических устройств, перемешивает обрабатываемую жидкость с активным илом и насыщает ее кислородом, необходимым для жизнедеятельности бактерий, простейших и многоклеточных животных.

Конструкции применяемых аэротенков подразделяются по способу подачи сточных вод и их потоку на три основных типа: вытеснители (рис. 1.60) с «поршневым» потоком сточных вод, смесители с рассредоточенной или центральной (рис. 1.61) подачей и выпуском сточных вод и аэротенки промежуточного типа (рис. 1.62).

К вытеснителям относятся одно-, двух- и т.д. коридорные аэротенки, в которых коридоры отделены друг от друга продольными направляющими перегородками, не достигающими до одной из торцевых стен. В торцах аэротенка расположены каналы для впуска и отведения сточных вод. В зависимости от геометрических размеров в этих

аэротенках в той или иной степени выполняется условие полного вытеснения потока сточных вод. Особенностью процесса, протекающего в аэротенках-вытеснителях, является изменение концентрации загрязняющих веществ в сточных водах и скорости очистки по длине аэротенка. Окислительный процесс в аэротенках-вытеснителях происходит неравномерно: в начале аэротенка — быстрее, а по мере приближения к концу и уменьшения количества субстрата — медленнее.

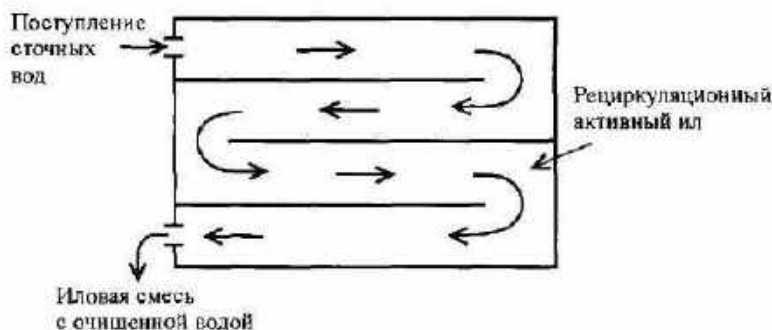


Рис. 1.60. Схема движения сточных вод в четырехкоридорном аэротенке-вытеснителе

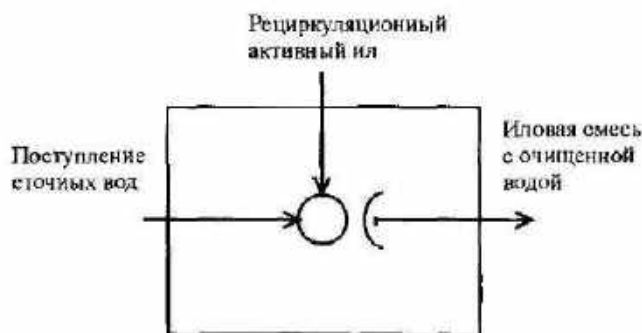


Рис. 1.61. Схема аэротенка-смесителя с центральным подводом сточных вод и ила в аэрационную зону

Аэротенки-вытеснители предпочтительны при очистке сточных вод сложного состава, содержащих значительную долю промышленных сбросов.

В аэротенках-смесителях обеспечивается полное и быстрое смешение сточных вод с массой активного ила, в установившемся режиме они работают с равномерными скоростями процесса очистки. Предпочтительное использование аэротенков-смесителей при очистке высококонцентрированных промышленных сточных вод, сходных по составу с бытовыми (лищевые комбинаты, пивные заводы, рыбные заводы), а также при неравномерном притоке и часто возникающих залповых перегрузках было обосновано профессором Н.А. Базякиной в 1948 г. Однако, при использовании смесителей существует

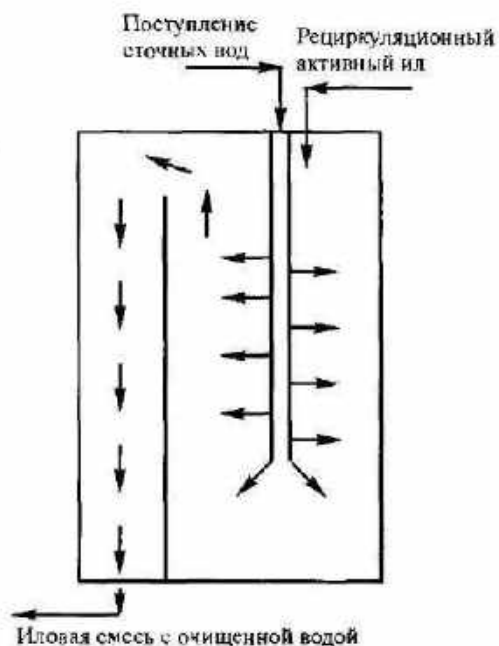


Рис. 1.62. Схема движения сточных вод в аэротенке промежуточного типа: смесителе-вытеснителе

угроза развития всплывания активного ила, во всяком случае, они более подвержены ему, чем другие конструкции аэротенков по причине высоких нагрузок на активный ил по всему объему сооружений.

К аэротенкам промежуточного типа относятся, например, коридорные аэротенки с рассредоточенной по длине подачей сточных вод и с впуском активного ила в начало коридора.

Аэротенки подразделяются также по виду применяемой аэрации на: аэротенки с механической или (наиболее распространенной) пневматической аэрацией.

Окисление органических загрязняющих веществ в аэротенках происходит за счет жизнедеятельности аэробных микроорганизмов, образующих хлопьевидные скопления — активный ил. Часть органических веществ, непрерывно поступающих со сточными водами, окисляется, а другая обеспечивает прирост бактериальной массы активного ила.

Большая насыщенность сточных вод активным илом и непрерывное поступление кислорода обеспечивают интенсивное биохимическое окисление органических веществ, поэтому аэротенки являются одним из наиболее совершенных сооружений для биохимической очистки. В зависимости от требуемой степени снижения содержания органических загрязняющих веществ аэротенки проектируются на полную биологическую очистку (содержание в очищенных водах БПК₅ — 20–25 мг/дм³; NO₃ не менее 5,0–6,0 мг/дм³) и частичную (БПК₅ > 25 мг/дм³) очистку (Максимовский, 1961).

1.2.1.1. Факторы, определяющие удовлетворительную работу аэротенков. Наиболее важными факторами, влияющими на развитие и жизнеспособность активного ила, а также качество биологической очистки, являются: температура, наличие питательных веществ, содержание растворенного кислорода в иловой смеси, значение рН, присутствие токсинов. Влияние этих факторов на процесс биологической очистки более подробно будет рассматриваться в последующих главах. Удовлетворительная работа аэротенков в значительной степени определяется также технологическим режимом эксплуатации, где основное значение имеют:

оптимальное соотношение между концентрацией загрязняющих веществ, присутствующих в сточных водах, и рабочей дозой активного ила по массе (при уменьшении дозы ила возникает эффект повышения нагрузки и снижения качества очистки, при увеличении дозы затрудняется эффективное разделение ила и очищенной воды во вторичных отстойниках);

необходимое время контакта загрязненных сточных вод с активным илом;

достаточная аэробность системы.

Рассмотрим данные технологические параметры в той же последовательности более подробно.

Процессы, происходящие при биологической очистке сточных вод, в целом можно представить схематически. Часть органических веществ сточных вод окисляется до CO₂ и H₂O, а часть идет на синтез запасных веществ и образование новых клеток активного ила. В результате синтеза увеличивается биомасса ила (см. рис. 1.1). Доза ила по массе служит ориентировочным показателем того, сколько в иловой смеси потребителей загрязнений. Для того чтобы обеспечить удовлетворительное качество очистки, необходимо при возрастании поступления загрязняющих веществ со сточной

водой, увеличивать концентрацию их потребителей, т.е. дозу ила по массе, тогда удельная нагрузка на ил останется стабильной (см. 1.2.1.1.6.). Поэтому нормы дозы ила устанавливаются в зависимости от нагрузки на ил по БПК и от технических возможностей отделения очищенной воды от ила во вторичных отстойниках.

Доза ила (г/дм^3) для аэротенков без регенераторов на полную и неполную очистку городских сточных вод (СНиП II-32-74) при $\text{БПК}_{\text{max, летн.}} \text{ мг/дм}^3$:

- до 100 — должна составлять не менее 1,2;
- от 101 до 150 — не менее 1,5;
- от 151 до 200 — не менее 1,8,
- от 201 и более — не менее 1,8, но не более 3,0.

Для аэротенков с регенераторами устанавливается средняя доза ила при проектировании. Для удовлетворительной работы вторичных отстойников обычных (наиболее распространенных) конструкций при очистке городских сточных вод доза ила в аэротенках не должна превышать 3 г/дм^3 . Превышение дозы ила приводит к излишнему накоплению в иловой зоне вторичных отстойников активного ила, его загниванию, повышенному выносу, обескислороживанию очищенной воды и, следовательно, ухудшению качества очистки. Повышение дозы ила до оптимальных значений без дополнительной нагрузки на вторичные отстойники обеспечивается применением носителей биомассы (см. подробнее в п. 3.2.2.4).

В зимний период, когда мощность биологического окисления снижается, аэротенкам необходимо работать с более высокой дозой ила. Так если в летний период доза ила составляла $1,2\text{--}1,5 \text{ г/дм}^3$, то в зимний — ее следует поддерживать в интервале от $1,6$ до $2,0 \text{ г/дм}^3$, что выполнить несложно, так как в зимний период из-за преобладающих ассимиляционных процессов прирост ила возрастает по сравнению с теплым временем года.

Если аэротенки работают с регенераторами, то в регенераторах необходимо поддерживать дозу в 2–3 раза большую, чем в аэротенках для обеспечения глубокого доокисления сложноокисляемых соединений.

При нарушении оптимального соотношения между концентрацией загрязняющих веществ в поступающей в аэротенки воде и рабочей дозой активного ила, а точнее, при повышении удельной нагрузки на ил, нарушаются его седиментационные свойства, и возрастает иловой индекс, наиболее важный показатель состояния активного ила.

В практике эксплуатации аэротенков используются две характеристики седиментационных свойств активного ила — доза ила по объему и иловой индекс.

Доза ила по объему характеризует способность активного ила к осаждению за 30 мин отстаивания. Иловой индекс — это объем 1 грамма сухого ила занимаемый им за 30 мин отстаивания в 1 дм^3 цилиндре. Иловой индекс также характеризует седиментационные свойства ила, но уже с учетом его сухой массы.

При оценке дозы ила по объему требуется отмечать результаты измерения каждые 3 мин отстаивания для определения плавности и равномерности осаждения, что является характеристикой хороших седиментационных свойств ила, как и его способность занимать наименьший объем после 30-ти минутного отстаивания.

Иловой индекс I ($\text{см}^3/\text{г}$) рассчитывается после того, как получены значения дозы

по сухой массе и объему. Результат получается от деления значений дозы ила по объему V , $\text{см}^3/\text{дм}^3$ на количественные значения дозы ила по сухой массе d , $\text{г}/\text{дм}^3$:

$$I = \frac{V}{d}. \quad (1.46)$$

Хорошо оседающий активный ил оседает быстро с образованием зоны осветления (скорость осаждения 1 м в час и более) плавно, хорошо уплотняясь, не занимая большого объема после окончательного уплотнения и не всплывая после осаждения в течение 1,0–1,5 часов.

На рис. 1.63 показана осаждаемость активного ила при удовлетворительных седиментационных характеристиках и высоком качестве очистки, обеспечиваемом таким активным илом.

В активном иле с пониженными значениями индекса повышена доля зольных, более тяжелых элементов из-за высокой минерализации клеточного вещества или из-за присутствия тяжелых взвесей, что зависит от характера очищаемых сточных вод и эффективности механической очистки. Чем выше зольность активного ила, тем больше скорость его оседания и тем большая концентрация может поддерживаться в аэротенках за счет того, что вторичные отстойники лучше обеспечивают возврат ила. Однако такой ил может давать недостаточный прирост биомассы, что не позволяет поддерживать оптимальные нагрузки в аэротенках. При ухудшении способности ила к седиментации, иловой индексе возрастает, разделение ила и очищенной воды нарушается и приводит к избыточному выносу взвешенных веществ из вторичных отстойников.

В зависимости от технических возможностей своевременной выгрузки осевшего ила из вторичных отстойников, для каждого конкретного сооружения биологической очистки оптимальными будут свои определенные значения илового индекса. Условно принято считать для очистных сооружений с аэротенками оптимальными значения илового индекса от 80 до 120 $\text{см}^3/\text{г}$. Диапазон допустимых значений — от 60 до 150 $\text{см}^3/\text{г}$.

Одно из основных требований к иловому индексу — стабильность его значений, которая указывает на удовлетворительные условия жизнедеятельности ила и удовлетворительный режим эксплуатации сооружений (оптимальное количество ила удаляется из системы и поддерживается нормальная доза возвратного ила). Нарушение седиментации активного ила может происходить по причине изменения биофлокуляции, которая может быть выражена несколькими формами (см. 3.1.3.2).

Время контакта активного ила с загрязненными сточными водами определяется таким технологическим параметром как период аэрации, который вычисляется по формуле:

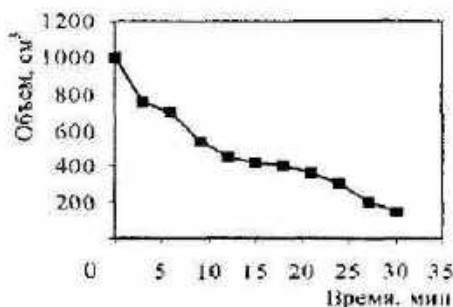


Рис. 1.63. Осаждаемость активного ила с удовлетворительными седиментационными характеристиками. Очистные сооружения в Свердловска

$$T = \frac{W}{q}, \quad (1.47)$$

где W — объем аэрируемых сооружений, м³; q — часовой расход сточных вод, м³/ч.

Продолжительность периода аэрации предусматривается при проектировании и обуславливается сложностью состава очищаемых промышленных сточных вод. Чем сложнее такой состав, тем более продолжительный контакт сточных вод с илом требуется для обеспечения глубокого окисления сложноокисляемых загрязнений.

1.2.1.1.1. Кислородный режим в аэротенках. Организмы активного ила являются микроаэрофилами: для нормальной жизнедеятельности им требуются малые количества растворенного кислорода. Критической концентрацией растворенного кислорода считается 0,2 мг/дм³, вполне удовлетворительной для микроаэрофилов — 0,5 мг/дм³ (Хаммер, 1979). Однако активный ил не терпит залежей и при малейшем застое, по причине нарушения массообмена в хлопьях, он начинает гибнуть от собственных метаболитов. Поэтому предусмотренные нормы на содержание растворенного кислорода (не менее 1,0–2,0 мг/дм³ в любой точке аэротенка) предполагают обеспечение интенсивного перемешивания иловой смеси с целью ликвидации залежей ила. При концентрации растворенного кислорода, превышающей максимально необходимую, критическую величину, степень активности микроорганизмов не увеличивается и очистка не улучшается. Поэтому для каждого очистного сооружения устанавливается своя «критическая концентрация» кислорода, причем степень его поглощения определяется, главным образом, характером и концентрацией загрязнений. Бытовые стоки — это относительно слабый питательный раствор и в нем скорость поглощения кислорода превосходит скорость поглощения питательных веществ, поэтому кислород редко лимитирован на сооружениях, очищающих такие сточные воды. В концентрированных промышленных сточных водах с высоким содержанием легкоокисляемых органических веществ скорость поглощения бактериями питательных веществ будет превосходить скорость поглощения кислорода, который в этом случае лимитирован. Таким образом, необходимая степень аэрации должна в первую очередь учитывать нагрузки по загрязняющим веществам, а не гидравлические нагрузки. Повышение содержания растворенного кислорода в аэротенках выше 3,5–4,0 мг/дм³ мало влияет на эффективность биохимического окисления загрязняющих веществ, но сильно увеличивает энергетические затраты.

Наибольшая потребность в кислороде характерна для начала аэротенка-вытеснителя, куда поступают сточные воды с максимальным содержанием загрязняющих веществ. Далее по длине аэротенка степень аэрации можно снижать, а в зоне регенерации снова увеличивать в 2–3 раза.

Подача воздуха обеспечивает несколько процессов, происходящих с активным илом: дыхание организмов, перемешивание иловой смеси, удаление метаболитов, хемоокисление загрязняющих веществ.

Плохие аэрационные условия для активного ила могут быть обусловлены следующими причинами:

сокращением количества подаваемого воздуха, разрушением и засорением подающих воздух элементов (фильтровальных пластин, дырчатых труб, мелкопузырчатых диспергаторов и т.д.);

залежами и микрозалежами плохо перемешиваемого ила в различных участках аэрируемой зоны и всех звеньев очистки;

повышением удельных нагрузок на активный ил за счет возрастания содержания растворенных органических веществ в поступающих на очистку водах;

воздействием токсикантов на активный ил (токсиканты блокируют дыхательные ферменты у простейших и многоклеточных организмов активного ила или дыхательные пигменты у бактерий);

возрастанием кислородпоглощаемости активного ила из-за нарушения режима выгрузки осадка из вторичных отстойников;

превышением оптимальной концентрации возвратного ила (недостаток кислорода возникает при увеличении биомассы активного ила).

Улучшения аэрационных условий можно достичь налаживанием технологического режима эксплуатации (возможности ограничены) и увеличением процента использования кислорода воздуха активным илом за счет смены аэрирующих элементов.

При крупнопузырчатой аэрации размер отверстий в трубах составляет 5–6 мм и использование кислорода активным илом при этом составляет 6–7 %, что не создает идеального массообмена растворенного кислорода из жидкости в бактериальную клетку. При уменьшении размера отверстий в подающих воздух трубах до 2–2,5 мм увеличивается использование кислорода до 8–12 %, а при применении мелкопузырчатых диффузоров (размер отверстий — 200–500 мкм) — до 15–18 % (рис. 1.64).

Применение мелкопузырчатой аэрации позволяет аэрофилам заместить микроаэрофилов в активном иле, что приводит к значительному улучшению качества очистки, улучшению седиментационных характеристик активного ила, его влагоотдающих свойств, повышению уровня метаболизма, сокращению прироста, а также возрастанию устойчивости организмов ила к воздействию токсичных веществ. Для того чтобы был обеспечен максимальный эффект при применении мелкопузырчатых диффузоров воздуха, необходимо дополнить мелкопузырчатую аэрацию системой барботаж (дырчатые трубы с размером отверстий 2–5 мм), чтобы обеспечить хорошее перемешивание и идеальный массообмен в хлопьях ила, так как мелкопузырчатая аэрация не достаточно хорошо перемешивает иловую смесь. Но при устройстве системы барботажа необходимо подавать воздух в мелкопузырчатые диффузоры воздуха от отдельного компрессора, чтобы избежать выхода воздуха только через дырчатые трубы.

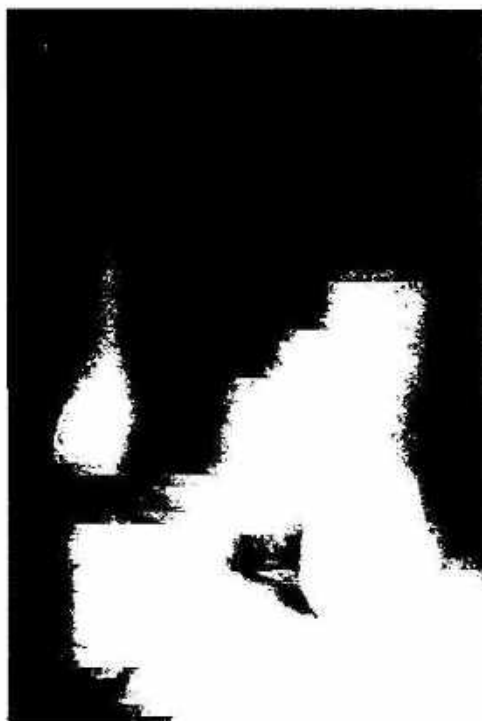


Рис. 1.64. Мелкопузырчатый трубчатый аэратор, изготовленный из титана методом порошковой металлургии

Идеальный эффект одновременного насыщения иловой смеси кислородом и удовлетворительного массообмена в хлопьях ила обеспечивает среднепузырчатая аэрация.

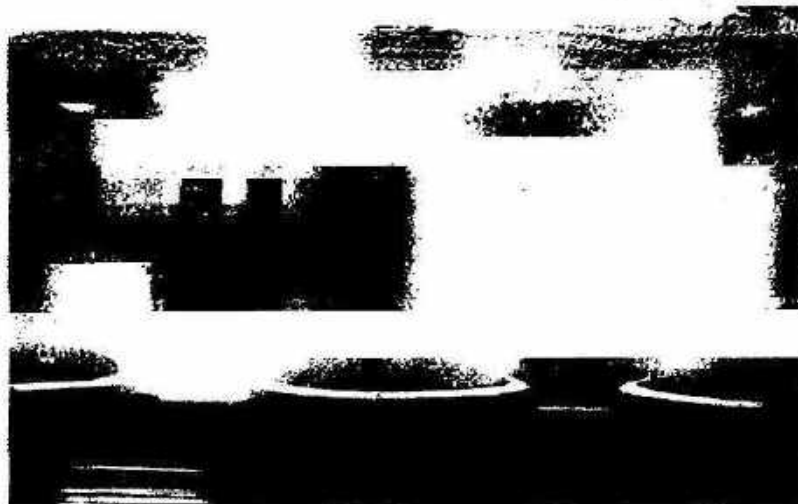


Рис. 1.65. Мелкопузырчатые тарельчатые пластиковые аэраторы с лазерной насечкой отверстий

Эффективность аэрации зависит также от формы применяемых аэрирующих элементов (более эффективно насыщают иловую смесь тарельчатые (рис. 1.65), а не трубчатые аэраторы) и их расположения по днищу аэротенков.

Пристенная форма монтажа аэраторов (рис. 1.66) наиболее часто используется, так как это оправданно экономически (меньше требуется аэрирующих элементов).

Однако при такой системе подачи воздуха в аэротенках создаются турбулентные циркулирующие вертикальные потоки, которые увеличивают скорость подъема пузырей воздуха с 0,3 м/с (без циркулирующих потоков) до 0,9 м/с, а, следовательно, воздух в контакте с иловой смесью находится значительно меньшее время, чем при его подаче через диффузоры, расположенные равномерно по всему днищу аэротенка (рис. 1.67).

Кроме того, при расположении аэраторов по всему днищу достигается эффект наибольшего перемешивания и равномерной аэрации по всей поверхности аэротенка (рис. 1.68).

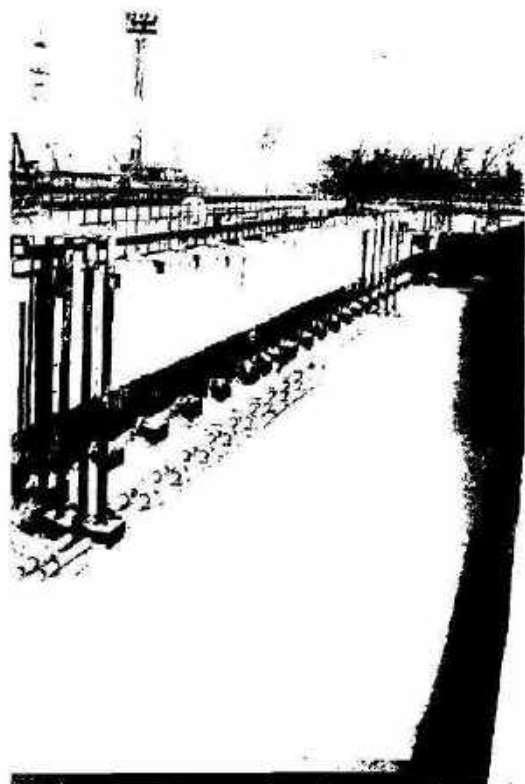


Рис. 1.66. Пристенная форма монтажа аэраторов. Очистные сооружения г. Челябинска

При использовании промежуточной схемы монтажа аэраторов (рис. 1.69) количество используемых аэраторов невелико, а эффект вертикальной циркуляции сточных вод в аэротенках снижается, следовательно, снижаются потери кислорода.

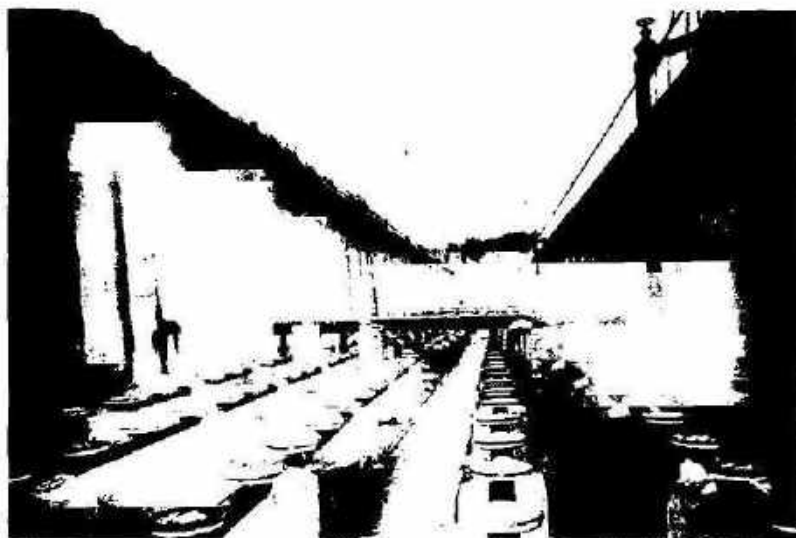


Рис. 1.67. Равномерное расположение аэраторов по днцу аэротенка. Курьяновская станция аэрации, г. Москва



Рис. 1.68. Равномерное удовлетворительное бурление иловой смеси в аэротенке. Курьяновская станция аэрации, г. Москва

Применяемые в аэротенках системы аэрации подразделяются на три типа: пневматическая, механическая и комбинированная. В процессе эксплуатации необходимо производить расчеты для оценки эффективности применяемой системы аэрации.

Приведем расчеты для наиболее часто применяемой пневматической системы (для



Рис. 1.69. Двойные пластиковые аэраторы, установленные пристенно, занимающие половину поверхности дна коридора аэротенка. Очистные сооружения г. Муром

механической системы аэрации расчеты производятся по затратам электроэнергии).

Расход воздуха на очистку 1 м^3 сточных вод ($D_{1\text{м}^3}$, $\text{м}^3/\text{м}^3$) рассчитывается по формуле:

$$D_{1\text{м}^3} = \frac{D_{\text{средн}}}{Q_{\text{средн}}}, \quad (148)$$

где $D_{\text{средн}}$ — среднесуточный расход воздуха, $\text{м}^3/\text{сут}$; $Q_{\text{средн}}$ — среднесуточный расход сточных вод, $\text{м}^3/\text{сут}$.

Пример.

$$D_{1\text{м}^3} = \frac{21294 \text{ м}^3/\text{сут}}{2340 \text{ м}^3/\text{сут}} = 9,1 \text{ м}^3/\text{м}^3.$$

Расход воздуха на очистку м^3 сточных вод может составлять от 3,5 до $15 \text{ м}^3/\text{м}^3$.

Расход воздуха на 1 кг снятой органики, характеризующейся показателем БПК₅ ($D_{\text{БПК}_5}$, $\text{м}^3/\text{кг}$) рассчитывается по формуле:

$$D_{\text{БПК}_5} = \frac{D_{1\text{м}^3}}{L_{\text{пост}} - L_{\text{очищ}}}, \quad (149)$$

где $L_{\text{пост}}$ — содержание БПК₅ в поступающих на очистку сточных водах, $\text{мг}/\text{дм}^3$ или $\text{кг}/\text{м}^3$; $L_{\text{очищ}}$ — содержание БПК₅ в очищенных водах, $\text{мг}/\text{дм}^3$ или $\text{кг}/\text{м}^3$; $D_{1\text{м}^3}$ — расход воздуха на очистку 1 м^3 сточных вод, $\text{м}^3/\text{м}^3$.

Пример.

$$D_{\text{БПК}_5} = \frac{9,1 \text{ м}^3/\text{м}^3}{0,214 \text{ кг}/\text{м}^3 - 0,013 \text{ кг}/\text{м}^3} = 45,2 \text{ м}^3/\text{кг}.$$

Расход воздуха на 1 кг снятой органики, характеризующейся показателем БПК₅, в среднем составляет от 30 до $55 \text{ м}^3/\text{кг}$ и может повышаться до $90 \text{ м}^3/\text{кг}$ при очистке сточных вод на высоконагружаемых сооружениях и достигать значительных расходов до $120 \text{ м}^3/\text{кг}$ снятой БПК в процессе продленной аэрации.

Интенсивность аэрации (J , $\text{м}^3/\text{м}^2 \cdot \text{ч}$) рассчитывается по формуле:

$$J = \frac{D_{1\text{м}^3} H}{T}, \quad (150)$$

где H — глубина аэротенков или регенераторов, песколовок, минерализаторов, м; T — период аэрации, ч; $D_{1\text{м}^3}$ — расход воздуха на очистку 1 м^3 сточных вод, $\text{м}^3/\text{м}^3$.

Пример.

$$j = \frac{9,1 \text{ м}^3/\text{м}^3 \cdot 4,4 \text{ м}}{7,5 \text{ ч}} = 5,3 \text{ м}^3/(\text{м}^2 \cdot \text{ч}).$$

Интенсивность аэрации должна быть достаточной для обеспечения как процесса насыщения иловой смеси растворенным кислородом, так и процесса ее перемешивания.

Для того, чтобы рассчитать процент использования кислорода воздуха, необходимо учесть общее потребление кислорода, израсходованного на биохимическое окисление органических загрязняющих веществ, нитрификацию и насыщение кислородом очищенных сточных вод, сбрасываемых в природный водоем.

Пример. БПК_{всего} в поступающих на биологическую очистку сточных водах равно 220 мг/дм³, БПК_{остат} в очищенных водах – 15 мг/дм³, количество утилизированной в аэротенках органики – 205 мг/дм³.

Содержание в очищенных водах: нитритов – 0,2 мг/дм³, нитратов – 3,9 мг/дм³, растворенного кислорода – 3,1 мг/дм³.

Необходимо рассчитать расход кислорода на нитрификацию.

Поскольку на превращение 1 мг/дм³ аммонийного азота в нитриты требуется 2,33 мг/О₂, а на превращение 1 мг/дм³ нитритов в нитраты требуется 3,4 мг/О₂, то на нитрификацию в данном примере израсходовано кислорода:

$$2,33 \text{ мг/мг} \cdot 0,2 \text{ мг/дм}^3 + 3,4 \text{ мг/мг} \cdot 3,9 \text{ мг/дм}^3 = 13,7 \text{ мг/дм}^3.$$

Общие затраты кислорода с учетом утилизированной органики, расхода на процессы нитрификации и кислородного содержания в очищенных водах составили:

$$205 \text{ мг/дм}^3 + 13,7 \text{ мг/дм}^3 + 3,1 \text{ мг/дм}^3 = 221,8 \text{ мг/дм}^3 \text{ или } 221,8 \text{ г/м}^3.$$

В расчетах по формуле (1.48) получен расход воздуха 9,1 м³ на 1 м³ сточных вод. Пересчитаем этот расход в граммы или килограммы с учетом плотности воздуха (1,205 г/дм³ или 1,205 кг/м³ при $t = 0^\circ\text{C}$):

$$9,1 \text{ м}^3/\text{м}^3 \cdot 1,205 \text{ кг/м}^3 = 10,966 \text{ кг/м}^3.$$

Содержание кислорода в воздухе 20,99 % (– 21 %), следовательно, подано воздуха в граммах (кг):

$$10,966 \text{ кг/м}^3 \cdot 0,21 = 2,3028 \text{ кг/м}^3 \text{ или } 2302,8 \text{ г/м}^3.$$

Общее потребление кислорода в нашем примере составило 221,8 г/м³, а подано 2302,8 г/м³, тогда доля использованного кислорода:

$$221,8 \text{ г/м}^3 : 2303 \text{ г/м}^3 \cdot 100 \% = 9,6 \%.$$

Подобные расчеты можно произвести, учитывая расходы воздуха по производительности воздуходувок. Расход воздуха ($D_{1\text{м}^3}$, м³/м³) составит:

$$D_{1\text{м}^3} = \frac{N}{Q_{\text{сред}}}, \quad (151)$$

где N – суточная производительность воздуходувок, м³/сут; $Q_{\text{сред}}$ – среднесуточный расход сточных вод, м³/сут.

Пример. Если мощность одной воздуходувки 83,4 м³/мин или 5004 м³/ч, а работают одновременно две равные по мощности воздуходувки, то количество воздуха, поданного в сутки:

$$(5004 \text{ м}^3/\text{ч} \cdot 2) \cdot 24 = 240 \text{ тыс. м}^3/\text{сут}.$$

Среднесуточный расход сточных вод составляет 42000 м³/сут, тогда расход воздуха (м³/м³) составит:

$$240000 \text{ м}^3/\text{сут} : 42000 \text{ м}^3/\text{сут} = 5,7 \text{ м}^3/\text{м}^3.$$

Расход воздуха на 1 кг снятой органики, характеризуемой показателем БПК₅ ($D_{1\text{кгК}_5}$, м³/кг) рассчитывается по формуле:

$$D_{\text{БПК}_5} = \frac{N}{L_{\text{утиля}}}, \quad (1.52)$$

где $L_{\text{утиля}}$ ($L_{\text{утиля}} = L_{\text{твект}} - L_{\text{тминд}}$) — количество утилизированной органики, характеризующейся показателем БПК₅ в сутки, кг.

Пример. За сутки расход воздуха составил 240000 м³. Переработано органики по БПК₅ 4000 кг, тогда:

$$240000 \text{ м}^3 : 4000 \text{ кг} = 60 \text{ м}^3 \text{ на } 1 \text{ кг БПК}_5.$$

Интенсивность аэрации (J , м³/(м²·ч)) на единицу площади поверхности сооружения рассчитывается по формуле:

$$J = \frac{D_1}{F_{\text{аэр.соор}}}, \quad (1.53)$$

где D_1 — часовой расход воздуха, м³/ч; $F_{\text{аэр.соор}}$ — площадь водного зеркала аэрируемых сооружений, м².

Пример. $F_{\text{аэр.соор}} = 2572 \text{ м}^2$, $D_1 = 10008 \text{ м}^3/\text{ч}$, $J = 10008 \text{ м}^3/\text{ч} : 2572 \text{ м}^2 = 3,89 \text{ м}^3/(\text{м}^2 \cdot \text{ч})$.

$$J = 10008 \text{ м}^3/\text{ч} : 2572 \text{ м}^2 = 3,89 \text{ м}^3/(\text{м}^2 \cdot \text{ч}).$$

Интенсивность аэрации на объем (W , м³) аэрируемых сооружений при $W = 12860 \text{ м}^3$ составит:

$$10008 \text{ м}^3/\text{ч} : 12860 \text{ м}^3 = 0,78 \text{ м}^3/(\text{м}^3 \cdot \text{ч}).$$

Расчет процента использования кислорода воздуха на 1 кг снятой органики, характеризующейся показателем БПК₅, представлен в следующем примере.

Пример. Израсходовано 60 м³ воздуха на 1 кг БПК₅. Переведем объем воздуха в единицы массы. Масса 1 м³ воздуха при $t = 0^\circ\text{C}$ и давлении 760 мм рт. ст. составляет 1,29 кг/м³, поэтому масса 60 м³ воздуха составит:

$$60 \text{ м}^3 \cdot 1,29 \text{ кг/м}^3 = 77,4 \text{ кг}.$$

В воздухе содержится 20,99 % кислорода, отсюда на 1 кг снятой органики, характеризующейся показателем БПК₅, израсходовано кислорода:

$$77,4 \text{ кг} \cdot 0,21 = 16,3 \text{ кг}.$$

Рассчитаем процент использования кислорода воздуха на 1 кг снятой органики, характеризующейся показателем БПК₅:

$$\frac{1 \text{ кг}}{16,3 \text{ кг}} \cdot 100\% = 6,13\%.$$

1.2.1.1.2. Прирост активного ила. Активный ил постоянно образует новые клетки, осуществляя биохимическое окисление органических загрязняющих веществ. Интенсивность прироста клеток ила регулируется несколькими факторами и зависит от:

природы окисляемого субстрата;

температуры очищаемых сточных вод, которая определяет степень ассимиляционных процессов;

самоокисляющей способности активного ила, зависящей от величины нагрузки и периода аэрации на сооружениях;

седиментационных характеристик ила и выноса взвешенных веществ из вторичных отстойников;

наличия токсикантов (снижающих прирост) или мутагенов-стимуляторов прироста.

Прирост активного ила обусловлен наличием в сточных водах биоразлагаемых

органических веществ. При очистке сточных вод со значительной долей биоразлагаемого субстрата (бытовые и, сходные с ними по составу, сточные воды пищевой промышленности (пивоварение, производство сахара и др.)) прирост ила повышенный, а при очистке промышленных сточных вод сложного состава с недостаточным содержанием биохимически окисляемого субстрата — пониженный.

Доля биоразлагаемого субстрата выражается соотношением БПК : ХПК или величиной нагрузки на активный ил по органическим загрязняющим веществам, характеризующимся показателем БПК.

В зимнее время прирост повышается за счет усиления ассимиляционных процессов у активного ила, как у большинства организмов.

В низконагружаемых сооружениях с большим периодом аэрации часть ила самоокисляется и прирост может резко уменьшаться, на этом основана технология минерализации, а в последние годы широко распространилась утопическая идея возможности избежать прироста ила на действующих сооружениях.

Действительно при очень низких нагрузках, при очистке промышленных сточных вод сложного состава и длительном периоде аэрации, а также у зрелого ила, прирост резко сокращается, но это сокращение не может приблизиться к нулю в современных сооружениях биологической очистки.

В табл. 1.11 приведены данные качества очистки сточных вод по взвешенным веществам на очистных сооружениях г. Х производительностью 210000 м³/сут, где была реализована технология «без избыточного ила».

Для того, чтобы установить происходящие изменения в процессе очистки в течение суток, пробы осветленных и очищенных сточных вод отбирались и анализировались с интервалом 1–5 часов после первичных и вторичных отстойников на содержание взвешенных веществ, а также определялась доза возвратного ила. Избыточный ил не отгружался более чем полгода, и из теоретических соображений, положенных в основу идеи полного подавления прироста, можно было ожидать стабильные значения возвратного ила. Однако полученные данные демонстрируют значительные колебания концентрации возвратного ила от 11,4 до 16,7 г/дм³ за два с половиной дня исследований. Вынос взвешенных веществ из вторичных отстойников достигал значений 60–170 мг/дм³, как правило, увеличивался в вечернее время, что свидетельствует о периодической самопроизвольной эвакуации активного ила. Так, например, 12.12.94 г. с 19.00 до 20.00 ч вынос взвешенных веществ составил 1487,5 кг или 1,5 т. Подобная картина периодически возникающего резкого ухудшения качества очистки сточных вод характерна для всех сооружений, на которых применялась технология «без избыточного ила» или в целях экономии площадей под размещение и утилизацию осадков сточных вод избыточный активный ил намеренно не отгружался.

Сокращение (но не отсутствие) прироста ила наблюдается на тех сооружениях, где в очищаемых сточных водах присутствуют токсические или бактерицидные вещества (фармацевтические заводы, производство химических реактивов, пестицидов и т.п.).

В то же время, некоторые pollutants могут вызывать стимулирующий эффект прироста ила. Например, фенол является довольно токсичным веществом. Его ПДК для водных объектов, имеющих рыбохозяйственное значение, составляет 0,001 мг/дм³, однако сточные воды, в которых фенол присутствует в гораздо больших

концентрациях (например, при изготовлении железобетонных конструкций 0,009–0,05 мг/дм³), вызывают избыточный прирост активного ила, что особенно заметно на сооружениях малой канализации.

Таблица 1.11

Повышенные значения дозы возвратного ила и выноса взвешенных веществ из вторичных отстойников на действующих сооружениях г. Х в результате исключения отгрузки избыточного ила

Дата	Часы суток	Содержание взвешенных веществ в осветленных сточных водах, мг/дм ³	Доза возвратного ила, г/дм ³	Содержание взвешенных веществ в очищенных водах после вторичных отстойников, мг/дм ³
12.12.94	17.00	137	14,35	30
	19.00	104	16,45	170
	21.00	75	11,40	98
	23.00	69	16,60	59
13.12.94	1.00	110	15,82	14
	3.00	131	16,67	34
	5.00	62	14,18	19
	7.00	112	14,52	23
	9.00	55	13,75	21
	11.00	152	14,05	20
	13.00	102	13,54	47
	15.00	118	16,17	103
	17.00	198	13,81	71
	19.00	92	16,23	70
	21.00	58	16,05	26
	23.00	78	14,06	14
14.12.94	1.00	64	15,99	9,6
	5.00	72	13,21	8
	7.00	61	11,26	12
	9.00	52	13,19	17
	11.00	72	13,75	9
	15.00	85	13,0	25
	17.00	56	16,0	60
	19.00	48	14,96	13

Ежесуточный прирост (Пр, мг/дм³), количество вновь образующегося ила (за счет изъятия и усвоения загрязняющих веществ из воды) для городских и близких им по составу производственных сточных вод определяется по формуле:

$$\text{Пр} = Q \cdot 0,8B_{\text{очв}} + 0,3L_{\text{очв}}, \quad (1.54)$$

⁹Для окислителей коэффициент прироста ила за счет изъятия БПК снижается до 0,25 (0,25 L_{очв}).

где Q — среднесуточный объем очищаемых сточных вод, $\text{м}^3/\text{сут}$; $B_{\text{осн}}$ — содержание взвешенных веществ в осветленной воде после первичных отстойников, $\text{мг}/\text{дм}^3$; $L_{\text{осн}}$ — БПК $_{\text{п,осн}}$ в осветленных водах после первичных отстойников во взболтанной пробе, $\text{мг}/\text{дм}^3$.

Пример. Подставляя в формулу данные сооружений г. Камышина: расход сточных вод $95170 \text{ м}^3/\text{сут}$, содержание БПК $_{\text{п,осн}}$ и взвешенных веществ в осветленных водах соответственно $146,8 \text{ мг}/\text{дм}^3$ и $87 \text{ мг}/\text{дм}^3$, получим среднесуточный прирост ила:

$$0,8 \cdot 87,5 \text{ мг}/\text{дм}^3 + 0,3 \cdot 146,8 \text{ мг}/\text{дм}^3 = 114,04 \text{ мг}/\text{дм}^3 (114 \text{ г}/\text{м}^3),$$

с учетом расхода очищаемых сточных вод:

$$95170 \text{ м}^3/\text{сут} \cdot 114 \text{ г}/\text{м}^3 = 10849380 \text{ г}/\text{сут} = 10,850 \text{ т}/\text{сут}.$$

В приведенном примере расчеты прироста ила выполнены по формуле, предложенной в СНиПе 2.04.03-85. Однако, приведенная формула (1.54) наиболее пригодна для расчета прироста ила на высоконагружаемых сооружениях.

При использовании данной формулы для расчета прироста ила на низконагружаемых сооружениях получаются завышенные результаты, так как при низких нагрузках и продленной аэрации существенное влияние на уменьшение прироста оказывают процессы самоокисления ила, которые в предлагаемых расчетах не учитываются.

Кроме того, эта формула не учитывает выноса активного ила из вторичных отстойников, который в условиях колеблющегося притока сточных вод, как правило, в среднем составляет от 10 до $20 \text{ мг}/\text{дм}^3$. При проектировании сооружений применение данной формулы оправдано тем, что в результате расчетов, завышающих прирост ила, имеется небольшой запас сооружений по хранению и обработке осадка. В условиях эксплуатации очистных сооружений при расчете прироста активного ила для определения необходимого количества ила, направляемого на утилизацию, всегда следует дополнительно из полученного результата вычесть массу взвешенных веществ, выносившуюся из вторичных отстойников.

Так, для приведенного примера получим, что при содержании взвешенных веществ в очищенных водах $20 \text{ мг}/\text{дм}^3$ ($\text{г}/\text{м}^3$) ежесуточные потери за счет выноса составят:

$$95170 \text{ м}^3/\text{сут} \cdot 0,02 \text{ г}/\text{м}^3 = 1903400 \text{ г}/\text{сут} = 1903 \text{ кг}/\text{сут} = 1,9 \text{ т}/\text{сут}.$$

Для низконагружаемых сооружений дополнительно следует учитывать ежесуточные потери за счет самоокисления ила (эндогенного окисления). Поскольку известно, что самоокисление ила зависит от температуры и приблизительно составляет: при температуре $17 \text{ }^\circ\text{C}$ — 4% ; $13 \text{ }^\circ\text{C}$ — 3% ; $8 \text{ }^\circ\text{C}$ — 2% от общей биомассы ила (Яковлев, Карюхина, 1980), рассчитаем потери за счет самоокисления ила при $13 \text{ }^\circ\text{C}$ на прирост 10849 кг в сутки. Они составят приблизительно $325,47 \text{ кг}$ или $0,3 \text{ т}$ в сутки.

Следовательно, уточненная величина прироста ила на сооружениях г. Камышина составит: $10,949 - 1,9 - 0,3 = 8,650 \text{ т}/\text{сут}$.

Существует несколько формул расчета прироста ила с учетом баланса биомассы, они учитывают расход сточных вод, нагрузки, скорости накопления биомассы, константу скорости самоокисления ила и т.д.

Строго говоря, эти формулы пригодны только для аэротенков-смесителей (Wastewater engineering, 1991), поскольку для аэротенков-вытеснителей баланс подсчитать сложно из-за изменений, происходящих в процессах по мере продвижения сточных вод от начала к концу аэротенка. Помня об этом, тем не менее рассчитаем по

одной из таких формул прирост ила на сооружениях г. Камышина с аэротенками-вытеснителями:

$$\text{Пр} = QY(L_{\text{покл}} - L_{\text{очищ}}) \cdot 10^{-3} \text{ кг/г}, \quad (1.55)$$

где Пр — прирост активного ила, кг/сут; Q — расход сточных вод, м³/сут; Y — показатель, учитывающий скорости превращения утилизируемой органики в биомассу, кг/кг (можно в расчетах учитывать как безразмерную величину); $L_{\text{покл}}$ — содержание органики, характеризуемой показателем БПК₅ в поступающих на очистку сточных водах, г/м³; $L_{\text{очищ}}$ — то же в очищенных сточных водах, г/м³; 10^{-3} кг/г — постоянный коэффициент, переводящий г в кг.

Показатель (Y , г/г), учитывающий скорость превращения утилизируемой органики в биомассу рассчитывается по формуле:

$$Y = \frac{N}{1 + k_d \cdot B},$$

где N — нагрузки по БПК₅ на ил, кг/кг; B — возраст ила, сут; k_d — константа скорости эндогенного окисления, которая составляет от 0,025 до 0,075 сут⁻¹, обычно принимается в расчетах 0,06 сут⁻¹.

Пр и м е р. Нагрузки по БПК₅ на ил и возраст ила на сооружениях г. Камышина составляют соответственно 0,367 г/г и 3,59 сут (расчеты приведены в 1.2.1.1.5 и 1.2.1.1.6), тогда, подставляя имеющиеся значения, получим:

$$Y = \frac{0,367 \text{ г/г}}{1 + 0,06 \text{ сут}^{-1} \cdot 3,59 \text{ сут}} = 0,3020 \text{ г/г}.$$

$$\text{Пр} = 0,3020 \text{ г/г} \cdot 95170 \text{ м}^3/\text{сут} \cdot 110 \text{ г/м}^3 \cdot (10^{-3} \text{ кг/г}) = 3162 \text{ кг/сут или } 3,16 \text{ т/сут}.$$

Итак, мы получили завышенные результаты по формуле (1.54) и заниженные по формуле (1.55). Реально прирост составляет некоторое промежуточное из полученных значений. Для аэротенков-вытеснителей более правильным следует считать результат, полученный по формуле (1.54), хотя его следует принять меньшим с учетом самоокисления ила и его выноса из вторичных отстойников. Из приведенных примеров ясно, что совершенных формул для расчета прироста ила нет, в то же время количественная характеристика прироста очень важна при эксплуатации сооружений, поскольку используется для определения объема удаляемой биомассы на обработку и утилизацию. В эксплуатации прирост ила подсчитывается путем суммирования масс ила, удаляемого из системы, т.е. выносимого с очищенной водой и перекачиваемого на илоуплотнители или в другие сооружения по переработке осадка, а также потерянного в процессе самоокисления. При этом расчетные значения прироста ила используются как ориентировочные.

1.2.1.1.3. Регенерация активного ила. Основная масса активного ила, отстаивающегося во вторичном отстойнике, должна перекачиваться снова в аэротенк. Это циркуляционный активный ил, который попадает в аэротенк через регенератор. Как правило, ила во вторичном отстойнике собирается больше, чем нужно для циркуляции, поэтому его избыток направляется на утилизацию.

Чтобы регенерация ила проходила полноценно, необходимо выполнить три основных условия: в регенератор не должны поступать осветленные сточные воды, непосред-

редственно в него должен направляться возвратный ил (что обеспечивает более высокую концентрацию активного ила, в сравнении с аэротенками), и в регенератор должно подаваться в два раза больше воздуха, чем в другие коридоры аэротенков.

Сущность системы регенерации заключается в том, что из общего процесса окисления загрязняющих веществ (см. п. 3.1.3.3) на стадии регенерации ила выделяются в самостоятельные следующие процессы: 1) процесс окисления сложноокисляемой органики, сорбированной на иле и процесс полного удаления нерастворенных примесей из очищаемой воды; 2) процесс восстановления активного ила. Поэтому регенерация требует увеличения времени пребывания ила в системе до 8–18 и более часов по сравнению с процессом окисления загрязнений, который продолжается в аэротенках от 2 до 6 часов.

Благодаря процессу регенерации ила, если он удовлетворительно обеспечивается, происходит восстановление окислительных свойств активного ила и инактивация неблагоприятного воздействия на ил:

токсикантов инертных к биоокислению, но аккумулярованных в иле (металлы, пестициды и т.д.);

токсикантов полностью или частично окисляемых (нефтепродукты, СПАВ);

биодоступных, но сложноокисляемых веществ, сорбированных на иле (фенолы и т.п.).

Все эти вещества или доокисляются или депонируются и инактивируются в иле в процессе регенерации. Механизм регенерации до конца не ясен, однако понятно, что за счет исключения процесса сорбции поступающих загрязняющих веществ на иле (сточные воды в регенератор не подаются) и избытка подаваемого кислорода происходит:

восстановление заблокированных токсикантами дыхательных пигментов и ферментов ила;

депонирование в биополимерном геле инертных токсикантов;

последовательный гидролиз и потребление сложноокисляемой органики за счет продленного времени пребывания ила в системе.

В соответствии с требованиями СНиП 2.04.03-85 при поступлении сточных вод с БПК₅ равно 150 мг/дм^3 и более, а также при наличии вредных производственных примесей необходимо обязательно применять регенерацию.

Регенератор может быть или отдельно стоящий или занимать один, два, три коридора аэротенка.

В зависимости от того, какой объем аэротенков от общего выделен под регенерацию, устанавливается процент регенерации. Если в трехкоридорном аэротенке под регенератор выделен один коридор, то система работает в условиях 33 % регенерации ила, если половина объема всех коридоров в четырехкоридорном аэротенке выделяется под регенератор, то 50 % регенерации ила и т.д. Существуют конструкции двухкоридорных аэротенков-вытеснителей с рассредоточенным впуском сточных вод, где процент регенерации можно изменять от 20 до 75 %. Но на таких сооружениях регенерацию нельзя считать полноценной, поскольку ил в регенераторе непосредственно контактирует с поступающими на очистку сточными водами.

На современных сооружениях биологической очистки, при наличии значительного

количества сложноокисляемых промышленных примесей, для обеспечения высокого качества очистки и устойчивой работы биологических реакторов необходимо под регенераторы выделять не менее 50 % от общего объема аэротенков.

Применение регенераторов приводит к повышению производительности аэротенков, что происходит по следующим причинам:

доза активного ила в регенераторе поддерживается в 2–3 раза большая, чем в аэротенке, поэтому окисление идет интенсивнее;

увеличивается число активно функционирующих бактерий, которые были подавлены в аэротенках неблагоприятным воздействием на них поступающих сточных вод;

улучшаются седиментационные характеристики ила за счет снижения удельных нагрузок на ил, улучшения свойств гелеобразующей микрофлоры, флокулообразования и вытеснения питчатых форм микроорганизмов;

повышенная подача воздуха улучшает перемешивание ила и снабжение его кислородом;

в системе с регенератором окислительная мощность аэротенков выше, общая масса ила и его возраст больше, а, следовательно, возможна нитрификация и повышена устойчивость ила к аварийным сбросам и токсикантам.

Вместе с тем, в системах с регенераторами уменьшается прирост ила, и улучшаются его влагоотдающие свойства, что имеет существенное значение на стадии утилизации избыточного ила.

Полноценность регенерации обеспечивается удовлетворительной эксплуатацией сооружений и, в первую очередь, своевременным удалением избыточного активного ила из вторичных отстойников. Даже в условиях удовлетворительной циркуляции ила из отстойника, он поступает в регенератор с повышенной кислороднопоглощаемостью, поскольку находится на дне вторичного отстойника в норме до 40 мин (ил не выносит залежей, даже непродолжительных, за счет высокого уровня метаболизма и накопления разнообразных газов внутри хлопьев). По причине поступления в регенератор активного ила с высокой кислороднопоглощаемостью из вторичных отстойников, даже более интенсивная подача воздуха в регенераторы не позволяет получить содержания растворенного кислорода в них выше, чем в аэротенках. Чем существеннее залежи во вторичных отстойниках (при нарушении циркуляции возвратного ила), тем больше наблюдаемый дефицит растворенного кислорода в регенераторе.

1.2.1.1.4. Рециркуляционный ил. Степень рециркуляции. Скорость потока сточных вод через сооружения биологической очистки такова, что довольно значительная часть активного ила выносится с очищенной водой в водоем. Вынос рассчитывается с учетом объема очищаемых сточных вод и количества взвешенных веществ, присутствующих в очищенной воде. Для непрерывного поддержания необходимого количества биомассы активного ила в аэротенках требуется частичная рециркуляция – возврат биомассы из отстойника в аэротенк, что позволяет обеспечить условия, когда скорость разбавления не превышает скорости роста микроорганизмов.

Объем возвратного ила, удаляемого из вторичных отстойников и направляемого в регенератор, составляет от 30 до 70 % от объема очищаемых сточных вод. Для каждого очистного сооружения этот показатель индивидуален и определяется расчетом как степень рециркуляции:

$$R = \frac{a_{\text{ср}}}{\frac{1000}{I} - a_{\text{ср}}} 100\%, \quad (1.56)$$

где R — рециркуляционное отношение возвратного ила к расходу очищаемых сточных вод; I — иловый индекс (определяется в пробе, отобранной в конце зоны аэрации), $\text{см}^3/\text{г}$.

В формуле (1.56) коэффициент 1000 переводит кубические дециметры в кубические сантиметры и имеет размерность $\text{см}^3/\text{дм}^3$; $a_{\text{ср}}$ — средняя доза ила, $\text{г}/\text{дм}^3$, которая вычисляется с учетом дозы по массе ила во всех коридорах аэротенков и регенераторов:

$$a_{\text{ср}} = \frac{W_1 \cdot a_1 + W_2 \cdot a_2 + W_3 \cdot a_3}{W_1 + W_2 + W_3}, \quad (1.57)$$

где W_1, W_2, W_3 — объемы коридоров аэротенков и регенераторов, м^3 ; a_1, a_2, a_3 — доза активного ила в каждом коридоре, $\text{г}/\text{дм}^3$.

Пример.

$$R = \frac{2.0 \text{ г}/\text{дм}^3}{\frac{1000 \text{ см}^3/\text{дм}^3}{100 \text{ см}^3/\text{г}} - 2 \text{ г}/\text{дм}^3} 100\% = 25\%.$$

Величина R составляет 25 % от общего объема очищаемых сточных вод.

Из приведенного примера видно, что, чем ниже средняя доза ила и выше иловой индекс, тем больший объем ила требуется возвращать в регенераторы. Так, если возрастают удельные нагрузки на ил и ухудшаются его седиментационные свойства, вплоть до вспухания ила, вынос ила из вторичных отстойников увеличивается, т.е. увеличиваются потери ила, поэтому необходимо возвращать в систему максимальное количество ила. Если на сооружениях поддерживается меньший процент рециркуляции, чем расчетный, то ил во вторичных отстойниках переуплотняется, и будет загнивать, а в аэротенках возрастут удельные нагрузки за счет низкой концентрации ила. Если поддерживается больший процент рециркуляции — повысится расход энергии на перекачку ила, а ил во вторичных отстойниках будет недоуплотнен. В том и в другом случае повысится вынос взвешенных веществ из вторичных отстойников и ухудшится качество очистки.

Пример. На одной из действующих очистных станций Московской области расчетный процент рециркуляции составлял 46 %, при фактическом возврате ила 24 % устанавливался вынос взвешенных веществ $28 \text{ мг}/\text{дм}^3$, при 66 % — $15\text{--}16 \text{ мг}/\text{дм}^3$, а при 50 % (наиболее соответствующий расчетному) — $12 \text{ мг}/\text{дм}^3$.

1.2.1.1.5. *Возраст активного ила.* Эффективность очистки зависит, как известно, от структуры и биологических свойств активного ила. Структура хлопьев ила — это компактность, плотность, размер и флокулирующие свойства. Биологические свойства ила — это количество и качество жизни в нем, ферментативная активность, типы организмов, видовое разнообразие и т.д.

Активные свойства ила зависят от его возраста. Возраст активного ила — среднее время пребывания хлопьев ила в системе «аэротенк — вторичный отстойник». Его величина обратно пропорциональна скорости прироста ила. Чем больше нагрузки на

ил, тем больше его прирост и больше объем образующегося избыточного ила, который отпущается и поэтому быстрее обменивается, следовательно, возраст ила уменьшается. При возрастании выноса ила уменьшается его прирост, ослабевают окислительные свойства, и сокращается скорость извлечения субстрата: возраст ила увеличивается. Таким образом, все неблагоприятные факторы, способствующие перегрузке активного ила по органическим загрязняющим веществам и избыточному выносу ила из вторичных отстойников, приводят, прежде всего, к изменению возраста активного ила.

Если время пребывания сточных вод в аэротенке колеблется от 3 до 30 ч, то время пребывания активного ила намного больше и измеряется сутками. Другими словами, если сточные воды проходят через аэротенк только один раз и довольно быстро, образующаяся биомасса неоднократно возвращается из вторичного отстойника и в результате ее время пребывания в системе значительно больше, чем время пребывания очищаемых сточных вод.

К хлопьям активного ила предъявляются следующие требования: они должны эффективно извлекать загрязняющие вещества из воды, а сами хорошо отделяться от очищенной воды осадением. Эти два свойства не обязательно связаны между собой.

Молодые, активно растущие хлопья, способны быстро извлекать загрязняющие вещества, но могут иметь недостаточные свойства осаждения; вместе с тем, хорошо оседающий ил, может иметь пониженные силы ферментативного окисления загрязняющих веществ. В пусковой период работы очистных сооружений бактерии вначале свободно рассеяны, затем слипаются в хлопья, которые развиваются с возрастом ила. Иногда при очистке сложных промстоков хлопьев вообще не образуется (так как в иле доминируют виды бактерий, способные очищать эти загрязнения, но не способные к флокуляции). Так, например, при очистке фенолсодержащих сточных вод аэрация приводит к заметному снижению содержания фенолов, но хлопья активного ила при этом мелкие, а диспергированные бактерии придают мутность и высокое содержание органических загрязняющих веществ, характеризуемых показателем БПК в очищенных водах. Такие воды предпочтительно доочищать в биопрудах.

По мере того, как хлопья растут и стареют, они в большей степени состоят из мертвых клеток и аккумулялированных инертных частиц (мертвые клетки тоже чистят воду своими энзимами, но хуже и непродолжительно). Хорошее окисление могут производить только активные живые клетки. Таким образом, происходит снижение главной активности хлопьев по мере их старения, хлопья увеличиваются в размере, лучше сорбируют загрязнения, лучше защищены биополимерным гелем от токсиантов, лучше отделяются от очищенной воды при отстаивании, однако в стареющих хлопьях снижается относительная численность активных живых клеток, соответственно, сила окисления загрязнений. При увеличении размера хлопьев ила ухудшается доступ кислорода к отдельным бактериальным клеткам, снижается окислительная способность ила и затрудняется отведение метаболитов, т.е. ухудшается режим массообмена клеток с окружающей средой.

Оптимальный возраст ила учитывает и ферментативную активность хлопьев, и способность их к осаждению. Молодые хлопья плохо флокулируют, старые хлопья менее активны, но хорошо оседают. Оптимум лежит между этими крайними состоя-

ниями.

Очистные сооружения должны работать на максимально возможной концентрации ила, при которой обеспечивается как достаточное снабжение хлопьев ила растворенным кислородом, так и удовлетворительная работа вторичных отстойников.

Качество очищенной воды может быть постоянным независимо от концентрации загрязняющих веществ и расхода поступающей воды. Это достигается поддержанием постоянного возраста ила, что обеспечивается чисто гидравлическим путем, а именно — удалением из системы необходимого количества избыточного ила. Повышение концентрации загрязняющих веществ в поступающих сточных водах компенсируются повышением прироста ила, соответственным повышением его концентрации и, тем самым, сохранением постоянной нагрузки на ил (Яковлев, Карюхина, 1980).

Высоконагружаемые сооружения работают на неполную очистку с возрастом ила не более 2–3 суток. С низкими нагрузками на ил связана нитрификация и большой возраст ила (6–12 суток).

Возраст ила более 8 суток обеспечивает глубокую минерализацию органических веществ с последующей нитрификацией. Чем сложнее состав сточных вод, тем больший возраст ила требуется поддерживать для обеспечения удовлетворительного окисления загрязняющих веществ. Так, для биохимической очистки сточных вод при производстве синтетического каучука требуемый возраст ила составляет 20–30 суток, а поливинилового спирта — более 50 суток.

Для вычисления возраста ила предложено несколько формул (он выражается в любом случае в сутках), наиболее употребляемая из которых определяет возраст как частное от общего количества ила и его прироста в сутки:

$$\text{Возраст ила} = \frac{a_{\text{ср}} T}{\text{прирост ила} \cdot 24} \cdot 1000, \quad (1.58)$$

где T — период аэрации, ч; $a_{\text{ср}}$ — средняя доза ила, г/дм³; прирост ила, мг/дм³; коэффициент 1000 переводит граммы в миллиграммы и имеет размерность мг/г.

Если прирост ила дается в г/дм³, то в формуле (1.58) коэффициент 1000 отсутствует.

Пример. Расчет возраста ила на БОС г. Камышина с расходом очищаемых сточных вод 95170 м³/сут, средней дозой активного ила 1,1 г/дм³, периодом аэрации 8,9 часа, среднесуточным приростом ила 114,04 мг/дм³ или 0,114 г/дм³.

$$\text{Возраст ила} = \frac{1,1 \text{ г/дм}^3 \cdot 8,95 \text{ ч}}{0,114 \text{ г/дм}^3 \cdot 24 \text{ ч/сут}} = 3,59 \text{ сут.}$$

Это значит, что на очистных сооружениях г. Камышина в сутки обновляется 27,8 % (100 % : 3,59 сут) активного ила от общей массы. Такой процент обновления достаточно велик и достигается за счет низкого возраста ила. Необходимо на сооружениях, работающих в режиме полного окисления загрязняющих веществ и нитрификации, обновлять не более 12–13 % от общей массы ила.

Формула расчета возраста ила с учетом расхода избыточного ила принимает вид:

$$\text{Возраст ила} = \frac{a_{\text{ср}} W}{(Q - q_{\text{изб}})B + q_{\text{изб}} a_{\text{изб}}}, \quad (1.59)$$

где W — объем аэрируемых сооружений, м³; Q — расход сточных вод, м³/сут; $q_{\text{изб}}$ — расход избыточного ила, м³/сут; B — содержание взвешенных веществ в очищенной воде

после вторичных отстойников, $\text{кг}/\text{м}^3$ или $\text{мг}/\text{дм}^3$; $a_{\text{ср}}$ — средняя доза ила, $\text{г}/\text{дм}^3$ или $\text{кг}/\text{м}^3$; $a_{\text{изб}}$ — концентрация избыточного ила, $\text{мг}/\text{дм}^3$ или $\text{кг}/\text{м}^3$.

Из формулы (1.59) следует, что возрастом ила можно управлять, изменяя расход избыточного ила.

Пример. Расход избыточного ила на БОС г. Камышина равен $3200 \text{ м}^3/\text{сут}$, содержание взвешенных веществ в очищенных водах составляет $10 \text{ мг}/\text{дм}^3$ ($10^{-2} \text{ кг}/\text{м}^3$), концентрация избыточного ила $3 \text{ г}/\text{дм}^3$ ($3 \text{ кг}/\text{м}^3$).

$$\begin{aligned} \text{Возраст ила} &= \frac{1,1 \text{ кг}/\text{м}^3 \cdot 35500 \text{ м}^3}{(95170 \text{ м}^3/\text{сут} - 3200 \text{ м}^3/\text{сут} \cdot 10^{-2} \text{ кг}/\text{м}^3 + 3200 \text{ м}^3/\text{сут} \cdot 3 \text{ кг}/\text{м}^3)} \\ &= \frac{1,1 \text{ кг}/\text{м}^3 \cdot 35500 \text{ кг}}{920 \text{ кг}/\text{сут} \cdot 9600 \text{ кг}/\text{сут}} = 3,7 \text{ сут.} \end{aligned}$$

Из приведенных расчетов можно сделать вывод, что доза активного ила поддерживается низкая, объем отгружаемого ила из системы выше оптимального, в результате возраст ила сильно занижен для данных сооружений. По проекту БОС г. Камышина возраст ила должен быть в два раза выше.

В практике эксплуатации сооружений биологической очистки оптимальный возраст активного ила определяется не только расчетом, но и результатами наблюдений за эффективностью очистки сточных вод в условиях поддержания разного возраста. Оптимальный возраст должен обеспечивать наилучший результат эффективности очистки сточных вод. В табл. 1.12 представлены данные очистки сточных вод на сооружениях АОТ «Каустик».

Таблица 1.12

Эффективность очистки сточных вод в условиях поддержания разного возраста активного ила

	Показатели загрязнения сточных вод, $\text{мг}/\text{дм}^3$							Прозрач- ность по Снеллену, см
	ХПК	Фенол	Ани- лин	$\text{NH}_4\text{(N)}$	$\text{NO}_2\text{(N)}$	$\text{NO}_3\text{(N)}$	БПК _{полн}	
Возраст ила: 3–5 сут								
Поступающие на очистку воды	480	15	30	44	н/о	н/о	120	–
Очищенные воды	100	0,2	1,5	20	8,6	4,3	15,6	12
Возраст ила: 7–10 сут								
Поступающие на очистку воды	540	16	29	40	н/о	н/о	144	–
Очищенные воды	60	0,05	0,5	4	1,2	2,2	8,4	> 30
Возраст ила: 15–20 сут								
Поступающие на очистку воды	520	18	32	41	н/о	н/о	138	
Очищенные воды	80	0,009	0,4	4	0,8	2,4	12,9	22

Из таблицы видно, что оптимальный возраст для данных очистных сооружений составляет 7–10 суток, поскольку при этих его значениях обеспечивается наиболее эффективное качество очистки по всем обобщенным показателям загрязнения

сточных вод (прозрачность, ХПК, БПК_{полн.}). Однако процессы нитрификации и трансформации сложноокисляемых соединений (фенолы, анилин) протекают несколько эффективнее при поддержании возраста ила 15–20 суток.

1.2.1.1.6. *Нагрузки.* Для целей эксплуатации часто приходится рассчитывать удельные нагрузки (количество загрязняющих веществ, приходящееся на единицу массы активного ила) и нагрузки по загрязняющим веществам, приходящимся на единицу объема очищаемых вод.

Удельные нагрузки лучше всего отражают метаболическое состояние биологической системы (Хаммер, 1979), так как определяют характер процесса с активным илом, независимо от периода аэрации или количества очищаемых сточных вод, и выражают отношение: пища/микроорганизмы. Количественно указанное соотношение устанавливается величиной нагрузки на ил — массы подаваемых в сутки загрязняющих веществ (учитываемых величиной БПК) на 1 г сухого беззольного вещества ила. Доля беззольного вещества рассчитывается путем вычитания зольности ила из постоянной величины 100. Тогда мы получаем нагрузки непосредственно на живое вещество клеток ила — минерализаторов загрязняющих веществ. Зольность определяется в обратном иле, поскольку в нем загрязняющие вещества максимально минерализованы. Она зависит от содержания в иле песка и мелких нерастворимых частиц, не удержанных механической очисткой, от глубины минерализации загрязняющих веществ, сорбированных активным илом, и зольности клеток ила, зависящей от его собственной минерализации и состава очищаемых сточных вод.

Добиться той или иной требуемой степени очистки воды и минерализации ила можно путем изменения соотношения количеств подаваемых загрязняющих веществ и работающего в системе ила. Величина нагрузки на 1 г активного ила по БПК₅ различна для разных сооружений. Низкие нагрузки — меньше 150 мг на 1 г беззольного сухого вещества ила; средние — 200–350 мг/г; высокие — более 400–900 мг/г. При нагрузках по БПК₅ 200–250 мг/г аэротенки работают устойчиво, обеспечивая высокое качество очищенных сточных вод, при нагрузках более 400 мг/г — работа сооружений становится нестабильной (повышается иловой индекс, ухудшается качество очищенных сточных вод), при нагрузках 50–150 мг/г происходит полная нитрификация азота аммонийных солей до нитратов (Методика..., 1977). Однако, это справедливо только в том случае, если низкие нагрузки сопровождаются допустимой нагрузкой по токсикантам, присутствующим в сточных водах и накапливающимся в активном иле в результате биосорбции. При превышении содержания токсических веществ, в промышленных сточных водах, удельная нагрузка по БПК остается низкой, но эффективность очистки падает и снижается видовое разнообразие организмов ила. На рис. 1.70 приведены данные по соотношению нагрузки на активный ил на очистных сооружениях г. Троицка и видового разнообразия активного ила в разные периоды работы сооружений. Из приведенных данных видно, что нагрузка на Троицких сооружениях колеблется в узких пределах от 111 до 254 мг БПК/г сухого ила, и это позволяет отнести данные сооружения к средненагружаемым, однако, на фоне этой нагрузки видоразнообразие ила колеблется значительно от 7,10 до 36,63 по модифицированному индексу *Cuba* (см. гл. 3) и эти колебания практически не зависят от нагрузки, что свидетельствует о широкой вариабельности экологических условий в аэротенках,

периодическом сильном стрессовом влиянии на ил токсикантов и сопровождается колебаниями качества очистки сточных вод от высокого к среднему и неудовлетворительному.

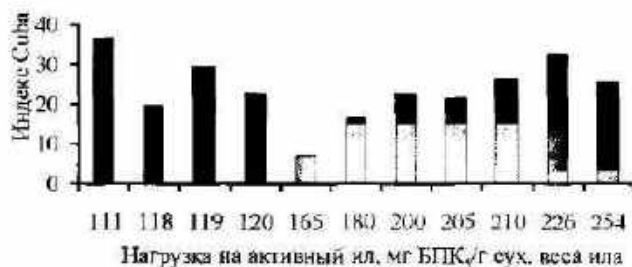


Рис. 1.70. Колебания индекса видового разнообразия организмов активного ила не зависящие от величины удельной нагрузки на ил по содержанию органических веществ. Очистные сооружения г. Троицка

На рис. 1.71 приведены данные соотношений нагрузки и индекса видового разнообразия ила для высоконагружаемых очистных сооружений г. Ивановице-на-Хане, которые демонстрируют снижение видового разнообразия при повышении нагрузки от 400 до 550 мг БПК/г сухого ила. Это объясняется тем, что сточные воды высоконагружаемых сооружений (обычно пищевых комбинатов, пивных, сахарных заводов и пр.) содержат высокие концентрации органических веществ, характеризуемых показателем БПК (более 1000 мг/дм³), однако промышленные токсиканты в них отсутствуют или присутствуют в незначительных количествах и для таких сооружений характерна обратно пропорциональная зависимость между трофической нагрузкой, эффективностью очистки сточных вод и видовым разнообразием функционирующего активного ила.

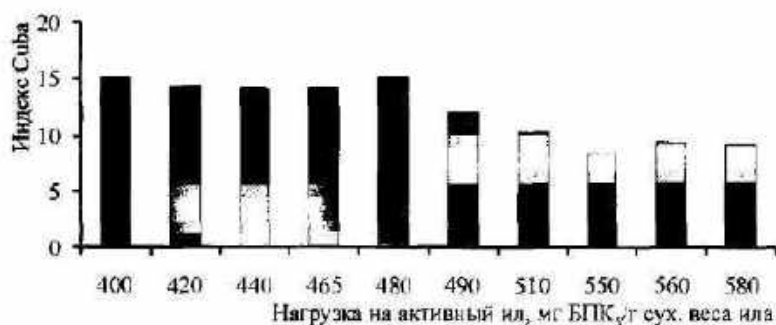


Рис. 1.71. Снижение индекса видового разнообразия при увеличении удельной нагрузки на ил по содержанию органических веществ

Невозможно изменить нагрузки на ил в широких пределах в работающем сооружении. Количество загрязняющих веществ в сточных водах — величина неуправляемая и изменена быть не может. Можно менять лишь среднюю дозу ила в относительно небольших пределах.

Численные значения допустимых концентраций ила сильно колеблются в зависи-

мости от типа аэрационного сооружения, однако для каждого типа аэротенков оптимум лежит в узких пределах (доза ила устанавливается экспериментально). При очистке производственных сточных вод доза ила обычно составляет 2–3 г/дм³, считая по сухому веществу. При концентрациях активного ила 3 г/дм³ и более возникают затруднения с разделением иловой смеси в обычных отстойниках, поэтому при больших нагрузках переходят на работу с регенерацией ила.

Для вычисления нагрузок используется несколько формул. Вот некоторые из них:

1. Удельная нагрузка на 1 г беззольного вещества активного ила по БПК₅ (N_L , г/г в сут):

$$N_L = \frac{L_{\text{осв}} Q_{\text{ср}} 100}{a_{\text{ср}} X W}, \quad (1.60)$$

где $L_{\text{осв}}$ — БПК₅ во взболтанной пробе осветленной воды (после первичных отстойников), мг/дм³; $Q_{\text{ср}}$ — среднесуточный приток сточных вод, м³/сут; W — общий объем всех работающих аэротенков и регенераторов, м³; X — беззольное вещество (100 — зольность возвратного ила); $a_{\text{ср}}$ — средняя доза активного ила, г/дм³, которая вычисляется с учетом дозы во всех коридорах аэротенков и регенераторов.

2. Удельная нагрузка на 1 г беззольного вещества активного ила по взвешенным веществам (N_B , г/г в сут)¹:

$$N_B = \frac{B_{\text{осв}} Q_{\text{ср}} 100}{a_{\text{ср}} X W}, \quad (1.61)$$

где $B_{\text{осв}}$ — содержание взвешенных веществ во взболтанной пробе осветленной воды, мг/дм³.

3. Удельная нагрузка на 1 м³ аэротенка по органическим загрязняющим веществам (N_W , г/м³ в сут):

$$N_W = \frac{Q_{\text{ср}} L_{\text{осв}}}{W}, \quad (1.62)$$

4. Удельная нагрузка по органическим загрязняющим веществам на 1 м³ аэротенка с учетом периода аэрации (N_{WT} , г/м³ в сут):

$$N_{WT} = \frac{Q_{\text{ср}} L_{\text{осв}}}{W} \cdot \frac{24}{T}, \quad (1.63)$$

где T — период аэрации, ч.

Формула (1.63) редко используется на практике, однако она хорошо показывает, что нагрузка на единицу объема и период аэрации — взаимосвязанные параметры, зависящие от концентрации загрязняющих веществ в поступающей на очистку воде и от объема аэротенков. Например, если сточные воды с концентрацией по БПК 200 мг/дм³ поступают в аэротенк с периодом аэрации 24 ч, то получаемая в результате нагрузка на единицу объема составляет 200 г БПК на м³/сут. Если период аэрации сократится до 8 ч, то нагрузка на единицу объема возрастет в 3 раза и составит 600 г БПК на м³/сут (Хаммер, 1979).

Для более точной характеристики удельной нагрузки с учетом беззольного

¹ Формула применяется только в тех случаях, когда определение БПК затруднено, а результат анализа сомнителен, а также тогда, когда требуется оперативно сделать расчеты, не дожидаясь результата БПК.

вещества активного ила, концентрации загрязняющих веществ, характеризующихся показателем БПК, объема аэрационных сооружений и периода аэрации используется характеристика удельной нагрузки на 1 г беззольного вещества активного ила по БПК₅ с учетом периода аэрации (N_{Lr} , г/г в сут):

$$N_{Lr} = \frac{L_{\text{опр}} Q_{\text{ср}} 100}{a_{\text{ср}} X W} \cdot \frac{24}{T}, \quad (1.64)$$

Примеры. Удельная нагрузка для БОС г. Камышина по БПК₅ на 1 г ила:

$$N_L = \frac{110,4 \text{ мг/дм}^3 \cdot 95170 \text{ м}^3/\text{сут} \cdot 100}{1,1 \text{ г/дм}^3 \cdot (100 - 26,7) \cdot 35500 \text{ м}^3} = 0,367 \text{ г/г в сут.}$$

Удельная нагрузка на 1 г беззольного вещества активного ила по взвешенным веществам:

$$N_B = \frac{87,5 \text{ мг/дм}^3 \cdot 95170 \text{ м}^3/\text{сут} \cdot 100}{1,1 \text{ г/дм}^3 \cdot (100 - 26,7) \cdot 35500 \text{ м}^3} = 0,290 \text{ г/г в сут.}$$

Удельная нагрузка по БПК₅ на единицу объема:

$$N_W = \frac{95170 \text{ м}^3/\text{сут} \cdot 110,4 \text{ г/м}^3}{35500 \text{ м}^3} = 295 \text{ г/м}^3 \text{ в сут.}$$

Удельная нагрузка по БПК₅ с учетом периода аэрации:

$$N_{Wr} = \frac{95170 \text{ м}^3/\text{сут} \cdot 110,4 \text{ г/м}^3}{35500 \text{ м}^3} \cdot \frac{24 \text{ ч/сут}}{8,95 \text{ ч}} = 791 \text{ г/м}^3 \text{ в сут.}$$

Удельная нагрузка по органическим веществам на 1 м³ аэротенка с учетом периода аэрации:

$$N_{Lr} = N_L \cdot \frac{24}{T} = 0,984 \text{ г/г в сут.}$$

В табл. 1.13 представлена классификация аэротенков по основным технологическим параметрам (за основу взята классификация, предложенная Я.А. Карелиным и др., 1973).

Таблица 1.13

Модификации очистных сооружений по основным технологическим параметрам

Нагрузка по органическому веществу на ил, кг/(кг·сут)	Период аэрации, ч	Степень рециркуляции, %	Возраст ила, сут	Качество очищенных сточных вод, мг/дм ³
0,065–0,15 (низкая)	20–30	100	более 10	Полное окисление органических загрязняющих веществ с последующей глубокой нитрификацией; БПК < 10, взвешенные вещества < 10, аммонийный азот < 2,0. NO ₃ – от 8 до 45,0, удаление органических загрязняющих веществ (БПК) – 95 %
0,15–0,5 (средняя)	6–9	30–70	6–10	От глубокой нитрификации на нижней границе интервала до ее отсутствия на верхней; удаление органических загрязняющих веществ (БПК) – 85–95 %
0,5–9,0 (высокая)	2,5–3	без рециркуляции или до 100	1–3	Высокая скорость удаления БПК на единицу массы ила: очистка только частичная, без нитрификации; дополнительная подача воздуха может значительно улучшить качество очистки; удаление органических загрязняющих веществ (БПК) – 85–90 %

1.2.1.1.7. *Окислительная мощность аэротенков.* Окислительная мощность аэротенков — это количество органических загрязнений, снимаемых в единицу времени массой активного ила, находящейся в единице объема аэротенка (Яковлев и др., 1996). Таким образом, окислительная мощность является как показателем нагрузки на активный ил, так и показателем удельной скорости ее окисления, т.е. потенциальной эффективности разложения органических загрязняющих веществ для данных условий.

Окислительная мощность (G , кг/(м³·сут)) вычисляется по формуле:

$$G = 24 a_{cp} X \rho, \quad (1.65)$$

где X — доля беззольного вещества ила, безразмерная величина; 24 — постоянный коэффициент, служащий для перевода G из размерности кг/(м³·ч) в кг/(м³·сут); ρ — удельная скорость окисления загрязняющих веществ, г/(г·ч), вычисляется по формуле:

$$\rho = \frac{L_{осв} - L_{очнц}}{a_{cp}(1-S)T}, \quad (1.66)$$

где $L_{осв}$ — биохимическое потребление кислорода после первичных отстойников, мг/дм³; $L_{очнц}$ — биохимическое потребление кислорода после вторичных отстойников, мг/дм³; a_{cp} — средняя доза активного ила, г/дм³; T — период аэрации, ч.

Пример. Расчет удельной скорости окисления загрязняющих веществ и окислительной мощности аэротенков при заданных значениях:

$L_{осв} = 120$ мг/дм³; $L_{очнц} = 18,2$ мг/дм³; $1 - S = 0,69$ ($1 - 0,31$), где 0,31 зольность ила; $a_{cp} = 4,0$ г/дм³; $T = 8,95$ ч.

Рассчитаем:

$$\rho = \frac{(120,0 - 18,2) \text{ мг/дм}^3}{4,0 \text{ г/дм}^3 \cdot 0,69 \cdot 8,95 \text{ ч}} = \frac{101,8}{4,0 \cdot 0,69 \cdot 8,95} \frac{\text{мг}}{\text{г} \cdot \text{ч}} = 4,12 \frac{\text{мг}}{\text{г} \cdot \text{ч}},$$

или (после перевода в числителе миллиграммов в граммы)

$$\rho = 4,12 \cdot 10^{-3} \frac{\text{г}}{\text{г} \cdot \text{ч}} = 0,00412 \frac{\text{г}}{\text{г} \cdot \text{ч}}.$$

Окислительная мощность равна:

$$G = 24 \frac{\text{ч}}{\text{сут}} \cdot a_{cp} (1-S) \rho = 24 \frac{\text{ч}}{\text{сут}} \cdot 4,0 \frac{\text{г}}{\text{дм}^3} \cdot 0,69 \cdot 4,12 \cdot 10^{-3} \frac{\text{г}}{\text{г} \cdot \text{ч}} = 0,27 \frac{\text{г}}{\text{дм}^3 \cdot \text{сут}};$$

после перевода г/дм³ в кг/м³:

$$G = 0,27 \frac{\text{кг}}{\text{м}^3 \cdot \text{сут}}.$$

Окислительная мощность на городских сооружениях биологической очистки может изменяться от 0,1 до 1,5 кг/(м³·сут).

Поскольку в расчетной формуле окислительной мощности используется несколько очень важных параметров процесса биологической очистки (нагрузка по органическим загрязняющим веществам, удельная скорость окисления загрязняющих веществ с учетом периода аэрации) эта характеристика наиболее правильно отражает возможную эффективность изъятия загрязняющих веществ и условия процесса: влияние промышленных токсикантов и время биохимического окисления. Окислительная мощность аэротенков является основным технологическим параметром, определяющим уровень развития биоценоза активного ила на городских сооружениях биологической очистки (см. подпункт 3.1.3.4).

1.2.2. Вторичные отстойники. Прежде чем перейти к рассмотрению процесса вторичного отстаивания уместно вспомнить историю первых открытий в области биологической очистки, поскольку это поможет нам по достоинству оценить роль вторичных отстойников в обеспечении скорости и эффективности биохимического окисления загрязняющих веществ.

Основоположниками биохимической очистки сточных вод в аэротенках были англичане, так как к концу XIX в. промышленное развитие этой страны достигло своего расцвета, а почвенные методы, применяемые в то время, не могли обеспечить очистку такого большого объема образующихся сточных вод.

В 1883–1884 гг. Сорби и Дюпре показали, что процессы самоочищения в реке связаны с жизнедеятельностью микроорганизмов. Это открытие в биологии позволило химику Дибдину, работавшему в Лондоне вместе с Сорби и Дюпре, предсказать принципы и механизм обеспечения биологической очистки в первичных отстойниках и аэротенках. Дибдин записал в 1887 г.: «По всей вероятности, правильное направление в очистке сточной жидкости (при отсутствии подходящей почвы) состояло бы в том, чтобы сначала выделить осадок, а затем к осветленной жидкости прибавить разводку специфических всевозможных организмов, специально культивируемых для этой цели, потом выдержать жидкость в течение достаточного времени, энергично ее аэрируя, и, наконец, спустить в реку в состоянии действительно очищенном. В сущности, задача только в этом, и она несовершенно выполняется на полях орошения».

Гениальное предвидение Дибдина полностью воплотилось в отношении первичных отстойников и аэротенков. Однако практическая реализация сформулированной идеи задержалась, так как научная мысль была прикована к методам почвенной очистки. Долгое время исследователи считали, что микроорганизмы — минерализаторы загрязнений должны иметь твердую опору (загрузку), поэтому применение биофильтров началось примерно на 20 лет раньше, чем аэротенков.

В 1912–1913 гг. Фоулер (G.J. Fowler) теоретически обосновал очистку сточных вод в свободном объеме с использованием аэрации. В лаборатории Фоулера работали два молодых аспиранта химика Ардерн и Локетт (E. Arden and W.T. Lockett), которые в 1914 г. провели эксперименты на открытом воздухе в деревянных бочках, на дне которых укладывались пористые керамические пластины и через них подавался воздух. Бочки-аэротенки работали в периодическом режиме, в них добавлялись микроорганизмы из реки (Arden and Lockett, 1922/23; Lockett, 1928). В условиях опыта достигалось снижение окисляемости, аммонийного и белкового азота на 90–94 % с одновременной глубокой нитрификацией сточных вод. Но на это требовалось продолжительное время пребывания сточных вод в бочках, не менее пяти недель.

Каково же было удивление химиков, регулярно измеряющих качество воды в бочке, когда при повторном ее заполнении (с оставшейся на дне «грязью» из микроорганизмов) процесс очистки резко ускорился, и его продолжительность составила несколько часов! Таким образом, Ардерн и Локетт экспериментально показали, что в результате использования возвратного ила можно получить ускорение эффекта очистки с пяти недель до нескольких часов. Огромной заслугой Ардерна и Локетта следует считать то, что именно они предложили использовать не периодическое заполнение сооружений, а проточную систему очистки сточных вод и обосновали возмож-

ность компенсирования при этом потерь микроорганизмов активного ила путем его отстаивания и возврата в систему очистки.

Эффективное разделение ила и очищенной воды, а также обеспечение аэротенков повышенной дозой ила — настолько важные функции вторичных отстойников, что этот процесс, как правило, наиболее критический на действующих сооружениях биологической очистки.

Вторичные отстойники устанавливают после биофильтров для задержания нерастворенных (взвешенных) веществ (представляющих собой частицы отмершей биологической пленки) и после аэротенков для отделения активного ила от очищенных сточных вод. В качестве вторичных применяют горизонтальные, вертикальные и радиальные отстойники (см. п. 1.1.3).

Основная масса активного ила, отстаившегося во вторичном отстойнике, должна перекачиваться снова в аэротенк. Однако активного ила осаждается больше, чем нужно для повторного использования, поэтому его избыточное количество следует отделять и направлять на утилизацию. Избыточный ил при влажности 99,2 % составляет 4 дм³/сут на одного жителя и имеет большую влажность, чем сырой осадок из первичного отстойника, что увеличивает общий объем осадка.

Основные отличия вторичных отстойников от первичных заключаются в следующем:

у вторичных отстойников нет устройства для сбора и удаления масел, нефтепродуктов и других плавающих веществ;

как правило, применяется разная система откачки осадка (илососы во вторичных отстойниках на крупных станциях и эрлифты на сооружениях небольшой производительности);

осадок или непродолжительно храниться во вторичных отстойниках, или непрерывно возвращается в аэротенки.

1.2.2.1. Оценка эффективности работы вторичных отстойников. Работу вторичных отстойников оценивают по выносу взвешенных веществ, концентрации возвратного ила и влажности осадка. Эти показатели характеризуют их основные функции:

отделение очищенной воды от активного ила;

уплотнение ила.

Управление работой вторичных отстойников является очень важной задачей эксплуатирующей службы, поскольку эффективность вторичного отстаивания непосредственно влияет на ход биохимического окисления в аэротенках и, в значительной мере, определяет содержание взвешенных веществ в очищенных водах, т.е. потери биомассы активного ила, и, соответственно, его прирост.

На эффективность работы вторичных отстойников влияет:

гидродинамические потоки; вторичные отстойники более чувствительны к нагрузкам по объему и неравномерности притока сточных вод, чем первичные, так как они более нагружены из-за циркулирующего потока возвратного ила, а ил является более подвижным и легче загнивающим осадком, чем сырой;

тип применяемого отстойника и используемая система сбора осадка;

характеристики активного ила (зольность, седиментация, флокуляция отдельных

хлопьев) и разнообразные биологические процессы (денитрификация, гниение, пенообразование и т.д.).

Чем больше коэффициент неравномерности притока сточных вод, тем большую угрозу для удовлетворительной работы вторичных отстойников представляет нарушение седиментационных свойств активного ила. Следовательно, чем больше коэффициент неравномерности притока сточных вод на сооружениях, тем меньшие значения илового индекса должны поддерживаться или применяться более совершенные конструкции вторичных отстойников. Однако на практике эти требования не реализуются. Большой коэффициент неравномерности притока характерен для поселковых небольших сооружений; как правило, из-за недостатка биогенов в очищаемых сточных водах на таких сооружениях наблюдаются неудовлетворительные седиментационные свойства активного ила, а применяются наиболее часто самые несовершенные конструкции – вертикальные отстойники.

На стадии проектирования сооружений можно оценить ориентировочно ожидаемую неравномерность притока сточных вод. Также, несмотря на то, что еще нет активного ила и не известны его седиментационные характеристики, можно предусмотреть возможные проблемы с его осаждаемостью, если в сточных водах:

- высока доля инертных к биохимическому окислению загрязняющих веществ, поступающих от промышленных предприятий, характеризуемых показателем ХПК;
- низкое содержание органических веществ, характеризуемых показателем БПК или ХПК в фильтрованной пробе;
- не хватает азота или фосфора;
- присутствуют в большом количестве токсиканты: металлы, органические химические вещества, пестициды, нефтепродукты и т.п.;
- повышена кислотность сточных вод.

Все перечисленные факторы будут создавать угрозу развития вспухания активного ила, а значит, нарушения седиментационных свойств ила, поэтому при проектировании очистных сооружений для таких сточных вод должны быть предусмотрены наиболее совершенные конструкции вторичных отстойников.

Все что отмечено в п. 1.1.3 о влиянии гидродинамических нагрузок и равномерности распределения потоков сточных вод на первичные отстойники справедливо и для вторичных, с учетом более значимых вызываемых последствий.

Вторичные отстойники очень чувствительны к неравномерности притока сточных вод. Коэффициент неравномерности притока влияет на удовлетворительную работу не только вторичных отстойников, но и песколовок, первичных отстойников, однако формулы его расчета приведем в этом пункте, чтобы подчеркнуть, что вторичные отстойники являются наиболее чувствительным звеном сооружений к гидравлическим перегрузкам.

Существует несколько расчетных формул коэффициента неравномерности поступления сточных вод.

Коэффициент суточной неравномерности притока сточных вод ($K_{сут}$) рассчитывается по формуле:

$$K_{сут} = \frac{Q_{max}}{Q_{cp}}, \quad (1.67)$$

где Q_{\max} — максимальный суточный приток сточных вод, выбранный за месячный период, $\text{м}^3/\text{сут}$; $Q_{\text{ср}}$ — средние значения притока сточных вод за месяц, $\text{м}^3/\text{сут}$.

Пр и м е р. Определим $K_{\text{сут}}$ для сооружений г. Липецка:

$$K_{\text{сут}} = \frac{16970 \text{ м}^3/\text{сут}}{13660 \text{ м}^3/\text{сут}} = 1,24.$$

Коэффициент часовой неравномерности притока сточных вод ($K_{\text{час}}$) рассчитывается по формуле:

$$K_{\text{час}} = \frac{q_{\max}}{q_{\text{ср}}}, \quad (1.68)$$

где q_{\max} — максимальный часовой приток в течение суток, а сутки выбраны (не менее чем из 10 дней) с максимальной гидравлической нагрузкой, $\text{м}^3/\text{ч}$; $q_{\text{ср}}$ — среднечасовой приток из максимального притока за месяц ($q_{\text{ср}} = \frac{Q_{\max}}{24}$), $\text{м}^3/\text{ч}$.

Пр и м е р. $K_{\text{час}} = \frac{800 \text{ м}^3/\text{ч}}{707 \text{ м}^3/\text{ч}} = 1,13.$

Общий коэффициент неравномерности притока сточных вод рассчитывается по формуле:

$$K_{\text{общ}} = K_{\text{сут}} \cdot K_{\text{час}}. \quad (1.69)$$

Пр и м е р. $K_{\text{общ}} = 1,13 \cdot 1,24 = 1,40.$

Гидравлическую нагрузку на вторичные отстойники правильно рассчитывать с учетом илового индекса, выноса ила, концентрации ила в выходящей из аэротенков воде и типа отстойников по формуле:

$$N = \frac{4,5KH^{0,8}}{(0,1Ia)^{0,3-0,01b}}, \quad (1.70)$$

где K — коэффициент использования объема зоны отстаивания, принимаемый для радиальных отстойников равным 0,4, вертикальных — 0,35, вертикальных с периферийным выпуском — 0,5, горизонтальных — 0,45; H — глубина проточной части в отстойнике, м; I — иловой индекс в выходящей из аэротенков воде, $\text{см}^3/\text{г}$; a — доза ила в выходящей из аэротенков воде или в сборном канале, $\text{г}/\text{дм}^3$; b — содержание взвешенных веществ в очищенной воде после вторичных отстойников, $\text{мг}/\text{дм}^3$.

Пр и м е р. $K = 0,4$, $H = 6$ м, $a = 1,5 \text{ г}/\text{дм}^3$, $I = 100 \text{ см}^3/\text{г}$, $b = 15 \text{ мг}/\text{дм}^3$.

$$N = \frac{4,5 \cdot 0,4 \cdot 6^{0,8}}{(0,1 \cdot 100 \cdot 1,5)^{0,3}} = 29 \text{ м}^2/(\text{м}^2 \cdot \text{ч}).$$

На рис. 1.72 представлена схема распределения гидравлических потоков и биомассы ила на разных участках сооружений биологической очистки. Вторичным отстойникам в этой схеме принадлежит центральное место, поскольку они являются наиболее чувствительным звеном к перегрузкам, как по объему потока сточных вод, так и по включенной в него биомассе.

Следовательно, при расчетах гидравлической нагрузки на поверхность отстойника и водослив по расчетным формулам (1.11) и (1.12) необходимо учитывать дополнительно объем рециркулирующего потока возвратного ила.

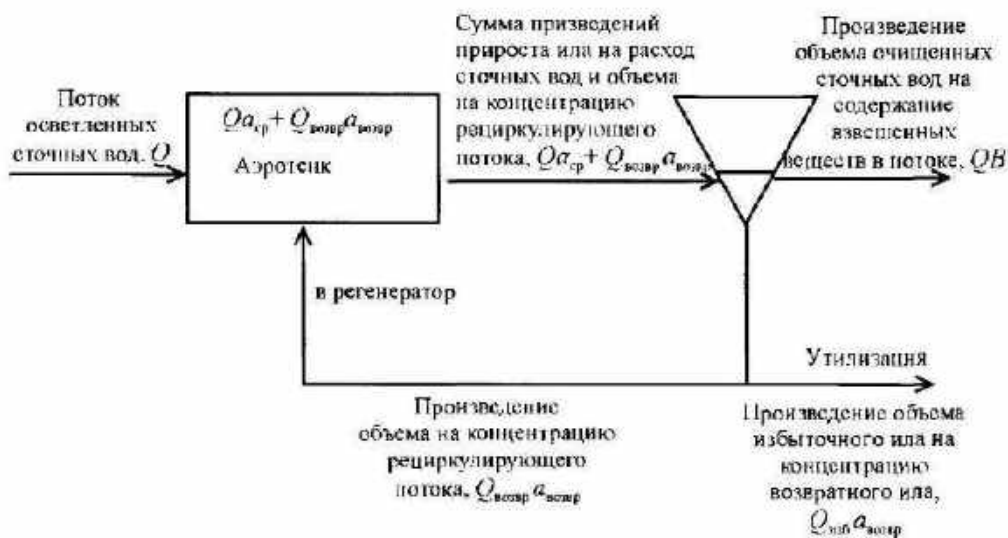


Рис. 1.72. Схема распределения гидравлической нагрузки и биомассы ила на разных участках биологической очистки

Сточные воды во вторичных отстойниках находятся, как правило, несколько дольше, чем в первичных, их время отстаивания составляет от 1,5 до 2,5 ч. В отличие от сырого осадка активный ил более чувствителен к залежам, и его время нахождения во вторичных отстойниках не должно быть более 30–40 мин, что требует применения более совершенной системы сбора и откачки ила со дна отстойника и из прямков.

Активный ил в отстойниках наиболее подвержен процессу гниения в уплотненном слое, где создаются практически анаэробные условия. Высота уплотненного слоя в отстойнике в зависимости от режима отгрузки осадка может составлять от 0,2 до 2,0 м в вертикальных отстойниках и от 0,5 до 1,0 м в радиальных.

В процессе эксплуатации вторичных отстойников очень важно установить и поддерживать оптимальную высоту слоя стояния ила. В зимний период высота слоя ила может составлять 25 % от глубины отстойника, а в летний — не более 10 %. При накоплении ила в отстойниках и превышении оптимальной высоты слоя стояния ила, уменьшается влажность возвратного ила, но увеличивается его концентрация, что может способствовать избыточному выносу взвешенных веществ. Чрезмерно частый выпуск избыточного ила из отстойника и чрезмерно активная циркуляция возвратного ила приводят к увеличению влажности избыточного ила, что увеличивает необходимые объемы сооружений по обработке и утилизации осадка.

Другими словами, если изымать ил из вторичного отстойника больше оптимального количества, то в аэротенк возвращается избыточный объем воды, если меньше, то много осевшего ила соберется в отстойнике и снижается качество очищенной воды. Поэтому задают технологический режим работы вторичного отстойника так, чтобы уровень нахождения ила соответствовал предусмотренному проектом. Эффективность работы вторичного отстойника зависит от соответствия реальной гидравлической нагрузки ее проектным значениям и равномерности ее распределения (см. п. 1.1.3), а также от своевременного непрерывного и равномерного режима удаления осадка. Своев-

ременность удаления осадка контролируется по уровню уплотненного слоя в отстойниках с помощью специальных датчиков с фотоэлементами или кустарно изготовленных контрольных эрлифтов. Конструкция контрольных эрлифтов (рис. 1.73) была предложена впервые на Кожуховской станции аэрации в Москве (Демина, 1937).

Эрлифты изготавливаются из труб диаметром 25 мм или больше, устанавливаются в отстойниках стационарно так, чтобы всасывающий конец был опущен ниже уровня сточных вод в отстойнике на необходимую глубину до предельно допустимого слоя стояния осадка.

Эрлифт непрерывно подает с уровня всасывающего конца небольшую струю сточных вод. Если сточные воды, выходящие из эрлифта, прозрачные и не включают концентрированный активный ил, то отстойник работает удовлетворительно. Если эрлифт подает уплотненный ил, то это значит, что уровень стояния ила дошел до всасывающего конца эрлифта и необходима очередная отгрузка избыточного ила или усиление циркуляции возвратного. Эксплуатация таких контрольных эрлифтов очень проста и удобна, если активный ил не включает мусора, который может засорить этот эрлифт.

Оптимальный уровень стояния осадка можно контролировать по значениям дозы возвратного ила.

Опыт эксплуатации московских сооружений показал, что при дозе возвратного ила 4–6 г/дм³ вынос взвешенных веществ из вторичных отстойников составляет около 15 мг/дм³, при дозе возвратного ила выше 6 г/дм³ — вынос увеличивается от 15 до 20 мг/дм³. Существенное увеличение выноса взвешенных веществ из вторичных отстойников (до 40 мг/дм³) происходит при достижении концентрации возвратного ила 8 г/дм³, которая, по-видимому, является пороговой для типовых сооружений, очищающих городские сточные воды (А.Л. Фролова, персональное сообщение).

На каждом очистном сооружении следует экспериментально установить оптимальную дозу возвратного ила, при которой максимально возможное количество ила возвращается бы в систему очистки при обеспечении минимального выноса взвешенных веществ из вторичных отстойников.

Поскольку определение дозы возвратного ила по сухому веществу в лаборатории занимает достаточно длительное время, это определение выполняется не чаще одного раза в сутки, а для оперативного контроля необходимо установить корреляционную зависимость между дозой возвратного ила по массе и дозой ила по объему, как показано на примере очистных сооружений г. Муром в табл. 1.14.

Определение дозы ила по объему очень простая 30-минутная процедура, ее могут выполнять ежесменно (два или три раза в сутки) операторы и руководствоваться

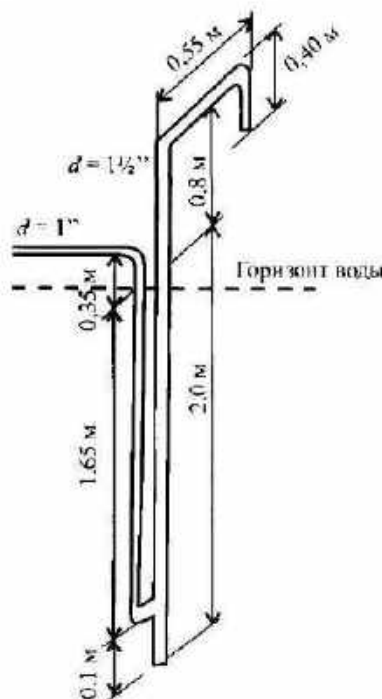


Рис. 1.73. Схема контрольного эрлифта вторичного отстойника

этими данными для принятия решений по отгрузке избыточного ила или по интенсивности циркуляции возвратного ила при эксплуатации вторичных отстойников.

Таблица 1.14

Корреляционная зависимость между концентрацией возвратного ила и дозой по объему

Доза возвратного ила	
по массе, г/дм ³	по объему, см ³ /дм ³
3,1	300
2,9	280
2,1	220
1,2	100
0,75	90

Контролировать нагрузки по взвешенным веществам на вторичные отстойники необходимо не только по значениям дозы возвратного ила, но и по концентрации активного ила в поступающих в них сточных водах. Оптимально, если доза ила в выходящей из аэротенка воде составляет не более 1,5–2,0 г/дм³. Тогда вынос взвешенных веществ из вторичного отстойника составит от 5 до 10 мг/дм³ при прочих благоприятных условиях.

Кроме того, контролировать работу вторичного отстойника необходимо по выносу взвешенных веществ (при хорошей работе он составляет менее 10 мг/дм³), по влажности удаляемого осадка (норма 99,4–99,7 %) и по содержанию растворенного кислорода. Для нормальной работы вторичного отстойника концентрация растворенного кислорода в нем должна составлять не менее 2 мг/дм³. При соблюдении этого условия возвратный ил поступит в аэротенк хорошего качества и сразу приступит к активному окислению загрязняющих веществ. Если концентрация растворенного кислорода во вторичном отстойнике меньше, чем критическая 0,5 мг/дм³, то может происходить гниение и всплывание ила на поверхность отстойника, ухудшается состояние возвратного ила и нарушается работа регенераторов.

Кислород участвует не только в дыхании организмов, он отводит продукты метаболизма и токсины (во вторичном отстойнике эти продукты аккумулируются в хлопьях ила). Потребление кислорода во вторичных отстойниках меньше, чем в аэротенках, так как нагрузка на ил невелика. Однако в случае промстоков (с большой концентрацией загрязняющих веществ в виде суспензий и коллоидов, которые адсорбируются илом и плохо окисляются в аэротенках), при условии залеживания ила во вторичном отстойнике, загрязняющие вещества продолжают окисляться в нем. При этом токсины и продукты анаэробного распада и метаболизма во вторичных отстойниках отводятся плохо, и ил загнивает.

Следовательно, степень рециркуляции ила из вторичного отстойника в случае промышленных токсичных сточных вод должна определяться только скоростью оседания ила во вторичном отстойнике, что обеспечивает минимальный период нахождения ила в бескислородных условиях.

Вторичные отстойники принципиально отличаются от первичных по свойствам веществ, в них отстаивающихся. Если в первичных отстойниках осадок может неко-

торое время лежать без загнивания, то во вторичных даже небольшие залежи осадка дают гниение и ухудшение режима аэрации по всей системе. Лишующий возвратный ил расстраивает систему очистки и в результате ее эффект существенно снижается.

Поэтому система удаления ила из вторичных отстойников должна предусматривать работу в условиях ежедневных пиковых нагрузок, а не среднесуточных и осуществляться круглосуточно, а не периодически, что иногда допускается на поселковых сооружениях небольшой производительности в целях экономии электроэнергии.

Влажность отгружаемого и возвратного ила может изменяться в достаточно широких пределах от 99,2 до 99,7 %, что соответствует содержанию сухого вещества в иле от 3 до 8 г/дм³. Результаты определений влажности и сухого вещества возвратного ила должны соответствовать друг другу, что является косвенной проверкой правильности выполненных измерений.

П р и м е р. Если влажность осадка составляет 99,2 %, то масса сухого вещества осадка (в г/дм³) должна составлять:

$$\frac{0,8\% \cdot 1000}{100} = 8 \text{ г/дм}^3.$$

Наиболее совершенная система сбора осадка у радиальных вторичных отстойников, которая подразделяется на систему с илоскребами и илососами. О недостатках системы удаления осадка в вертикальных отстойниках уже говорилось, а в сравнении с горизонтальными — скребки или илососы у радиальных отстойников на одной центральной основе реже выходят из строя, чем цепные или тележечные механизмы. Ил в радиальных отстойниках собирается и извлекается быстрее и равномернее, чем в горизонтальных.

Время пребывания ила на дне радиального отстойника зависит от скорости движения скребкового устройства, количества крыльев или илососов, а также от расстояния между скребками по радиусу до илового приямка или от длины крыльев илососов. Наличие залежей ила на дне периферийной части отстойника влияет на увеличение выноса взвешенных веществ, так как гидравлические потоки сточных вод, поступающие из центральной трубы, направлены к периферии отстойника и вымывают осевший у стенок ил на поверхность отстойника.

В радиальных отстойниках из-за неровности дна или из-за наличия зон залежей осадка (илосос не доходит до периферийной зоны отстойника (рис. 1.74), нарушена поверхность скребков и т.д.) осадок может неравномерно накапливаться на дне отстойника в определенных зонах, что является причиной его брожения и всплывания, а также причиной ухудшения свойств возвратного ила. В таких случаях отстойник опорожняется, залежи очищаются, а причины по возможности устраняются.

Иногда ликвидация залежей ила требует серьезной реконструкции отстойников. Например, если илосос не доходит до борта несколько метров, только в центре отстойника осадок хорошо удаляется, а на периферии наблюдаются постоянные залежи ила. Этот недостаток может быть исправлен заменой илососов на илоскребы.

Наиболее частая причина ухудшения качества очистки сточных вод — избыточный вынос активного ила из вторичных отстойников. Причины этого многообразны, а воздействующие факторы взаимосвязаны так, что трудно выделить из них основные и второстепенные. Избыточный вынос взвешенных веществ из вторичных

отстойников не только вызывает ухудшение качества очистки и, как следствие, загрязнение водоема, принимающего эти сточные воды, но и приводит к нарушению самого процесса очистки и ухудшению качества утилизируемого осадка (повышение его влажности). В результате избыточной потери ила уменьшается его необходимый прирост, что приводит к снижению окислительной мощности аэротенков, понижению уровня метаболизма активного ила и его устойчивости к неблагоприятному влиянию промышленных сточных вод.

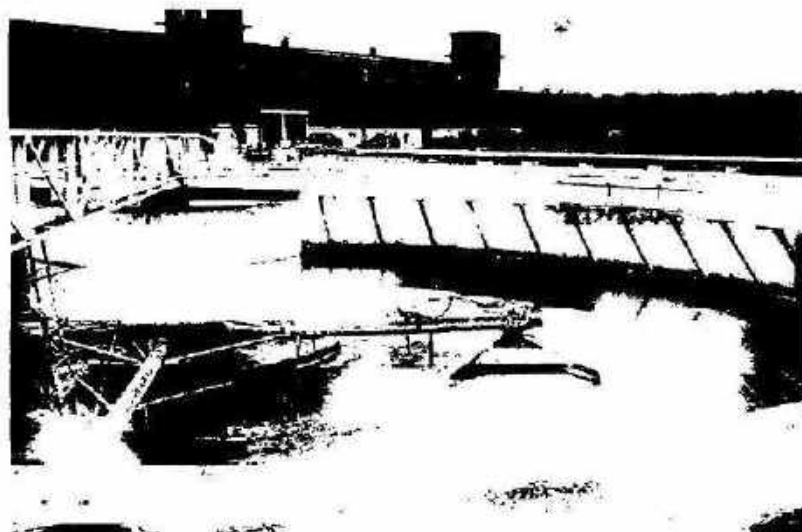


Рис. 1.74. Четырехкрылый илосос в радиальном отстойнике. Два крыла значительно удалены от борта, что способствует выносу ила из периферийной части отстойника. Люберецкая станция аэрации

1.2.2.2. Основные факторы, вызывающие избыточный вынос взвешенных веществ из вторичных отстойников. К основным факторам, способствующим избыточному выносу взвешенных веществ из вторичных отстойников относятся следующие:

1. Гидравлические перегрузки, которые обусловлены превышенным (в сравнении с проектным) объемом сточных вод, поступающих на очистку; конструктивными несовершенствами вторичных отстойников (например, отклонение уровня переливных гребней от горизонтальной плоскости) или неудовлетворительной эксплуатацией вторичных отстойников (неравномерное распределение потоков между всеми работающими отстойниками, разрушение водопереливов, засорение переливных гребней, поломки центральной трубы и неправильная установка отражательного щита). Возможно и сочетание перечисленных причин.

2. Неравномерное поступление сточных вод на очистные сооружения и возникновение гидравлических пиковых перегрузок.

3. Превышение удельных нагрузок на активный ил по содержанию растворенных органических загрязняющих веществ, в результате чего происходит неэффективное окисление их в аэротенках и процесс доокисления продолжается во вторичных отстойниках, в условиях отсутствия кислорода, что приводит к загниванию активного ила, диспергированию хлопьев и их выносу из отстойников.

4. Воздействие токсичных сбросов, приводящее к дефлокуляции хлопьев ила, блокированию дыхательных ферментов у организмов, нарушению процесса биологического окисления загрязняющих веществ, что в совокупности приводит к возрастанию кислородпоглощаемости ила и нарушает процесс отстаивания во вторичных отстойниках.

5. Недостаток кислорода в аэротенках и вторичных отстойниках. В аэротенках недостаток растворенного кислорода в иловой смеси приводит к снижению окислительной способности активного ила и повышенной потребности его в кислороде во вторичных отстойниках. При недостатке растворенного кислорода во вторичных отстойниках активный ил будет загнивать, хлопья ила диспергироваться, всплывать и выноситься из отстойников.

6. Перегрузка по массе взвешенных веществ на вторичный отстойник. Рабочую нагрузку по взвешенным веществам необходимо постоянно поддерживать меньшую, чем максимальная расчетная, что непосредственно связано со своевременным удалением осевшего ила из вторичного отстойника и постоянным поддержанием оптимальной концентрации возвратного ила.

Рабочая нагрузка на вторичный отстойник рассчитывается по формуле:

$$N_{\text{раб}} = 10^3 \left[\frac{q_{\text{вход}} - q_{\text{выхлр}}}{F} \right] \cdot a < N_{\text{max}}, \quad (1.71)$$

где $N_{\text{раб}}$ — рабочая нагрузка на вторичный отстойник по взвешенным веществам, $(\text{г/ч}) \cdot \text{м}^2$; $q_{\text{вход}}$ — расход сточных вод, поступающих на отстойник, $\text{м}^3/\text{ч}$; $q_{\text{выхлр}}$ — расход циркуляционного ила (из вторичного отстойника в регенераторы), $\text{м}^3/\text{ч}$; F — площадь рабочей поверхности вторичного отстойника, м^2 ; a — доза активного ила, г/дм^3 ; N_{max} — расчетная максимальная нагрузка на вторичный отстойник.

7. Образование залежей ила на дне вторичного отстойника, что может быть обусловлено неровностями днища отстойника, плохой работой илососов, несвоевременным удалением, а также задержкой ила в системе без его отгрузки на утилизацию в случае отсутствия или экономии площадей иловых площадок.

8. Нарушение флокуляционных и седиментационных свойств активного ила. Нарушение седиментации (осаждаемости) активного ила характеризуется иловым индексом. Нарушение флокуляции активного ила — это нарушение процесса объединения хлопьев ила при отстаивании. При 30-ти минутном отстаивании иловой смеси в 1000 см^3 цилиндре в случае нормальной флокуляции активного ила все его частицы оседают одновременно, плавно, объединяясь (слипаясь) между собой в момент осаждения; надильовая вода остается прозрачной, без мелких диспергированных хлопьев ила. При нарушении флокулообразования каждая отдельная частичка активного ила осаждается со свойственной ей скоростью сама по себе, независимо от других частиц. Надильовая вода мутная, содержит много отдельных частиц ила.

Основные факторы, влияющие на седиментационные характеристики ила и его способность к хлопьеобразованию, приведены в табл. 1.15.

Нарушение седиментационных и флокуляционных свойств ила может быть вызвано следующими причинами:

а. Вспухание ила, т.е. увеличение его объема за счет чрезмерного разрастания

нитчатых форм организмов (хламидобактерий, сапрофитных грибов, цианобактерий). Увеличение выноса взвешенных веществ из вторичных отстойников в результате накопления нитчатых микроорганизмов в активном иле составляет от 30 до 400 % от нормы и зависит от интенсивности вспухания и технических возможностей вторичных отстойников отделить плохо седиментирующую иловую смесь от очищенной воды (анализ причин вспухания и меры борьбы с ним см. в разд. 3.2).

б. Всплывание ила на поверхность вторичных отстойников по причине денитрификации, вызываемой денитрифицирующими бактериями *Thiobacillus denitrificans*, *Pseudomonas fluorescens*, *Ps. auruginosa*. Денитрификация во вторичных отстойниках происходит на фоне глубокой нитрификации в аэротенках (особенно в летний период). В результате наблюдается разрыв хлопьев активного ила, лежащих на дне вторичного отстойника, газообразным азотом, их дефлокуляция на мелкие фрагменты и флотирование на поверхность отстойника. Для предупреждения всплывания ила в результате денитрификации следует провести мероприятия по подавлению глубокой нитрификации в аэротенках. Для этого необходимо снизить аэробность системы; увеличить нагрузки на активный ил снижением концентрации ила за счет увеличения объема избыточного ила и сокращением частоты выгрузки осадка из первичных отстойников.

в. Измельчение и вынос хлопьев активного ила из вторичных отстойников по причине поступления сточных вод промышленных предприятий, обладающих свойствами угнетать процесс флокуляции хлопьев активного ила или вызывать только их микрофлокуляцию без дальнейшего укрупнения (фенолсодержащие сточные воды; стоки целлюлозно-бумажной промышленности, производства антибиотиков и т.д.).

Таблица 1.15

**Факторы, определяющие седиментационные характеристики
активного ила**

Состав сточных вод	Соотношение сложноокисляемых, инертных и легкоокисляемых органических веществ в сточных водах; сбалансированное содержание биогенных веществ; <i>t, pH</i> ; наличие токсикантов, восстановителей
Основные технологические характеристики системы биологической очистки	Режим смешения или вытеснения (в смесителях чаще возникает вспухание ила), наличие регенерации; время пребывания, возраст ила; аэробность системы (режим аэрации и перемешивания); доза ила

9. Образование пены на поверхности вторичных отстойников. Образующаяся пена обладает большой вязкостью и достигает толщины от 0,5 до 30 см, иногда скверно пахнет. Пенообразование может быть вызвано несколькими причинами:

отсутствие на сооружениях первичных отстойников или сборников масел, нефтепродуктов, жиров;

сточные воды рыбных заводов, значительная доля в общем объеме очищаемых вод сточных вод мяскокомбинатов, боев;

сточные воды парфюмерных фабрик (варка мыла);

сброс в канализацию реагентов, содержащих алюминий и используемых в водопод-

готовке питьевых вод;

флокулянты, используемые для обработки осадка и попадающие в сточные воды с надиловой водой, подаваемой в лоток поступающих на очистку сточных вод.

Перечисленные причины вызывают развитие актиномицетов *Nocardia amare*, *Nasteroides*, *Rhodococcus sp.*, т.е. нитчатых ветвящихся бактерий с грибоподобной морфологией (рис. 1.75).

Актиномицеты формируют густую плотную пену, которая может довольно толстым слоем покрывать поверхность вторичного отстойника (рис. 1.76) и способствовать избыточному выносу активного ила.



Рис. 1.75. Актиномицеты *Nocardia sp.*, выделенные из пены вторичных отстойников Люберецкой станции аэрации



Рис. 1.76. Пенообразование на поверхности вторичного отстойника

Актиномицеты выделяют летучие метаболиты (геосмин и 2-метилизоборнеол) подобно цианобактериям при цветении водоемов (Wastewater engineering, 1991) с сильным землисто-плесневым запахом. Образование пены происходит по причине выделения актиномицетами биологических поверхностно-активных веществ.

Для борьбы с пенообразованием на поверхности вторичных отстойников за рубежом применяются поверхностные скребки (рис. 1.77). Если пенообразование часто наблюдается на поверхности вторичных отстойников, необходимо устройство бункера для сбора пены с илопроводом и поверхностного скребка в виде доски, крепящейся к ферме илоскреба. Можно удалять пену с поверхности отстойника вручную при помощи дырчатых черпаков или сачков. Использование пеногасителей на сооружениях биологической очистки не оправдано, так как все они угнетают процесс кислородпереноса к клеткам активного ила.

Хорошие результаты подавления пенообразования и задержания пены в отстойниках дает применение водного гиацинта (рис. 1.78). Применение водного гиацинта в обычных условиях позволяет снизить запах, улучшить качество сточных вод за счет фильтрующей способности мощной корневой системы этого очень выносливого американского растения (табл. 1.16).

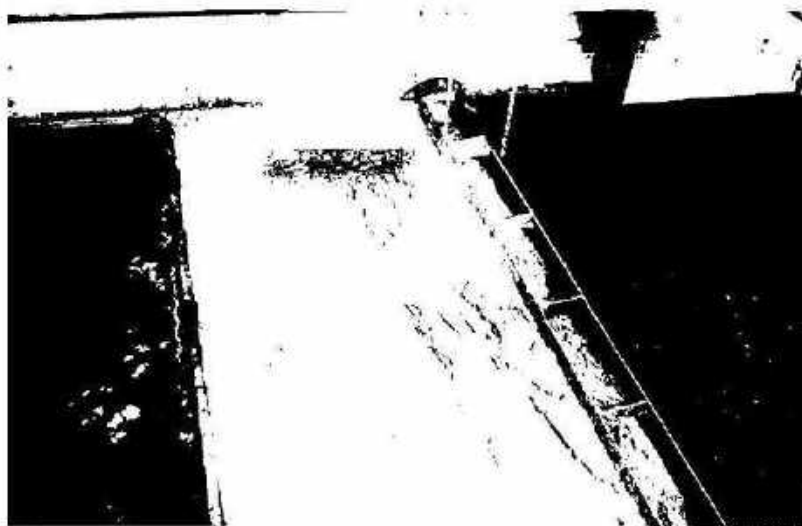


Рис. 1.77. Поверхностный скребок удаляет пену с поверхности вторичного горизонтального отстойника. Слева видна очистная зона

В аэротенках актиномицеты пенообразование вызывают редко, так как этому мешает перемешивание иловой смеси, но когда оно возникает, бороться с ним чрезвычайно трудно. Пенообразование в аэротенках наиболее часто вызывается присутствием анионных соединений синтетических поверхностно-активных веществ (жесткие СПАВ), применяемых в быту и промышленности в качестве моющих средств. Его вызывают также сточные воды нефтехимии, переработки газа, содержащие каменноугольные смолы, фенолсодержащие дезинфектики, применяемые на животноводческих комплексах, заводов по производству биопрепаратов.



Рис. 1.78. *Eichhornia crassipes* (водный гиацинт) в выносных лотках вторичного радиального отстойника. Очистные сооружения АООТ «Каустик», г. Волгоград

Таблица 1.16

Результаты опытно-экспериментальных работ по определению эффективности биологической доочистки водным гиацинтом биологически очищенных сточных вод на вторичных отстойниках БОС АООТ «Каустик» за период культивирования 1992–1993 гг.

Показатели загрязнения сточных вод	Концентрация в исходной сточной воде, поступающей в отстойник, мг/дм ³	Концентрация в очищенной сточной воде, мг/дм ³	Эффективность извлечения Эйхорнией, %
Общее содержание по прокаленному остатку	1892,0	1497,6	20
Азот аммонийный	23,5	19,9	15
Фосфор	12,4	11,8	5
Железо общее	0,5	0,48	2
Анилин	0,03	0,025	18
Взвешенные вещества	24,0	12,3	48
БПК ₅	14,8	11,3	24
Прозрачность	10 см	22 см	

Кратковременное пенообразование в аэротенках может возникнуть при чистке котлов паросиловых хозяйств. Вспенивание вызывается наличием в котловой воде щелочей, фосфатов, смазочных масел. Хлориды и сульфаты способствуют уменьшению вспенивания в аэротенках, коагулируя коллоидные соединения фосфатов. Пенообразование в аэротенках уменьшает коэффициент переноса кислорода к хлопьям ила, что приводит к их измельчению. Провоцирует пенообразование низкая доза ила в

аэротенках, так практически всегда его можно наблюдать при наращивании ила в период пуска сооружений в работу, на сооружениях, где поддерживается низкая доза активного ила, при аэрации сточных вод в усреднителях и т.п. (рис. 1.79).



Рис. 1.79. Пенообразование в усреднителях, вызываемое присутствием СПАВ в сточных водах очистных сооружений г. Липецка



Рис. 1.80. Орошение поверхности аэротенка с целью подавления образующейся пены г. Русвик, Швеция

Борьба с пенообразованием в аэротенках заключается в увеличении дозы ила по массе и повышении аэробности системы (для более эффективной биodeградации пенообразующих соединений). Пена с поверхности аэротенков удаляется периодическим орошением через дырчатые трубы, установленные над аэротенком, небольшим количеством водопроводной воды или водой после вторичных отстойников (рис. 1.80).

ГЛАВА 2

КОНТРОЛИРУЕМЫЕ ГИДРОХИМИЧЕСКИЕ ПОКАЗАТЕЛИ КАЧЕСТВА СТОЧНЫХ ВОД И ИХ ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ПРИ ОЦЕНКЕ ТЕХНОЛОГИЧЕСКИХ РЕЖИМОВ БИОЛОГИЧЕСКОЙ ОЧИСТКИ

Сооружения биологической очистки играют значительную роль в предотвращении антропогенного загрязнения природных водоемов. По объему очищаемых сточных вод и массе перерабатываемых загрязняющих веществ эти сооружения являются наиболее мощным защитным экраном для естественных процессов самоочищения в водоемах.

Налаженный грамотный контроль за работой сооружений биологической очистки позволяет своевременно выявлять и устранять происходящие нарушения, следовательно, сокращать и предотвращать неблагоприятное воздействие недостаточно очищенных сточных вод на природные водоемы.

Производственный аналитический контроль осуществляется в гидрохимических лабораториях очистных сооружений с целью:

наблюдения за эффективностью последовательного удаления загрязняющих веществ по основным звеньям механической и биологической очистки;

предупреждения отрицательного воздействия сточных вод на природные водоемы.

Наряду с производственным контролем в лабораториях очистных сооружений выполняется экоаналитический контроль. К экоаналитическому контролю относится контроль за составом очищенных сточных вод, сбрасываемых в природный водоем с целью оценки уровня загрязнения, вносимого в окружающую среду и выполнения установленных нормативов качества.

В России термин «экоаналитическая химия» был употреблен впервые в монографии «Электроаналитические методы в контроле окружающей среды» (Кальвода, Зыка, Шутлик и др., 1990) применительно к анализам объектов окружающей среды. После его преобразования в термин «экоаналитический контроль» (Нейман, 1993) он стал широко использоваться в нормативной и методической терминологии природоохранных органов для обозначения системы мероприятий по выявлению и оценке источников и уровня загрязненности природных объектов в результате промышленных сбросов (выбросов) в окружающую среду.

Основу производственного аналитического контроля составляют регулярные наблюдения за эффективностью очистки сточных вод и свойствами образующихся и обрабатываемых осадков на всех технологических стадиях. Порядок производственного и экоаналитического контроля на очистных сооружениях согласуется специально уполномоченными государственными органами Российской Федерации в области охраны окружающей природной среды в виде графика лабораторного аналитического контроля (см. Приложение 1–3), одновременно с оформлением разрешения на водопользование в местных органах Министерства природных ресурсов РФ, с участием местных органов Госкомсанэпиднадзора, а также местных подразделений аналитических служб других специально уполномоченных государственных органов Российской Федерации в области охраны окружающей природной среды в соответствии с их

компетенцией.

При аналитическом контроле состава очищаемых сточных вод по всем звеньям очистки выполняются гидрохимические, физико-химические, гидробиологические и токсикологические измерения. Этот график в каждом конкретном случае может быть расширен, или сокращен в соответствии со спецификой промышленного производства в городе или поселке, применяемой технологией очистки сточных вод и обработки осадка и т.п. Однако при принятии решения о необходимости увеличения количества определяемых компонентов состава сточных вод следует иметь в виду следующие соображения:

каждое дополнительное аналитическое определение требует увеличения затрат и приводит к загрязнению окружающей среды используемыми при подготовке и в процедуре анализа моющими средствами, кислотами, растворителями, реактивами и др. загрязняющими веществами;

службы городских водопроводно-канализационных хозяйств вынуждены компенсировать затраты на контроль, увеличивая плату за водоснабжение и очистку сточных вод предприятиям и населению;

госконтрольная служба, расширяющая перечень определяемых загрязняющих веществ, обязана систематически осуществлять инспекционный контроль количественного содержания в воде тех же ингредиентов, т.е. иметь оборудование, специалистов, расширенную область аккредитации на все компоненты, включенные в график контроля водопользователей;

для назначения регулярного определения какого-либо дополнительного загрязняющего вещества необходимо, чтобы это вещество применялось в технологии предприятий, пользователей канализации или могло быть трансформировано в технологическом цикле, и (или) неоднократно было обнаружено при исследовании сточных вод в лаборатории, аккредитованной на выполнение измерений данного вещества в сточных водах.

Производственный лабораторный контроль осуществляется не только с целью наблюдения за эффективностью технологического процесса биологической очистки на различных стадиях, но также для обнаружения и предотвращения опасных сбросов загрязняющих веществ в городскую канализацию. При осуществлении производственного контроля недостаточно грамотно и точно выполнять измерения, очень важно уметь использовать полученные результаты для принятия правильных технологических решений. Вопросы оценки основных показателей качества сточных вод и использования результатов измерений для управления процессом биологической очистки рассматриваются в данной главе.

2.1. Общие показатели качества сточных вод

2.1.1. Температура. Температура очищаемых сточных вод — важнейший фактор, воздействующий на растворимость химических веществ, скорость химических реакций, скорость изъятия загрязняющих веществ при механическом отстаивании, интенсивность обмена веществ у организмов активного ила, потребление растворенного кислорода, а, следовательно, в целом на эффективность процесса очистки.

Температура сточных вод, поступающих на сооружения городской и поселковой канализации, зависит, в первую очередь, от наличия или отсутствия горячего

централизованного водоснабжения, особенностей промышленного производства, источника водоснабжения и климатической зоны населенного пункта. Для каждого очистного сооружения характерна своя специфика суточных, среднемесячных и годовых колебаний температуры сточных вод, поступающих на очистку.

Для сооружений, очищающих незначительные объемы сточных вод, эти колебания могут быть более существенны, и в большей степени при этом будут оказывать влияние на благополучие протекающего процесса очистки. Кроме того, небольшие объемы очищаемых сточных вод на поселковых сооружениях могут заметно охлаждаться (табл. 2.1) или несколько подогреваться в самом процессе очистки.

Таблица 2.1

Снижение среднемесячной температуры сточных вод в процессе очистки на БОС г. Перемышля (объем очищаемых сточных вод 7000 м³/сут)

1999 г., месяц	Температура сточных вод, °С		
	Поступающих на очистку	Осветленных	Очищенных
Апрель	14,5	10,5	6,5
Июль	14,0	10,0	8,0
Август	17,0	17,0	16,0

Среднемесячные значения температуры сточных вод, поступающих на очистку, демонстрируют годовую динамику изменений, которая весьма специфична для каждого населенного пункта, поскольку отражает влияние не только сезона года, но и интенсивности потребления горячей воды населением и сбросов промышленных предприятий. Если общий поток сточных вод формируется несколькими коллекторами, то заметная разница в температуре вод по потокам, как правило, отражает влияние промышленного развития отдельных районов города (табл. 2.2).

Наиболее сильное влияние температуры окружающего воздуха на температуру очищаемых сточных вод наблюдается в зимний период на сооружениях биологической очистки при отсутствии или перебоях горячего водоснабжения города или поселка. В регионах с холодным климатом в таком случае биологическая очистка практически не обеспечивается. В условиях горячего водоснабжения температура сточных вод, поступающих на очистку, не опускается зимой ниже 12 °С, а в летний период может достигать максимальных значений 27 °С и более.

Оптимальные значения температуры для удовлетворительного процесса биологической очистки находятся в диапазоне 16–23 °С; максимально допустимые для обеспечения жизнедеятельности аэробных организмов — 36–38 °С; для специально адаптированных организмов — не более 40 °С.

Повышение температуры сказывается в первую очередь на активности ферментов. Ферменты активного ила состоят из белка, или в основном из белка. При температуре 50 °С происходит необратимая инактивация практически всех ферментов. Ферментативная активность ила сохраняется максимальной только в оптимальном диапазоне температур. У различных ферментов разная устойчивость к повышению температуры, но, как правило, температура выше 35 °С неблагоприятна. Даже непродолжительное повышение температуры приводит к необратимым последствиям, так как

коагулированные белки не восстанавливаются и процессы обмена веществ либо тормозятся, либо полностью прекращаются. Ферменты — очень эффективные катализаторы процесса биологической очистки, они обеспечивают высокие скорости окисления мультисубстрата, состоящего из различных загрязняющих веществ, присутствующих в сточных водах. При высокотемпературной блокаде ферментов процесс тормозится, часть ферментов инактивируется, результатом чего является наличие в очищенных сточных водах неокисленных и недоокисленных продуктов трансформации загрязняющих веществ.

Таблица 2.2

**Динамика среднемесячной температуры по отдельным коллекторам
и в общем потоке сточных вод, поступающих на очистку
на сооружения г. Нижнего Новгорода, 1998 г.**

Месяца	Температура сточных вод, поступающих на очистку, °С			
	Коллектор			Общий поток
	Заречный	Нагорный	г. Бора	
Январь	16,2	15,7	13,4	15,3
Февраль	16,3	16,0	11,8	15,9
Март	16,6	16,5	14,7	16,4
Апрель	15,2	14,9	14,0	15,6
Май	19,7	19,4	17,9	19,5
Июнь	23,0	23,2	20,2	22,9
Июль	24,6	25,5	19,3	24,9
Август	25,1	24,2	22,3	24,6
Сентябрь	22,4	22,2	18,9	21,5
Октябрь	22,1	21,6	17,1	20,0
Ноябрь	17,6	17,9	16,3	17,4
Декабрь	16,7	17,1	15,5	16,9

Что касается пониженных температур, то к ним ферменты более устойчивы и прекрасно восстанавливают свои свойства даже после замораживания, поэтому при резком снижении температуры сточных вод процессы обмена веществ у активного ила затормаживаются, но практически никогда не прекращаются полностью.

Температура влияет на физические свойства воды (табл. 2.3), на большинство протекающих в воде химических реакций и на процессы, связанные с метаболизмом гидробионтов. Повышение температуры сточных вод, в определенных пределах, изменяет запах, который еще больше усиливается при недостатке в воде растворенного кислорода, активизирует процессы хемотроксиса загрязняющих веществ, удаления летучих соединений и т. д.

Плотность воды связана с растворимостью в ней загрязняющих веществ и, как видно из таблицы, в диапазоне температур 20–30 °С возрастает изменчивость плотности, а, следовательно, и растворимости загрязняющих веществ в сточных водах. От температуры сточных вод зависит эффект первичного отстаивания. Скорость осаждения взвешенных частиц в первичных отстойниках обратно пропорциональна вязкости и

плотности воды. Степень задержания взвешенных веществ и снижения БПК увеличивается с повышением температуры от 5 до 10 %. Как было установлено А.А. Карпинским, на очистных сооружениях г. Москвы зимой эффект задержания взвешенных веществ в первичных отстойниках снижается на 20 %, при обычном времени отстаивания 1,5 ч, а при сокращении времени до 1 ч (в случае гидравлических перегрузок или отключения части отстойников) до 37 % (цитируется по Максимовскому, 1961).

Таблица 2.3

Основные физические свойства воды, зависящие от температуры и влияющие на процессы очистки сточных вод

Температура, °С	Вязкость, $\eta \cdot 10^{-3}$ Па·с	Плотность, г/л ³	Поверхностное натяжение, $\text{Н/м} \cdot 10^3$	Растворимость O_2 , мг/л ³	Растворимость азота N_2 , мг/л ³
0	1,792	0,99987	75,6	14,6	23,1
5	1,519	0,99999	74,9	12,8	20,4
10	1,307	0,99973	74,2	11,3	18,1
15	1,140	0,99913	73,5	10,2	16,3
20	1,005	0,99823	72,8	9,2	14,9
25	1,894	0,99707	72,0	8,4	13,7
30	1,801	0,99567	71,3	7,6	12,7
35	1,722	0,99406	70,4	7,1	11,6
40	1,656	0,99224	69,6	6,6	10,8

Функционирование организмов активного ила тесно связано с содержанием в воде растворенного кислорода. При подаче в иловую смесь постоянного объема воздуха, содержание растворенного кислорода значительно колеблется, что связано как с кислородпоглощающими свойствами ила и сточных вод, так и с температурой иловой смеси в аэротенках, которая определяет растворимость кислорода (табл. 2.4).

Влияние температуры на растворимость другого газа — азота (см. табл. 2.3) также важно учитывать, например, при оптимизации (интенсификации или подавлении) процесса денитрификации как во вторичных отстойниках, так и в отдельных денитрификаторах. Избыточное накопление растворенных форм азота и токсичных азотсодержащих газов (NO , N_2O), образующихся в процессе денитрификационного распада нитритов и нитратов может оказать отрицательное воздействие на биосенос активного ила в аэротенках, куда эти газы могут попадать с возвратным илом. Это влияние усиливается при резком возрастании температуры за счет промышленных сбросов или в летний период в часы интенсивного прогрева толщи воды вторичных отстойников, но может быть значительным при температуре 5–20 °С за счет активной нитрификации и повышенной растворимости азота в воде.

Температура иловой смеси влияет на процессы дыхания и ферментативной активности организмов активного ила, на скорости роста популяций бактерий и простейших.

При понижении температуры скорость биохимических процессов в аэротенках

замедляется, но увеличивается растворимость кислорода в воде, поэтому производительность аэротенков зимой снижается незначительно, так как повышается производительность воздуходувок. Следовательно, в летний период должна быть обеспечена более интенсивная аэрация иловой смеси. Повышение температуры влияет на увеличение скорости потребления кислорода активным илом, на уровень обмена и проницаемость оболочек бактериальных клеток, что приводит к усилению воздействия токсикантов на активный ил.

Таблица 2.4 ¹⁾

Содержание растворенного кислорода в дистиллированной воде при изменении температуры и постоянном давлении 760 мм рт. ст.

Температура воды, °С	Содержание кислорода, мг/л ³	Температура воды, °С	Содержание кислорода, мг/л ³
0	14,65	16	9,82
1	14,25	17	9,61
2	13,86	18	9,40
3	13,49	19	9,21
4	13,13	20	9,02
5	12,79	21	8,84
6	12,46	22	8,67
7	12,14	23	8,50
8	11,84	24	8,33
9	11,55	25	8,18
10	11,27	26	8,02
11	11,00	27	7,87
12	10,75	28	7,72
13	10,50	29	7,58
14	10,26	30	7,44
15	10,03		

На рис. 2.1 показано влияние температуры на усиление стрессирующего действия токсиканта (нитрозометилмочевины) на активный ил лабораторной установки.

В контрольном режиме лабораторной установки видовое разнообразие активного ила по модифицированному индексу S_{iBa} (см. подп. 3.1.2.3) было стабильно за весь период наблюдений (20 суток). Обработка нитрозометилмочевиной активного ила в условиях температурного шока (29 °С) привела к падению видового разнообразия с 26,5 до 7,1, после чего активный ил в течение 20 сут не восстанавливался. Обработка активного ила тем же токсикантом, в такой же концентрации при комнатной температуре также повлекла за собой снижение видового разнообразия с 25,5 до 14,3, однако оно быстро восстановилось и к 20 сут достигло практически прежнего уровня 23,5.

¹⁾ Таблица приводится из Ю.Ю. Лурье. Аналитическая химия промышленных сточных вод. — М.: Химия, 1984. — 448 с.

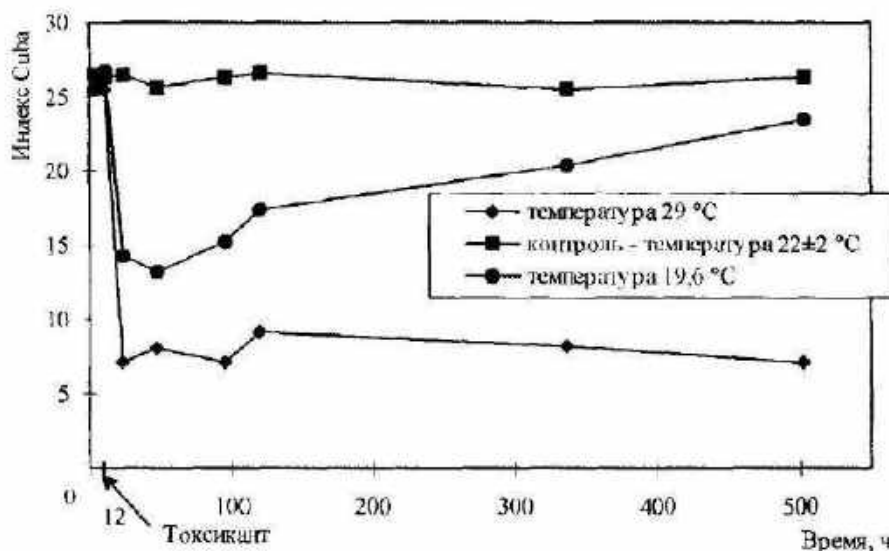


Рис. 2.1. Влияние температурного фактора на усиление стрессующего действия токсиканта (нитроэтилмочевина) на видовое разнообразие активного ила

Приведенный пример наглядно демонстрирует возрастание чувствительности активного ила к токсикантам при повышении температуры. Следовательно, в летний период, а также при сбросе в канализацию подогретых в процессе промышленного производства сточных вод влияние токсикантов на активный ил повышается, а период восстановления после аварийных сбросов увеличивается.

На очистных сооружениях различают два вида температурного воздействия: кратковременное (в течение нескольких часов) и продолжительное. Особенно неблагоприятно действует на активный ил быстрый перепад температуры, когда организмы ила не успевают адаптироваться и могут погибнуть. При продолжительном воздействии активный ил адаптируется к температурному режиму и может осуществлять эффективное ферментативное окисление загрязняющих веществ при температуре в иловой смеси до 35 °C. Однако в данных условиях критическим становится содержание растворенного кислорода и требуется интенсивное перемешивание иловой смеси для обеспечения удовлетворительного массообмена в хлопьях ила. Поэтому на сооружениях, где возникают проблемы очистки сточных вод с температурой выше 30 °C, следует в аэротенках устанавливать дополнительные мешалки. Обеспечиваемое ими перемешивание иловой смеси будет способствовать охлаждению сточных вод и улучшению массообмена в иловой смеси.

Хроническое вспухание активного ила, какая бы причина его не вызвала, активизируется и усиливается в летний период при повышении температуры сточных вод и увеличении дефицита растворенного кислорода, что сопровождается ухудшением качества очистки.

В летний период успешнее протекают процессы не только окисления углеродсодержащих органических загрязнений, но и нитрификации и денитрификации. Для

поддержания удовлетворительной нитрификации оптимальная температура должна быть в диапазоне 20–25 °С. При 9 °С скорость нитрификации существенно снижается, а при 6 °С прекращается. Увеличение температуры более 25 °С благоприятно влияет на процесс нитрификации, однако он начинает лимитироваться содержанием кислорода, растворимость которого при этом резко падает. Скорость процесса денитрификации непрерывно возрастает при повышении температуры сточных вод вплоть до 36 °С. Поэтому при наличии денитрификации во вторичных отстойниках, вынос взвешенных веществ из них в летний период может существенно возрастать, особенно после 12 ч дня, когда сточные воды хорошо прогреваются и денитрификация активизируется. На тех сооружениях, где угрозы денитрификации не существует (нитрификация в аэротенках незначительная) – работа вторичных отстойников, как правило, ухудшается зимой на 20–30 % в связи с понижением температуры воды, поступающей на очистку.

Повышение температуры способствует более эффективному обеззараживанию сточных вод. Бактерицидная активность хлора в 1,5–2 раза возрастает в летний период.

От температуры очищаемых сточных вод зависит температура загружаемого в ментанки осадка, поэтому зимой необходимо дополнительно подогревать осадок до температуры брожения.

2.1.2 Концентрация водородных ионов (величина pH). Содержание водородных ионов в сточных водах выражается величиной отрицательного логарифма их концентрации:

$$pH = -\lg [H^+].$$

Величина pH в сточных водах – важный прогностический показатель эффективности биологической очистки. От величины pH зависит сила токсического действия на активный ил загрязняющих веществ, присутствующих в сточных водах, благополучие функционирования организмов активного ила, агрессивное действие сточных вод на металло-бетонные конструкции очистных сооружений и т. д.

Сточные воды в зависимости от pH подразделяются на: сильнокислые ($pH < 3$), кислые ($pH = 3–5$), слабокислые ($pH = 5–6,5$), нейтральные ($pH = 6,5–7,5$), слабощелочные ($pH = 7,5–8,5$), щелочные ($pH = 8,5–9,5$) и сильнощелочные ($pH > 9,5$).

Изменение активной реакции среды в ту или иную сторону от 6,5 до 8,5 недопустимо при приеме сточных вод в системы городской канализации (Методические рекомендации..., 2001). Для удовлетворительной работы активного ила необходима нейтральная реакция среды 6,5–7,8. Оптимальные значения pH сточных вод способствуют процессу хлопьеобразования и обеспечивают удовлетворительные седиментационные характеристики активного ила (рис. 2.2). Понижение величины pH сточных вод приводит к снижению интенсивности обмена у бактерий, дефлокуляции и плохой осаждаемости активного ила, а при падении pH ниже 5,0 бактерии могут антагонистически вытесняться грибами. Увеличение pH приводит к повышению интенсивности обмена у активного ила, а при сильнощелочной среде ($pH > 9,5$) клетки активного ила гибнут.

В сточных водах определенных видов промышленного производства pH колеблется в более широких пределах, например, производство пива ($pH = 8–11$); овощных и



Рис. 2.2. Активный ил с удовлетворительными свойствами хлопьеобразования

фруктовых консервов ($pH = 1-12$); химико-фармацевтическое производство ($pH = 2-11$); маслосыродельная и молочная промышленность ($pH = 5-11$) и т. д. Если указанные предприятия имеют собственные сооружения биологической очистки, оптимизация их работы и эксплуатация осложняются, и удовлетворительного качества очистки трудно достичь по многим причинам, но одним из доминирующих отрицательных факторов является нестабильность pH . На таких сооружениях формируется специфический активный ил, одной из характеристик которого, как правило, являются диспергированные хлопья ила, возможна специфическая «перистая» флокуляция (рис. 2.3) или полное отсутствие сформированных хлопьев ила. Особенно неблагоприятен

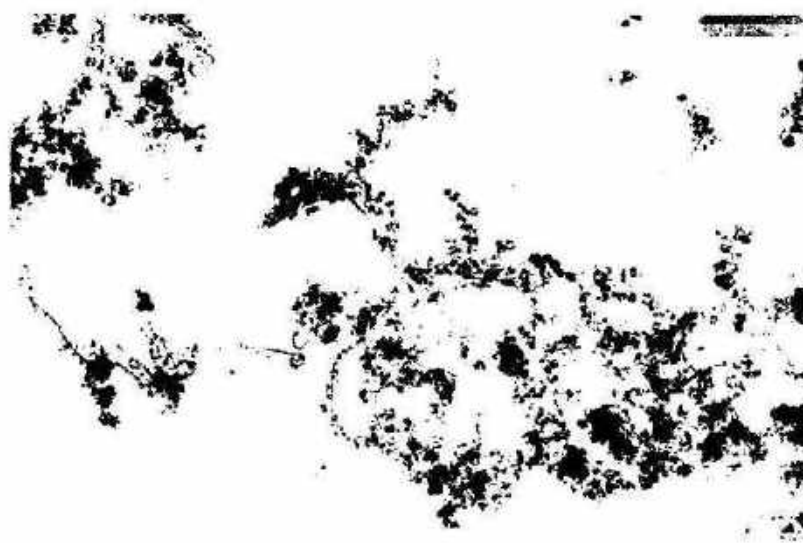


Рис. 2.3. Перистая флокуляция активного ила, развивающегося в условиях резких колебаний pH сточных вод

сдвиг pH в кислую сторону. Для сточных вод с широким диапазоном pH предусматривается двухступенчатая последовательная биологическая очистка, но и в этих случаях обеспечивается низкое качество очистки, поскольку активный ил неполноценно развивается при отклонении pH среды от оптимальных значений (табл. 2.5).

Таблица 2.5

Влияние pH на население активного ила, очищающего сточные воды фармацевтической фабрики «Биотика» (Словакия)

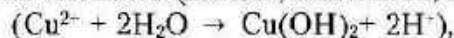
Технологические параметры и эффективность процесса очистки	I ступень очистки	II ступень очистки
Очищаемый объем сточных вод, м ³ /сут	4320	
Нагрузки в кг БПК ₅ на 1 кг активного ила в сутки	9	2,7
Период аэрации, час	5,5	11
Суточные колебания pH	2,8-12	4,9-10,5
Содержание БПК ₅ в очищенных сточных водах, мг/дм ³	180	60
Краткая характеристика биоценоза активного ила	Хлопья ила не образуются, простейшие отсутствуют. Очистка обеспечивается диспергированными бактериями	Хлопья мелкие. Типовые бактерии, мелкие жгутиконосцы, 5 видов ацидофильных коловраток

Специфический облик активного ила на второй ступени очистки сточных вод фармацевтической фабрики представлен на рис. 2.4.



Рис. 2.4. Активный ил фармацевтической фабрики «Биотика» с преобладанием ацидофильных коловраток

Некоторые соединения металлов (железо, алюминий, медь), гидролизуются.



снижают pH сточных вод, что неблагоприятно влияет на жизнедеятельность активного ила и процесс анаэробного сбраживания осадка в метантенках (осадок закисает). Кроме того, изменение нейтральной реакции влияет на повышение токсичности некоторых химических веществ, продуктов аммонификации мочевины, при снижении pH .

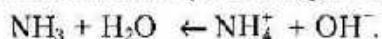
Мочевина постоянно присутствует в сточных водах городских очистных сооружений. Под действием фермента уреазы мочевины превращается в аммиак:



Аммиак в сточных водах находится в основном в равновесии с ионом аммония. А токсичность аммиака значительно превышает токсичность ионов и солей аммония. При pH менее 7,0 и при понижении температуры, — равновесие сдвигается в сторону выделения ионов и солей аммония:



При pH более 7,0 и при повышении температуры реакция идет в обратную сторону, в сточных водах накапливается аммиак (Феленберг, 1997):



При температуре 25 °С и $pH = 11,0$ равновесие сильно сдвигается в сторону выделения аммиака. Как было показано в 1954 г. (Schäperclaus, 1954) для температуры 17°С накопление аммиака в воде начинается при повышении $pH > 9,0$ (табл. 2.6)

Таблица 2.6

Накопление аммиака в воде при повышении pH

Значения pH	Содержание NH_3 , %	Содержание NH_4^+ , %
6	0	100
7	1	99
8	4	96
9	25	75
10	78	22
11	96	4

Следовательно, при подщелачивании сточных вод, поступающих на очистку, и повышении температуры выше 20 °С может возрастать токсичность сточных вод для активного ила за счет накопления аммиака.

В результате жизнедеятельности организмов активного ила сточные воды несколько подщелачиваются и после вторичных отстойников pH в норме немного увеличивается по сравнению с pH осветленных вод, поступающих в аэротенки. В очищенных сточных водах после хлорирования pH несколько снижается. После сильных дождей (pH атмосферных осадков составляет 4,6–6,1), при голодании активного ила, увеличении дозы ила по массе сверх расчетной нормы или при повышении содержания нитратов в очищенных водах pH может несколько снижаться.

Снижение pH за счет накопления нитратов в очищенных водах составляет в зимний период в среднем 0,2–0,8, а летом до 1,0–1,5 при глубоком процессе нитрификации и содержании нитратов в очищенных водах свыше 15 мг/дм³. Величина pH

подвержена сезонным колебаниям и в природных водоемах. Так, в большинстве рек зимой pH составляет 6,8–7,4, а летом — 7,4–8,2 (Руководство по химическому анализу..., 1977).

Как будет подробнее рассматриваться далее (см. разд. 2.4), поддержание оптимальной реакции среды (6,7–7,8) — очень важное условие для успешного протекания процессов превращения азота на сооружениях биологической очистки.

На крупных сооружениях биологической очистки, с расходом очищаемых сточных вод более 100 тыс. м³/сут, pH сточных вод колеблется незначительно. На сооружениях с небольшим расходом очищаемых сточных вод залповые сбросы кислых и щелочных вод могут привести к нарушению процесса очистки. Для таких станций обязательен тщательный контроль реакции среды поступающих сточных вод.

Нейтрализация производственных сточных вод до оптимальных значений в случае необходимости должна осуществляться на локальных очистных сооружениях, до сброса сточных вод в канализацию, что существенно удешевляет этот технологический процесс. Процесс нейтрализации производственных сточных вод может быть значительно интенсифицирован их активным перемешиванием посредством подачи воздуха компрессором через дырчатые трубы в емкостях накопления сточных вод перед сбросом в канализацию.

2.1.3. Щелочность. Общая щелочность воды определяется суммарным содержанием в ней веществ, содержащих гидроксо-анион, а также веществ, реагирующих с кислотами, а именно: сильные щелочи, летучие основания и анионы, обуславливающие высокую щелочность в результате гидролиза в водном растворе при $pH > 8,4$ (S^{2-} , PO_4^{3-} , SiO_3^{2-} и др.). Кроме того, слабые основания и анионы летучих и нелетучих слабых кислот (HCO_3^- , CO_3^{2-} , $H_2PO_4^-$, HPO_4^{2-} , CH_3COO^-), HS^- , анионы гуминовых кислот и др.

Щелочность воды измеряется в г-экв/дм³ или мг-экв/дм³ и определяется количеством сильной кислоты, израсходованной на нейтрализацию раствора.

Щелочность, также как запах и цвет, очень важный показатель при характеристике качества питьевых и природных вод. В сточных водах щелочность обязательно измеряется только на тех сооружениях, где применяют реагенты и требуется корректировать их дозировку.

Процесс нитрификации повышает щелочность очищенных сточных вод, а процесс денитрификации ее повышает. Чем выше щелочность, тем больше буферная способность воды. В отдельных случаях контролировать щелочность или кислотность требуется на сооружениях, очищающих промышленные сточные воды, сброс которых приводит к резким колебаниям значений pH . Обязательное измерение одного из этих показателей должно осуществляться в иловой воде после метантенков. Во всех остальных случаях измерение щелочности или кислотности на городских очистных сооружениях не имеет практического значения и в график лабораторного аналитического контроля не включается.

2.2. Примеси в воде

2.2.1. Примеси в твердом и коллоидном состоянии. Основные загрязняющие вещества, присутствующие в сточных водах городских очистных сооружений, объединены в группы и представлены на рис. 2.5.

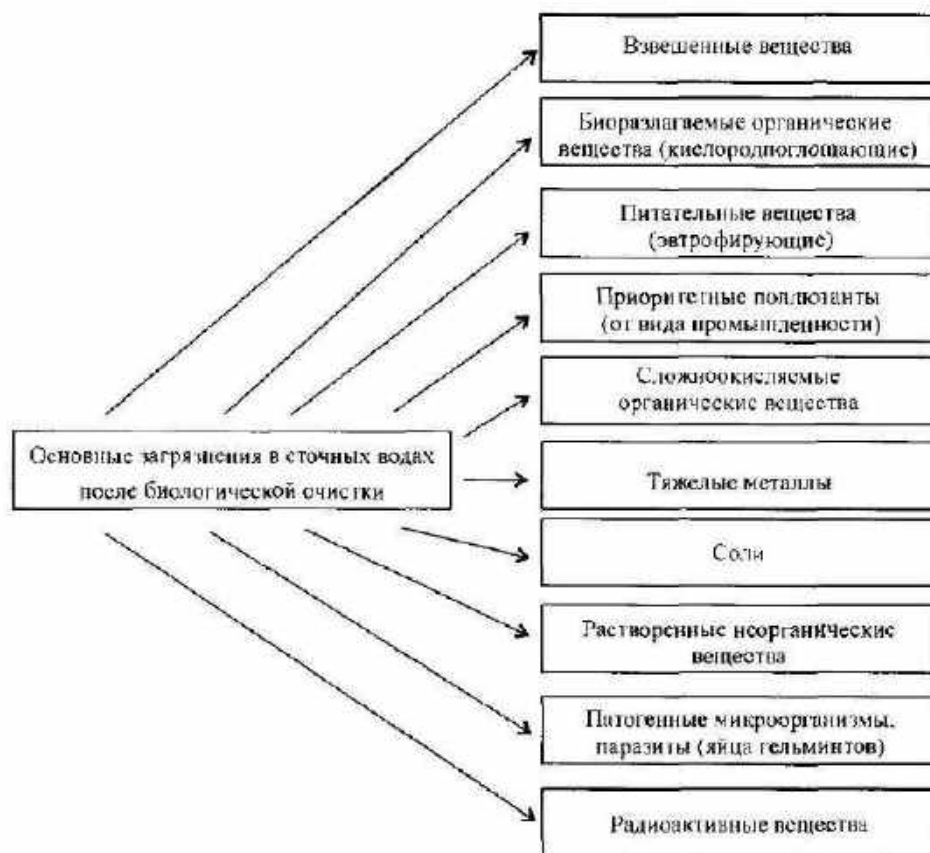


Рис. 2.5. Характеристика сточных вод после биологической очистки по видам загрязняющих веществ



Рис. 2.6. Последовательное изъятие органических частиц (в зависимости от их размера) на разных ступенях очистки сточных вод

Органические вещества в сточных водах по своему физическому состоянию могут быть в нерастворенном, коллоидном и растворенном состояниях, в зависимости от размера составляющих их частиц (табл. 2.7). По мере изменения крупности частиц загрязняющих веществ происходит последовательное их изъятие на всех ступенях биологической очистки (рис. 2.6).

Таблица 2.7

**Состав органических веществ в неочищенных сточных водах
по размерам частиц**

Размер, мкм	Частицы в растворимом состоянии	Частицы в коллоидном состоянии	Грубые суспензии	
			плавающие (истинные взвешенные вещества)	оседающие
менее 0,001	0,001–1,0	1,0–100,0	100,0 и более	
Содержание, проценты от целого (по ХПК)	25	15	26	34

2.2.1.1. Прозрачность воды. Прозрачность сточных вод обусловлена наличием в них нерастворенных и коллоидных примесей, а также микроорганизмов. Мерой прозрачности служит высота столба воды, при которой сквозь нее можно читать шрифт определенного размера (высота букв 3,5 мм) и типа (ГОСТ 3551-46). Городские сточные воды, поступающие на очистку, имеют прозрачность 1–5 см. Эффект очистки наиболее быстро и просто оценивается по прозрачности очищенных вод, которая зависит от качества очистки, а также от наличия в воде мелких, не оседающих за два часа хлопьев активного ила и диспергированных бактерий. Измельчение хлопьев ила, а, следовательно, снижение прозрачности очищенных сточных вод может быть следствием распада более крупных, старых хлопьев, следствием разрыва их газами или под влиянием токсичных сточных вод. Прозрачность наиболее оперативный, чутко реагирующий на нарушения, интегральный показатель качества очистки. Любые, даже незначительные, неблагоприятные изменения в составе сточных вод и в технологическом режиме их очистки приводят к диспергированию хлопьев ила, нарушению хлопьеобразования, а, следовательно, к падению прозрачности очищенных вод.

Биологическая очистка должна обеспечивать не менее 12 см прозрачности в очищенных водах. При полной, удовлетворительной биологической очистке прозрачность составляет 30 и более сантиметров, причем при такой прозрачности все другие санитарные показатели загрязнения, как правило, указывают на высокую степень очистки.

Прозрачность определяется во взболтанной (характеризует наличие взвешенных, коллоидных и растворенных веществ), и в отстаивной (наличие коллоидных и растворенных веществ) пробах. Прозрачность в отстаивной пробе характеризует работу аэротенков, прозрачность во взболтанной — работу вторичных отстойников.

П р и м е р ы. Если прозрачность очищенных вод во взболтанной пробе составляет 19 см, а в отстаивной 28 см, можно сделать вывод об удовлетворительной работе аэротенков (хорошо сняты коллоидные вещества) и вторичных отстойников (изъятые взвешенные вещества). В этом случае можно ожидать, что вынос взвешенных веществ в очищенной воде не превысит 15 мг/дм³.

Если по результатам анализов прозрачность во взболтанной пробе составляет 10 см, а в отстаивной

30 см, это значит, что коллоидные вещества хорошо изъяты из сточных вод в аэротенках, но вторичные отстойники работают неудовлетворительно и плохо изымают взвешенные вещества.

Некоторые растворенные вещества также могут изменять прозрачность сточных вод, например, красители.

Изменение прозрачности может служить оперативным сигналом об изменениях в процессе очистки даже тогда, когда другие методы физико-химического контроля еще не фиксируют отклонений, поскольку все нарушения сопровождаются измельчением хлопьев активного ила, что немедленно фиксируется по сниженной прозрачности надильовой воды.

2.2.1.2. Мутность. Присутствие нерастворимых частиц, микроорганизмов, а также коллоидных и других веществ, препятствующих прохождению через столб воды света, характеризуется мутностью. За рубежом для оценки наличия в воде примесей этот показатель используется чаще, чем прозрачность, поскольку имеющиеся надежные средства измерения (мутномеры) позволяют получать более объективные и точные результаты, нежели при визуальном определении прозрачности. В России принято измерять мутность только для питьевых вод.

При прозрачности очищенных сточных вод 30 см, их мутность составляет 2,0 мг/дм³. В питьевой воде норма мутности 1,5 мг/дм³, (в исключительных случаях до 2,0 мг/дм³) (СанПиН 2.1.4.1074-01). Когда мутность достигает 5,0 мг/дм³, качество питьевой воды заметно ухудшается. В природных водах содержание кислорода часто связано с мутностью обратно пропорциональной зависимостью.

2.2.1.3. Взвешенные вещества. Взвешенными называют частицы нерастворимых твердых веществ, которые плавают по всему объему жидкости. При характеристике сточных вод за такие вещества принято принимать загрязняющие вещества, которые задерживаются на бумажном фильтре с наибольшим размером пор («белая лента», «розовая лента»). При определении взвешенных веществ недопустимо использовать фильтры с меньшим размером пор («синяя лента»), так как они задерживают коллоидные частицы, и результат анализа может быть существенно завышен. Совместное присутствие взвешенных и коллоидных веществ регистрируется прозрачностью и мутностью, которые коррелируют с содержанием взвешенных веществ, но представляют данные о содержании в воде загрязнений различного характера.

Как видно из табл. 2.7, взвешенные вещества (грубые суспензии) в сточных водах подразделяются на два вида в зависимости от размера частиц. Причем размер истинных взвешенных (плавающих) в очищенных сточных водах больше, чем в химических растворах (где эти частицы не более 1 мкм), поскольку взвешенные вещества представлены плавающими хлопьями активного ила в очищенных водах после аэротенков и вторичных отстойников.

Для характеристики работы сооружений механической очистки большое значение имеет содержание не только взвешенных веществ, но и количество оседающих. Оседающие вещества — это часть взвешенных веществ, выпадающих в осадок за 2 ч отстаивания в лабораторном цилиндре; они рассчитываются по объему (см/дм³) и массе (мг/дм³).

Количество оседающих веществ в поступающих на очистку водах резко колеблется в течение суток, что можно наблюдать в почасовых пробах при среднесуточном

отборе. Это хороший контрольный показатель правильности отбора проб, поскольку при визуальном осмотре лабораторных бутылок, куда отбирались пробы каждый час, легко обнаружить — отбиралась ли эта вода одновременно (содержание оседающих в каждой бутылке будет почти одинаково) или соблюдался график отбора, и оседающие вещества занимают различный объем в пробах, отобранных в разное время суток.

Количество оседающих веществ, выраженное в процентах от количества взвешенных, — теоретически возможный предел эффективности отстаивания взвеси в условиях первичных отстойников. В городских неочищенных сточных водах оседающие вещества составляют 65–75 % от взвешенных по массе.

Взвешенные вещества являются очень важным показателем при оценке загрязненности водных объектов хозяйственно-бытовыми сточными водами. Концентрация взвешенных веществ в сточных водах, поступающих на очистку, связана обратной зависимостью с суточной нормой водоотведения на одного человека.

В строительных нормах и правилах количество загрязняющих веществ, находящихся во взвешенном состоянии и поступающих в канализацию от одного человека, принято равным 65 г/сут (табл. 2.8). Исходя из этой величины и учитывая число жителей, пользующихся канализацией, и местную норму водоотведения, можно рассчитать концентрацию взвешенных веществ в неочищенных сточных водах для данного населенного пункта (табл. 2.9).

Таблица 2.8

**Данные для определения концентрации загрязняющих веществ
и показателей загрязнения бытовых сточных вод**

Наименование ингредиентов	Количество загрязняющих веществ на одного жителя, г/сут
Взвешенные вещества	65,0
БПК ₅ неосветленных сточных вод	54,0
БПК ₅ осветленных сточных вод	35,0
БПК _{5(сн)} осветленных сточных вод	40,0
Азот аммонийных солей	8,0
Фосфаты	3,3
Хлориды	9,0
Поверхностно-активные вещества	2,5

Таблица 2.9

**Концентрация взвешенных веществ в бытовых сточных водах
в зависимости от нормы водоотведения**

Характеристика загрязнения	Нормы водоотведения на одного чел, дм ³ /сут								
	125	150	175	200	225	250	275	300	400
Концентрация взвешенных веществ, мг/дм ³	560	433	372	325	290	260	236	216	162
БПК ₂₀ , мг/дм ³	320	266	228	200	176	160	145	133	100

В городских неочищенных сточных водах содержание взвешенных веществ состав-

ляет от 80 до 500 мг/дм³ (зольность взвеси 25–35 %), а в производственных и паводковых речных водах может быть до нескольких граммов в литре. В очищенных водах содержание взвешенных веществ сильно зависит от проектных параметров, особенностей эксплуатации сооружений, и составляет от 5 до 40 и более мг/дм³.

Для определения эффективности первичного отстаивания, кроме оседающих веществ, анализируют соотношение концентрации взвешенных веществ и БПК (органическая составляющая взвешенных веществ) в поступающих на очистку и очищенных сточных водах. Если отношение взвешенных веществ к БПК составляет 1 : 1 (в бытовых неочищенных водах обычно 1,8 : 1,0, см. табл. 2.9), то механическая очистка будет эффективно удалять загрязняющие вещества. Если БПК превышает содержание взвешенных веществ, то основная нагрузка по удалению загрязняющих веществ будет приходиться на аэротенки.

В течение суток содержание взвешенных веществ в сточных водах поступающих на очистку колеблется значительно, но в очищенных эти колебания сглаживаются (если нет причин выноса активного ила из вторичных отстойников).

Чтобы оценить преобладающий вид загрязняющих веществ (минеральные или органические), определяют потери при прокаливании из высушенной твердой фазы взвешенных веществ. При температуре 500–600 °С из твердой фазы взвешенных веществ выгорают и улетучиваются углерод, водород, азот, сера и другие органические и некоторые неорганические примеси. Эти потери выражают в мг/дм³ — абсолютное количество улетучившихся примесей. Если потери при прокаливании большие и составляют более 50 % от содержания взвешенных веществ, то это значит, что загрязнения в городских сточных водах представлены, в основном, в органической форме, если они составляют 30 % и менее, то, в основном — в минеральной. Особенно важно оценивать потери при прокаливании при контроле качества слабо концентрированных сточных вод, поскольку, если загрязнение в таких водах в основном будет представлено в минеральном виде, то питательных веществ для активного ила будет явно недостаточно.

Зольность — это отношение массы остатка после прокаливании к массе первоначально взятого твердого образца, выраженное в процентах. Если сточные воды содержат много минеральных веществ и мало органических (например, сточные воды цементных предприятий, заводов строительных конструкций), потери при прокаливании взвешенных веществ в таких водах будут низкие, а зольность высокая.

Сравнение содержания взвешенных веществ и ХПК в очищаемых водах позволяет судить о том, в каком виде представлено основное загрязнение (растворенном, нерастворенном). В городских сточных водах количество взвешенных веществ в норме составляет более 60 % от ХПК, при уменьшении этого процента мы можем говорить о возрастании доли загрязняющих веществ, присутствующих в растворенном виде.

2.2.1.4. Сухой и плотный остаток. Общее содержание примесей в воде характеризуется сухим остатком, т.е. суммой всех примесей воды, определяемых выпариванием, высушиванием и взвешиванием пробы. Сухой остаток — это количество примесей в натуральной пробе (взвешенные, коллоидные и растворенные вещества) с удаленными газами, летучими компонентами и веществами, разлагающимися с образованием легколетучих компонентов.

Грубую оценку сухого остатка можно получить, если суммировать взвешенные и растворенные вещества в пробе сточных вод. Сухой остаток — это очень важный, сильно изменяющийся, контрольный показатель работы всех звеньев биологической очистки, назначение которых последовательно удалять взвешенные и коллоидные вещества.

Плотный остаток (или растворенные вещества, или сухой остаток в фильтрате) — это количество примесей в отфильтрованной пробе (после задержания фильтром взвешенных веществ), т.е. содержание растворенных минеральных и органических примесей (нелетучих с паром). Как и хлориды, плотный остаток практически не меняется по ходу очистки. В воде, поступающей на очистку на городские очистные сооружения, плотный остаток составляет не более 750 мг/дм^3 и уменьшается на 10–15 единиц в очищенной воде. Разница между сухим и плотным остатком обычно равна содержанию взвешенных веществ в пробе (табл. 2.10).

Таблица 2.10

**Содержание примесей в сточных водах городских сооружений
г. Нижнего Новгорода**

Место отбора проб	Дата 1998 г.	Общее содержание примесей (сухой остаток), мг/дм^3	Взвешенные вещества, мг/дм^3	Плотный остаток (сухой остаток в фильтрате) или растворенные вещества, мг/дм^3
Вода, поступающая на очистку после решеток	01.10	856,0	240,0	616,0
	12.10	780,0	214,0	583,0
	24.10	920,0	290,0	651,0
	03.11	850,0	222,0	628,0
	14.11	990,0	287,0	639,0
Очищенная вода (после вторичных отстойников)	01.10	615,0	10,1	601,0
	12.10	617,0	12,5	600,0
	24.10	612,0	11,0	675,0
	03.11	690,0	14,0	641,0
	14.11	700,0	10,0	680,0

Поскольку содержание плотного остатка выше 10 г/дм^3 губительно влияет на клетки бактерий и простейших, то данное значение является критической величиной его содержания в сточных водах, сбрасываемых в системы канализации.

Для природных и питьевых вод значения сухого и плотного остатка очень близки, поскольку сухой остаток очень мал, т.е. содержание взвешенных и коллоидных веществ в этих водах минимально, а плотный остаток велик, так как минеральные вещества, в основном, представлены в растворенной форме. Поэтому смешение понятий сухого и плотного остатка при характеристике питьевых и природных вод происходит часто и не так значимо как при характеристике сточных вод.

Абсолютно недопустимо при характеристике загрязненных сточных вод путать понятия сухого и плотного остатка, так как их значения сильно разнятся, а сухой остаток значительно изменяется по ходу очистки.

2.2.2. Примеси в растворенном состоянии. Общее солесодержание — это суммиро-

ванные концентрации солей и растворенных в воде минеральных веществ. В пресной незагрязненной воде общее солесодержание не превышает 1 г/дм³.

Различают две группы минеральных солей (табл. 2.11) из которых основу минерального состава составляют соли первой группы (Муравьев, 1998), соли второй группы вносят незначительный вклад в общее солесодержание, но более важны при оценке качества сточных вод, так как определяют их загрязнение неорганическими растворенными веществами.

Таблица 2.11

Основные компоненты минерального состава воды

Компонент минерального состава воды	ПДК для поверхностных вод СанПиН 2.1.5.980-00, мг/дм ³	ПДК для рыбохозяйственных водных объектов, мг/дм ³
ГРУППА 1		
<i>Катионы:</i>		
Кальций (Ca ²⁺)	200	180
Натрий (Na ⁺)	200	120
Магний (Mg ²⁺)	100	40
<i>Анионы:</i>		
Гидрокарбонат (HCO ₃ ⁻)	1000	— ¹⁾
Сульфат (SO ₄ ²⁻)	500	100
Хлорид (Cl ⁻)	350	300
Карбонат (CO ₃ ²⁻)	100	— ²⁾
ГРУППА 2		
<i>Катионы:</i>		
Аммоний (NH ₄ ⁺)	2,5	0,5
Тяжелые металлы (сумма)	0,001 ммоль/дм ³	— ³⁾
Железо общее (сумма Fe ²⁺ и Fe ³⁺)	0,3	0,1
<i>Анионы:</i>		
Нитрат (NO ₃ ⁻)	45	40,0
Полифосфат, ортофосфат (PO ₄ ³⁻)	3,5	0,05 — олиготрофные 0,15 — мезотрофные 0,2 — эвтрофные водоемы
Нитрит (NO ₂ ⁻)	0,1	0,08

¹⁾ ²⁾ Нормируется по минерализации согласно таксации рыбохозяйственных водоемов.

³⁾ Нормируется расчетом предельно допустимого сброса с учетом ПДК.

Для характеристики сточных вод такие важные, применительно к питьевым и природным водам показатели, как ионный состав, содержание соединений марганца, магния, кальция, натрия, сульфатов и хлоридов имеют существенное практическое значение только при наличии специфического промышленного загрязнения. Солевой состав сточных вод городских очистных сооружений с учетом компонентов первой группы индивидуален и, как правило, укладывается в требуемые нормы для сброса сточных вод в водоемы.

2.2.2.1. Сульфаты и хлориды. Естественное содержание сульфатов в поверхностных водах обусловлено выветриванием пород. В водопроводной воде содержание

сульфатов не должно превышать 500 мг/дм^3 (СанПиН 2.1.4.1074-01). Но обычно в питьевой воде сульфатов содержится $100\text{--}150 \text{ мг/дм}^3$. В бытовых водах, поступающих на очистку, сульфатов столько же, сколько их было в питьевой, а в производственных сточных водах их содержание может достигать нескольких граммов в литре. В аэробных условиях азотенков сульфаты не меняются, а в анаэробных восстанавливаются до сульфидов, что иногда наблюдается в сточных водах, подверженных застою и гниению.

Содержание хлоридов в природных водах имеет большой диапазон колебаний. В антропогенно незагрязненных реках их обычно не более 10 мг/дм^3 . В питьевой воде по санитарным нормам содержание хлоридов не должно быть более 350 мг/дм^3 .

Порог по хлоридам для благополучия бактериальных клеток определен в $5000\text{--}20000 \text{ мг/дм}^3$. В городских сточных водах содержание хлоридов обычно $150\text{--}300 \text{ мг/дм}^3$. В сточных водах рыбообрабатывающих заводов содержание хлоридов составляет от 700 до 3500 мг/дм^3 при соблюдении технологии обработки продукции. Хлориды при характеристике сточных вод используются как показатели правильности отбора среднесуточной пробы и выполнения анализов, поскольку их содержание практически не меняется по ходу биологической очистки. Для сульфатов это правило сохраняется только в том случае, если в зоне биологической очистки преобладают аэробные процессы и сточные воды не загрязнены промышленными сбросами серо-содержащих веществ.

2.2.2.2. Жесткость. Суммарное содержание катионов кальция и магния, выраженное в мг-экв/дм^3 , характеризует общую жесткость воды. Катионы стронция, бария и марганца также влияют на жесткость воды, однако их содержание в воде, как правило, очень незначительно. Обычно жесткость сточных вод городских очистных сооружений соответствует жесткости питьевой воды населенных пунктов, т.е. жесткости природных вод, забираемых из водоемов или подземных источников на бытовые нужды и промышленное использование.

При эксплуатации сооружений биологической очистки очень важно знать значение жесткости очищаемых сточных вод, поскольку она существенно влияет на биохимическое окисление загрязняющих веществ и проявление токсичности различных поллютантов неорганической природы, присутствующих в сточных водах, а следовательно, на состояние ила и его биохимическую активность.

Единица измерения жесткости — мг-экв/дм^3 , 1 мг-экв/дм^3 соответствует массовой концентрации ионов кальция $20,04 \text{ мг/дм}^3$ (или $12,153 \text{ мг/дм}^3$ по Mg, — магниевая жесткость характерна для морских вод). Обычно жесткость сточных вод по CaCO_3 составляет от 12 до 500 мг/дм^3 и более.

Воды по жесткости подразделяются на несколько категорий (Всемирная организация здравоохранения, 1987):

мягкая — $0\text{--}3,0 \text{ мг-экв/дм}^3$ (до $60,1 \text{ мг/дм}^3 \text{ CaCO}_3$),

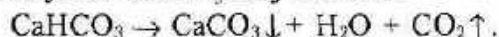
средняя — $3,0\text{--}6,0 \text{ мг-экв/дм}^3$ (от $60,1$ до $120,2 \text{ мг/дм}^3 \text{ CaCO}_3$),

жесткая — $6,0\text{--}9,0 \text{ мг-экв/дм}^3$ (от $120,2$ до $180,4 \text{ мг/дм}^3 \text{ CaCO}_3$),

очень жесткая — свыше $9,0 \text{ мг-экв/дм}^3$ (свыше $180,4 \text{ мг/дм}^3 \text{ CaCO}_3$).

Кроме того, жесткость воды подразделяется на временную и постоянную. Карбонатная или временная (устраиваемая) жесткость зависит от присутствия в воде

бикарбонатов кальция $[\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2]$ и магния $[\text{Mg}(\text{HCO}_3)_2]$; эти соли при нагревании воды до температуры более 60°C распадаются, превращаясь в почти нерастворимый углекислый кальций и мало растворимый углекислый магний, выпадающие в осадок, а выделяющаяся при этом углекислота улетучивается:



Некарбонатная или постоянная жесткость зависит от присутствия в воде сернокислых или хлористых солей кальция и магния (CaSO_4 , MgSO_4 , CaCl_2 , MgCl_2).

Суммарное содержание всех солей кальция и магния называется общей жесткостью. В водопроводной воде жесткость общая не должна превышать 7,0, а в исключительных случаях 10,0 мг-экв/дм³ (СанПиН 2.1.4.1074-01). Карбонатная жесткость обычно составляет до 70 % общей жесткости.

В график лабораторного аналитического контроля состава сточных вод определение жесткости не включается, так как она практически не изменяется в процессе их биологической очистки. Как уже отмечалось, от жесткости сточных вод зависит степень воздействия токсических веществ неорганической природы на активный ил.

Уже давно установлено, что токсическое действие многих солей щелочных, щелочноземельных и тяжелых металлов снижается в жесткой морской воде (Jones, 1939). В табл. 2.12 приведены данные, полученные разными исследователями (цитируется с сокращениями по Пагенкопф, 1993) по влиянию меди на радужную форель в воде разной жесткости. Как видно из таблицы, концентрация меди, вызывающая 100 % гибель рыб, сильно варьирует в зависимости от изменения жесткости воды.

Таблица 2.12

**Концентрация меди, вызывающая острую токсичность
у радужной форели в воде разной жесткости**

Жесткость воды по CaCO_3 , мг/дм ³	pH	Концентрация меди, вызывающая острую токсичность, мкг/дм ³
49	7,3	48
12	7,4	18
72	7,1	19
300	7,3	96
361	7,0	298
360	8,0	309

Физико-химически это явление объясняется тем, что высокоминерализованные воды, содержащие соли кальция, калия, натрия, магния и бария снижают растворимость токсических веществ, образуя с ними нерастворимые соединения, в результате токсичность их в десятки раз уменьшается. С биологической точки зрения, снижение токсичности вышеупомянутых соединений в жесткой воде следует объяснить тем, что с одной стороны, ионы кальция влияют на клеточную проницаемость, уменьшая тем самым проникновение яда внутрь клетки и, с другой стороны, повышают буферную способность воды (Метелев и др., 1971; Shutfleworth et al., 1991). Поэтому токсичность солей тяжелых металлов и фторидов в мягкой и дистиллированной воде более высокая, чем в жесткой. Таким образом, существует тесная зависимость

устойчивости активного ила к ингибированию тяжелыми металлами в зависимости от жесткости очищаемых сточных вод. Например, очистные сооружения Липецкого металлургического комбината очищают сточные воды сложного состава, загрязненные разнообразными металлами, а активный ил практически постоянно сохраняет высокую окислительную способность, так как функционирует в жесткой воде.

Изменение токсичности металлов в зависимости от жесткости воды учитывается при нормировании сбросов сточных вод в водном законодательстве Канады. Например, на содержание меди в водоемах Канады рыбохозяйственного использования установлены следующие нормативы:

0,002 мг/дм³ при жесткости до 60 мг/дм³;

0,003 мг/дм³ при жесткости 60–120 мг/дм³;

0,004 мг/дм³ при жесткости 120–180 мг/дм³ по CaCO₃.

На токсичность большинства органических соединений жесткость воды влияет незначительно или совсем не влияет. Токсичность детергентов также совершенно не зависит от жесткости воды (Метлев и др., 1971), хотя ее повышение уменьшает пенообразование.

Показатели карбонатной жесткости, щелочности и *pH* взаимозависимы, что демонстрируется в табл. 2.13, составленной по рекомендациям приготовления воды для культивирования рыб (Standard methods, USA, 1989) и приведенной здесь в качестве наглядного примера этой взаимосвязи.

Таблица 2.13

Содержание солей в воде для культивирования рыб с разной чувствительностью к качеству воды

Тип воды	Соли, мг/дм ³				Гарантируемое качество воды		
	NaHSO ₄	CaSO ₄ ·2H ₂ O	MgSO ₄	KCl	<i>pH</i>	жесткость по CaCO ₃ , мг/дм ³	щелочность, мг/дм ³
Очень мягкая	12	7,5	7,5	0,5	6,4–6,8	10–13	10–13
Мягкая	48	30	30	2,0	7,2–7,6	40–48	30–35
Средне-жесткая	96	60	60	4,0	7,4–7,8	80–100	60–70
Жесткая	192	120	120	8,0	7,6–8,0	160–180	110–120
Очень жесткая	384	240	240	16,0	8,0–8,4	280–320	225–245

2.3. Суммарные показатели загрязнения природных и сточных вод органическими веществами

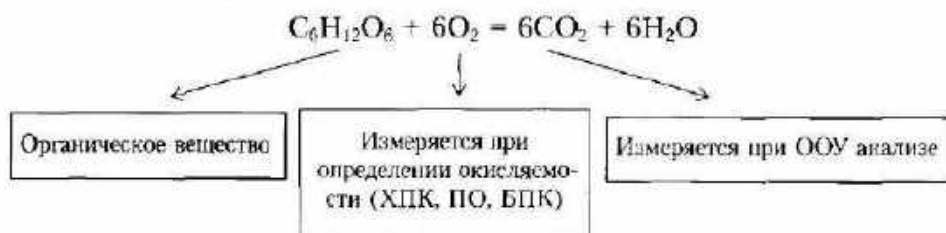
Состояние здоровья человека обычно оперативно оценивается обобщенными показателями, такими как артериальное давление, температура, реакция оседания эритроцитов крови и т.д. Для водных экосистем подобным обобщающим интегральным показателем экологического состояния является токсичность воды, определяемая методами биотестирования. Ни один из гидрохимических показателей качества вод не является в строгом смысле обобщающим, однако некоторые из них дают информацию о наличии суммы загрязняющих веществ определенной группы, например, общий органический углерод (ООУ), химическое и биохимическое потребление кислорода (ХПК, БПК), общий азот, общий фосфор, общая сера и т.д. Значение таких суммарных

показателей для характеристики качества сточных вод трудно переоценить.

Использование суммарных показателей загрязнения вод позволяет, с одной стороны, сократить перечень определяемых компонентов, а с другой — наиболее полно оценить экологическое качество исследуемых вод.

Суммарное количество всех органических соединений можно охарактеризовать по их окисляемости. Окисляемость — общее количество содержащихся в воде восстановителей (органических и неорганических), реагирующих с сильными окислителями (бихроматом, перманганатом). Основным методом определения окисляемости — бихроматное или химическое потребление кислорода. При определении перманганатной окисляемости (ПО) используется слабый химический окислитель (MnO_4), поэтому этот показатель характеризует содержание легкоокисляемых соединений. Для характеристики той части органики, которая может быть окислена биохимическим способом, т.е. при помощи бактерий, используется показатель — биохимическое потребление кислорода.

Общий органический углерод характеризует непосредственное содержание углерода, связанного с органическими веществами. Различие между показателями окисляемости и органическим углеродом наглядно выражает уравнение:



В процессе определения ООУ органические вещества сжигаются, и содержание углерода оценивается по количеству образовавшегося CO_2 . При характеристике качества вод показатели ХПК, ПО, БПК и ООУ — наиболее важные, поскольку они дают специфическую экологическую информацию о необходимых затратах кислорода на утилизацию загрязняющих веществ, поступающих в природную водную среду. Другими словами — значения ПО, БПК, ХПК (за исключением инертной к биохимическому окислению доли органических веществ) характеризуют потенциальные потребности в кислороде водной среды, в которой находятся (или будут находиться в результате сброса сточных вод) органические загрязняющие вещества. При оценке воздействия сточных вод на природные водоемы нам необходимы эти показатели для того, чтобы сопоставить потребности в кислороде и типичные возможности экосистемы водоема восполнять потери кислорода и, таким образом, прогнозировать последствия загрязнения. При оценке сточных вод, поступающих на очистку, эти показатели дают возможность оценить нагрузки на активный ил по органическим загрязняющим веществам и эффективность очистки по каждому звену сооружений. Кроме того, они позволяют принять правильное решение о возможности повышения эффективности биологической очистки и выбора оптимального способа ее интенсификации. Например, если в биологически очищенных водах доля органики, способной к биохимическому окислению, остается высокой, то оптимальный путь повышения эффективности очистки — это увеличение времени пребывания сточных вод в контакте с

активным илом, повышение аэрации иловой смеси, концентрации ила в аэротенках и др. При значительном содержании в очищенных сточных водах органических веществ, инертных к биохимическому окислению, предпочтительна иная стратегия, — предварительное локальное удаление загрязняющих веществ промышленного происхождения до сброса сточных вод в системы канализации или доочистка на фильтрах с кварцем, цеолитом или активированным углем. Поэтому величины БПК, а иногда и ХПК закладываются в проект очистного сооружения и в нормы сброса очищенных сточных вод в водоем.

Каждый из перечисленных показателей несет свою специфическую информацию, но нельзя считать, что они имеют общую природу. Невозможно получить один показатель из оценки другого, но полезная информация может быть получена с помощью соответствующей комбинации трех переменных. Например, информацию о степени возможной биохимической деградации загрязнений можно получить из отношения БПК к ХПК, а оценку специфического потребления кислорода — из отношения ХПК к ООУ.

Для каждого органического соединения можно рассчитать удельную теоретическую потребность в кислороде (ТПК), которая представляет собой расчетное количество кислорода в граммах, необходимое для полного окисления одного грамма данного вещества. Удельная ТПК зависит от предполагаемых продуктов окисления (минимальная ТПК у щавелевой кислоты — 0,178 г/г; максимальная — у метана — 4,0 г/г).

Идеальный метод определения количественного содержания органических веществ в воде тот, при котором все они окисляются почти на 100 % и результат равен ТПК. Ближе всех к идеальному методу оценки окисляемости загрязняющих веществ — метод ХПК, под которым понимают количество кислорода, потребляемое при химическом окислении в жидкой среде (например, расход $K_2Cr_2O_7$ в присутствии Ag_2SO_4 в качестве катализатора в среде концентрированной серной кислоты) в строго определенных условиях. Предел обнаружения в этом случае составляет 15 мг/дм³.

Бихроматом окисляются почти все органические вещества на 95–98 %, т.е. всегда ТПК > ХПК, поскольку есть отдельные химические вещества, которые окисляются чрезвычайно медленно и настолько инертны к окислению, что даже после 2-х часового кипячения с сильным окислителем (предусмотренного методикой), — могут быть лишь частично окисленными. Кроме того, метод ХПК не регистрирует целый ряд летучих соединений, которые удаляются при кипячении, а также соединений, в малой степени реагирующих с серной кислотой. Так, метод ХПК не учитывает мочевины, соли аммония, начальные члены гомологических рядов углеводородов, галогеносодержащие низкомолекулярные соединения и т.д. Однако, несмотря на указанные недостатки, только этот метод дает представление о присутствии в пробе практически всех органических (легко и сложноокисляемых) загрязняющих веществ и минеральных примесей воды, которые могут быть окислены сильным химическим окислителем и, следовательно, о степени общей загрязненности воды.

Кроме органических веществ, показатель ХПК включает потребление кислорода на окисление неорганических соединений: NO_2^- , S_2^- , $S_2O_3^{2-}$, Fe^{2+} , SO_3^{2-} и др.

Органические вещества, характеризуемые показателем ХПК, можно подразделить на фракции:

легкоокисляемая органика (характеризуется показателем ХПК в фильтрованной пробе);

растворенная органика, инертная к биохимическому разложению (например, гумус природных вод, хлорорганические соединения, бенз(а)пирен и т.д.);

взвешенная органика (определяется по разнице в натуральной и фильтрованной пробе), она может быть также доступной или инертной к биохимическому разложению.

Оценивать количество разных форм неорганических и органических веществ, характеризующихся показателем ХПК в разных пробах по этапам очистки, важно в процессе эксплуатации сооружений биологической очистки, поскольку эти данные позволяют охарактеризовать потенциальные и фактические возможности активного ила биохимически окислять загрязняющие вещества.

Наличие инертной к биохимическому разложению органики оценивается экспериментально в лаборатории при аэрировании сточных вод с активным илом до 28 сут, с определением ХПК сточных вод до и после проведения этого эксперимента. Остаточное количество ХПК сточных вод после аэрации в течение 20–28 сут характеризует содержание инертных к биохимическому окислению загрязняющих веществ в исследуемых водах.

Для выявления причин неэффективной очистки сточных вод периодически необходимо проводить тест на устойчивость к биодеградации загрязняющих веществ, присутствующих в сточных водах, используя следующую процедуру.

До начала испытаний в сточных водах, которые будут подвержены исследованию, необходимо измерить ХПК в натуральной и фильтрованной пробе и БПК₅.

Тест проводится в 4–5-ти литровом сосуде с крышкой, в которой имеется отверстие для шланга подачи воздуха. В сосуд наливается 2,5 дм³ сточных вод. Если в исследуемых сточных водах содержание БПК₅ составляет менее 40 мг/дм³, то в раствор добавляется однократно глюкоза в количестве 5–40 мг/дм³ для обеспечения активного ила питательными веществами.

Активный ил отбирается на сооружениях биологической очистки с аэротенками в объеме 100–300 см³. В лаборатории он отстаивается не менее двух часов (или центрифугируется), после чего надлиловая жидкость сливается при помощи сифона.

В сосуд, в котором проводится тест на биоразлагаемость, добавляется сгущенный активный ил в расчете 1,0 г/дм³ (по сухой массе).

Сосуд с приготовленной смесью ила и исследуемыми сточными водами инкубируется в темноте или при слабом дневном свете при температуре 22±3 °С. Смесь аэрируется с помощью аквариумного аэратора так, чтобы перемешивание было удовлетворительным, но не избыточным (взвешенные частицы не адсорбируются на дне и стенках сосуда, жидкость не выплескивается).

Через 28 сут инкубации смесь сточных вод с илом отстаивается в течение 2 ч, сливается сифоном и в надлиловой воде определяется ХПК (в натуральной и фильтрованной пробе). Рассчитывается эффективность изъятия загрязняющих веществ (характеризуемых этими показателями) в процентах. Сточные воды считаются биохимически разлагаемыми, если по истечении 28 дней ХПК в натуральной пробе снижается не менее, чем на 60 %, ХПК в фильтрованной пробе снижается не менее, чем на 70 %.

Действующие европейские (в частности, в Германии, Латвии) регламенты выпуска сточных вод используют показатель ХПК как норматив на содержание органических загрязняющих веществ в воде. В России ХПК для сточных вод нормируется при их сбросе в водоемы питьевого и хозяйственно-бытового использования. В природной воде ХПК не должно превышать 15 мг/дм^3 в водоемах питьевого и хозяйственно-бытового использования и 30 мг/дм^3 в водоемах, используемых для рекреационных целей (СанПиН 2.1.5.980-00). В рыбохозяйственных водоемах ХПК не нормируется (Правила..., 1991, приложение 1).

Обычно содержание ХПК в поступающих на городские очистные сооружения сточных водах достигает $200\text{--}900 \text{ мг/дм}^3$, в воде после биологической очистки остается до $50\text{--}300 \text{ мг/дм}^3$, а после доочистки на фильтрах — $20\text{--}40 \text{ мг/дм}^3$.

Содержание ХПК в незагрязненных водоемах составляет $2\text{--}10 \text{ мг/дм}^3$, слабозагрязненных — $10\text{--}20 \text{ мг/дм}^3$, сильнозагрязненных — до 65 мг/дм^3 и выше.

Перманганатная окисляемость как показатель содержания легкоокисляемой органики в настоящее время практически не используется при контроле качества вод. На сооружениях биологической очистки его полезно применять при необходимости получения оперативной информации об окисляемости загрязняющих веществ, так как это более простой метод анализа в сравнении с ХПК и БПК. Например, в период наращивания активного ила ПО следует использовать для контроля процесса его созревания: при достижении перманганатной окисляемости значений $10\text{--}15 \text{ мг/дм}^3$ в очищенных водах можно предположить, что активный ил созрел и удовлетворительно окисляет загрязнения.

Кроме того, показатель перманганатной окисляемости является хорошей ориентировочной характеристикой доли легкоокисляемой органики, присутствующей в исследуемых водах вместо или наряду с показателями БПК и ХПК в фильтрованной пробе.

Как уже было отмечено, методы ПО и ХПК дают представление о химической окисляемости загрязнений, поступающих в окружающую среду, в которой они реально окисляются в основном не химическим, а биохимическим путем. Конечно, нельзя не учитывать процессы хемотроксисации за счет перемешивания и присутствия растворенного в воде кислорода, но их эффективность очень незначительна в сравнении с микробными процессами.

БПК — это метод, имитирующий природные процессы самоочищения в водоеме, метод определения количества израсходованного кислорода на дыхательную деятельность микроорганизмов, использующих органическое вещество для роста и метаболизма. Это метод, характеризующий биологический по своей природе процесс.

БПК является мерой содержания только тех органических веществ, которые могут служить потребляемым субстратом для микроорганизмов. Присутствие в пробе веществ, не подвергающихся биохимическому распаду, не отражается на определяемой величине БПК (за исключением действия специфических токсиантов). Этим БПК отличается от ХПК, которое является количественной характеристикой присутствия всех органических и части неорганических соединений. При лабораторном определении БПК бактерии, окисляющие субстрат как источник питания, часть органики расходуют на построение своего тела, часть — на энергетические нужды. Продуктами

окисления являются вода, углекислый газ, метаболиты бактерий.

За БПК полное условно принимают биохимическую потребность в кислороде воды, доведенную до начала нитрификации, сколько бы дней на это не потребовалось, т.е. до появления в воде небольших количеств ($0,1 \text{ мг/дм}^3$) нитритов.

Термин «БПК полное» практически является синонимом термина «20-суточное БПК», например СНиП 2.04.03-85 вводит это значение для бытовых сточных вод, поскольку для них экспериментально было установлено, что к 20-му дню инкубации окисление углеродсодержащей органики завершается практически полностью.

Но не следует забывать, что при исследовании промышленных сточных вод сложного состава инкубация может продолжаться до 30 и более суток, т.е. до полного завершения процесса биохимического окисления загрязняющих веществ. В любом случае этот анализ занимает слишком много времени, чтобы его результаты имели практическую ценность для управления процессом очистки, поскольку мы получаем результат анализа воды, которая 20 дней назад прошла через сооружения. Поэтому длительность определения сокращают чаще до пяти суток (БПК_5) — это неполное БПК, т.е. результат окисления только части углеродсодержащих органических веществ.

Пятисуточная инкубация при определении неполного БПК практически ничем не обоснована, она была предложена в Англии в связи с тем, что этот период представляет собой максимально возможное время пребывания сточных вод в английских реках до их слияния с водой моря. А поскольку в начале века исследователей интересовала достаточность запасов кислорода в реках для переработки вносимого в них загрязнения, и предполагалось, что прибрежные участки моря, безусловно, справятся с нагрузкой и там потребности в кислороде можно не учитывать, БПК определялось только за пять суток.

Из практических соображений это время не очень удобно, так как при 5-дневной рабочей неделе нельзя начинать анализ в понедельник и вторник, поскольку результат необходимо будет регистрировать в выходные дни. Поэтому в некоторых европейских странах (Швеция, Германия) принято стандартное измерение неполного БПК за семь суток (БПК_7) или предлагается использовать коэффициент 1,15 для пересчета БПК_5 в БПК_7 (Handbook on Water Treatment, 1990).

Метод определения полного БПК находит все большее признание и является более предпочтительным, чем БПК_5 , при оценке качества очистки и влияния сточных вод на природные водоемы (даже с учетом того, что надежного, безошибочного определения до сих пор нет). Это связано с тем, что в сточных водах за последние годы возрастает процентное содержание промышленного загрязнения, а состав промышленных сточных вод все более усложняется. В бытовой воде БПК_5 составляет 60–70 % от $\text{БПК}_{\text{полн}}$ (Water Engineering, 1991), т.е. соотношение $\text{БПК}_5/\text{БПК}_{\text{полн}}$ составляет 0,6–0,7. Это означает, что основное загрязнение в бытовых сточных водах находится в легкоокисляемой форме и потребляется микробами в первые дни инкубации. Промышленно загрязненные сточные воды содержат сложноокисляемые органические загрязняющие вещества и токсиканты, которые ингибируют и удлиняют процесс биохимического разложения. БПК_5 в такой воде может составлять от 15 до 50 % от $\text{БПК}_{\text{полн}}$. При правильно проведенных анализах $\text{ТПК} > \text{ХПК} > \text{БПК}_{\text{полн}} > \text{БПК}_5$; $\text{БПК}_{\text{полн}}$ составляет 40–90 % от ТПК.

Имеется значительная разница в соотношении между BPK_5 и $BPK_{полн}$ для городских сточных вод, поступающих на очистку и очищенных, так как в процессе биологической очистки из них изымается легкоокисляемая органика, и в очищенных водах это соотношение возрастает. Как было установлено на одном из очистных сооружений г. Москвы, для поступающих сточных вод коэффициент пересчета BPK_5 в $BPK_{полн}$ составлял 1,16, а для очищенных 1,67 (Карюхина, Чурбанова, 1977). Для сточных вод разных городов и разного типа, а также для одних и тех же вод в разное время, эти коэффициенты разнятся и их надо определять экспериментально.

Кроме того, в связи с постоянно изменяющимся составом сточных вод, изменяется и коэффициент пересчета, который, даже в случае получения регулярных экспериментальных данных, всегда будет сомнителен, и может давать существенную ошибку при его использовании. Поэтому для экоаналитического контроля загрязнения сточных и природных вод и для технологического контроля работы сооружений более надежно использовать данные лабораторного определения полного БПК.

Наиболее точный способ перевода экспериментально полученных значений BPK_5 в расчетные $BPK_{полн}$ — расчет константы скорости БПК (см. п. 2.3.1).

Величина BPK_5 для неочищенных городских сточных вод колеблется от 100–500 мг/дм³ и изменяется по времени года, часам суток. В зависимости от эффективности работы сооружений очищенные сточные воды после вторичных отстойников содержат загрязнения, характеризуемые показателем BPK_5 от 10 до 40 мг/дм³ и после песчано-антрацитных фильтров — 2–5 мг/дм³.

Природные водоемы по качеству воды подразделяются на:

олигосапробные (незагрязненные, BPK_5 — от 2 до 5 мг/дм³);

β -мезосапробные (слабозагрязненные, BPK_5 — свыше 5 до 8 мг/дм³);

α -мезосапробные (сильнозагрязненные, BPK_5 — свыше 8 до 20 мг/дм³).

Разность между ХПК и $BPK_{полн}$ позволяет получить представление о содержании в пробе сложноокисляемых в условиях биологической очистки веществ, т.е. об относительном содержании ингредиентов промышленных сточных вод.

Бытовые воды на 86 % состоят из легкоокисляющихся органических веществ, т.е. на 100 мг/дм³ ХПК приходится 86 мг/дм³ $BPK_{полн}$. В сточных водах смешанного состава, в зависимости от объема и содержащихся компонентов промышленных сточных вод, $BPK_{полн}$ может составлять 15–70 % от ХПК. Условно принимается, что в городских сточных водах $BPK_{полн}$ составляет 50 % от ХПК. В присутствии антибиотиков или сильных токсикантов микрофлора при определении БПК угнетается и поэтому процентное содержание $BPK_{полн}$ от ХПК может понижаться до 1–10 %.

В табл. 2.14 приведены данные о содержании различных фракций органических веществ в отдельных химических веществах, характеризуемых показателями ХПК, BPK_{20} и BPK_5 .

При соотношении BPK/XPK в поступающих на очистку водах > 0,5–0,7 сточные воды целесообразно очищать биологическим способом, при снижении этого коэффициента более эффективно применение физико-химической очистки. После первичного отстаивания в сточных водах соотношение BPK/XPK возрастает, так как на этой стадии очистки удаляются в основном сложноокисляемые вещества. Чем больше неразлагающихся биологическим способом веществ содержится в сточных водах, тем

ниже отношение БПК/ХПК, которое уменьшается тем больше, чем глубже очистка. Для сточных вод, прошедших биологическую очистку, это соотношение обычно составляет 0,1–0,2 (табл. 2.15). В соответствии с установленными требованиями (Методические рекомендации..., 2001) в поступающих на биологическую очистку водах ХПК должно быть больше БПК_{полн} не более чем в 1,5 раза, БПК₅ — не более чем в 2,5 раза.

Таблица 2.14

Количество органических веществ в различных химических веществах, характеризующихся разными суммарными показателями загрязнения

Органические вещества	Суммарное содержание органических веществ, мг/мг			
	БПК ₅	БПК ₂₀	ХПК	ХПК/БПК ₂₀
Анилин	1,76	1,9	2,41	1,27
Фенол	1,10	1,10	2,38	2,16
Уксусная кислота	0,77	0,86	1,07	1,24
Бутилбензол	0,49	0,49	3,22	6,57
Глюкоза	0,53	0,87	1,01	1,16

На городских сооружениях биологической очистки, где очищаются сточные воды смешанного состава (бытовые и промышленные), соотношение ХПК/БПК₅ в поступающих на очистку водах обычно составляет от 1,5 (минимально допустимое) до 2,6, а при значительной доле промышленных сточных вод увеличивается до 3,5. В сточных водах исключительно промышленного состава соотношение ХПК/БПК₅ существенно возрастает, так, например, как видно из табл. 2.15, для кожевенного завода оно составляет 8 и более.

Таблица 2.15¹⁾

Содержание органических загрязняющих веществ, характеризующееся показателями ХПК, БПК₅ и отношение БПК₅/ХПК для сточных вод различного происхождения

Характер сточных вод, доминирующее производство	ХПК, мг/дм ³	БПК ₅ , мг/дм ³	БПК ₅ /ХПК
Бытовые: поступающие на очистку после биологической очистки	500	300	0,60
	50	10	0,20
Сырдельный завод (г. Починок): до очистки после биологической очистки	2500	1536	0,61
	998	520	0,52
Мясокомбинат (г. Владимир): до очистки после биологической очистки после доочистки на фильтрах «Оксипор»	1448	741	0,51
	207	44	0,21
	110	2	0,018

¹⁾ Усредненные значения по данным отдельных городов и предприятий.

Окончание табл. 2.15

Молокозавод:			
до очистки	1400	1200	0,85
после биологической очистки	80	20	0,25
Рыбообработывающий завод:			
до очистки	2940	1600	0,54
Кожевенный завод (хромовое производство): до очистки	9000	1030	0,11
Комбинат хлопчатобумажных тканей:			
до очистки	1360	660	0,48
после биологической очистки	116	5	0,04
Пивоваренный завод: до очистки	1200	990	0,82

2.3.1. Определение коэффициента пересчета экспериментально полученных значений БПК₅ в БПК_{полн}. Коэффициент пересчета экспериментально определенного БПК₅ в расчетное значение БПК_{полн} (без выполнения многосуточных экспериментов) можно получить используя константу скорости БПК для данного типа вод. Если поставить на инкубацию дополнительное количество проб для определения БПК_{полн} и ежедневно анализировать потребление кислорода в них, а затем графически изобразить результаты, то мы увидим, что формы этих кривых для разных сточных вод, а также для неочищенных, очищенных сточных и природных вод различны. Крутизна таких графиков позволяет определять какого рода органические соединения присутствуют в исследуемых водах. На рис. 2.7 приводятся графические изображения БПК сточных вод с разными константами скорости.

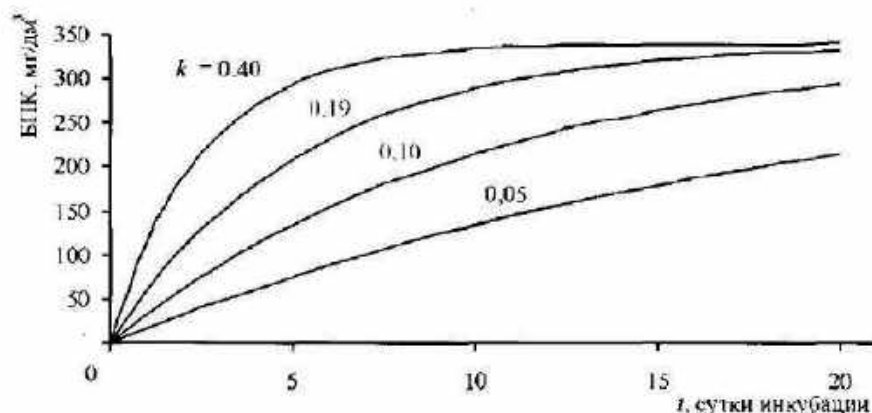


Рис. 2.7. Эффект влияния константы скорости на процесс БПК в сточных водах различного состава.

Вещества с константой скорости БПК в диапазоне 0,20–0,40 относятся к легкоокисляемым веществам (сахар, формальдегид, спирты); с константой от 0,19 до 0,09 они характеризуются как нормально окисляющиеся вещества (крезолы, нафтолы ПАВ); константа от 0,08 до 0,01 определяет вещества сложноокисляющиеся (неионогенные ПАВ, гидрохинон, лигнин, гуминовые кислоты и т.д.).

Как видно из рис. 2.7, чем больше биохимически окисляемых веществ присутствует в пробе, тем круче кривая потребления кислорода на графике и тем быстрее она достигает асимптоты (плато), которая характеризует процесс завершения окисления загрязняющих веществ, присутствующих в сточных водах или БПК полное.

Для того чтобы иметь возможность определить характер органических веществ, присутствующих в сточных водах, оценить динамику загрязнения и иметь возможность получить наиболее точную расчетную характеристику БПК_{полн}, необходимо периодически рассчитывать константу скорости БПК. Для определения последней надо выполнить несколько раз анализ БПК_{полн} с дополнительными склянками в таком количестве, чтобы можно было измерить потребление кислорода через 1, 2, 3, 4 и 5, 7 и т.д. суток до завершения процесса БПК.

Для расчета константы скорости БПК используется экспоненциальный закон изменения БПК со временем:

$$\text{БПК}_t = \text{БПК}_{\text{полн}} (1 - e^{-kt}), \quad (2.1)$$

где t — время в сутках; БПК_t — значение БПК в момент времени t ; основание $e = 2,71828$; k — константа скорости БПК.

Если k — большая величина, то за короткий период БПК_t достигнет значения БПК_{полн}, если же k — величина малая, то БПК_t будет медленно меняться, постепенно приближаясь к значению БПК_{полн}.

Если бы закон увеличения БПК_t со временем (2.1) выполнялся точно, то достаточно знать одно значение БПК_t в произвольный момент времени t и БПК_{полн}, чтобы вычислить константу k [сут⁻¹]:

$$k = -\frac{1}{t} \ln \left(1 - \frac{\text{БПК}_t}{\text{БПК}_{\text{полн}}} \right) \quad (2.2)$$

где t — время в сутках.

Поскольку для экспериментального определения k мы измеряем ежедневные значения БПК, у нас имеется ряд значений БПК₁, БПК₂, ..., БПК_n, соответствующих времени инкубации $t_1, t_2, t_3, \dots, t_n$. По этим данным можно более точно рассчитать константу скорости БПК. Введем в рассмотрение промежуточную удобную характеристику:

$$y_t = -\ln \left(1 - \frac{\text{БПК}_t}{\text{БПК}_{\text{полн}}} \right) \quad (2.3)$$

Ряду значений БПК₁, БПК₂, ..., БПК_n соответствует набор из величин y_1, y_2, \dots, y_n , рассчитанных по формуле (2.1).

Таким образом, на каждые сутки (для времен t_1, t_2, \dots, t_n) мы получим набор величин y_1, y_2, \dots, y_n .

Если бы закон (2.1) точно выполнялся, то на плоскости ty все точки (t_i, y_i) $i = 1, 2, \dots, n$ легли бы на одну прямую.

В действительности это не так, экспериментальные точки ложатся вблизи некоторой прямой. Наша задача — подобрать такое значение k и соответственно прямую, чтобы экспериментальные точки легли бы как можно ближе к этой прямой.

Задача о подборе параметра k — это задача о минимизации суммы квадратов отклонений экспериментальных точек от искомой прямой. Метод наименьших квадратов рекомендует следующее значение k :

$$k = \frac{\sum_{i=1}^n t_i y_i}{\sum_{i=1}^n t_i^2}, \quad (2.4)$$

что и решает поставленную задачу о нахождении величины k .

2.3.1.1. Пример расчета константы скорости БПК для случая потребления кислорода в склянках с первых суток инкубации проб (без фазы задержки). Рассмотрим пример вычисления константы скорости БПК на конкретных экспериментально полученных данных.

Ежесуточные измерения БПК неочищенных сточных вод за пять суток инкубации проб дали следующие результаты:

БПК₁ составило 60, БПК₂ — 140, БПК₃ — 170, БПК₄ — 240, БПК₅ — 265 мг/дм³; БПК_{полн} — 340 мг/дм³.

Используя данные выполненных измерений БПК, составим табл. 2.16.

Таблица 2.16

Расчетные значения основных характеристик по результатам измерений для определения константы скорости потребления БПК

Время инкубации t_i , сут	Значения БПК _{t_i} , мг/дм ³	$\frac{\text{БПК}_{t_i}}{\text{БПК}_{\text{полн}}}$	$y_i = -\ln\left(1 - \frac{\text{БПК}_{t_i}}{\text{БПК}_{\text{полн}}}\right)$	$t_i y_i$
1	60	0,176	0,194	0,194
2	140	0,412	0,530	1,060
3	170	0,500	0,693	2,079
4	240	0,706	1,224	4,896
5	265	0,776	1,551	7,755
				$\sum 15,984$

В первые два столбца вносится время инкубации t_i и соответствующее значение БПК _{t_i} . Остальные величины рассчитываются. В третьем столбце — относительное значение БПК: БПК _{t_i} / БПК_{полн}. В четвертом — расчетная величина y_i , в пятом — произведение значений 1-го и 4-го столбцов $t_i y_i$. Сумма величин пятого столбца $\sum_{i=1}^5 t_i y_i = 15,984$ является числителем в формуле, для вычисления k :

$$k = \frac{\sum_{i=1}^n t_i y_i}{\sum_{i=1}^n t_i^2}.$$

Знаменатель легко вычисляется:

$$\sum_{i=1}^n t_i^2 = 1^2 + 2^2 + 3^2 + 4^2 + 5^2 = 55,$$

где t_i — последовательные сутки инкубации, когда регистрировался результат БПК. Определим k :

$$k = \frac{15,984}{55} = 0,29 [\text{сут}^{-1}].$$

Итак, для данного примера закон изменения БПК со временем выражается следующим уравнением:

$$\text{БПК}_t = \text{БПК}_{\text{полн}} (1 - e^{-0,29t}).$$

Предложенная методика расчетов позволяет получать расчетное значение БПК_{полн} из экспериментально установленного БПК₅ для каждой конкретной исследуемой воды. При этом важно учитывать, что если состав сточных вод изменчив и доля промышленных сбросов колеблется, константа скорости БПК может меняться и ее необходимо периодически перерасчитывать. Расчет БПК_{полн} по значениям БПК₅ производится по следующей формуле:

$$\text{БПК}_{\text{полн}} = \frac{\text{БПК}_5}{1 - e^{-5k}}. \quad (2.5)$$

Согласно этой формуле определяется коэффициент пересчета экспериментально установленных значений БПК₅ в БПК_{полн}:

$$K_5 = \frac{1}{1 - e^{-5k}}, \quad (2.6)$$

используя который можно пересчитать:

$$\text{БПК}_{\text{полн}} = K_5 \cdot \text{БПК}_5. \quad (2.7)$$

Коэффициент пересчета БПК₅ в БПК_{полн} непосредственно зависит от константы скорости БПК, что следует из приведенных формул (2.5), (2.6).

Расчетные значения этих двух взаимосвязанных величин приведены в табл. 2.17.

Таблица 2.17

Изменение константы скорости БПК и соответствующих ей значений коэффициента пересчета БПК₅ в БПК_{полн}

$k, \text{сут}^{-1}$	0,01	0,05	0,10	0,15	0,20	0,25	0,30	0,35	0,40
K	20,5	4,52	2,54	1,90	1,58	1,40	1,29	1,21	1,16

Как следует из таблицы, при увеличении константы скорости БПК уменьшается коэффициент пересчета значений БПК₅ в БПК_{полн} и, уменьшаясь, приближается к единице.

В ранее рассмотренном примере рассчитанная константа скорости БПК составила 0,29 сут⁻¹. Вычислим соответствующий коэффициент пересчета K_5 :

$$K_5 = \frac{1}{1 - e^{-0,29 \cdot 5}} = 1,31.$$

Если нам известно БПК₅, например, БПК₅ = 230 мг/дм³, то согласно формуле (2.7) можно рассчитать БПК_{полн}:

$$\text{БПК}_{\text{полн}} = 1,31 \cdot 230 \approx 300 \text{ мг/дм}^3.$$

Для очищенных сточных вод рассчитывается своя константа скорости БПК. В процессе очистки сточных вод удаляются, прежде всего, легкоокисляемые загрязняющие вещества, поэтому константа скорости БПК в очищенных водах резко снижается и ее надо рассчитывать отдельно. Кроме того, даже в условиях стабильного состава сточных вод константу скорости БПК в очищенных сточных водах также следует периодически перерасчитывать.

Используя приведенные формулы, можно вычислить необходимую продолжительность инкубации проб для получения значения $BPK_{полн}$ и показать влияние на нее константы скорости BPK.

Составим табл. 2.18, в которой время инкубации T , за которое BPK_t приблизится к $BPK_{полн}$, рассчитано по формуле ¹⁾:

$$T = \frac{2,30}{k}$$

Таблица 2.18

Влияние константы скорости BPK на продолжительность инкубации проб при определении $BPK_{полн}$

$k, \text{сут}^{-1}$	0,01	0,05	0,1	0,15	0,20	0,25	0,30	0,35	0,4
Время инкубации $T, \text{сут}$	230	46	23	15,3	11,5	9,2	7,7	6,6	5,8

Как видно из таблицы, требуемое время инкубации на полное биохимическое окисление углеродсодержащей органики зависит от константы скорости BPK и составляет от 5,8 до 230 суток. Приведенный пример показывает, что BPK_{20} было условно принято за $BPK_{полн}$ для вод с константой скорости BPK от 0,1 до 0,15. При исследовании сточных вод смешанного состава, а также загрязненных природных вод время инкубации при определении $BPK_{полн}$ должно быть установлено экспериментально, поскольку оно зависит от свойств органических веществ, присутствующих в исследуемых пробах, т.е. от их способности к биохимическому окислению.

2.3.1.2. Пример расчета константы скорости BPK для случая задержки потребления кислорода в склянках в первые сутки инкубации проб. Анализ BPK осветленных сточных вод может служить моделью биохимического окисления загрязняющих веществ в аэротенках. При наличии в очищаемых сточных водах веществ, влияющих на микробиологическую активность ила (токсикантов, антисептиков) наблюдается эффект задержки потребления кислорода в первые дни инкубации проб, исследуемых на BPK. В этом случае расчеты константы скорости BPK несколько изменятся.

После фазы задержки потребления кислорода, которая может продолжаться от одних до нескольких суток (пассивный режим потребления кислорода), начиная с некоторого момента $t > t_0$, потребление плавно или резко повышается и выходит на режим, описываемый формулой (2.1). С учетом фазы задержки это выражение преобразуется и приобретает следующий вид:

$$BPK_t = BPK_{полн} (1 - e^{-k(t-t_0)}) \quad (28)$$

Для расчетов используем данные измерений BPK, полученные на очистных сооружениях г. Троицка и представленные в табл. 2.19.

Из табл. 2.19 видно, что на начальном этапе $0 < t < 3$ сут в течение первых двух суток инкубации проб на BPK потребление кислорода не регистрируется, после третьих суток оно резко возрастает и в итоге выходит на $BPK_{полн} = 125 \text{ мг/дм}^3$.

¹⁾ В данном примере разница между $BPK_{полн}$ и BPK_t составляет 10 %, поэтому 2,30 — это значение натурального логарифма десяти $\ln 10 \approx 2,30$.

Требуется для данных сточных вод рассчитать константу скорости БПК и типичное время задержки потребления кислорода в процессе инкубации.

Таблица 2.19

Динамика значений БПК с первых суток инкубации до полного завершения потребления кислорода

t , сут	1	2	3	4	5	7	14
БПК, мг/дм ³	0	0	10	40	95	112	125

Отбросим время задержки потребления кислорода и оставим данные для $t > t_0$, когда потребление подчиняется закону (2.8). Построим табл. 2.20 для активного режима потребления кислорода.

Таблица 2.20

Динамика значений БПК в активном режиме потребления кислорода с третьего дня инкубации склянок

t , сут	3	4	5	7	∞
БПК, мг/дм ³	10	40	95	112	125

В моменты времени t_1, t_2, \dots, t_n в активном режиме потребления кислорода определены значения БПК: БПК_{1}, БПК_{2}, \dots, БПК_{n}}. В этом наборе уже отброшены значения БПК первых дней инкубации. Составим табл. 2.21 расчетных характеристик, необходимых для вычисления константы скорости БПК и времени задержки потребления кислорода.}}

Таблица 2.21

Расчетные характеристики для определения константы скорости БПК и времени задержки потребления кислорода

1	2	3	4	5	6	7	8
i	t_i , сут	БПК _{i} , мг/дм ³	$\frac{\text{БПК}_i}{\text{БПК}_{\text{max}}}$	y_i	t_i^2	y_i^2	$y_i t_i$
1	t_1	БПК ₁	x_1	y_1	t_1^2	y_1^2	$y_1 t_1$
2	t_2	БПК ₂	x_2	y_2	t_2^2	y_2^2	$y_2 t_2$
\vdots	\vdots	\vdots	\vdots	\vdots	\vdots	\vdots	\vdots
i	t_i	БПК _{i}	x_i	y_i	t_i^2	y_i^2	$y_i t_i$
\vdots	\vdots	\vdots	\vdots	\vdots	\vdots	\vdots	\vdots
n	t_n	БПК _{n}	x_n	y_n	t_n^2	y_n^2	$y_n t_n$
	$\sum t_i$			$\sum y_i$	$\sum t_i^2$	$\sum y_i^2$	$\sum y_i t_i$

В первом столбце располагается нумерация экспериментальных точек.

Во втором столбце — сутки инкубации, в третьем — соответствующие времени инкубации измеренные значения БПК. Остальные столбцы — рассчитываются.

В четвертом столбце проставим относительные значения БПК: $x_i = \frac{\text{БПК}_i}{\text{БПК}_{\text{полн}}}$.

В пятом столбце поместим вспомогательные величины $y_i = -\ln(1 - x_i)$. Минус перед логарифмом делает все значения y_i положительными. В шестом столбце проставим t_i^2 , в седьмом — y_i^2 , в восьмом — $t_i y_i$ — произведения соответствующих значений второго и пятого столбцов.

Просуммируем значения второго, пятого, шестого, седьмого и восьмого столбцов.

Получим соответственно числа $\sum_{i=1}^n t_i$, $\sum_{i=1}^n y_i$, $\sum_{i=1}^n t_i^2$, $\sum_{i=1}^n y_i^2$, $\sum_{i=1}^n y_i t_i$.

Все эти числа помещены в последней строке табл. 2.21. Данные остальных столбцов в окончательных расчетах не используются и их суммы нам не потребуются.

Используя последнюю строку табл. 2.21 можно рассчитать следующие характеристики:

1) среднее значение времени измерений \bar{t}

$$\bar{t} = \frac{1}{n} \sum t_i; \quad (2.9)$$

2) среднее значение \bar{y}

$$\bar{y} = \frac{1}{n} \sum y_i; \quad (2.10)$$

3) вспомогательные величины

$$Q_t = \sum t_i^2 - \frac{1}{n} (\sum t_i)^2, \quad (2.11)$$

$$Q_y = \sum y_i^2 - \frac{1}{n} (\sum y_i)^2, \quad (2.12)$$

$$Q_{ty} = \sum t_i y_i - \frac{1}{n} \sum t_i \cdot \sum y_i. \quad (2.13)$$

Коэффициенты k и a определяются из уравнения линейной регрессии:

$$y = k(t - \bar{t}) + a, \quad (2.14)$$

описывающего статистическую связь между временем t и вспомогательной характеристикой y , полученного минимизацией суммы квадратов отклонений расчетной величины y от реально измеренных y_i при $t = t_i$, рассчитываются, исходя из соотношений (2.9)–(2.13):

$$a = \bar{y}, \quad (2.15)$$

$$k = \frac{Q_{ty}}{Q_t}, \quad (2.16)$$

где k — искомая константа скорости БПК. Уравнение линейной регрессии, записанное в другом виде:

$$y = kt + L, \quad (2.17)$$

где $L = a - k\bar{t}$ позволяет определить время задержки реакции t_0 :

$$t_0 = -\frac{L}{k}. \quad (2.18)$$

При $t = t_0$ $y = 0$ соотношение (2.18) позволяет более точно определить начало режима активного потребления кислорода, по сравнению с грубым способом при изменении результатов ежесуточно в одно и тоже время, который мы использовали при отбраковывании начальных значений БПК для построения таблиц 2.20 и 2.21.

Наконец, соотношения (2.11)–(2.13) позволяют в активном режиме определить коэффициент корреляции r :

$$r = \frac{Q_{ty}}{\sqrt{Q_t \cdot Q_y}}, \quad (2.19)$$

описывающий степень близости реальных значений БПК, к расчетным по формуле (2.8). Коэффициент корреляции лежит в диапазоне значений $-1 < r < 1$ и чем ближе k к единице, тем лучше формула (2.8) описывает реально наблюдаемый процесс.

Пример. В качестве примера рассчитаем все интересующие нас параметры для случая экспериментально полученных данных, представленных в табл. 2.20. В таблицу вошли измеренные значение БПК для суток инкубации $t_i \geq 3$ суток.

Для нашего примера составим таблицу, аналогичную 2.21, куда кроме измеренных БПК для $t_i \geq 3$ суток войдут вспомогательные и рассчитанные значения.

Используя формулы (2.9–2.13), определим:

$$\begin{aligned} \bar{t} &= \frac{19}{4} = 4,75; \quad \bar{y} = \frac{4,159}{4} = 1,040; \\ Q_t &= \sum t_i^2 - \frac{1}{n} \left(\sum t_i \right)^2 = 99 - \frac{1}{4} 19^2 = 8,75, \end{aligned} \quad (2.20)$$

$$Q_y = \sum y_i^2 - \frac{1}{n} \left(\sum y_i \right)^2 = 7,313 - \frac{1}{4} 4,159^2 = 2,989;$$

$$Q_{ty} = \sum t_i y_i - \frac{1}{n} \sum t_i \cdot \sum y_i = 24,769 - \frac{1}{4} 19 \cdot 4,159 = 5,014.$$

В нашем подходе константа скорости БПК и угловой коэффициент уравнения линейной регрессии совпадают.

Найдем коэффициенты уравнения линейной регрессии (2.15), (2.16):

$$\begin{aligned} y &= k(t - \bar{t}) + a, \\ k &= \frac{Q_{ty}}{Q_t} = \frac{5,014}{8,75} = 0,573, \\ a &= \bar{y} = 1,040 \end{aligned} \quad (2.21)$$

и время задержки потребления кислорода t_0 . Для чего определим сначала L :

$$L = a - k\bar{t} = -1,682 \quad (2.22)$$

и, записав уравнения линейной регрессии в виде $y = kt + 1$, получим:

$$y = 0,573t - 1,682. \quad (2.23)$$

Определим значение $t = t_0$, при котором $y = 0$:

$$t_0 = \frac{L}{k} = \frac{1,682}{0,573} = 2,94 \approx 2,9 \text{ сут.}$$

Итак, уточненное время задержки реакции оказалось очень близко к трем суткам.

Найдены значения константы скорости БПК $k = 0,57 \text{ сут}^{-1}$ и время задержки реакции $t_0 = 2,9 \text{ сут.}$

Активный режим потребления кислорода (в нашем примере на третьи сутки инкубации проб) $t > t_0$ описывается уравнением:

$$\text{БПК}_t = \text{БПК}_{\text{полн}} (1 - e^{-0,57(t-2,9)}) \quad (2.25)$$

где $\text{БПК}_{\text{полн}} = 125 \text{ мг/дм}^3$.

Чтобы понять, насколько близко полученная формула описывает реальный процесс, вычислим коэффициент корреляции:

$$r = \frac{Q_{xy}}{\sqrt{Q_x Q_y}} = \frac{5,014}{\sqrt{8,75 \cdot 2,989}} = 0,98. \quad (2.26)$$

Как следует из значения $r = 0,98$ (близкое к единице), полученное соотношение (2.25) очень хорошо описывает реальный процесс.

Предложенный метод содержит элемент субъективности. При определении начала активного режима мы не принимали в расчет первые сутки инкубации, когда БПК_1 и БПК_2 равнялось нулю, но приняли значение $\text{БПК}_3 = 10 \text{ мг/дм}^3$.

Проведем расчет для случая, когда минимальные полученные значения БПК отбрасываются. В нашем примере отбросим значение БПК, полученное на третьи сутки и используем значения БПК, полученные на четвертые сутки и далее. Опуская промежуточные действия, приведем окончательные характеристики для нового набора значений БПК, начиная с $t = 4$ сут:

$$\begin{array}{lll} \sum t_i = 16 & \sum y_i = 4,076 & \\ \sum t_i^2 = 90 & \sum y_i^2 = 7,306 & \sum t_i y_i = 24,52 \\ Q_t = 4,667 & Q_y = 1,769 & Q_{ty} = 2,781 \end{array}$$

Уравнение линейной регрессии $y = 0,569t - 1,820$ и соответствующие значения константы скорости БПК $k = 0,569$, времени задержки реакции $t_0 = 3,05$ суток и коэффициента корреляции $r = 0,97$ близки к аналогичным характеристикам предыдущего варианта. Это означает, что если мы округлим t_0 до десятых долей суток, а k до десятых долей, то получим полное совпадение результатов по константе скорости БПК $k = 0,6 \text{ сут}^{-1}$ и незначительное расхождение по времени задержки БПК. Второй вариант расчетов показал, что учет или отбрасывание сомнительного (малого) значения БПК как начального значения в наборе натуральных данных незначительно меняют результаты расчетов. Поэтому, определить набор данных для активного режима можно, отбросив полученные значения менее 10 мг/дм^3 до начала активного режима потребления кислорода. Учет или отбраковывание одного малого значения БПК не сильно скажется на окончательных результатах.

На рис. 2.8 показана зависимость изменения БПК от времени инкубации t в координатах $(t, \frac{\text{БПК}_t}{\text{БПК}_{\text{полн}}})$. Сплошная линия — график интерполяционной зависимости (2.25), штриховая — аналогичная зависимость для случая, когда первое малое значение БПК 10 мг/дм^3 при $t = 3$ сут не учитывалось в расчетах.

На рис. 2.9 те же зависимости представлены в других координатах t, y , где $y = \ln \left(1 - \frac{\text{БПК}_t}{\text{БПК}_{\text{полн}}} \right)^{-1}$.

Предложенные координаты более удобны, так как экспоненциальная зависимость БПК от времени в них «спрямляется». Как и на рис. 2.8, здесь две кривых — сплошная линия соответствует интерполяционной зависимости (2.25), штриховая представляет собой близкую зависимость, где в расчет не принималось значение БПК 10 мг/дм^3 , полученное на третьи сутки инкубации проб. Точками на рис. 2.8 и 2.9 обозначены экспериментальные значения БПК в соответствующих координатах (см. табл. 2.19).

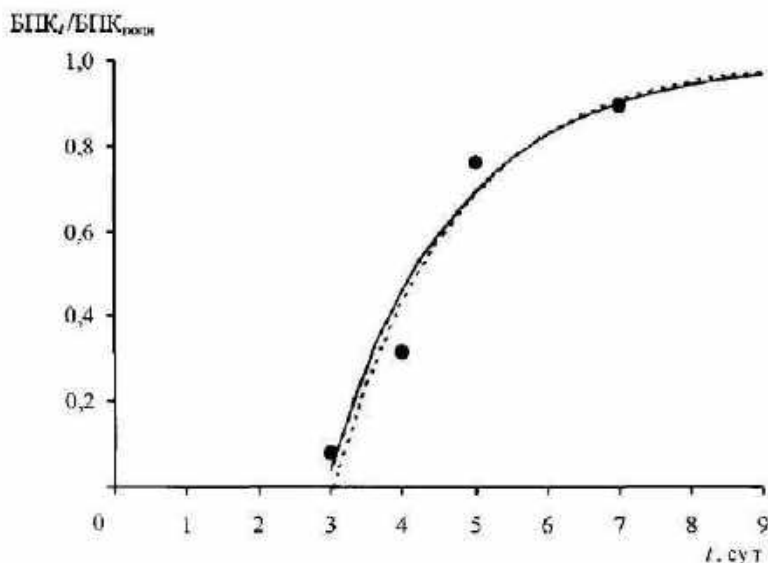


Рис. 2.8. Динамика изменения БПК в период инкубации проб в координатах $(t, \text{БПК}_t/\text{БПК}_{\text{полн}})$: сплошная кривая — график интерполяционной зависимости (2.8), рассчитанной по набору экспериментальных данных в табл. 2.20; штриховая — график аналогичной зависимости, когда из набора экспериментальных данных исключено первое малое значение БПК, равное 10 мг/дм^3 при $t = 3$ сут, и учтены остальные значения БПК

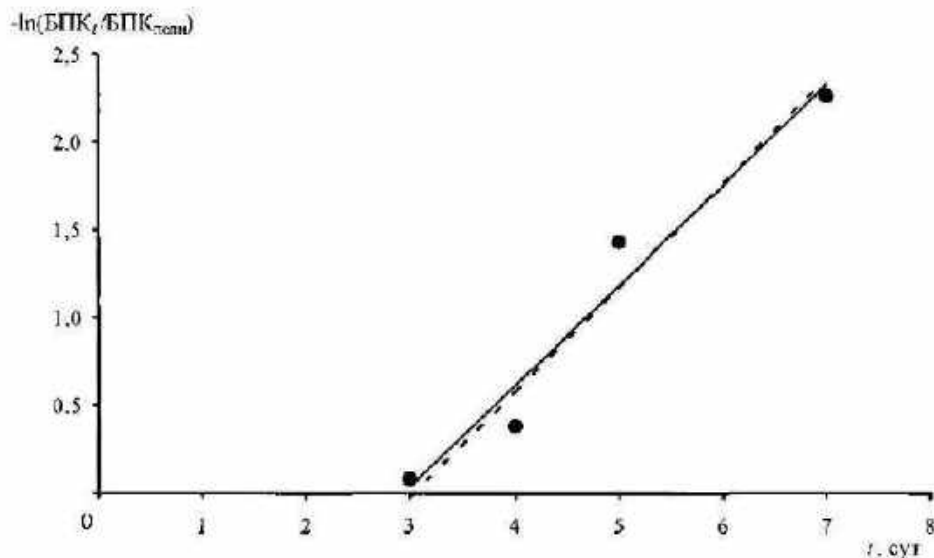


Рис. 2.9. Динамика изменения БПК в период инкубации проб в координатах (t, y) : сплошная кривая — график интерполяционной зависимости (2.8), рассчитанной по набору экспериментальных данных в табл. 2.20; штриховая — график аналогичной зависимости, когда из набора экспериментальных данных исключено первое малое значение БПК, равное 10 мг/дм^3 при $t = 3$ сут, и учтены остальные значения БПК

2.3.2. Методы определения БПК и характерные ошибки, допускаемые аналитиками при использовании метода разбавления. Чтобы точно оценить влияние сбрасываемых сточных вод на экологическую ситуацию в природном водоеме, а также правильно принять технологическое решение по повышению качества очистки сточных вод, необходимо опираться, в первую очередь, на результаты правильно выполненных гидрохимических измерений. Для большинства аналитических лабораторий правильность получаемых результатов при выполнении измерений БПК должна вызывать сомнения, так как значительная доля погрешностей измерений (до 80 % и более) допускается на стадии отбора и подготовки проб. Немало ошибок и в процессе измерений. Анализ БПК является характеристикой биохимического процесса, поэтому при его выполнении следует учитывать особенности происходящих биологических процессов и химических реакций, чтобы избежать характерных ошибок, допускаемых при определении.

Наиболее распространены два основных метода измерения БПК: манометрический и метод разбавления. При манометрическом определении склянки заполняются исследуемой пробой не полностью. Остается прослойка воздуха, из которого поглощается кислород, когда в пробе воды возникает его дефицит. Пробу не разбавляют, не заражают микроорганизмами, а выделяющийся при дыхании бактерий углекислый газ поглощается химическими веществами, размещенными над пробой сточных вод. Уменьшение объема воздуха в склянке регистрируется манометром. При всей простоте и удобстве выполнения этот метод не дает точных результатов при исследовании промышленно загрязненных сточных вод (Хаммер, 1979), так как присутствующие в них токсические вещества не разбавлены и угнетают жизнедеятельность бактерий, обеспечивающих биохимическое окисление органических веществ.

Арбитражным и наиболее употребляемым методом определения БПК является метод разбавления, принципиальная схема которого представлена на рис. 2.10.

Исследуемая проба воды разбавляется так, чтобы хватило растворенного кислорода на дыхание и метаболическую активность бактерий, для чего разбавляющая вода насыщается кислородом. Если исследуемая вода стерильна, она заражается микроорганизмами, в нее добавляются соли для создания устойчивой буферной системы инактивирующей выделяющийся углекислый газ и стабилизирующей *pH*. Разбавленные пробы разливают в герметичные склянки и инкубируют в термостате при температуре 20 °С. Длительность инкубации составляет для оперативного определения 5 или 7 сут или до полного окисления углеродсодержащей органики, т.е. до появления нитритов.

Величина уменьшения кислорода в склянках за определенный период инкубации, умноженная на степень разведения, дает количественное значение БПК.

Для целей экоаналитического контроля качества вод БПК определяют только в натуральной (взболтанной) пробе, чтобы учесть суммарное загрязнение находящимися в разных формах веществами. При эксплуатации очистных сооружений проводят оценку процессов очистки на разных ее ступенях, для чего БПК определяют (Методика выполнения измерений БПК ПНД Ф 14.1:2.3:4.123-97) в 3-х пробах: натуральной, отстоянной в течение двух часов и фильтрованной.

Почему так важно для целей экоаналитического контроля определять БПК в натуральной пробе?

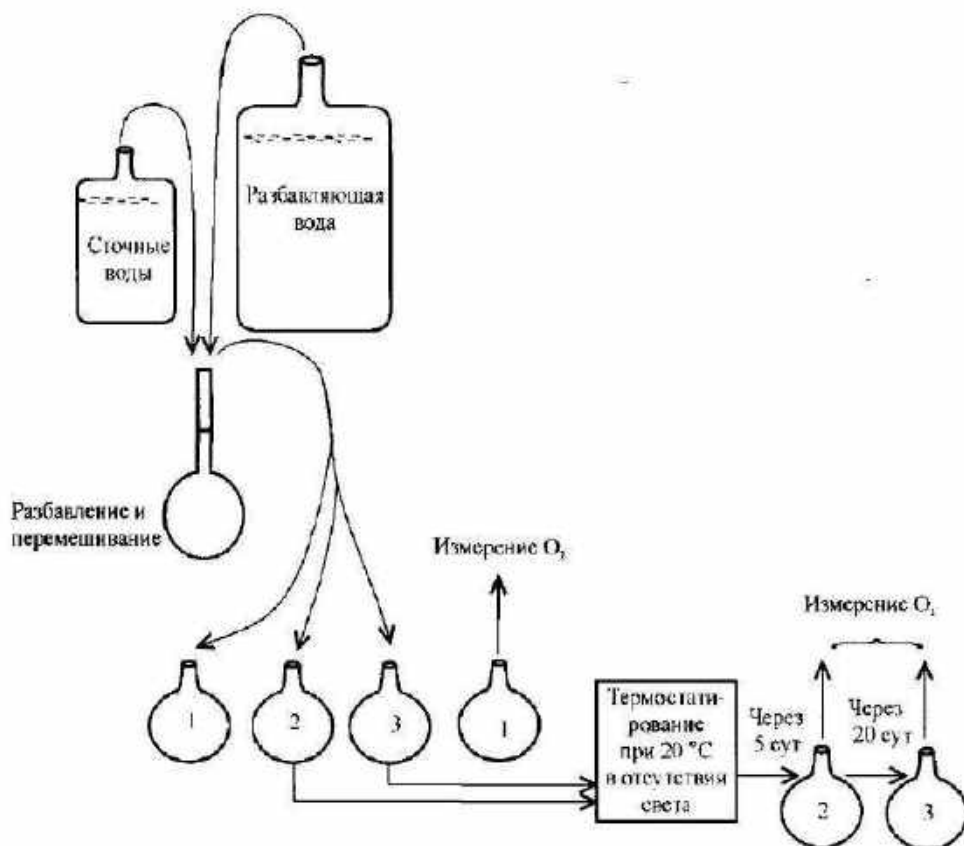


Рис. 2.10. Принципиальная схема определения БПК методом разбавления

Как было показано в разд. 2.2, загрязняющие вещества находятся в воде в различных физических состояниях: взвешенном, коллоидном, растворенном. Сумма всех загрязняющих веществ (независимо от их физического состояния) характеризуется взболтанной пробой. Процентное содержание частиц оседающих, плавающих и растворимых в сточных водах различного состава индивидуально и изменчиво (табл. 2.22).

Как видно из таблицы, если оценивать БПК в сточных водах, очищаемых на очистных сооружениях г. Нижнего Новгорода, в отстаивной пробе, то неучтенное загрязнение в поступающих сточных водах составит 55, а в очищенных — 71 %. В разных типах сточных вод эта ошибка может увеличиваться или уменьшаться.

Таким образом, только определение БПК в натуральной пробе позволяет получить наиболее полную информацию о загрязненности сточных вод и их влиянии на экологическую ситуацию в природном водоеме. Для характеристики технологического процесса очистки важно определять БПК во всех трех формах. БПК сточных вод в натуральной (взболтанной) пробе характеризует общую нагрузку по биохимически окисляемым веществам на активный ил, дает возможность (сравнивая с результатами в отстаивной пробе) оценить эффективность изъятия оседающей части в первичных отстойниках и рекомендовать сокращение времени отстаивания при недостатке

органических питательных веществ для активного ила, БПК отстоянной пробы в очищенных водах в основном характеризует работу аэротенков, поскольку при этом оценивается наличие загрязняющих веществ в коллоидной и растворимой формах. Фильтрованную пробу делают в тех случаях, когда надо определить содержание загрязняющих веществ в растворенной форме и оценить изменение БПК во всех трех пробах по ступеням очистки. Так, например, если процесс биологической очистки протекает удовлетворительно, а в фильтрованной пробе очищенных вод БПК остается высоким, это значит, что загрязняющие вещества представлены, в основном, растворимыми формами, сложноокисляемы и в процессе биохимической очистки не удаляются.

Таблица 2.22

Распределение загрязняющих веществ по физическому состоянию в поступающих на очистку и очищенных сточных водах

Сооружения биологической очистки	Вещества		
	оседающие	коллоидные	растворимые
Сточные воды г. Нижнего Новгорода			
поступающие	$\frac{75 \text{ мг/дм}^3}{55 \%}$	$\frac{25 \text{ мг/дм}^3}{19 \%}$	$\frac{35 \text{ мг/дм}^3}{26 \%}$
очищенные	$\frac{10 \text{ мг/дм}^3^{1)} }{71 \%}$	$\frac{1,42 \text{ мг/дм}^3}{10,2 \%}$	$\frac{2,5 \text{ мг/дм}^3}{17,8 \%}$
Хозяйственно-бытовые сточные воды (поселковые очистные сооружения)			
поступающие	$\frac{87,89 \text{ мг/дм}^3}{47 \%}$	$\frac{31,79 \text{ мг/дм}^3}{17 \%}$	$\frac{67,32 \text{ мг/дм}^3}{36 \%}$
очищенные	$\frac{12 \text{ мг/дм}^3}{63,1 \%}$	$\frac{6 \text{ мг/дм}^3}{31,6 \%}$	$\frac{1 \text{ мг/дм}^3}{5,3 \%}$

¹⁾ В числителе — количественное, в знаменателе — процентное содержание веществ.

2.3.2.1. Ошибки отбора проб. При отборе проб на БПК следует учесть обязательное использование специальных пробоотборников в виде закрепленной на шесте бутылки с открывающейся пробкой на определенной глубине с помощью привязанной к ней веревки.

Только при использовании пробоотборника, приспособленного для отбора пробы на определенной глубине, можно избежать ошибок за счет попадания в пробу кислорода воздуха при зачерпывании с поверхности.

Такой пробоотборник рекомендуется использовать при отборе проб на растворенный кислород и БПК в стандартных методах измерения практически во всех странах. Однако нельзя отрицать, что при его заполнении под водой, отбираемая проба также может насыщаться кислородом воздуха, вытесняемого из бутылки из-за возникающего эффекта водопада. Поэтому для исключения ошибок в результатах анализа при выполнении параллельного отбора проб необходимо использовать пробоотборники одинакового типа и объема.

На результат БПК значительно влияет температура отбираемой воды, поэтому требуется обязательно измерять температуру воды при отборе проб, отмечать ее в протоколе анализа и учитывать этот фактор при получении сомнительных результатов,

так как очень холодная вода может быть пересыщена кислородом. При неправильной подготовке такой воды к измерению БПК результаты могут быть существенно занижены. В природном водоеме в летний период предпочтительно выбирать наиболее холодное время для отбора проб (до 12 часов дня).

На очистных сооружениях при резком, внезапном подъеме температуры сточных вод анализ на БПК в них лучше не выполнять, так как полученные результаты будут весьма сомнительны. Следует максимально сокращать время между отбором проб на БПК до начала анализа, так как проба не консервируется, а процессы окисления органических веществ в отобранной воде осуществляются непрерывно.

2.3.2.2. Ошибки при приготовлении разбавляющей воды. При использовании метода разбавления наиболее распространенными ошибками анализа являются ошибки из-за неправильного приготовления разбавляющей воды и выполнения разбавлений исследуемых вод на БПК. Разбавляющая вода — это среда, обеспечивающая нормальные физико-химические условия, необходимые для жизнедеятельности микроорганизмов, окисляющих органические вещества и потребляющих при этом кислород в процессе инкубации кислородных склянок. Для приготовления разбавляющей воды свежеперегнанную накануне анализа дистиллированную воду можно предварительно выдержать в термостате для наиболее быстрого достижения в ней температуры 20 °С. Обязательно измерить pH разбавляющей воды и установить в ней необходимый оптимум для жизнедеятельности бактерий. В процессе инкубации в результате образования продуктов метаболизма (в основном углекислого газа), pH может изменяться и подавлять активность микроорганизмов. Для удержания pH в необходимом диапазоне в разбавляющую воду добавляется буферный раствор. Фосфатный буфер дополнительно служит минеральным фоном для микроорганизмов. Зачастую фосфатный буфер понимают как питательные вещества для микроорганизмов, поэтому при контроле сточных вод его не готовят, полагая, что в сточных водах присутствуют все необходимые элементы питания, однако именно при контроле сточных вод опасность снижения pH за счет выделения метаболитов бактериями наибольшая.

Оптимум pH разбавляющей находится в диапазоне 7,0–8,0, поскольку дистиллированная вода, используемая для приготовления разбавляющей, как правило, слегка подкислена, необходимы добавки в разбавляющую воду пищевой соды, которая предварительно перед взвешиванием выдерживается в сушильном шкафу при 105 °С не менее двух часов, чтобы ее повышенная гигроскопичность не повлияла на получение точной навески. Контроль pH разбавляющей обязателен, так как при отклонении pH от оптимума потребление кислорода сокращается из-за угнетения бактерий, а причину заниженных получаемых результатов трудно объяснить, если нет результатов всех необходимых измерений.

Для нормальной жизнедеятельности микроорганизмам необходимы металлы — К, Na, Ca, Mg, Fe, Mn, Co и Cu. Магний, кальций и железо требуется в относительно больших количествах, поэтому в виде катионов неорганических солей (сульфат магния, хлорид железа, хлорид кальция) они добавляются в разбавляющую воду. В остальных металлах потребности очень незначительны, поэтому их называют микроэлементами и в разбавляющую воду не добавляют.

Содержание растворенного кислорода в воде меняется в зависимости от

температуры (см. табл. 2.4). Сверхнасыщение воды кислородом в склянках после разбавления и разлива может происходить в тех случаях, когда используется для разбавления холодная сточная вода, взятая из холодильника, без доведения ее до комнатной температуры. Если исследуемая проба воды перенасыщена растворенным кислородом — это сопровождается появлением пузырьков воздуха на стенках склянки. При измерении в первый день этот кислород не регистрируется; после инкубации такой склянки в ней может быть обнаружено или отсутствие потребления кислорода или даже увеличение его содержания, по сравнению с первоначальным (до инкубации), так как в процессе инкубации пузырьки воздуха растворились в воде и содержание в ней растворенного кислорода увеличилось. По этой причине результат БПК будет занижен.

Известно, что температура воды влияет на ее объем (табл. 2.23). Насколько велико это влияние на результаты измерений БПК можно продемонстрировать расчетами, в которых

$$V_{20^{\circ}\text{C}} = V_{t^{\circ}\text{C}} \left(1 + \frac{\Delta V}{1000 \text{ см}^3} \right).$$

Таблица 2.23

Приведение объемов воды и растворов нормальностью 0,1 и менее к объемам при температуре 20 °С

$t, ^{\circ}\text{C}$	$\Delta V, \text{см}^3$	$t, ^{\circ}\text{C}$	$\Delta V, \text{см}^3$	$t, ^{\circ}\text{C}$	$\Delta V, \text{см}^3$	$t, ^{\circ}\text{C}$	$\Delta V, \text{см}^3$
5	1,36	12	1,08	19	0,17	26	-1,26
6	1,36	13	0,99	20	0,00	27	-1,51
7	1,35	14	0,88	21	-0,19	28	-1,76
8	1,32	15	0,76	22	-0,38	29	-2,03
9	1,28	16	0,63	23	-0,59	30	-2,30
10	1,22	17	0,49	24	-0,80		
11	1,16	18	0,34	25	-1,03		

Пр и м е р. При температуре, равной 15 °С, объем раствора ($V_{15^{\circ}\text{C}}$) составляет 1,5 дм³. Необходимо привести объем раствора к температуре 20 °С.

Определим по табл. 2.23 изменение объема ΔV , соответствующее температуре 15 °С. Оно составляет 0,76 см³.

Найдем $V_{20^{\circ}\text{C}}$ по формуле:

$$V_{20^{\circ}\text{C}} = V_{15^{\circ}\text{C}} \left(1 + \frac{\Delta V}{1000 \text{ см}^3} \right) = 1,5 \text{ дм}^3 \left(1 + \frac{0,76 \text{ см}^3}{1000 \text{ см}^3} \right) = 1,5011 \text{ дм}^3.$$

Исходя из полученного результата, можно заключить, что влияние температуры на изменение объема воды незначительно, но при определении БПК этот фактор нельзя игнорировать полностью, хотя как видно из приведенного примера и табл. 2.4, основное влияние температуры на результат БПК происходит за счет изменения растворимости кислорода.

Содержание в разбавляющей воде растворенного кислорода ограничено в методике выполнения измерений БПК диапазоном 8,0–9,0 мг/дм³. При содержании кислорода ниже 8,0 мг/дм³, его не хватит на обеспечение дыхательной деятельности бактерий. Предельное содержание растворенного кислорода при температуре 20 °С составляет 9,09 мг/дм³, при избыточном аэрировании разбавляющей воды произойдет ее

пересыщение кислородом. По этим причинам окончательный результат БПК будет занижен в одном и другом случае. Следовательно, аэрировать разбавляющую воду следует в течение определенного, а не произвольного периода времени, а контроль и поддержание в ней оптимального содержания растворенного кислорода обязателен.

2.3.2.3. Ошибки при расчетах и в процедуре приготовления разбавлений. Если необходимые разбавления пробы исследуемых вод на БПК неправильно рассчитаны, то в процедуре измерений не удастся «попасть» на правильный результат. Очень важно верно рассчитать первое наибольшее разбавление. В методике ПНД Ф 14.1:2:3:4.123-97 предлагается расчет необходимого разбавления выполнять по полученному результату ХПК. При этом условно принимается, что БПК составляет 50 % от ХПК. Однако такое соотношение между ХПК и БПК выполняется не для всех сточных или природных вод. Более правильно расчет необходимого максимального (первого) разбавления выполнять с учетом уже имеющихся результатов ХПК и БПК_{полн} (или БПК₅), полученных в предыдущих исследованиях данных вод.

Пример. Измеренный результат ХПК в поступающих на очистку сточных водах 340 мг/дм³. Расчетное разбавление для определения БПК в этих водах вычисляется по формуле:

$$\text{Разбавление} = \frac{\text{ХПК}}{K \cdot 4 (\text{или } 5)},$$

где ХПК — значение ХПК экспериментально измеренное в исследуемой воде; K — наименьший коэффициент соотношения

$\frac{\text{ХПК}}{\text{БПК}}$ — полученный по результатам выполненных измерений в лаборатории в предыдущих исследованиях данных вод; 4 (или 5) — оптимальное остаточное количество кислорода в склянке после инкубации, мг/дм³.

Результаты выполненных измерений ХПК и БПК за последний квартал по данным рабочего журнала составляли:

$$\frac{\text{ХПК}}{\text{БПК}} = \frac{310}{205} = 1,5; \quad \frac{280}{164} = 1,7; \quad \frac{305}{179} = 1,7; \quad \frac{320}{178} = 1,8 \text{ и т.д.}$$

Наименьшее соотношение $\frac{\text{ХПК}}{\text{БПК}}$ составляло 1,5, его и следует использовать в расчетной формуле.

Подставив имеющиеся значения в расчетную формулу, получим расчетное разбавление:

$$\text{Разбавление} = \frac{340}{1,5 \cdot 4} = 56,6 (\text{раз}),$$

$$1000 : 56,6 = 17,66 \text{ см}^3.$$

Округляем до 18 см³. Отбираем 18 см³ сточных вод в мерную колбу и доводим разбавляющей водой до 1000. Фактическое разбавление составит:

$$1000 : 18 = 55,5 (\text{раз})$$

Следующее разбавление должно быть в 1,5–2 раза меньше.

В процедуре приготовления разбавлений следует учесть несколько наиболее важных моментов, чтобы свести ошибки к минимуму.

При разбавлении взболтанной пробы необходимо тщательное перемешивание и максимально равномерное распределение взвешенных веществ при разливе разбавленных проб в каждую исследуемую кислородную склянку. Для достижения этого можно использовать процедуру гомогенизации в лабораторном гомогенизаторе.

Важно для приготовления разбавлений проб на БПК использовать правильно подобранную мерную посуду, которую не следует сушить в сушильном шкафу, так как при этом изменяется ее объем. Мерная лабораторная посуда в зависимости от

наименования и класса имеет разное предельное отклонение от номинальной вместимости (табл. 2.24). Для приготовления разбавлений исследуемых вод необходимо использовать мерную посуду с наименьшей допускаемой погрешностью.

Как видно из табл. 2.24, при использовании, например, цилиндров или мерных колб для приготовления разбавлений можно получить ошибку в 10–100 раз большую, чем при использовании пипеток или бюреток. Для снижения ошибки предпочтительно несколько раз наливать более точной бюреткой, чем один раз налить и отлить цилиндром.

Таблица 2.24

**Предельное отклонение от номинальной вместимости
у разной лабораторной мерной посуды**

Наименование лабораторной мерной посуды	Вместимость, см ³	Цена наименьшего деления, см ³	Предельное отклонение от номинальной вместимости, см ³ при 20 °С	
			1 кл	2 кл
1	2	3	4	5
Пипетки градуированные ГОСТ 29227-91	0,5	0,01	±0,005	–
	1,0	0,01	±0,006	±0,01
	2,0	0,02	±0,01	±0,02
	5,0	0,05	±0,03	±0,05
	10,0	0,1	±0,05	±0,1
	25,0	0,1/0,2	±0,1	–
			0,1/0,2	±0,1
Пипетки с одной отметкой (Мора) ГОСТ 29169-91	0,5	–	±0,005	±0,01
	1,0	–	±0,008	±0,015
	2,0	–	±0,01	±0,02
	5,0	–	±0,015	±0,03
	10,0	–	±0,02	±0,04
	10,77	–	±0,02	±0,04
	20,0	–	±0,03	±0,06
	25,0	–	±0,03	±0,06
	50,0	–	±0,05	±0,1
	100,0	–	±0,08	±0,15
	200,0	–	±0,1	±0,2
Бюретка ГОСТ 29251-91	1	0,01	±0,01	±0,02
	2	0,01	±0,01	±0,02
	5	0,02	±0,01	±0,02
	10	0,02/0,05	±0,02/0,02	±0,05/0,05
	25	0,05/0,10	±0,03/0,05	±0,05/0,1
	50	0,10	±0,05	±0,1
	100	0,20	±0,1	±0,2

Окончание табл. 2.24

1	2	3	4		5	
			Отливные	Наливные	Отливные	Наливные
Колбы ГОСТ 1770-74	5		±0,05	±0,025	-	±0,05
	10		±0,05	±0,025	-	±0,05
	25		±0,06	±0,03	±0,12	±0,06
	50		±0,10	±0,05	±0,20	±0,10
	100		±0,20	±0,10	±0,40	±0,20
	200		±0,30	±0,15	±0,60	±0,30
	250		±0,30	±0,15	±0,60	±0,30
	500		±0,40	±0,20	±0,80	±0,40
	1000		±0,60	±0,30	±1,20	±0,60
	2000		±1,00	±0,50	±2,00	±1,00
	Цилиндры ГОСТ 1770-74	5	0,1	±0,1	±0,2	±0,2
10		0,2	±0,1	±0,2	±0,50	±0,1
25		0,5	±0,25	±0,50	±0,50	±0,25
50		1,0	±0,25	±0,50	±1,0	±0,25
100		1,0	±0,50	±1,0	±2,50	±0,5
250		2,0	±1,25	±2,50	±5,00	±1,25
500		5,0	±2,50	±5,00	±10,00	
1000		10,0	±5,00	±10,00	±20,00	
2000		20,0	±10,00	±20,00		

2.3.2.4. Ошибки при нарушении процедуры инкубации проб. Для того чтобы не завышать или занижать результаты БПК, необходимо выдерживать стабильную температуру при инкубации проб, что должно быть обеспечено в специальном термостате.

Количественные значения потребления кислорода в кислородных склянках при инкубации проб в различных температурных режимах существенно изменяются (рис. 2.11), поэтому результат БПК будет занижен или завышен в зависимости от отклонения от оптимальной температуры инкубации в сторону снижения или повышения.

2.3.2.5. Влияние на результат БПК процесса нитрификации. Очень важный фактор, сильно влияющий на результат БПК — это процесс нитрификации в пробе, значительно увеличивающий потребление кислорода, которое заметно возрастает после завершения биохимического разложения углеродсодержащих органических загрязняющих веществ (углеродное БПК) в начале стадии нитрификации (азотное БПК) (Хаммер, 1979). На рис. 2.12 представлен график наглядно демонстрирующий значительное увеличение потребления кислорода в результате нитрификации, что обычно наблюдается на 6–8-й день инкубации, но может происходить и раньше при анализе сточных вод городских очистных сооружений, когда в исследуемой пробе воды присутствуют нитрифицирующие бактерии из-за происходящего процесса нитрификации.

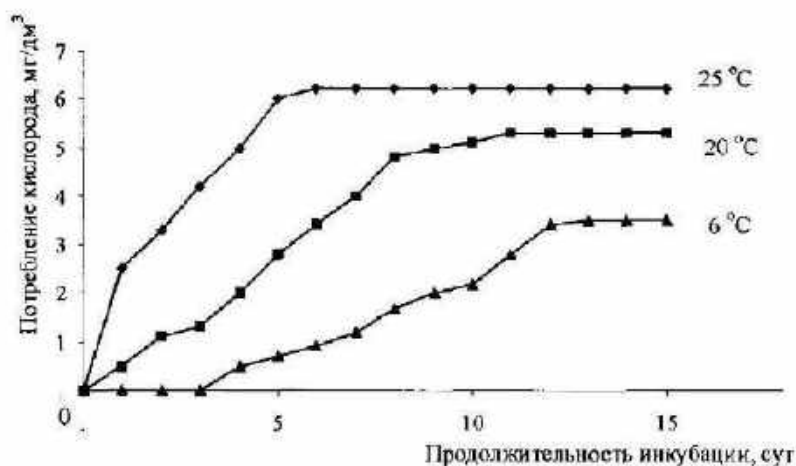


Рис. 2.11. Зависимость интенсивности потребления кислорода в склянках от разной температуры инкубации проб при 6, 20 и 25 °C

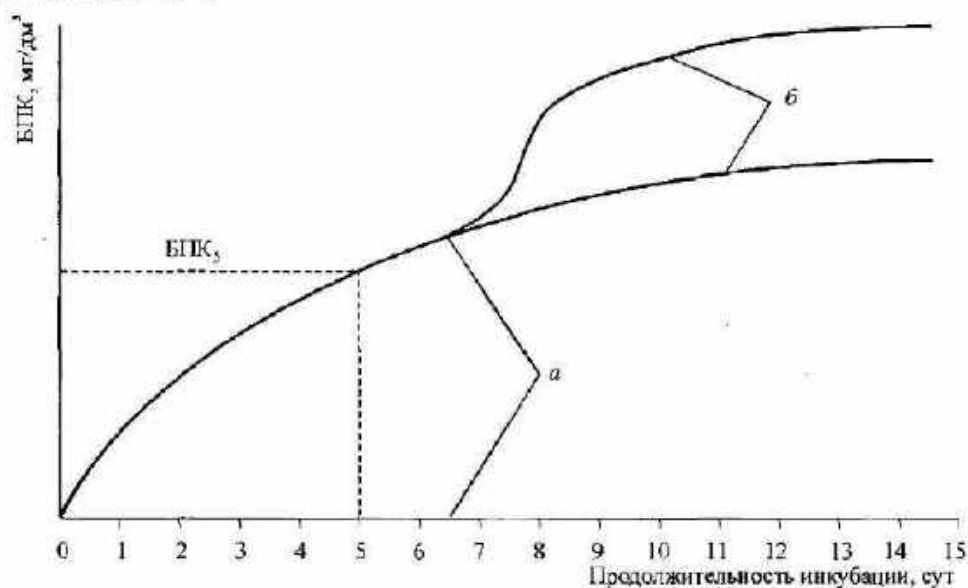


Рис. 2.12. Увеличение потребления кислорода в процессе нитрификации: *а* — потребление кислорода на окисление углеродсодержащих органических веществ; *б* — потребление кислорода в процессе нитрификации

По этой причине результаты анализа БПК могут быть сильно искажены, что особенно характерно для проб с низкими концентрациями углеродсодержащей органики и для проб очищенных сточных вод, содержащих нитрифицирующие бактерии и соединения азота. На окисление одного грамма аммонийного азота до нитратов требуется 5,7 г кислорода, а на окисление одного грамма углерода до углекислого газа — 3 г кислорода. Нитрификация, если она не подавлена, составляет значительную величину БПК и сильно влияет на результаты анализа, особенно при определении полного БПК. Для предупреждения этого влияния методика предусматривает ингибирование

нитрифицирующих бактерий (в разбавляющую воду добавляют тиомочевину 0.5 мг/дм^3 или другие ингибиторы). Следует помнить, что все применяемые ингибиторы, воздействуя на нитрифицирующие бактерии в большей степени из-за их повышенной чувствительности к токсикантам, влияют также и на углеродоксилирующие бактерии, которые при передозировке ингибиторов могут погибнуть и результат БПК будет занижен.

2.3.2.6. Влияние на результат БПК присутствующих в исследуемых сточных водах промышленных токсикантов. Если в сточных водах присутствуют промышленные токсиканты, остаточный хлор или хлорорганические соединения, а также любые другие вещества с бактерицидным (подавляющим жизнедеятельность бактерий) действием, то на графике, построенном по результатам ежедневных измерений (начиная от первых суток) имеется характерная фаза задержки БПК, которая может продолжаться до нескольких суток, что зависит от степени токсичности или бактерицидности веществ, присутствующих в пробе (рис. 2.13). Для выявления такой фазы задержки БПК необходимо приготовить и инкубировать дополнительные склянки, ежедневно регистрируя результаты, а последнее измерение выполнить не на пятые сутки, а с учетом фазы задержки. Для более точной характеристики качества сточных вод, у которых при выполнении измерений БПК имеется фаза задержки, необходимо использовать показатель $\text{БПК}_{\text{инт.}}$.

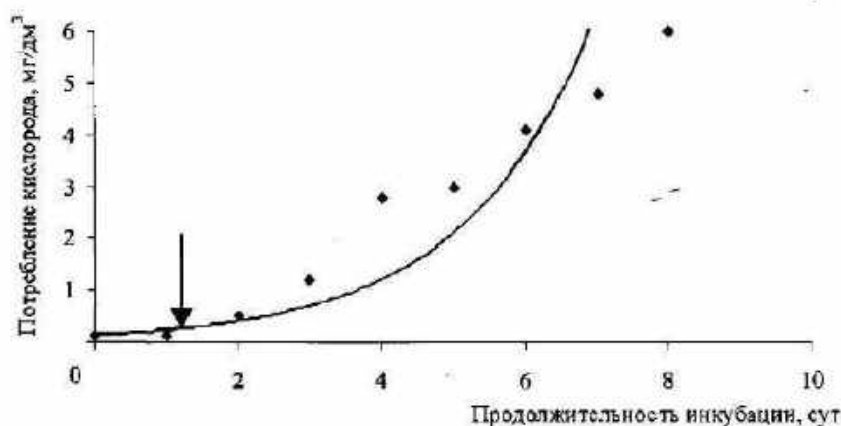


Рис. 2.13. Двухсуточная фаза задержки в потреблении кислорода при определении БПК сточных вод г. Троицка

При определении БПК промышленно загрязненных сточных вод может наблюдаться эффект повышения потребления кислорода в тех пробах, которые были сильно разбавлены (рис. 2.14), что противоречит здравому предположению о том, что чем больше разбавляется проба, тем меньше в ней загрязняющих веществ, а следовательно, ниже потребление кислорода. Повышение БПК в сильно разбавленных пробах происходит по причине разбавления и инактивации промышленных токсикантов, подавляющих метаболическую активность микрофлоры, обеспечивающей потребление БПК. При получении таких результатов следует учитывать максимально полученные значения БПК в максимально разбавленных пробах.

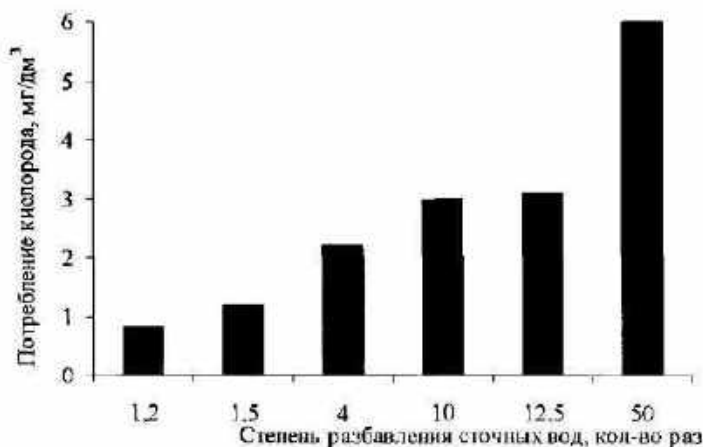


Рис. 2.14. Повышение потребления кислорода при увеличении разбавления проб сточных вод г. Троицка

2.3.3. Органический углерод

Суммарное содержание органических веществ наиболее точно характеризуется общим органическим углеродом (ООУ) и растворимым органическим углеродом (РОУ), однако на эти показатели в России не установлены нормативы. Многочисленные методики определения этих показателей обычно охватывают очень широкий спектр различных органических веществ. В отличие от ХПК показатель ООУ является абсолютной величиной, более надежным критерием оценки загрязнения углеродсодержащими органическими веществами сточных вод, т.е. он более специфичен, чем ХПК, поскольку определяет валовое содержание органических соединений в пробе, а не их химическую окисляемость.

Кроме того, содержание ООУ особенно важно определять и сравнивать с БПК в водах, содержащих сложноокисляемые соединения, такие как лигнин, гуминовые кислоты, органические вещества не природного происхождения, которые не регистрируются показателем БПК.

В настоящее время в нашей стране данный метод, к сожалению, не получил широкого распространения по причине отсутствия серийно выпускаемых анализаторов ООУ отечественного производства и нормативной базы, побуждающей водопользователей измерять органический углерод. Показатели ООУ и РОУ приняты во многих странах как нормативы качества вод.

В табл. 2.25 приведены данные количественного содержания органических веществ по основным суммарным показателям загрязнения в сточных водах различного состава.

Сравнительные данные о загрязнении рек, полученные разными методами, представлены в табл. 2.26. Они показывают неадекватность результатов БПК, в сравнении с данными ООУ, поскольку мы знаем, что в загрязненном природном водоеме содержание легкоокисляемых загрязнений, характеризуемых показателями БПК, должно составлять не менее 50 % от ХПК, но это условие, как видно из таблицы, выполняется только по ООУ, а результаты БПК сильно занижены.

Ошибки при определении БПК₅ в загрязненных реках обусловлены матрицей водных проб, температурой, присутствующими ингибиторами, зависимостью от ионного состава природных вод и т.д. Приведенный пример еще раз подчеркивает несостоятельность показателя БПК₅ при оценке качества вод в сравнении с БПК_{полн} и ООУ.

Таблица 2.25

Содержание органических веществ при определении различными методами анализа в разных сточных водах, поступающих на очистку и очищенных

Сточные воды очистных сооружений	ХПК	ХПК в филь- рованной пробе	ЦО	БПК ₂₀	БПК ₅	ООУ
БОС нефтерерабатывающего завода: поступающие на очистку	660	100	— ¹⁾	410	270	—
	100	55	30	35	25	—
БОС г. Нижний Новгород: поступающие на очистку	360	110	120	190	135	—
	130	30	20	7	5	—
БОС поселковых сооружений (хозяйственно-бытовые): поступающие на очистку	172	40	47,5	150	94	~
	60	5	18,6	17	13,5	—
Типичное содержание в сточных водах средненагружаемых город- ских БОС: поступающие на очистку	550	120	150	360	250	150
	100	5	25	20	12	25

¹⁾ Проверк означает: показатель не определялся.

Таблица 2.26

Суммарные показатели загрязнения водных объектов органическими веществами¹⁾

Контролируемый объект (реки)	Общий органический углерод, мг С/дм ³	Неорганический углерод, мг С/дм ³	ХПК, мг О ₂ /дм ³	БПК ₅ , мг О ₂ /дм ³
Сходня	40,1	24,6	82,1	2,2
Вятка	70,5	17,0	169,7	4,4
Лунай	17,0	52,0	30,0	1,5
Днестр	10,3	26,2	25,0	0,9
Сож	9,8	17,0	29,6	1,0
Сыр-Дарья	25,0	26,0	33,6	1,1
Москва	71,1	11,3	161,0	4,1

¹⁾ Сокращенная таблица приведена из работы А.Б. Руденко, Я.Л. Хромченко. Определение суммарного содержания органических примесей в воде // Химия и технология воды, — 1991, — т. 13 (№ 12), — С. 1097–1102.

2.4. Биогенные элементы

К биогенным элементам относятся вещества, входящие в состав организмов и имеющие определенное биологическое значение, в том числе азот, фосфор, сера, кремний, железо, калий, медь, кобальт и многие другие.

Наиболее важными биогенными элементами для физиологического развития активного ила следует признать азот, фосфор, серу, железо. Это так называемые макробиогенные вещества в значительных количествах накапливающиеся в биомассе активного ила, — до 6–8 % азота и 2 % фосфора в сухой массе ила (Wagner, 1997).

Такие элементы как Mg, K, Ca, Mo, Mn, Cu и Co необходимы в микроскопических количествах для обеспечения клеточного метаболизма, поэтому они называются микробиогенными веществами. Накопление их в биомассе ила ничтожно, однако они очень важны, поскольку входят в состав ферментов ила и являются активными участниками метаболизма.

2.4.1. Соединения азота и фосфора. При избытке серы, азота или недостатке азота и фосфора в сточных водах в активном иле развивается вспухание ила, при котором качество очистки сточных вод резко ухудшается из-за нарушения процесса разделения очищенной воды и активного ила. Попадая в водоемы, биогенные элементы в определенных концентрациях и в сочетании друг с другом способствуют развитию условий, угнетающих отдельные виды гидробионтов, а в некоторых случаях вызывают их гибель. Поступление большого количества азота и фосфора в водные объекты приводит к их эвтрофированию. В результате эвтрофирования (накопления питательных веществ) в водоемах происходит нарушение процессов саморегуляции в биоценозах, в них начинают доминировать виды наиболее приспособленные к изменившимся условиям (хлорококковые водоросли и цианобактерии), вызывая цветение воды. Биомасса бактерио- и фитопланктона во время цветения возрастает до 200–500 г/м³, а в сгущенных «пятнах цветения» — 10–40 кг/м³ (Козицкая, 1975), тогда как в олиготрофных водоемах она в норме составляет 0,1–0,4 г/м³.

В период цветения в водоеме повышается pH, падает содержание растворенного кислорода, обнаруживаются (с помощью методов газожидкостной хроматографии) различные яды, продуцируемые цианобактериями, возникают заморные явления у рыб, затрудняется процесс очистки воды из водохранилищ (цианобактерии засоряют фильтры) и ухудшают качество питьевой воды.

Факторы, дополнительно стимулирующие развитие цветения: повышение общей минерализации (выше 400 мг/дм³), температуры (20–25 °С), содержания железа, кремния, общего содержания растворенных органических примесей, уменьшение растворенного кислорода, стагнация водоема. Ведущая роль при возникновении цветения водоемов принадлежит цианобактериям, которые и в норме присутствуют в каждом водоеме, а при его эвтрофировании значительно развиваются и доминируют в планктоне. Свое название цианобактерии (раньше систематики относили их к синезеленым водорослям) получили потому, что, имея зеленое окрашивание в водоеме, высыхая на берегу, в зоне заплеска волны при усилении интенсивности освещения, они приобретают синее или голубое окрашивание, благодаря пигменту фикоцианину.

В момент цветения цианобактерии (*Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Microcystis*, *Nodularia*, *Oscillatoria*) продуцируют нейротоксины (вызывающие заболевания центральной нервной системы) и гепатоксины (вызывающие разрушение или рак печени) при

использовании человеком воды из цветущего водоема в качестве питьевой. Токсины цианобактерий угнетают беспозвоночных, рыб и других гидробионтов. Особенно токсичен микроцистис, яды которого в 10000 раз токсичнее цианидов.

В периоды массовой гибели цианобактерий, в результате достижения предельной интенсивности развития, в природных водоемах резко возрастает общее содержание фенольных соединений, которое может достигать значений более 53 мг/дм³ (Козицкая, 1975). В последние годы было обнаружено, что цианобактерии выделяют также высокомолекулярные вещества, которые были названы ДВ-молекулами (сокращенно от английского devil bullets — дьявольские пули). ДВ-молекулы разрушают иммунную систему человека, вызывая заболевания, подобные СПИДу, нарушают свертываемость крови, а удалить их из питьевой воды современными методами очистки практически невозможно.

До последнего времени в качестве основных методов борьбы с цветением водоемов применялись: насыщение воды кислородом, обработка воды альгицидными химическими препаратами, извлечение водорослевой массы насосами с последующей ее подачей на сельскохозяйственные поля или в лесополосы, сбор с помощью нефтесборных механизмов и т.п. Несколько лет назад в графстве Девоншир (Англия) было установлено (при случайном падении тюка соломы в цветущий пруд), что гниющая солома подавляет рост цианобактерий рода *Microcystis*. Проведенные эксперименты с соломой из разных злаковых растений, погруженной в мешках из дели в пруды, показали, что ячменная солома действует более эффективно, чем пшеничная или ржаная.

Причина подавления цианобактерий соломой окончательно не определена. Возможно, это связано с тем, что основные усилия английских ученых были направлены на поиск химических веществ, выделяемых соломой и оказывающих угнетающее воздействие на цианобактерий. Таких веществ им обнаружить не удалось. Это традиционное заблуждение современных научных исследований, преимущественно направленных на выявление не биологических, а химических связей и явлений, формирующих качество воды природных водоемов. Причины влияния соломы на цианобактерий, наверное, имеют биологическую природу, например, можно предположить, что ресничные инфузории бурно развивающиеся на гниющей соломке, способны потреблять мелкие шаровидные, молодые (образующиеся при делении) и еще не токсичные клетки микроцистиса, тем самым, останавливая бурный рост этих цианобактерий. Влияет ли гниющая солома на нитчатые формы цианобактерий, не менее часто вызывающих цветение водоемов пока не установлено.

К сожалению, метод погружения в водоем соломы для борьбы с его цветением сложно применить на крупных зарегулированных реках, подверженных цветению (Волга, Днепр и др.), несмотря на то, что как установили английские ученые, для получения эффекта подавления цветения требуется применить незначительное количество соломы — не более 10 мг на 1 м³ воды.

Кроме того, что азот и фосфор, накапливаясь в водоеме, вызывают его цветение, разнообразные соединения азота и фосфора оказывают вредное воздействие на гидробионтов и здоровье человека.

Аммонийный азот токсичен для рыб и требует на свое окисление в водоеме большого количества растворенного кислорода. При взаимодействии аммонийного

азота с активным хлором в процессе хлорирования очищенных сточных вод образуются хлорамины — токсичные и мутагенные соединения.

Нитраты, попадая в желудочно-кишечный тракт с питьевой водой и продуктами питания, редуцируются в нитриты, быстро всасываются в кровь, концентрируясь в эритроцитах, обладают выраженной способностью окислять гемоглобин эритроцитов с образованием метгемоглобина, не способного снабжать ткани кислородом, в результате чего развивается гипоксия у человека и рыб. При высоком содержании нитратов в питьевой воде гипоксией страдают грудные дети, более чувствительные к метгемоглобинемии за счет более высокой *pH* в желудочно-кишечном тракте, в результате чего редукция нитратов в нитриты происходит более интенсивно. Кроме того, нитраты в питьевой воде претерпевают химические превращения, при которых могут образовываться нитросамины — вещества, обладающие высоким канцерогенным воздействием. По этой причине стандарты на питьевую воду в развитых странах предусматривают содержание нитратов не более 10 мг/дм³.

Фосфаты малотоксичны, их летальная концентрация для дафний довольно высока — 2,0 г/дм³ (Метелев и др., 1971). Однако именно фосфатам принадлежит решающая роль в процессе возникновения цветения природных водоемов.

Все перечисленное обуславливает повышенные требования к обеспечению удаления биогенных элементов из сточных вод и жесткие нормативы, установленные на содержание биогенных веществ в сточных водах, сбрасываемых в водные объекты, как в России, так и в других странах (табл. 2.27).

Таблица 2.27

Содержание биогенных веществ и микроэлементов в природных и сточных водах

Гидрохимические показатели качества вод	ПДК для водоемов РФ, мг/дм ³		Нормативы других стран на сброс сточных вод, мг/дм ³	Данные по городским очистным сооружениям РФ, мг/дм ³		По данным других стран (содержание в очищенной воде), мг/дм ³
	хоз.-быт. и питьевого водопользования	рыбохозяйственного водопользования		поступающая вода	очищенная вода	
1	2	3	4	5	6	7
Фосфор общий ¹⁾			1,0–2,0 (США) 1,5 (Хельсинкская комиссия); 1,0 (Германия); 3–5, после 2005 г. 1,5–5,0 (Чехия)	1,5–25,0	1,0–15,0	1,5–5,0 1,5 (Финляндия, Швеция); < 1,0 Дания
Фосфор минеральный				10,0		
Фосфаты		0,05 олиготрофные, 0,15 мезотрофные, 0,2 эвтрофные	0,15 (Голландия)	5,0–10,0 (в норме)	1,5–5,0 (в норме) 1,4–9,0 (обычно)	1,5–4,5

Окончание табл. 2.27

1	2	3	4	5	6	7
Азот аммонийных солей	2,0	0,5 (0,39) ²⁾	10,0 (Германия); 10,0–25,0 после 2005 г. 5,0–20,0 (Чехия); 0,02 (Голландия)	18,0–25,0 (в норме)	1,0–52,0 (обычно до 10,0)	0,9–25,0
Нитрит-анион (NO ₂ ⁻)	3,3	0,08 (0,02)	0,06 (Канада); NO ₂ + NO ₃ – 10,0 (Голландия)	Отсутствие (если нет сбросов) или NO ₂ + NO ₃ не более 1,0	0,01–1,4	0,01–0,9
Нитрат-анион (NO ₃ ⁻)	45,0 (10,0)	40,0 (9,1)	Не допускается водорослевое цветение (Канада); 15,0 (Хельсинкская комиссия)	То же	0,54–44,2	0,5–68,0
Общий азот			Канада – 1,37–2,2; Голландия – 2,2		Идеально 2,0–8,0 (обычно 15,0–20,0)	10,0–15,0 8,0 (Дания)
Железо	0,3	0,1	0,3 (Канада)		0,6–3,0	
Марганец	0,1	0,01			0,02–0,16	
Кремний	10,0					15,0

¹⁾ Используя коэффициенты пересчета можно пересчитать общий фосфор в другие соединения:

P	1,0	0,33	0,44
PO ₄	3,06	1,0	1,34
P ₂ O ₅	2,29	0,75	1,0

²⁾ В таблице в скобках указано содержание вещества в пересчете на азот. Все количественные данные азотсодержащих соединений здесь и далее по тексту приведены в пересчете на азот (NH₄-N = 0,78·NH₄⁺; NO₂-N = 0,30·NO₂⁻; NO₃-N = 0,23·NO₃⁻).

Основными источниками поступления биогенных элементов в природные водоемы являются объекты сельского хозяйства, по причине интенсификации, химизации сельского хозяйства и проведения агротехнических мероприятий без соблюдения требований экологической безопасности и неорганизованные сбросы сточных вод с территорий промышленных площадок предприятий.

Кроме того, существенным источником поступления биогенных элементов являются неочищенные бытовые и промышленные сточные воды. Ежегодно без очистки в водные объекты России сбрасывается около 20 % от общего объема образующихся сточных вод. Сброс биогенных элементов с хозяйственно-бытовыми водами составляет в расчете на одного жителя в сутки: азота аммонийного – 7800–8000 мг,

фосфатов — 1500–1800 мг, калия — до 3000 мг. В бытовых водах находятся также моющие средства, в составе которых содержание полифосфатов может достигать до 30–50 %.

Важно понимать, что жесткие ограничения на поступление биогенных элементов с очищенными сточными водами оправданы только для тех природных водоемов, которые подвержены цветению. Это учитывается законодательством Канады (см. табл. 2.27), которое предусматривает введение ограничений на сброс нитратов только в том случае, если в водоеме, принимающем сточные воды, наблюдается цветение. Таким образом, законодательство побуждает водопользователей применять дорогостоящие технологии глубокого изъятия биогенных элементов из сточных вод (в данном случае денитрификацию) только тогда, когда этого требует состояние природного водоема.

Не все природные водоемы подвержены цветению; цветение характерно или для небольших или зарегулированных или эвтрофных водоемов. В эвтрофных водоемах, традиционно загрязняемых азот- и фосфорсодержащими веществами, как правило,

вырабатываются природные формы защиты от перегрузки по биогенным веществам. В качестве адаптационной защиты такие водоемы зарастают камышом и рогозом, активно потребляющими эти биогенные элементы.

Прибрежная часть озера Балатон, например, по причине эвтрофности покрыта бурными зарослями высшей водной растительности (рис. 2.15). В начале 80-х годов из соображений повышения эстетических качеств озера был выкорчеван камыш и рогоз в южной части Балатона, что привело к повышению содержания общего азота и фосфора в воде озера (рисунки 2.16, 2.17) и его бурному цветению. Только через несколько лет (1983–1984 гг.), когда макрофиты были культивированы, ситуация улучшилась. Этот пример полезно помнить при устройстве и эксплуатации прудов доочистки сточных вод, в которых существенно повышается качество очистки при культивировании в них макрофитов.

В сточной воде поступающей на городские очистные сооружения, содержание биогенных элементов обусловлено несколькими причинами:

величиной водопотребления на одного жителя в городе, которая может составлять в среднем от 100 до 500 дм³ на человека;

развитием в городе промышленных производств с повышенным содержанием в сточных водах азота, фосфора (мясокомбинаты, молокозаводы — до 60–100 мг/дм³;



Рис. 2.15. Заросли макрофитов в прибрежной части озера Балатон

химические комбинаты — производство карбамида от 100 мг/дм^3 до 1000 мг/дм^3 аммонийного азота в сточных водах);

величиной потребления жителями разнообразных моющих средств, содержащих детергенты;

степенью канализованности города или поселка.

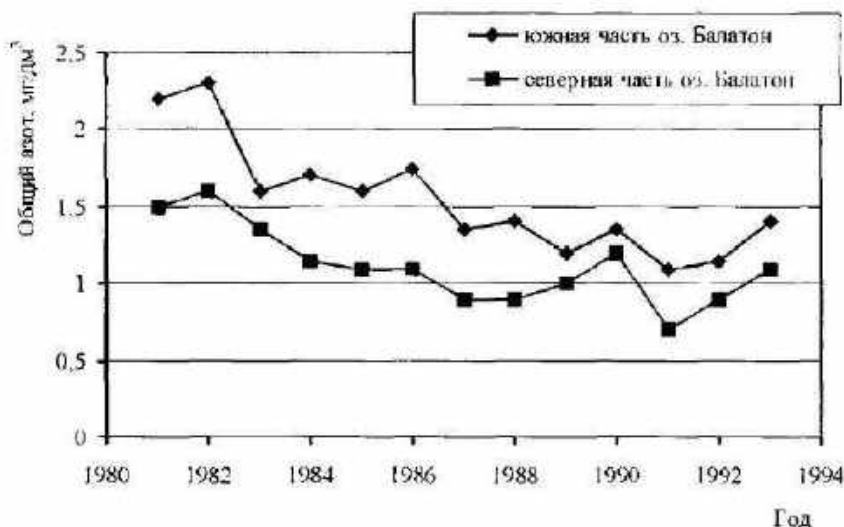


Рис. 2.16. Изменение содержания общего азота после вырубki макрофитов (1980 г.) и их рекультивации (1983 г.) в воде южной части озера Балатон в сравнении с его северной частью, где макрофиты не вырубались

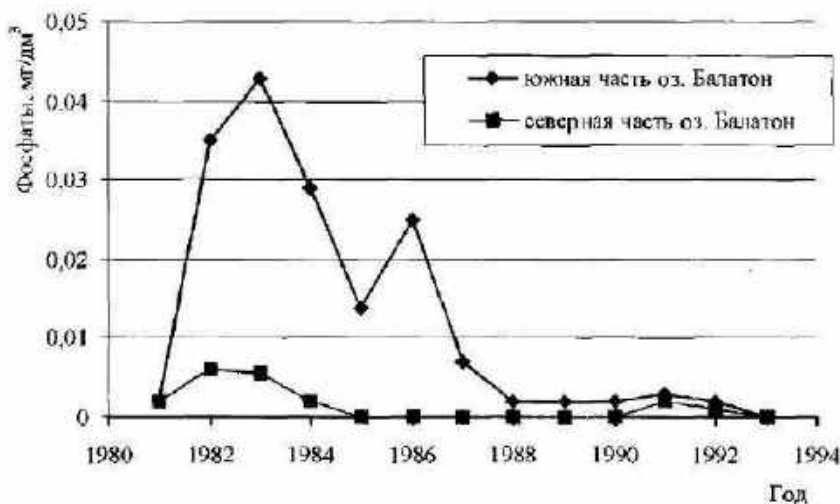


Рис. 2.17. Изменение содержания фосфатов после вырубki и рекультивации макрофитов в воде южной части озера Балатон

Очистка выгребных ям в летнее время дает дополнительные нагрузки по азоту и фосфору на очистные сооружения города (например, в поступающей воде на

сооружения г. Ханты-Мансийска в летний период содержание азота аммонийного составляет от 7 до 155 мг/дм³, нитратов от 0,01 до 6,0 мг/дм³, нитритов до 1,0 мг/дм³, фосфатов от 1,0 до 23 мг/дм³. В зимний период, когда выгребные ямы не очищаются, содержание биогенных элементов в сточных водах сокращается: азота аммонийного от 5 до 10 мг/дм³, нитратов – 0,01, нитритов – 0,2, фосфатов – от 1,6 до 15,0 мг/дм³).

Для каждого типа сточных вод имеется определенное соотношение между содержанием органических загрязняющих веществ, характеризуемых показателем БПК и биогенными элементами (табл. 2.28), которое может быть как низким, так средним и высоким, в зависимости от перечисленных причин, влияющих на содержание этих веществ в сточных водах.

Таблица 2.28¹⁾

Соотношение органических веществ (характеризуемых показателем БПК₅) и биогенных элементов в сточных водах, поступающих на очистку на городские очистные сооружения

Соотношение	Низкое	Среднее	Высокое
$\frac{\text{ХПК}}{\text{БПК}_5}$	1,5-2,0	2,1-2,5	2,6-3,5
$\frac{\text{БПК}_5}{\text{NH}_4}$	3-4	4,1-6	6,1-30
$\frac{\text{БПК}_5}{P_{\text{обн}}}$	10-15	15,1-20	20,1-50

2.4.1.1. Процессы бактериальной деструкции азотсодержащих соединений в условиях сооружений биологической очистки. Перед сооружениями биологической очистки ставится задача глубокого удаления всех форм азотсодержащих веществ, что осуществляется в сложных многостадийных процессах, которые требуют обеспечения различных условий среды.

В сточных водах азот представлен в основном в виде минеральной (NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^-) и органической (аминокислоты, белок тканей организмов, органические соединения) составляющих. Методами химического анализа определяются четыре формы: азот аммонийный, нитриты, нитраты, азот общий или азот по Кьельдалю, который включает азот органический и азот аммонийный (нитриты и нитраты отсутствуют в анализируемой пробе или улетучиваются в процессе пробоподготовки).

В бытовых сточных водах азот – основная часть органических веществ, представляющих конечные продукты метаболизма азота в организме человека. В виде аммиака или мочевины в бытовых сточных водах присутствует 80–90 % всех азотсодержащих веществ. Аммонификация – это бактериальное превращение органических соединений азота в неорганические формы, основной из которых является аммиак, накапливающийся в процессе дезаминирования в результате протеолиза белков растительного и животного происхождения, осуществляемого гетеротрофными гнилостными (аммонифицирующими) бактериями в канализационной сети (рис. 2.18, область I). Кроме аммиака в результате аммонификации образуется фосфор и сероводород. Этому процессу препятствуют низкая температура (менее 10 °С), кислая pH,

¹⁾ Данные таблицы уточняются, буду признательна за представленные сведения.

недостаточное время нахождения сточных вод в системе канализации (что характерно для систем малой канализации¹⁾ из-за незначительной протяженности сетей, а также для канализации выполненной с недостаточным уклоном).

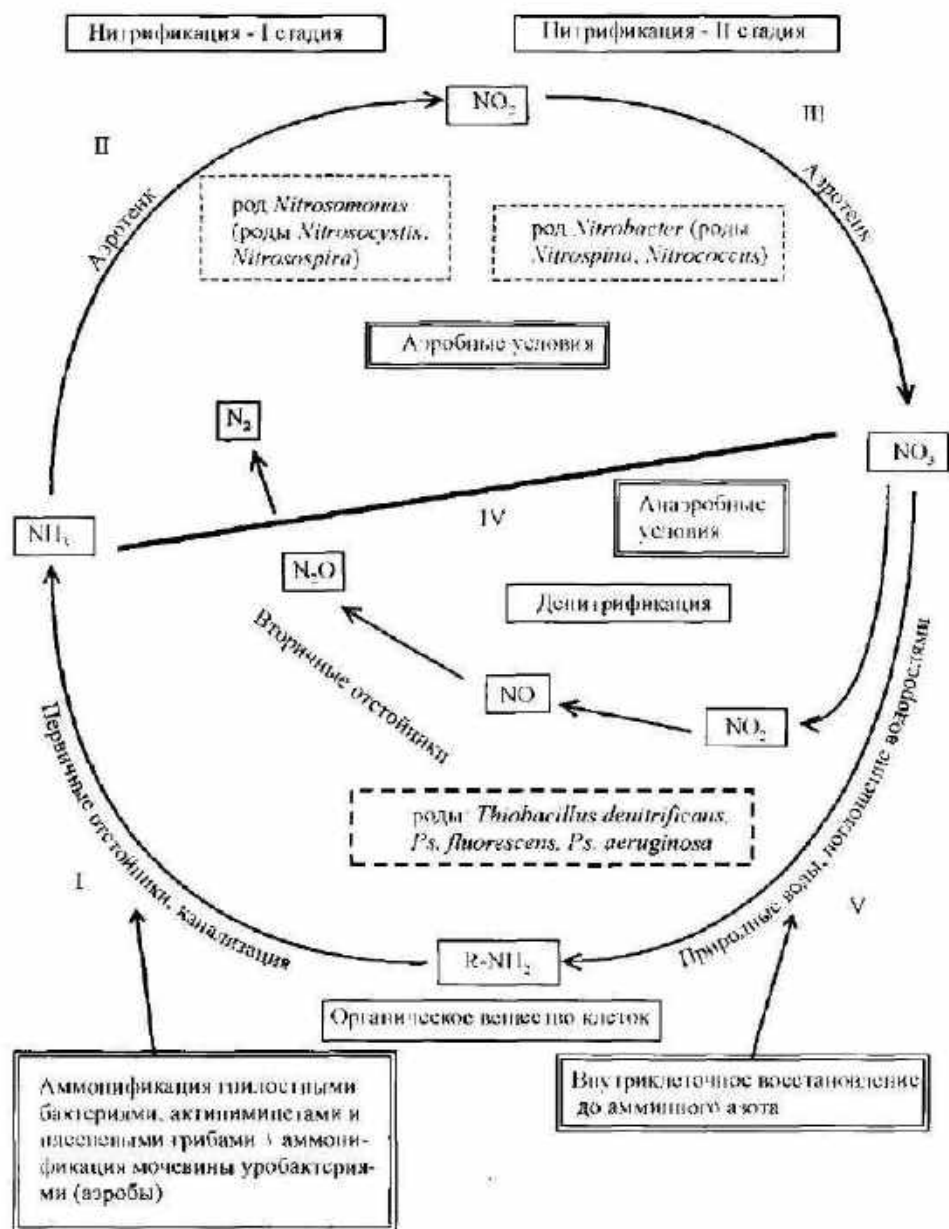
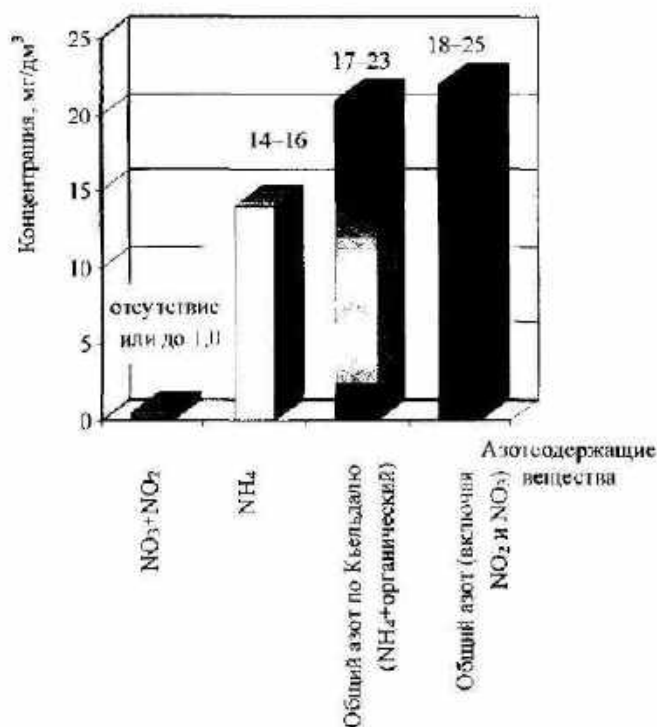


Рис. 2.18. Схема бактериальной трансформации азотсодержащих веществ на сооружениях биологической очистки

¹⁾ Малая канализация — длина коллектора сотни метров, а не 10–20 км как у канализации городов, малый расход водоснабжения (100–200 дм³ на человека) и большой коэффициент неравномерности притока сточных вод (более 1,5).

Короткий путь сточных вод в канализации может быть обусловлен также тем, что промышленные объекты, загрязняющие сточные воды белковыми веществами, находятся в непосредственной близости от городских очистных сооружений, например, так расположены мясокомбинаты в гг. Нижний Новгород, Камышин и др. В таких случаях на сооружения поступает большое количество неразложившихся белковых соединений, да они еще и не учитываются стандартными методами выполнения измерений (при определении аммонийного азота от белка предварительно освобождаются добавкой коагулянтов, а на содержание общего азота в сточных водах в России не установлены нормативы и он, как правило, не измеряется). Результатом неудовлетворительной аммонификации в канализации является неэффективный процесс нитрификации в аэротенках. Поступающие белковые соединения разлагаются с образованием аммонийного азота на сооружениях в анаэробных зонах (которые всегда присутствуют). По этой причине может наблюдаться возрастание аммонийного азота в осветленных, а также в очищенных водах на фоне удовлетворительной нитрификации в аэротенках. Этим объясняется постоянное наличие аммонийного азота в концентрациях 1,0–2,0 мг/дм³ в очищенных сточных водах удовлетворительно работающих очистных сооружений, как бы хорошо не протекал процесс нитрификации в аэротенках.

На рис. 2.19 представлена диаграмма содержания различных форм азотсодержащих веществ, присутствующих в сточных водах, поступающих на низко- и средненагружаемые городские сооружения биологической очистки в обычных условиях.



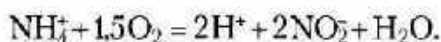
Для городских очистных сооружений можно считать нормой суммарное содержание нитратов и нитритов в поступающих на очистку сточных водах не более 1,0 мг/дм³. Увеличение их содержания сверх данной нормы является признаком промышленного загрязнения. В небольших количествах нитриты, нитраты могут появляться в осветленных водах при наличии преаэрации сточных вод в результате сильного перемешивания в приемных камерах, а также при подаче избыточного активного ила и надиловой воды после сооружений обработки осадка в поток поступающих сточных вод в первичные отстойники.

Рис. 2.19. Содержание различных азотсодержащих веществ в поступающих на очистку сточных водах низко- и средненагружаемых городских очистных сооружений

Рис. 2.19. Содержание различных азотсодержащих веществ в поступающих на очистку сточных водах низко- и средненагружаемых городских очистных сооружений

Основные формы азотсодержащих веществ в поступающих на очистку сточных водах: азот аммонийных солей и органический азот, который в условиях первичных отстойников продолжает трансформироваться в аммонийные соли, если процесс аммонификации не был завершен в канализации (см. рисунки 2.23 и 2.24). Дальнейшая трансформация азотсодержащих соединений протекает в аэротенках в результате процесса нитрификации.

Нитрификация — сложный многоступенчатый процесс. Первая стадия нитрификации, окисление солей аммония в нитриты (рис. 2.18, область II), протекает по уравнению:



Процесс нитрификации осуществляется в результате жизнедеятельности и функциональной активности нитрифицирующих бактерий, которые относятся к хемосинтезирующим автотрофам; присутствие в среде органических соединений пагубно отражается на их развитии, поэтому нитрификация аммонийного азота начинается в аэротенках только после практически полного окисления углеродсодержащих соединений, характеризуемых показателем БПК.

В результате исследований профессора С.Н. Виноградского (1952) было доказано, что органические вещества в водной среде тормозят развитие нитрифицирующих бактерий. Это характерно только для растворов и не наблюдается в почве, так как в ней водорастворимых веществ в значительных количествах никогда не бывает. В лабораторных условиях уже малые концентрации органических веществ задерживают рост и активность нитрифицирующих бактерий, в то же время в природных условиях, в почве, на полях орошения и фильтрации наблюдается интенсивная нитрификация при значительном содержании веществ, характеризуемых показателем БПК. Это объясняется тем, что нитрификаторы не чувствительны к водонерастворимой органике и способны удовлетворительно функционировать в присутствии ее высокого содержания. Только растворенные органические вещества отрицательно действуют на рост нитрифицирующих бактерий и, несколько в меньшей степени, на течение самого процесса при наличии уже имеющихся бактерий. Кроме того, на процессы нитрификации влияют не только микробы, но и их ферменты, в условиях подавления нитрификаторов процесс может продолжаться некоторое время ферментативно. Этими двумя обстоятельствами объясняется периодически встречающаяся нитрификация в аэротенках при достаточно высоком содержании загрязняющих веществ, характеризуемых показателем БПК.

Чувствительность нитрификаторов к растворенной органике создает определенные трудности в обеспечении нитрификации в аэротенках (в отличие от биофильтров, полей орошения и фильтрации), поскольку необходимо предварительное удовлетворительное удаление органических соединений. Угнетение нитрификаторов происходит в большей степени не самими органическими соединениями, а процессом их активного окисления гетеротрофными микроорганизмами, которым нитрификаторы значительно проигрывают в борьбе за растворенный кислород. Чем полнее окислены органические вещества, присутствующие в сточных водах, тем интенсивнее процесс нитрификации в аэротенках. Пока есть избыток органических веществ и интенсивно развиваются гетеротрофные бактерии — конкуренты нитрификаторов за аммиак в

процессах конструктивного обмена, нитрификация подавлена. К тому же гетеротрофные бактерии усиленно поглощают, как уже отмечалось, необходимый нитрификаторам кислород. После того как органические вещества минерализуются, создаются условия для развития бактерий — возбудителей первой фазы нитрификации, которую осуществляют бактерии нескольких родов. Основными из них являются *Nitrosomonas*, *Nitrosocystis*, *Nitrospira*, *Nitrosococcus*, *Nitrosolobus*, *Nitrosovibrio*.

Еще более чувствительны нитрификаторы к неприродной органике (пестициды, гербициды) и к токсикантам: к цианистому калию (Meyerhof, 1917), цианидам (0,65 мг/дм³), фенолу, анилину, окиси углерода, метану, цинку, меди, никелю, ртути, хрому. Практически все тяжелые металлы являются угнетающими нитрификаторов токсикантами в концентрациях, превышающих 5 мг/дм³ (US. EPA, 1977). Имеется в виду их индивидуальное действие, а при сочетании разных металлов, присутствующих в сточных водах (особенно с синергическим действием) эта цифра снижается на несколько порядков. Поэтому для обеспечения нитрификации при значительном содержании в поступающих на очистку сточных водах токсикантов предпочтительна 2-х ступенчатая очистка: а) высоконагружаемые биофильтры; б) аэротенки.

Наиболее благоприятная реакция среды для нитрифицирующих бактерий, обеспечивающих первую стадию нитрификации, находится в интервале pH 7,2–8,6 (по С.Н. Виноградскому предельные значения pH для нитрификаторов находятся в широком диапазоне 5,6–10,3), особенно чувствительны они к сдвигу pH в кислую область.

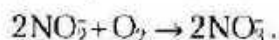
Процессы нитрификации зависят от температуры очищаемых сточных вод. При температуре +9 °С снижается скорость нитрификации (8 °С — минимально допустимая); при температуре +6 °С процесс прекращается полностью (Максимовский, 1961). При прочих, благоприятных для нитрификации условиях, в зимнее время ее активность снижается на 10 %. При температуре более +37 °С скорость нитрификации также снижается в связи с уменьшением содержания в воде растворенного кислорода. В диапазоне температур от 15 до 35 °С нитрификация удовлетворительна и ее интенсивность нарастает с повышением температуры до 35 °С.

В качестве окисляемого субстрата бактерии рода *Nitrosomonas* способны использовать аммиак, мочевую кислоту, гуанин (Кутузова, Трибис, 1989). При этом органическую часть молекулы бактерии не потребляют. Всю энергию, необходимую для процессов жизнедеятельности, бактерии получают, окисляя соли аммония, который выступает при этом в качестве донора водорода.

Нитрификация — достаточно медленный процесс, который еще более замедляется и угнетается при недостатке растворенного кислорода в иловой смеси. Минимально необходимое содержание растворенного кислорода для обеспечения начальной стадии нитрификации должно превышать 1 мг/дм³. Причем требуется не только достаточно высокий уровень растворенного кислорода для обеспечения дыхательной деятельности организмов активного ила, но и тщательное перемешивание иловой смеси в аэротенках, что достигается либо большим количеством подаваемого воздуха, либо совершенной системой аэрации (оптимальное сочетание мелкопузырчатых и крупнопузырчатых аэраторов). На превращение одного миллиграмма аммонийного азота в нитритный затрачивается 2,33 мг растворенного кислорода. Нитриты — продукт

неполного окисления аммонийного азота. Появление нитритов в очищенных сточных водах свидетельствует о том, что основная часть органических веществ уже минерализована (исключение — процессы на полях орошения, где они протекают параллельно) и началась нитрификация.

Вторая стадия нитрификации — образование нитратов начинается только при успешном завершении первой, поскольку избыток аммиака тормозит развитие возбудителей второй фазы нитрификации. Вторая стадия нитрификации (рис. 2.18, область III) заключается в окислении образовавшихся в первой фазе солей азотистой кислоты в соли азотной кислоты. Процесс протекает в соответствии с уравнением:



Осуществляют вторую стадию нитрификации бактерии родов *Nitrobacter*, *Nitrospina*, *Nitrococcus Nitrocystis*, *Nitrospira* (Краткий определитель бактерий Берги, 1980). Единственным субстратом окисления для них являются нитриты. Скорости роста бактериальной биомассы *Nitrobacter* (образование азота нитратов) значительно больше, чем *Nitrosomonas* (образование азота нитритов). Бактерии второй стадии еще более чувствительны к неблагоприятным условиям среды: содержанию растворенного кислорода, *pH*. В кислой среде эти бактерии не развиваются, так как недиссоциированная молекула азотной кислоты для них ядовита. В щелочной среде на них отрицательно влияет недиссоциированный ион аммония. По этой причине бактерии второй стадии нитрификации функционируют в узких пределах нейтральных значений *pH* 7,0–7,6. Нитратпродуцирующие бактерии более требовательны к содержанию растворенного кислорода (при его содержании 3,5 мг/дм³ нитрификация на второй стадии достигает максимальных значений). На окисление 1 мг нитритов до нитратов требуется 3,4 мг кислорода.

Для успешного протекания процесса нитрификации необходимо не только поддерживать в иловой смеси достаточное количество растворенного кислорода, но и подавать в 2–3 раза больше воздуха в начало аэротенка и в регенераторы, чем в другие зоны аэротенков, а также обеспечить удовлетворительный режим удаления ила из вторичных отстойников для предупреждения его залежей и возрастания в нем кислородпоглощаемости.

Однако бактерии второй стадии нитрификации менее чувствительны к токсикантам и воспроизводятся гораздо быстрее, чем бактерии, обеспечивающие первую стадию. Поэтому первая стадия нитрификации по данным причинам чаще бывает лимитирующей. Интенсивность нитрификации прямо пропорциональна численности нитрифицирующих бактерий. При одинаковой температуре скорость роста у бактерий рода *Nitrobacter* примерно на 50 % больше, чем у *Nitrosomonas*. Поэтому избыточное удаление ила из системы, прежде всего, отрицательно повлияет на стадию образования нитритов, а поскольку данная стадия — основная для образования нитратов, то разрушается весь процесс нитрификации.

Для удовлетворительной нитрификации также необходимы низкие нагрузки на активный ил и большой возраст ила (не менее 4–5 сут). За счет большого возраста ила удается сохранять необходимую численность нитрификаторов. Поддержание низкого возраста предполагает более частую отгрузку ила и значительные потери нитрификаторов, которые медленнее восстанавливают свою численность, чем гетеротрофные

бактерии. Поддержание возраста ила свыше 8-ми суток позволяет в нитрифицирующем иле полностью восполнять потери нитрифицирующих бактерий, вымываемых потоком сточных вод и удаляемых при сбросе избыточного ила (Хаммер, 1979).

При нагрузках на ил 400–500 мг БПК₅ на 1 г активного ила нитрификация не обеспечивается. При нагрузках 200–250 мг/г нитраты появляются, особенно летом. При низких нагрузках 100–150 мг/г нитрификация протекает особенно интенсивно, и большая часть азота переходит в нитраты (Методика..., 1977). Существенное влияние нагрузки на наличие и глубину нитрификации объясняется необходимостью предварительного изъятия органических загрязняющих веществ из сточных вод, а также тем, что нагрузки определяют величину нитрификационного потенциала в сточных водах. Нитрификационным потенциалом сточных вод принято считать соотношение значений БПК₅ и общего азота в осветленных сточных водах после первичного отстаивания. В обычных системах очистки, работающих на полное окисление с последующей нитрификацией, нитрификационный потенциал составляет 5–6. При его возрастании интенсивность нитрификации снижается. В системах низконагружаемых аэротенков, обеспечивающих глубокую нитрификацию, а также в двухстадийных последовательных процессах очистки нитрификационный потенциал более благоприятен — он равен 3. Нитрификационный потенциал очищаемых сточных вод определяет благополучие нитрификации (Wastewater engineering, 1991) и уже на стадии проектирования должен учитываться при выборе технологической схемы очистки, поскольку он определяет величину фракции бактерий нитрификаторов в живой биомассе образующегося активного ила (табл. 2.29). Чем меньше фракция нитрификаторов, тем больший возраст активного ила должен поддерживаться для обеспечения удовлетворительной нитрификации. При проектировании очистных сооружений также должна учитываться в расчетах скорость нитрификации, которая составляет в разных условиях от 3 до 10 мг азота на грамм беззольного вещества ила в час (Яковлев, Карюхина, 1980).

Таблица 2.29

Соотношение между нитрификационным потенциалом сточных вод и фракцией нитрификаторов (общая биомасса бактерий активного ила принята за единицу) (по Wastewater engineering, 1991)

Нитрификационный потенциал (БПК/общий азот)	Фракция нитрификаторов	Нитрификационный потенциал (БПК/общий азот)	Фракция нитрификаторов
0,5	0,35	5	0,054
1	0,21	6	0,043
2	0,12	7	0,037
3	0,083	8	0,033
4	0,064	9	0,029

Описанные процессы превращения азота позволяют определить критические факторы для развития нитрификации на действующих сооружениях биологической очистки (табл. 2.30). К ним относятся:

pH, температура очищаемых вод;

содержание водорастворимой легкоокисляемой органики в очищаемых сточных водах и эффективность ее окисления;

- содержание аммонийного азота и белковых соединений в сточных водах;
- аэробность в аэротенках, вторичных отстойниках;
- состав сточных вод (относительное содержание промышленных сбросов, присутствие в них токсичных веществ);
- нитрификационный потенциал в осветленных сточных водах;
- величина нагрузки на активный ил, возраст ила и численность нитрифицирующих бактерий;
- период аэрации в аэротенках и процент регенерации активного ила.

Таблица 2.30

Необходимые условия, обеспечивающие нитрификацию

Воздействующие факторы	Диапазон значений
Допустимая pH	5,6–10,3
Оптимальная pH :	
I фаза нитрификации (NO_2)	7,2–8,6
II фаза нитрификации (NO_3)	7,0–7,6
Допустимая температура, °C	9–35
Оптимальная температура, °C	15–30
Растворенный кислород, mg/dm^3	
минимальное содержание:	> 1,0
оптимальное содержание:	
I фаза	1,8–3,0
II фаза	2,5–3,5
Содержание тяжелых металлов в очищаемых сточных водах, mg/dm^3	Менее 5,0 без учета их сочетательного действия
Наличие других токсикантов	В концентрациях, не ингибирующих процесс
Возраст ила (оптимальный), сут	6–9
Допустимый нитрификационный потенциал	От 0,5 не более 8,0
Оптимальный нитрификационный потенциал	0,5–6,5

Наличие незначительных количеств окисленных форм азота в очищенных водах свидетельствует об удовлетворительно завершенном процессе окисления органики и начавшейся нитрификации. Присутствие NH_4 (более $2,0 \text{ mg/dm}^3$) и NO_2 (в десятых долях единиц) в очищенных водах говорит о недостаточной глубине нитрификации. На сооружениях биологической очистки, обеспечивающих глубокую нитрификацию, в очищенных водах весь азот представлен в основном в форме нитратов, его содержание составляет не менее 5,0–6,0 и может достигать $40,0 \text{ mg/dm}^3$ и более. Нитриты редко достигают десятых долей единиц, даже если их образуется много в результате незавершенного процесса нитрификации, они в значительной степени окисляются в процессе хлорирования и в очищенных водах присутствуют в сотых долях единиц, а аммонийный азот не превышает $1,0 \text{ mg/dm}^3$.

2.4.1.1.1. Причины подавления нитрификации на действующих сооружениях. Проблемы, возникающие при интенсивной нитрификации. На рис. 2.20 представлена

диаграмма содержания различных форм азотсодержащих веществ в очищенных сточных водах для хорошо работающих очистных сооружений в летний период при отсутствии неблагоприятных факторов для нитрификации.

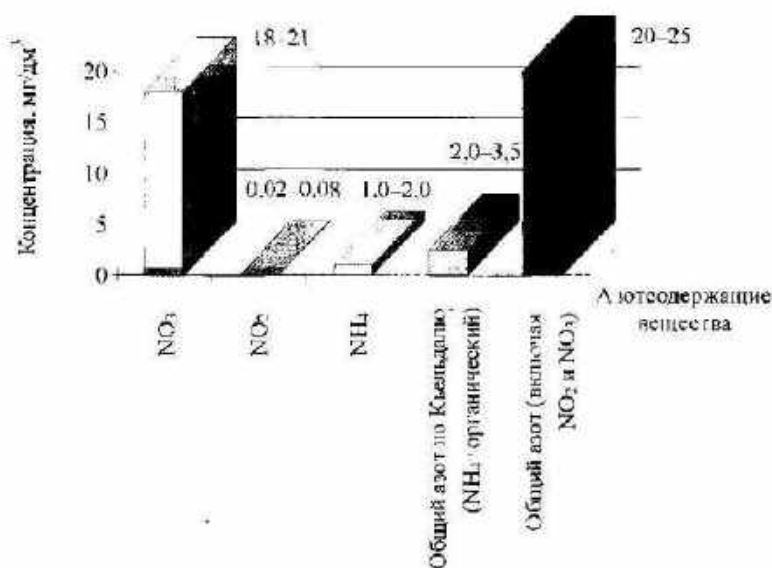


Рис. 2.20. Различные формы азотсодержащих веществ в очищенных сточных водах (низко- и среднезагружаемых городских очистных сооружений) при удовлетворительных условиях нитрификации

Как видно из представленных данных, при удовлетворительно протекающем процессе нитрификации, в очищенных водах значительная доля азотсодержащих веществ представлена азотом нитратов. В неблагоприятных для нитрификации условиях процесс накопления нитратов подавляется. Наиболее распространенными причинами угнетения нитрификации в аэротенках являются высокие концентрации органических загрязняющих веществ, недостаток растворенного кислорода и промышленные плототанги, присутствующие в сточных водах, поступающих на очистку.

Не все сооружения предназначены для очистки сточных вод с нитрификацией. Высокonaгружаемые сооружения с низким возрастом ила, малым периодом аэрации могут обеспечивать незначительную нитрификацию в летний период при хорошей эксплуатации, но это исключение из правил.

Подавляющее большинство сооружений городской канализации в России построены с учетом полного окисления органических загрязняющих веществ с последующей нитрификацией. Основная причина неэффективной работы таких сооружений (при условии их удовлетворительной эксплуатации) — присутствие в очищаемых сточных водах сложноокисляемых загрязняющих веществ, ксенобиотиков и токсикантов.

Рассмотрим влияние сложного состава сточных вод, включающих токсиканты промышленного происхождения на эффективность процесса нитрификации на примере сооружений биологической очистки г. Нижнего Новгорода.

Оценить сложность состава очищаемых сточных вод можно наиболее простым

способом — анализируя соотношение содержащихся в них легко- и сложноокисляемых загрязняющих веществ, характеризуемых показателями БПК и ХПК. При соотношении $\text{БПК}_{\text{max}} : \text{ХПК}$ в поступающих на очистку сточных водах, равном 0,5–0,7 и более, — целесообразно их очищать биологическим способом, снижение этого показателя указывает на увеличение доли инертных к биохимическому окислению и сложноокисляемых веществ. При соотношении $\text{БПК}_{\text{max}} : \text{ХПК}$ в поступающих на очистку сточных водах, равном 0,5 и менее, содержание в них сложноокисляемых веществ превышает допустимый предел для биологической очистки. Такие сточные воды могут быть направлены на сооружения биохимической очистки только после предварительного локального удаления из них загрязняющих веществ физико-химическими методами очистки непосредственно на очистных сооружениях промышленных предприятий.

Эти требования заложены в условия проектирования сооружений биологической очистки. По требованиям СНиП II-32-74 соотношение $\text{ХПК} : \text{БПК}_5$ в поступающих на биологическую очистку сточных водах не должно превышать 2,5 раза, а $\text{ХПК} : \text{БПК}_{\text{max}}$ — 1,5 раза. Эти требования также учтены в методических рекомендациях по приему сточных вод в системы канализации (Методические рекомендации..., 2001).

Однако при проектировании городских сооружений биологической очистки соблюдение этих требований из экономических соображений, как правило, игнорируется, в результате на биологическую очистку поступают сточные воды от всех промышленных предприятий города без предварительного извлечения из них инертных к биохимическому окислению поллютантов. Если промышленность в городе развита, то возникают проблемы с обеспечением удовлетворительной биологической очистки таких сточных вод.

На рисунках 2.21 и 2.22 представлены данные по содержанию в поступающих на очистку сточных водах очистных сооружений гг. Серпухова и Нижнего Новгорода органических загрязняющих веществ, характеризуемых показателями ХПК и БПК_5 . В г. Серпухове в сточных водах превышение ХПК над БПК_5 составляет до 2,5, а в Нижнем Новгороде до 3–4 раз. На сооружениях г. Серпухова процессы нитрификации осуществляются, однако периодически наблюдается их подавленность. На очистных сооружениях г. Нижнего Новгорода в условиях удовлетворительной эксплуатации, при обеспечении всех необходимых условий для поддержания эффективной нитрификации в активном иле постоянно присутствует стойкое гелевое вспухание периодически переходящее в нитчатое. Процессы нитрификации обеспечиваются, но периодически полностью подавляются, что можно рассматривать как отклик биоценоза активного ила на присутствие в очищаемых сточных водах значительной доли инертных к биохимическому окислению загрязняющих веществ и промышленных токсикантов.

В табл. 2.31 представлены результаты гидрохимического контроля качества сточных вод, поступающих на очистку в аэротенки после их первичного отстаивания и очищенных, и данные по накоплению основных токсических веществ непосредственно в активном иле первой очереди очистных сооружений г. Нижнего Новгорода. Как видно из таблицы, накопление тяжелых металлов в активном иле в десятки тысяч раз превышает их содержание в сточных водах. Такое накопление металлов в активном

иле приводит, прежде всего, к подавлению процесса нитрификации, поскольку нитрифицирующие бактерии чрезвычайно чувствительны к неблагоприятному воздействию токсикантов. Эффективность очистки на этих сооружениях (табл. 2.32) довольно высокая по взвешенным и органическим веществам, а процесс нитрификации в аэротенках протекает слабо или отсутствует полностью.

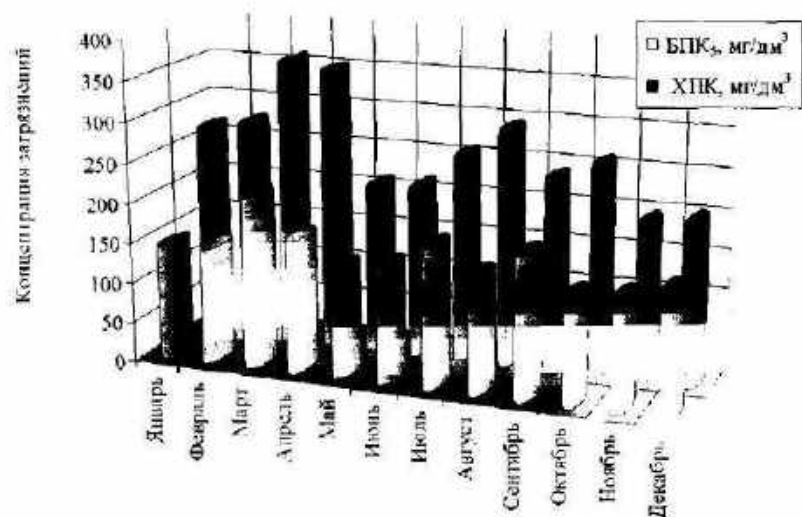


Рис. 2.21. Содержание органических загрязняющих веществ (по показателям ХПК и БПК₅) в поступающих на очистку сточных водах по среднеемесячным данным на сооружениях г. Сердихова

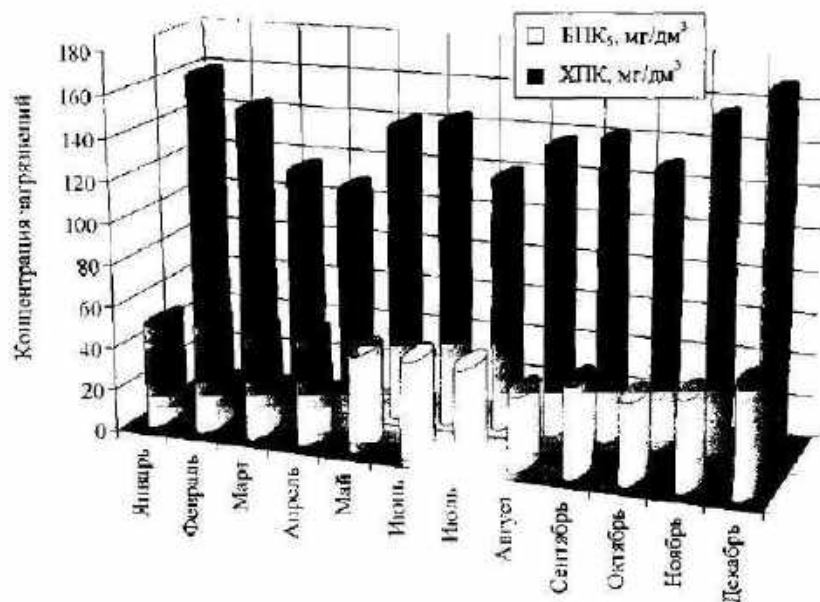


Рис. 2.22. Содержание органических загрязняющих веществ (по показателям ХПК и БПК₅) в поступающих на очистку сточных водах по среднеемесячным данным на сооружениях г. Нижнего Новгорода

Таблица 2.31

Содержание загрязняющих веществ в очищаемых сточных водах
(по среднегодовым данным за 1999 г.) и в активном иле
(единичное измерение) первой очереди сооружений г. Нижнего Новгорода

Определяемые ингредиенты	Сточные воды после первичных отстойников, мг/дм ³	Очищенные сточные воды, мг/дм ³	Активный ил из аэротенков, мг/кг сухого в. в.
XПК	139	38,1	Не определялось
БПК ₅	44,8	2,9	То же
Взвешенные вещества	55,0	7,2	..
Азот аммонийных солей	15,29	9,55	..
Азот нитритов	Не обнаружено	0,11	..
Азот нитратов	То же	1,8	..
Фосфаты	1,69	0,88	..
Хром	0,018	0,0016	..
Медь	0,022	0,0026	528
Цинк	0,129	0,025	2284,6
Пикель	Не обнаружено	Не обнаружено	396,3
Кадмий	То же	То же	13,5
Кобальт	"	"	3,1
Свинец	"	"	85,8
Нефтепродукты	2,22	0,11	Не определялось

Таблица 2.32

Эффективность очистки сточных вод по основным показателям
загрязнения на сооружениях г. Нижнего Новгорода
в ноябре-декабре 1999 г. (среднемесячные данные)

Гидрохимические показатели загрязнения сточных вод, мг/дм ³	Очищенные сточные воды	
	I очередь	II очередь
БПК ₅	4,4	3,0
Взвешенные вещества	7,2	5,8
Азот аммонийных солей	15,36	14,69
Азот нитратов	0,26	0,05

На рис. 2.23 представлена диаграмма, демонстрирующая содержание различных форм азота в сточных водах, поступающих на очистку на сооружения г. Нижнего Новгорода. Сравнение этих данных с данными диаграммы, изображенной на рис. 2.19 позволяет сделать вывод, что сточные воды, поступающие на очистные сооружения г. Нижнего Новгорода, по содержанию в них азотсодержащих веществ не перегружены и соответствуют усредненной норме. Проведенный анализ эффективности трансформации азотсодержащих соединений в марте 2000 г. по всем звеньям очистки выявил характерные особенности происходящих процессов.

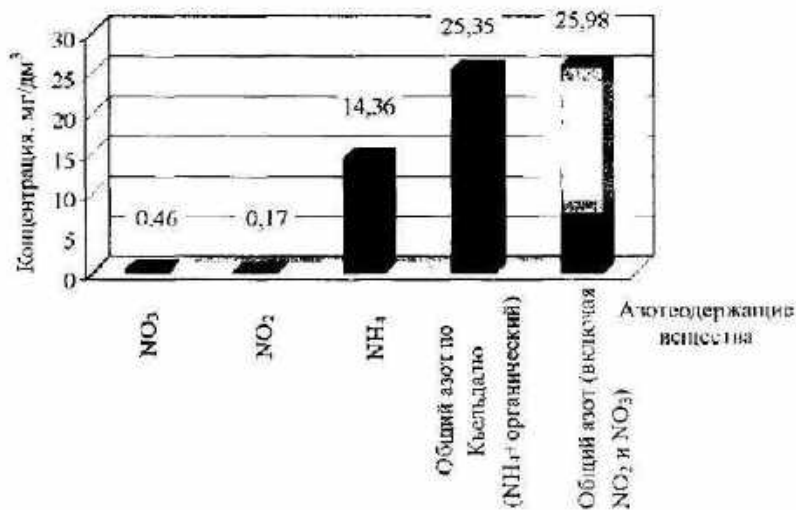


Рис. 2.23. Содержание различных соединений азота в поступающих на очистку сточных водах 1-й очереди сооружений г. Нижнего Новгорода

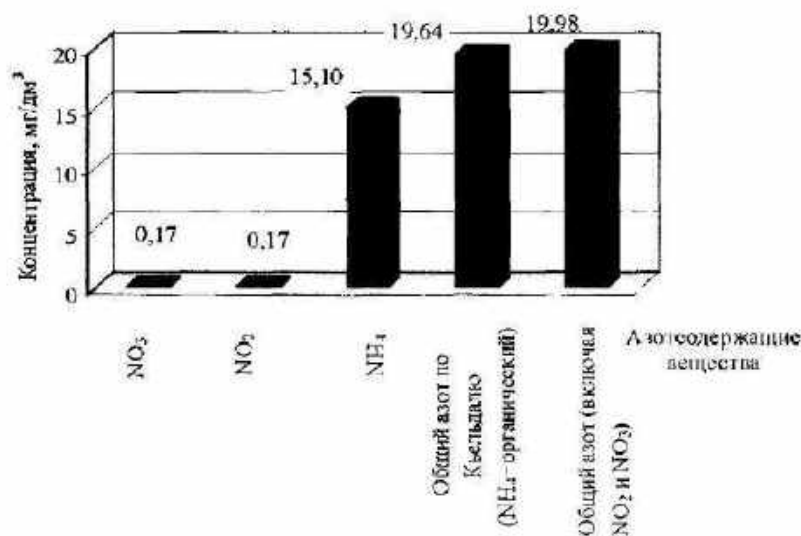


Рис. 2.24. Содержание различных соединений азота в осветленных водах 1-й очереди сооружений г. Нижнего Новгорода

В первичных отстойниках (см. рис. 2.24) наблюдается незначительное повышение аммонийного азота за счет процесса аммонификации белка и снижение органического, а, следовательно, общего азота. Данные по качеству очищенной и даже доочищенной в биологических прудах воде (рисунки 2.25, 2.26) указывают на отсутствие процесса нитрификации в аэротенках и прудах. На рис. 2.27 представлена диаграмма, демонстрирующая эффективность трансформации азотсодержащих органических веществ в обычных процессах биологической очистки при наличии удовлетворительного процесса нитрификации (Челябинские очистные сооружения) и в его отсутствии

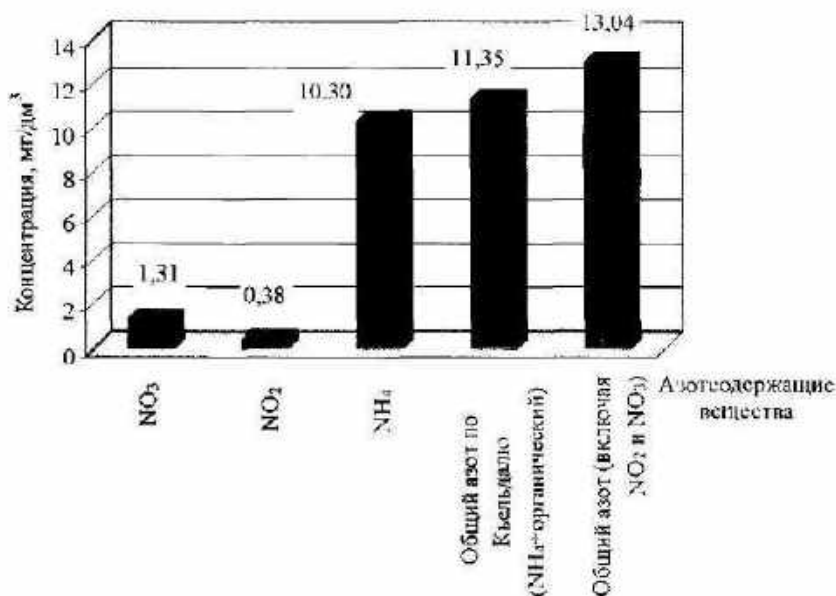


Рис. 2.25. Содержание различных соединений азота в очищенных сточных водах 1-й очереди сооружений г. Нижнего Новгорода

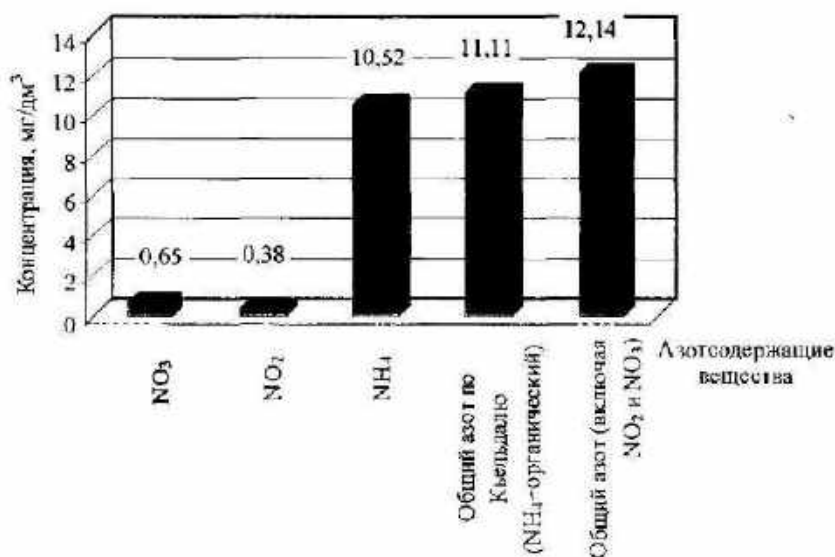


Рис. 2.26. Содержание различных соединений азота в доочищенных сточных водах сооружений доочистки (пруд № 1) г. Нижнего Новгорода

(очистные сооружения г. Нижнего Новгорода). Из представленных данных видно, что наличие инертной к биохимическому окислению и сложноокисляемой органики, низкое содержание органических веществ, регистрируемых показателем БПК

(см. рис. 2.22) в поступающих на очистку сточных водах, накопление токсикантов непосредственно в активном иле практически полностью подавляет процесс нитрификации на очистных сооружениях г. Нижнего Новгорода. Эти данные подтверждаются результатами биотестирования (рис. 2.28), которые выявляют заметное возрастание токсичности сточных вод в процессе очистки, что происходит за счет накопления металлов в возвратном активном иле, увеличения растворимых форм металлов в процессе биохимического окисления и возрастания внутренней токсической нагрузки.

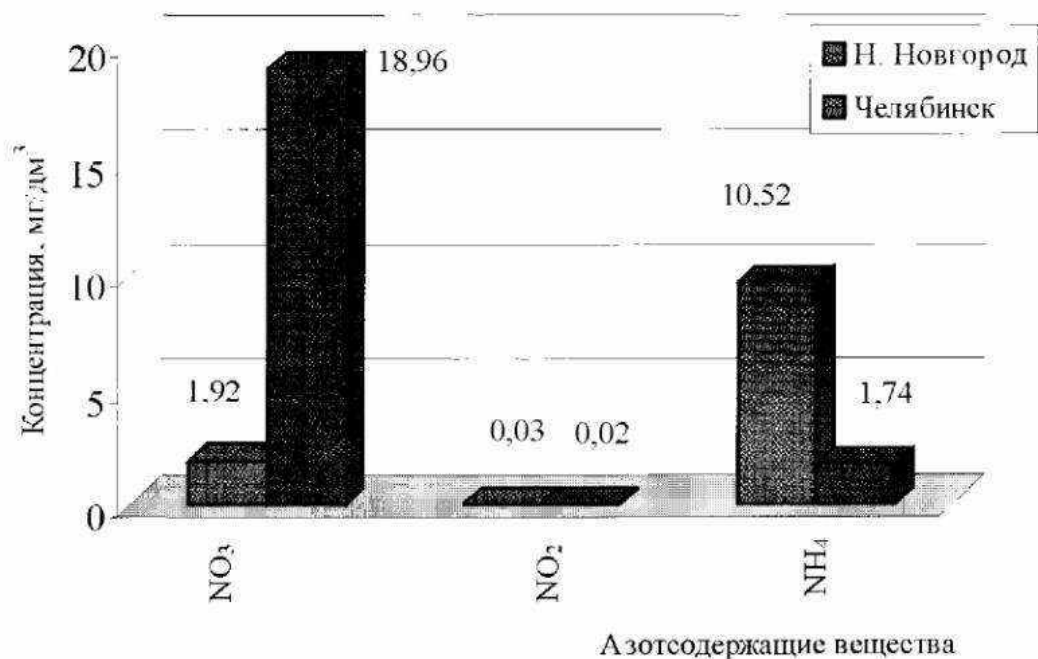


Рис. 2.27. Количество азотсодержащих веществ в биологически очищенной воде: в условиях удовлетворительной нитрификации (о/с г. Челябинска), при ее отсутствии (о/с г. Н.Новгорода) по среднегодовым данным за 1999 г.

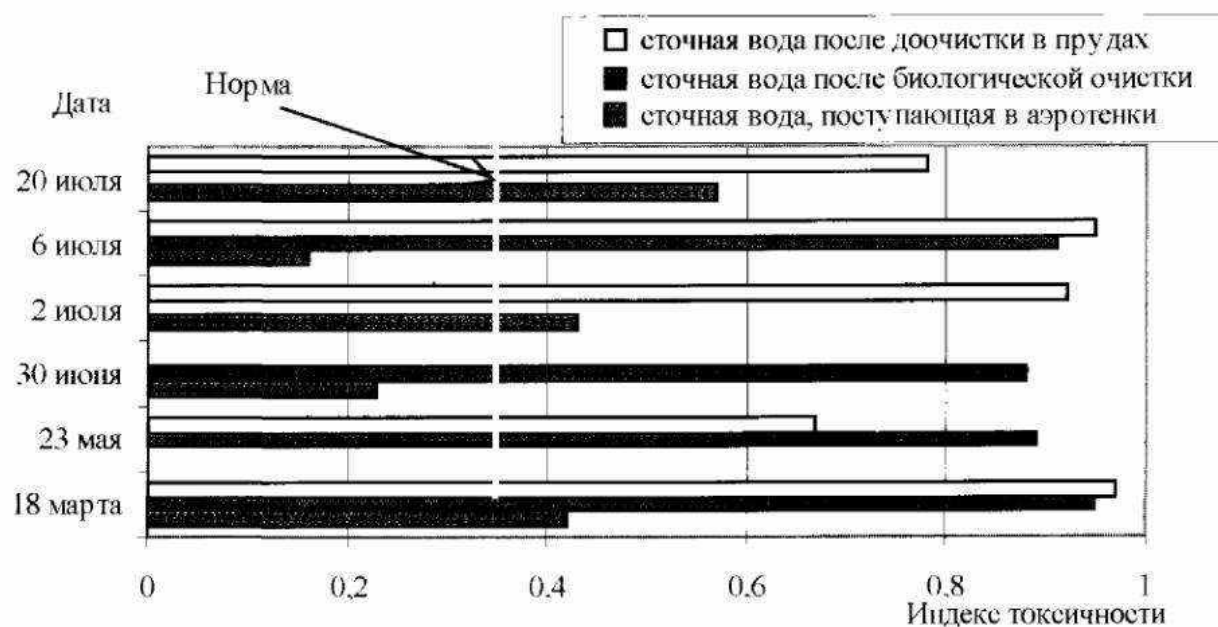


Рис. 2.28. Повышение индекса токсичности сточных вод в процессе биологической очистки о/с г. Н.Новгорода (1999 г.)

Эффективная нитрификация не всегда благоприятный процесс и может приводить к ухудшению качества очищенных сточных вод на сооружениях биологической

очистки, обеспечивающих глубокую нитрификацию, в результате денитрификации во вторичных отстойниках по причине разрывания хлопьев ила газообразным азотом, всплывания на поверхность отстойника и выноса с очищенной водой. Смена температурного режима в летний период усугубляет это явление. Возникает парадоксальная ситуация, при которой чем выше степень очистки и глубже идут процессы нитрификации, тем больше опасность загрязнения водоемов в результате избыточного выноса ила из вторичных отстойников по причине денитрификации.

Падение удельных нагрузок на ил (количество органических загрязнений, выраженное показателем БПК, приходящееся на грамм сухого вещества ила) позволяет повысить эффективность очистки, усилить нитрификацию и провоцирует развитие денитрификации, как, например, это произошло на городских сооружениях г. Северодвинска в результате замены первичных отстойников более совершенной конструкцией и уменьшения поступающих в аэротенки загрязняющих веществ. При работе старых сооружений удельные нагрузки на сооружениях г. Северодвинска составляли 264, а после подключения новых — упали до 200 мг БПК₅ на грамм сухого ила. Такое снижение нагрузок способствовало эффективному удалению органических загрязняющих веществ из сточных вод (табл. 2.33) и интенсивному развитию процесса нитрификации в аэротенках. Качество очистки в аэротенках улучшилось по всем общесанитарным гидрохимическим показателям, а содержание нитратов в очищенной воде достигло 44,2 мг/дм³ (табл. 2.34), что способствовало развитию процесса денитрификации во вторичных отстойниках и ухудшению качества очистки сточных вод за счет выноса всплывающего со дна отстойника активного ила. В микроаэрофильных условиях вторичных отстойников регистрировались последствия денитрификации в зоне отстаивания. По всей поверхности отстойника при увеличении температуры воды более 16 °С появлялись пузырьки газа, затем отдельные, всплывающие вместе с пузырьками, небольшие «островки» ила; в дневное время «островки» быстро укрупнялись и выносились с потоком воды из отстойника, загрязняя очищенную воду.

Таблица 2.33

Сравнительные гидрохимические данные эффективности работы старых и вновь установленных первичных отстойников на сооружениях биологической очистки г. Северодвинска

Место отбора проб	Содержание взвешенных веществ	Содержание органических загрязняющих веществ по БПК ₅
Поступающие на очистку сточные воды, мг/дм ³	179	302
После механической очистки (старая конструкция)	$\frac{114,5 \text{ мг/дм}^3}{36\% \text{ } ^1)$	$\frac{264 \text{ мг/дм}^3}{15,6\%}$
После механической очистки (новая конструкция)	$\frac{82 \text{ мг/дм}^3}{52,5\%}$	$\frac{160 \text{ мг/дм}^3}{47\%}$

¹⁾ В знаменателе указан процент снижения показателя загрязнения.

Таким образом, во вторичных отстойниках при ухудшении аэрационных условий (содержание растворенного кислорода менее 1 мг/дм³) для хорошо нитрифицирующего активного ила, особенно в летний период, в дневное время, когда толща воды хорошо прогревается, могут наблюдаться явления денитрификации (рис. 2.18, область

IV). Процесс денитрификации во вторичных отстойниках, по нашим наблюдениям, провоцируется несколькими факторами:

благоприятный денитрификационный потенциал в сточных водах (соотношение БПК₅ к общему азоту в сточной воде после первичного отстаивания) не менее 3,5 до 8,0 (оптимум 4–6);

наличие и достаточно высокое содержание доноров для образования газообразного азота — нитритов и нитратов (NO₂, NO₃), образующихся в результате эффективной нитрификации в аэротенках;

большой возраст ила;

температура воды (оптимум 10–35 °С) во вторичных отстойниках;

pH (оптимум 7,0–7,5);

концентрация активного ила.

Таблица 2.34

**Качество поступающих и очищенных сточных вод
на сооружениях биологической очистки г. Северодвинска
после установки новых первичных отстойников**

Место отбора проб	Взвешенные вещества	БПК ₅	NH ₄ ⁺	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻
	мг/дм ³				
Поступающие в аэротенки осветленные воды	114,5	155,0	36,2	отс.	отс.
Очищенные воды, поступающие во вторичные отстойники	86,8	54,6 ¹⁾ 8,2 ²⁾	2,0	отс.	44,2

¹⁾ Взболтанная проба.

²⁾ Отстоянная проба.

Денитрификационный потенциал в поступающих в аэротенки сточных водах должен быть не менее 3,5, а при его значении от 4 и выше 6 процесс денитрификации будет идти наиболее эффективно. Денитрификационный потенциал равный двум является неблагоприятным для успешного процесса денитрификации.

Появлению денитрификации во вторичных отстойниках способствует содержание нитратов в очищенной воде (NO₃-N) 5–8 мг/дм³ и выше в летний период при температуре воды 16–25 °С.

Денитрификация осуществляется многоступенчато. В основном ее обеспечивают денитрифицирующие бактерии: *Thiobacillus denitrificans*, *Pseudomonas fluorescens*, *Ps. aeruginosa*, *Nitrococcus*. Нитраты используются микроорганизмами-денитрификаторами как акцепторы электронов. Для их нормальной жизнедеятельности требуются бескислородные условия. Допустимая температура от 5 до 50 °С, оптимальная — 10–35 °С. Диапазон pH 6,0–9,0, наивысших значений эффективность денитрификации достигает при pH 7,0–7,5 (Wagner, 1997).

К токсическому действию поллютантов денитрификаторы менее чувствительны, чем нитрификаторы. При денитрификации выделяется кислород — 2,86 мг при распаде нитратов и 1,73 мг при распаде нитритов на 1 мг азота.

Процесс одновременной нитрификации-денитрификации постоянно присутствует

на всех сооружениях, обеспечивающих глубокую нитрификацию, поскольку всегда имеются анаэробные зоны на разных участках биологической очистки. Кроме того, одновременная нитрификация-денитрификация развивается в крупных хлопьях ила, как показано на рис. 2.29.

На сооружениях биологической очистки сам по себе процесс денитрификации положительный, поскольку позволяет освобождать воду от окисленных форм азота, а сочетанием процессов нитрификации и денитрификации можно снижать содержание неорганического азота на 90 % и общего азота на 80–95 %. Однако денитрификация при обычной схеме очистки происходит в основном во вторичных отстойниках, особенно часто в летний период и сопровождается значительным выносом хлопьев активного ила, чему способствует образующийся газообразный азот в иловой массе на дне вторичных отстойников. Кроме того, свободный азот образуется внутри хлопьев, разрывает их, измельчает, и вынос взвешенных веществ еще более усугубляется, так как рваные хлопья плохо флокулируют и коагулируют во вторичных отстойниках.

Как правило, на сооружениях биологической очистки, обеспечивающих процесс удовлетворительной нитрификации, в летний период увеличивается вынос взвешенных веществ за счет процесса денитрификации во вторичных отстойниках (табл. 2.35).

Из таблицы видно, что при возрастании температуры свыше 19 °С усиливается нитрификация (увеличивается содержание нитратов и снижается содержание аммонийного азота) и одновременно увеличивается вынос взвешенных веществ из вторичных отстойников в 2–4 раза за счет денитрификации.

Явления денитрификации могут наблюдаться во вторичных отстойниках даже на таких очистных сооружениях, которые не предназначены для обеспечения глубокой нитрификации, работающих при довольно низком возрасте (2–5 сут), в летний период, при подъеме температуры воды выше 25 °С. При контроле процесса денитрификации предпочтительно измерять температуру непосредственно в воде вторичных отстойников, так как после 12 ч дня эта малоподвижная толща воды может значительно прогреваться.

В качестве мероприятий по снижению денитрификации во вторичных отстойниках с целью предотвращения выноса ила можно предложить только подавляющие нитрификацию в аэротенках, а именно:

- уменьшить подачу воздуха в аэротенки;
- увеличить нагрузки (снижением рабочей дозы активного ила в аэротенках или более редкой отгрузкой сырого осадка из первичных отстойников);
- увеличить объем отгружаемого избыточного ила с целью повышения потерь нитрифицирующих бактерий и сокращения возраста ила.

Для подавления нитрификации необходимо поддерживать возраст ила ниже 6-ти суток, однако уточнить его оптимальные значения можно только опытным путем.



Рис. 2.29. Нитрификация-денитрификация в разных участках хлопка активного ила

Таблица 2.35

Увеличение выноса взвешенных веществ из вторичных отстойников в весенне-летний период на городских очистных сооружениях г. Троицка

Дата	t, °C	Содержание, мг/дм ³			Взвешенные вещества
		NH ₄ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	
14.01.97	14,8	$\frac{20,3^{1)}}{1,3}$	— ²⁾	$\frac{—}{15,3}$	$\frac{186,2}{3,8}$
21.01.97	15,1	$\frac{12,2}{2,3}$	$\frac{—}{0,12}$	$\frac{—}{9,2}$	$\frac{184,4}{5,6}$
18.02.97	15,3	$\frac{36,1}{1,2}$	$\frac{—}{0,01}$	$\frac{—}{12,3}$	$\frac{175,8}{3,5}$
25.02.97	16,1	$\frac{29,7}{1,0}$	$\frac{—}{0,009}$	$\frac{—}{13,3}$	$\frac{200}{4,0}$
04.03.97	17,0	$\frac{26,8}{1,0}$	$\frac{—}{0,014}$	$\frac{—}{10,2}$	$\frac{196,5}{3,6}$
13.05.97	19,5	$\frac{28,3}{0,3}$	$\frac{—}{0,006}$	$\frac{—}{14,3}$	$\frac{103,4}{7,5}$
03.06.97	23,2	$\frac{18,3}{0,3}$	$\frac{0,07}{0,03}$	$\frac{0,13}{15,3}$	$\frac{82,6}{18,9}$

¹ В числителе — содержание загрязняющих веществ в поступающей на очистку сточной воде; в знаменателе — в очищенной.

² Прочерк означает: не обнаружено.

Чтобы учесть потери соединений азота за счет денитрификации, подсчитывают азотный баланс, суммируя содержание всех соединений, содержащих азот в поступающих на биологическую очистку и очищенных водах. Пример: в осветленных водах NH₄-N содержится 25 мг/дм³, другие формы отсутствуют; в очищенных водах NH₄-N — 2,2 мг/дм³, NO₂-N — 0,1 мг/дм³, NO₃-N — 19,5 мг/дм³, итого в сумме 21,8 мг/дм³, что свидетельствует об удовлетворительном балансе азотсодержащих соединений.

Если при том же содержании аммонийного азота в осветленных водах, в очищенных сточных водах будет представлено: NH₄-N — 2,0 мг/дм³, NO₂-N — 0,5 мг/дм³, NO₃-N — 8,0 мг/дм³, в сумме 10,5 мг/дм³, то следует сделать вывод об отсутствии баланса и наличии больших потерь соединений азота. Допускаются потери во вторичном отстойнике не более 2–3 мг/дм³ при обычном содержании соединений азота в поступающих на очистку сточных водах. Большие потери азотсодержащих соединений свидетельствуют о денитрификации во вторичных отстойниках, что может сопровождаться значительным выносом из них активного ила. Если потери азотсодержащих соединений не сопровождаются ухудшением качества очищенных вод, то можно рассматривать этот процесс удаления окисленных форм азота в результате денитрификации как положительный. Анализировать баланс азотсодержащих соединений на очистных сооружениях без учета общего азота по Кьельдалю можно только в том случае, если в системе канализации (до поступления сточных вод на сооружения биологической очистки) удовлетворительно осуществляется процесс аммонификации

белковых соединений, следовательно, практически весь азот в поступающих на биологическую очистку водах представлен в виде аммиака и аммонийного азота. В противном случае аммонификация белковых соединений будет происходить в анаэробных участках очистных сооружений и тогда баланс азотсодержащих веществ в сточных водах невозможно подсчитать без учета данных о содержании общего азота. Поэтому для получения правильных выводов о процессах превращения азотсодержащих веществ на сооружениях биологической очистки необходим анализ данных, включающих содержание общего азота по Кьельдалю, аммонийного азота, азота нитритов и нитратов по всем звеньям сооружений.

Глубокая нитрификация зачастую сопровождается понижением pH сточных вод в процессе их очистки. В обычных процессах биохимического окисления органических загрязняющих веществ pH очищенных несколько подщелачивается по сравнению с pH поступающих на очистку сточных вод в результате жизнедеятельности организмов активного ила. При глубокой нитрификации с содержанием нитратов в очищенных водах 15,0–30,0 мг/дм³ и более pH несколько снижается, что особенно заметно в летний период, когда процесс нитрификации интенсифицируется повышением температуры. Заметное снижение pH в очищенных водах (на единицу и более) происходит также по причине повышенного содержания азота аммонийного на сооружениях, которые получают дополнительные нагрузки в теплое время года из выгребных ям. Это связано с разрушением щелочности в результате окисления аммонийного азота. Соли аммония обладают физиологической кислотностью (Ковалева, Ковалев, 1987). После потребления аммиака бактериальными клетками в среде накапливаются минеральные анионы:



Степень снижения pH зависит от щелочности среды, обуславливающей выделение или связывание CO_2 . Снижение щелочности подсчитывается из соотношения, по которому один ион аммония связывает два иона бикарбоната. Следовательно, потери щелочности составляют $2 \cdot 51/14 = 7,3$ мг на 1 мг окисленного азота (Яковлев, Карюхина, 1980).

2.4.1.1.2. *Значения нитрификационного и денитрификационного потенциала.* Многократно упоминаемые в предыдущих разделах нитрификационный и денитрификационный потенциал сточных вод полезно рассмотреть на конкретных примерах сточных вод разного состава. Одни и те же сточные воды обладают одновременно как нитрификационным, так и денитрификационным потенциалом и могут при хорошей способности к нитрификации не обладать склонностью к денитрификации и наоборот. Это связано с тем, что нитрификация и денитрификация требуют противоположных окислительных или восстановительных условий. Примеры различного состава сточных вод на очистных сооружениях по значениям нитрификационного и денитрификационного потенциала представлены в табл. 2.36.

Анализ потенциала сточных вод к нитрификации или денитрификации должен проводиться на стадии проектирования, реконструкции очистных сооружений или при разработке мероприятий по повышению эффективности процессов удаления азотсодержащих соединений. Такой анализ позволяет выбрать оптимальное решение для интенсификации процессов удаления соединений азота с учетом качества

конкретных сточных вод и их склонности к нитрификации или денитрификации.

Таблица 2.36

Значения нитрификационного и денитрификационного потенциала сточных вод различного состава

Соотношение содержания БПК ₅ и общего азота в сточных водах после первичных отстойников, $\frac{\text{БПК}_5}{\text{общ. азот}}$	Потенциал	
	Нитрификационный (норма от 0,5 — не более 6,5)	Денитрификационный (норма не менее 3,5 до 8,0)
$\frac{90,0}{25,1} = 3,58$	Хороший	Удовлетворительный
$\frac{110,0}{22,0} = 5,0$	Оптимальный	Оптимальный
$\frac{116,0}{18,7} = 6,2$	Удовлетворительный	Хороший
$\frac{118,0}{23,0} = 5,1$	Оптимальный	Оптимальный
$\frac{160,0}{22,4} = 7,4$	Плохой	Отличный

Рассмотрим значения потенциалов сточных вод для случая в последней колонке (табл. 2.36). Отношение БПК₅ к общему азоту в сточных водах поступающих на биологическую очистку составляет 7,4. Это значение как нитрификационный потенциал слишком высокое, так как оптимальная величина находится в интервале от 0,5 до 6,5. Следовательно для обеспечения эффективной нитрификации при очистке данных сточных вод необходимо предусмотреть повышенный период аэрации, большой возраст активного ила, эффективные конструкции первичных отстойников (для снижения нагрузки на активный ил) и вторичных отстойников (для поддержания максимальной концентрации ила в аэротенках) и т.п.

Значение 7,4 как денитрификационный потенциал отличное, так как для успешной денитрификации чем больше величина отношения БПК₅ к общему азоту, тем лучше. Для обеспечения денитрификации при очистке этих сточных вод потребуются простое перемешивание сточных вод мешалками и добавки небольшого количества осветленных сточных вод в денитрификатор.

Для случая в первой колонке в табл. 2.36 необходимо предусмотреть мероприятия по интенсификации процесса денитрификации, т.е. добавки в денитрификатор восстановителей или ацидофикацию сырого осадка (см. 2.4.1.3.3.); в аэротенках обязательную изоляцию аноксидных и анаэробных зон. Процесс нитрификации для этого случая будет протекать удовлетворительно и не потребует значительной интенсификации стандартных условий, так как нитрификационный потенциал хороший — 3,58.

2.4.1.2. Трансформация соединений фосфора в процессе биологической очистки сточных вод. В природе свободный фосфор не найден, он почти всегда встречается в полностью окисленном состоянии — в виде фосфатов (Корбридж, 1982). Под

термином «общий фосфор» понимают все виды фосфатов, содержащиеся в воде — растворимые и нерастворимые, неорганические (фосфаты, полифосфаты) и органические соединения фосфора (нуклеиновые кислоты, фосфолипиды).

В сточных водах фосфор может присутствовать в разных состояниях: в растворенном, коллоидном и взвешенном. В нерастворимом состоянии фосфор в основном находится на взвешенных частицах в виде труднорастворимых фосфатов (например, многообразные соединения кальция и фосфора, как правило, малорастворимые) и белковых органических веществ. Нерастворимый фосфор, прочно связанный с другими соединениями, присутствующими в сточных водах, абсолютно инертен для биологического процесса очистки и, поступая в водоем в виде устойчивых минералов подобных ортофосфату кальция, не обогащает его фосфором, а захоранивается в донных осадках.

В поступающих на очистку сточных водах основная доля соединений фосфора представлена в виде коллоидной и растворенной форм фосфатов и ортофосфатов и растворенных форм полифосфатов. Фосфаты и полифосфаты гидролизуются в результате биологической очистки в ортофосфаты, а органический фосфор частично переходит в ортофосфаты, частично усваивается активным илом, а частично остается в очищенных водах. Взвешенные формы соединений фосфора частично осаждаются в первичных отстойниках, а частично сорбируются на активном иле.

В биологических процессах, как на сооружениях биологической очистки, так и в водоемах, принимающих сточные воды, участвуют растворимые биологически усваиваемые формы фосфатов. Минеральный фосфор в растворенном состоянии — это ортофосфорная кислота и ее анионы (H_2PO_4^- , HPO_4^{2-} , PO_4^{3-}). Органический фосфор в бытовых сточных водах — это в основном метаболиты человека; полифосфаты органические — это нуклеиновые кислоты; нуклеопротеиды — продукты жизнедеятельности гидробактерий и человека.

Содержание неорганических соединений фосфора в природных водах чаще всего составляет лишь сотые и тысячные доли миллиграммов и обычно в неэвтрофированных водах не превышает 0,2–0,5 мг/дм³.

Растворимый фосфор является основным лимитирующим веществом для развития водорослевого цветения в водоеме, в большей степени воздействующим на процесс эвтрофирования. Поэтому удаление растворимых соединений фосфора из сточных вод перед сбросом их в водоемы является необходимым условием для профилактики цветения водоемов. Установлено, что достаточно удалить из сточных вод один из основных биогенных элементов (азот или фосфор) и цветение в водоеме, куда сбрасываются эти сточные воды, не развивается. С учетом затрат на реализуемую технологию удаления эвтрофирующих веществ, лучше удалять соединения азота, но при промышленном загрязнении сточных вод соединениями фосфора — их удаление должно быть обязательно предусмотрено.

При гидрохимическом контроле трудно разделить общий фосфор на составляющие растворимые, нерастворимые формы органического и минерального фосфора.

В бытовых сточных водах фосфор присутствует в форме фосфатов и ортофосфатов. Для определения ортофосфатов наиболее распространен колориметрический метод по реакции с молибдатом аммония в кислой среде, с образованием комплекса

желтого цвета $(\text{NH}_4)_3[\text{PMo}_{12}\text{O}_{40}]$, который под действием хлорида олова превращается в «молибденовую синь». Концентрацию ортофосфатов определяют по окраске пробы, измеряя ее оптическую плотность с помощью фотоколориметра.

Из всех присутствующих в сточных водах фосфатов в описанную реакцию вступают только ортофосфаты. Для определения полифосфатов их необходимо предварительно перевести в ортофосфаты путем кислотного гидролиза в присутствии серной кислоты.

При анализе фосфатов в гидролизованной пробе определяется сумма ортофосфатов и полифосфатов; концентрация же полифосфатов рассчитывается как разность между результатами анализа гидролизованной (ортофосфаты и полифосфаты) и негидролизованной (ортофосфаты) пробы.

Некоторые органические соединения фосфора могут быть определены только после их минерализации при кипячении с добавлением кислоты и сильного окислителя (например, перекиси водорода). Минерализация переводит в ортофосфаты все, даже труднорастворимые формы фосфатов и дает возможность получить содержание общего фосфора в воде. Но при анализе результативности трансформации фосфора в сточных водах при их биологической очистке результатами анализа на общий фосфор в очищенных водах можно пренебречь, его можно не определять и не использовать процедуру минерализации. Это связано с тем, что труднорастворимые формы фосфора очень устойчивые соединения (подобно костям животных), инертные к биохимическому окислению, при попадании в водоем они депонируются в нем, не загрязняя его и не трансформируются.

В отличие от общего азота, характеристики очень изменчивой в процессе биологической очистки, а, следовательно, важной для анализа, содержание общего фосфора плохо характеризует происходящие процессы его трансформации. Нерастворимый фосфор прочно связан с определенными соединениями, присутствующими в сточных водах (например, фосфат кальция) и в биологических процессах в аэротенках участия не принимает и не трансформируется, поэтому основными информативными показателями для контроля процесса биохимического удаления фосфора на очистных сооружениях являются ортофосфаты и полифосфаты. Нерастворимые формы фосфора находятся во взвешенном состоянии и могут характеризовать только процессы удаления взвешенных твердых частиц в результате очистки. Если взвешенные вещества в результате механической и биологической очистки эффективно удалены, то в очищенных водах содержание общего фосфора в основном представлено фосфатами. Но это справедливо только для сточных вод в отсутствие промышленного загрязнения органическими веществами в виде белков и других фосфорсодержащих веществ.

ПДК полифосфатов (триполифосфат и гексаметафосфат) в воде водоемов, используемых для питьевого, хозяйственно-бытового водоснабжения, для рекреационного водопользования, а также в черте населенных мест, составляет $3,5 \text{ мг/дм}^3$ в пересчете на ортофосфат-анион PO_4^{3-} , лимитирующий показатель вредности — органолептический. Для рыбохозяйственных водоемов ПДК полифосфатов составляет от 0,05 до $0,2 \text{ мг/дм}^3$ в зависимости от трофности водоема.

В бытовые сточные воды 30–50 % фосфора поступает из выделений человека (ежедневное выделение составляет 1,5–2,8 г на душу населения), а 50–70 % — из

сплитических моющих средств (их фосфатных компонентов) и сточных вод различных промышленных производств, таких как мясокомбинаты ($20-60 \text{ мг/дм}^3$), молокозаводы ($5-16 \text{ мг/дм}^3$), пивоваренные, винодельческие заводы. В поступающих на очистку бытовых водах фосфатов в среднем не более 10 мг/дм^3 . В сточных водах, поступающих на городские сооружения биологической очистки, общего фосфора содержится от 6 до 12 мг/дм^3 . Распределение различных форм фосфора в сточных водах, поступающих на городские очистные сооружения, приведено на рис. 2.30.

Содержание фосфатов в сточных водах, поступающих на очистку поселковых и городских сооружений, подвержено колебаниям как по дням недели (использование моющих средств и работа промышленных предприятий), так и по часам суток (суточные пики жизнедеятельности человека). В табл. 2.37 приведены данные по динамике фосфатов в бытовых сточных водах г. Троицка по часам суток и дням недели.

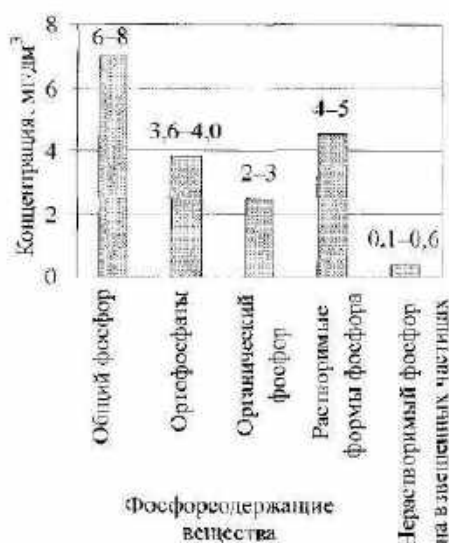


Рис. 2.30. Распределение различных форм фосфора в сточных водах, поступающих на городские очистные сооружения.

Таблица 2.37

Содержание фосфатов (мг/дм^3) в хозяйственно-бытовых сточных водах г. Троицка (общий канализационный колодец жилого массива) в разное время суток

Дата	Часы суток									
	9 ⁰⁰	10 ⁰⁰	11 ⁰⁰	13 ⁰⁰	14 ⁰⁰	15 ⁰⁰	16 ⁰⁰	18 ⁰⁰	20 ⁰⁰	24 ⁰⁰
27.10.92	17,4	15,2	23,0	6,8	5,0	9,0	23,5	9,6	5,6	6,8
28.10.92	23,6	19,0	11,5	6,0	25,4	19,4	14,4	— ¹⁾	—	—
30.10.92	8,0	5,8	10,0	7,0	6,8	2,5	—	—	—	—
2.11.92	11,2	11,4	3,2	5,6	8,8	8,4	—	—	—	—
3.11.92	8,8	7,0	6,4	4,6	7,6	5,6	2,8	—	—	—
4.11.92	11,2	8,8	1,8	3,2	4,6	5,0	5,9	—	—	—

¹⁾ Прочерк означает, что содержание фосфатов не измерялось.

Как уже отмечалось, в бытовых сточных водах фосфор представлен в основном в виде ортофосфатов и полифосфатов. В результате биологической очистки из сточных вод в большей степени изымается легкоокисляемая микроорганизмами растворенная форма ортофосфатов. В обычных условиях в результате биологической очистки удаляется не более 50 % фосфорных соединений (при условии умеренной нитрификации в аэротенках). При этом отношение минерального фосфора к общему в поступающих на очистку водах составляет 0,3–0,6 (доля минерального фосфора от 30 до 60 %) и

значительно возрастает в биологически очищенных водах до 0,7–0,9 (от 70 до 90 %). Однако если на сооружениях применяется технология обезвоживания осадка, то практически весь удаленный биологическим способом фосфор возвращается в очищаемые сточные воды, так как он попадает в надилловые воды, которые направляются в первичные отстойники. В очищенных водах городских очистных сооружений содержание фосфатов колеблется в пределах 1,5–5,0 мг/дм³ и более.

На рис. 2.31 представлена схема трансформации всех соединений фосфора в процессе биологической очистки, которую рассмотрим подробно. В канализацию с бытовыми сточными водами поступают минеральные и органические соединения фосфора, причем до 50–70 % в них составляют ортофосфаты, до 15 % нерастворимый фосфор на взвешенных частицах, большая часть которого улавливается в первичных отстойниках.

В аэробных условиях аэротенков полифосфаты и ортофосфаты усваиваются организмами активного ила, а растворенные формы органического фосфора минерализуются в ортофосфаты при помощи бактерий *Moraxella*, *Artrobacter*, *Bacteria subtilis* и т.п.

Определенные группы бактерий активного ила обладают способностью накапливать в своих клетках (в полифосфатных гранулах, так называемых зернах волютина) растворенные формы фосфора, т.е. откладывать в запас для последующего потребления. Таким образом, эти бактерии способны потреблять фосфора больше, чем его требуется на прирост биомассы и энергетические потребности. В литературе в основном при описании фосфорнакапливающих бактерий упоминается *Acinetobacter*, однако таких бактерий в активном иле довольно много, это широко распространенные роды: *Pseudomonas*, *Aerobacter*, *Beggiatoa*, *E.coli*, *Aeromonas*, *Zoogloea ramigera*, так и реже встречающиеся: *Klebsiella*, *Enterobacter*, *Moraxella*, *Mycobacterium* и многие другие.

Кроме того, установлено, что нитрифицирующие бактерии также способны накапливать полифосфаты в составе метахроматиновых гранул. Все указанные бактерии отличаются от других микроорганизмов активного ила тем, что накопление соединений фосфора в их клетках составляет довольно значительную величину — 1–3 % сухой массы тела. Так, *Acinetobacter calcoaceticus* накапливает в аэробных условиях 0,4–0,5 ммоль/г сухой массы клетки за 1 ч и в анаэробных условиях выделяет за 1 ч 0,015 ммоль/г сухой массы клетки (Henze et al., 1996). За счет депонирования полифосфатов в клетках активного ила из сточных вод изымаются растворимые соединения фосфора. Причем, в обычных условиях полной биологической очистки с последующей нитрификацией, если нитрификация не глубокая ($\text{NO}_3\text{-N}$ не более 5–6 мг/дм³), за счет потребления фосфатов бактериями в аэротенках удаляется 10–30 % растворенных форм фосфора. При понижении pH сточных вод повышается растворимость фосфатов, и усиливаются оба процесса: изъятие и накопление в иле и осаждение на нем в результате биофлокуляции, что позволяет достичь в процессе биологической очистки 50 % удаления соединений фосфора.

Однако если в аэробных условиях аэротенков эти бактерии накапливают фосфор, то в анаэробных условиях вторичных отстойников активно выделяют его в воду (см. рис. 2.31) в результате биохимического процесса, который будет рассмотрен далее. Способностью фосфорнакапливающих бактерий выделять фосфор в полуанаэробных условиях вторичных отстойников объясняется (практически всегда присутствующее)

увеличение содержания фосфатов в очищенных водах на тех сооружениях, где обеспечивается хорошая нитрификация, а, следовательно, удовлетворительная аэробная стадия, которая способствует накоплению в клетках ила фосфора. Причем, чем эффективнее нитрификация в аэротенках, тем больше накапливается фосфатов в клетках активного ила, и тем больше они его отдадут во вторичных отстойниках.

Остальное количество нерастворимых соединений фосфора улавливается активным илом в результате биосорбции, накапливаясь в избыточном активном иле и с выносом взвешенных веществ из вторичных отстойников попадает в природный водоем, депонируясь в донных осадках.

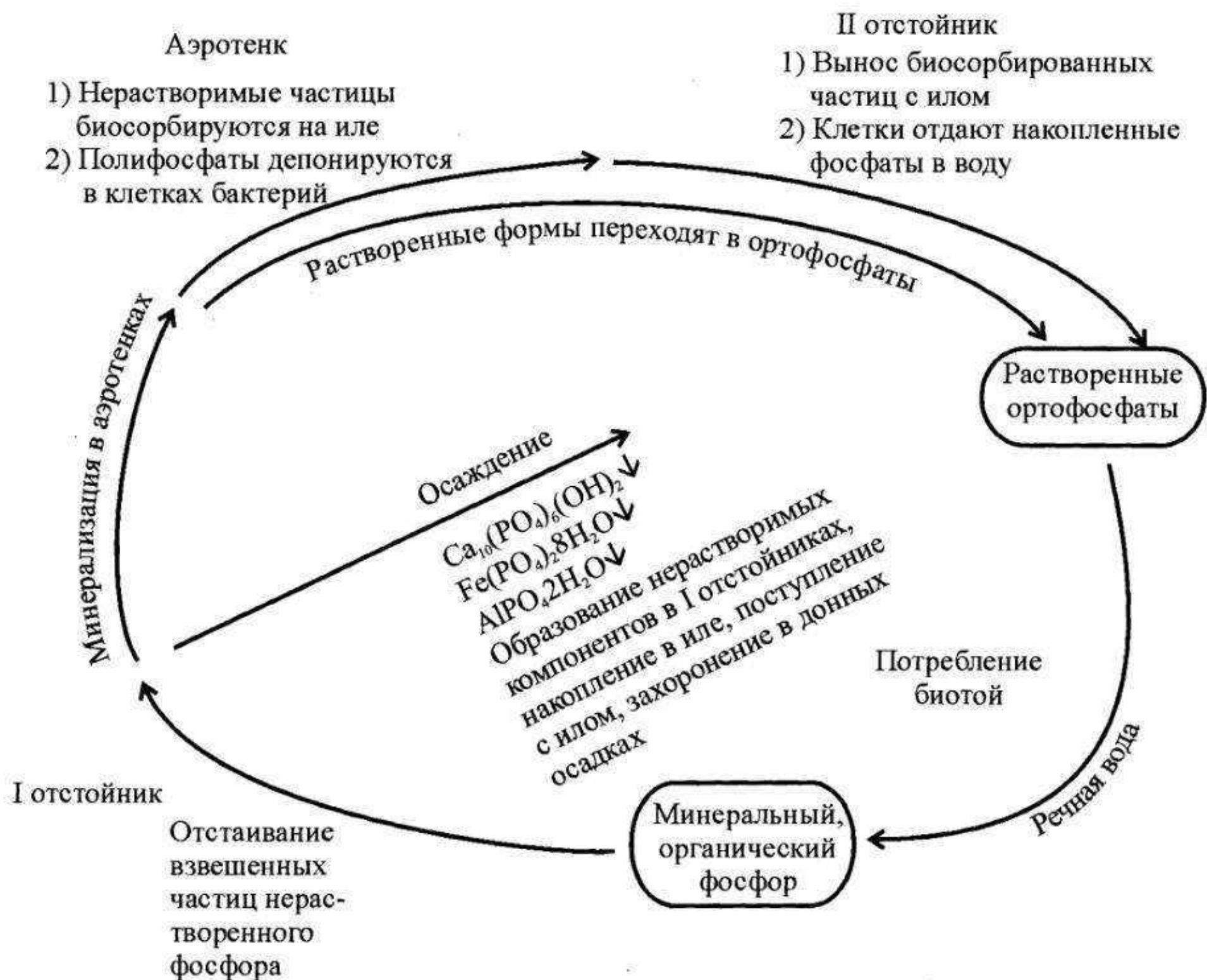


Рис. 2.31. Схема процессов трансформации соединений фосфора на сооружениях биологической очистки

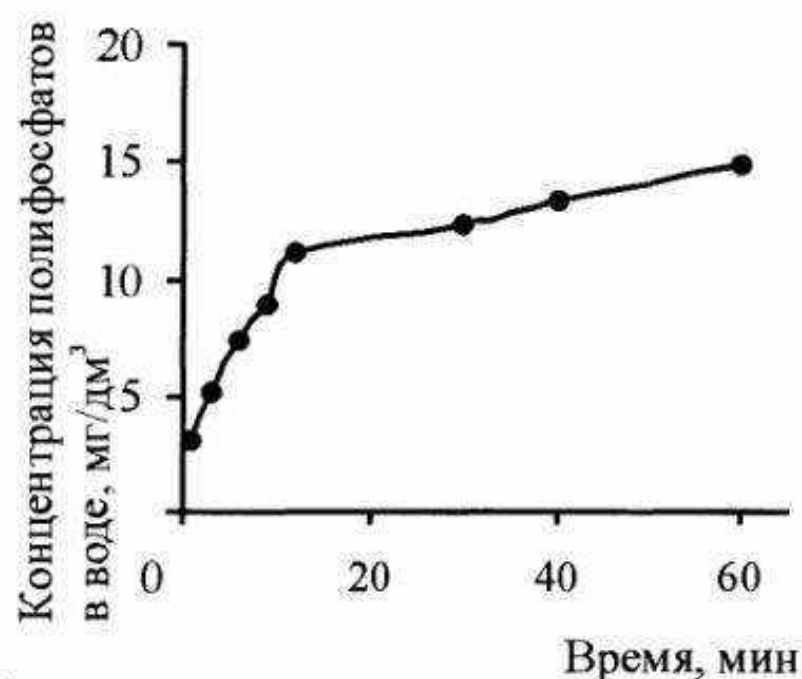
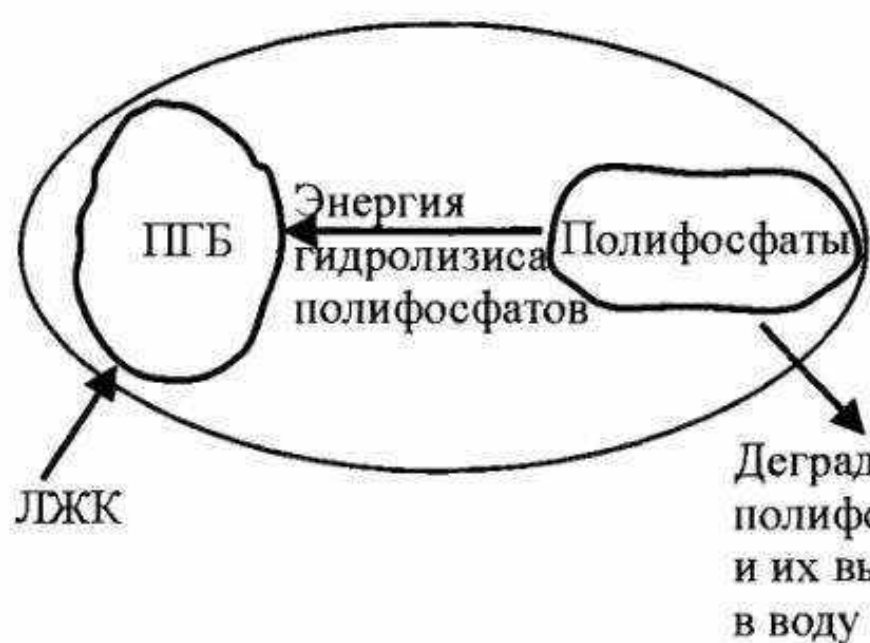
В процессе биологической очистки в аэротенках при определенных значениях pH и при наличии ионов Ca^{2+} , Mg^{2+} , Fe^{3+} , Al^{3+} происходит процесс дополнительного изъятия фосфора, путем образования нерастворимых компонентов $\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6(\text{OH})_2 \downarrow$; $\text{Fe}(\text{PO}_4)_2 \cdot 8\text{H}_2\text{O} \downarrow$; $\text{AlPO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O} \downarrow$ и т.д. (см. рис. 2.31).

Механизм накопления фосфора в клетках бактерий и последующей его отдачи в воду сложен, но его понимание чрезвычайно важно для управления процессом удаления соединений фосфора из сточных вод при сочетании анаэробных и аэробных условий в биологических реакторах, поэтому мы рассмотрим его подробно.

На рис. 2.32 схематично представлены процессы, происходящие в клетках

бактерий *Acinetobacter*¹⁾ в анаэробных и аэробных условиях, и изменяющееся при этом содержание фосфатов в сточных водах.

а. Анаэробная стадия



б. Аэробная стадия

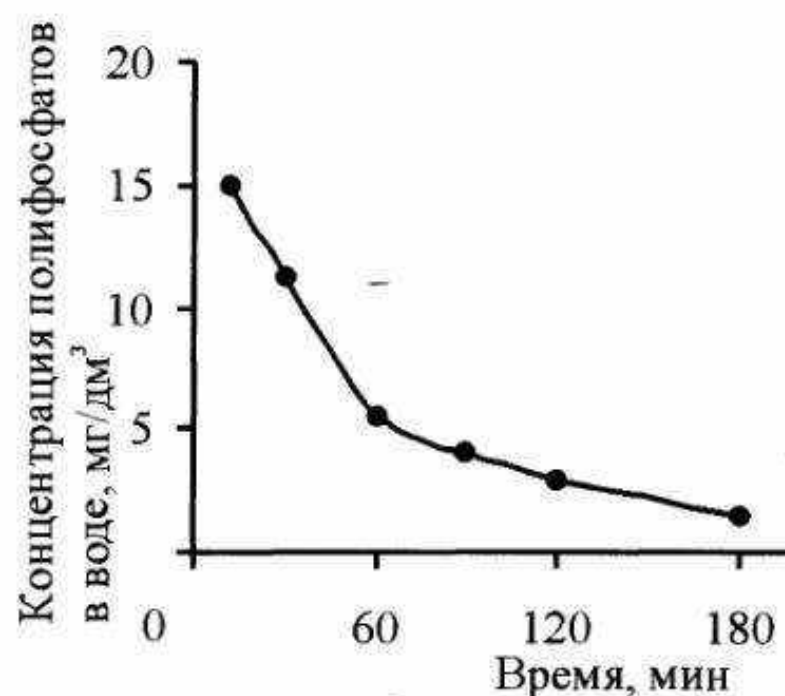


Рис. 2.32. Процесс накопления и отдачи полифосфатов в воду клеткой *Acinetobacter* при смене анаэробных (а) и аэробных (б) условий

Организмы активного ила, способные накапливать внутриклеточно в гранулах волютина ортофосфаты, полифосфаты и связанный органический фосфор, используют его как энергетический резерв, расходуемый на потребление субстрата в анаэробных условиях. Эти бактерии в анаэробных условиях потребляют простые легкоокисляемые органические субстраты, например, летучие жирные кислоты (среди которых излюбленная уксусная кислота) и запасают их внутри клетки в виде полигидроксиалканатов (наиболее распространен поли- β -гидроксибутират (ПГБ)), что сопровождается внутриклеточной дегградацией накопленных в аэробной стадии соединений фосфора (рис. 2.32 а).

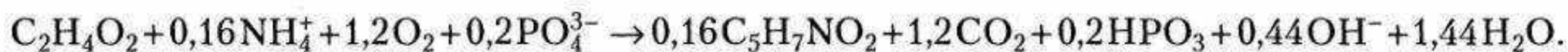
Энергия дегградации (гидролизиса) фосфатов расходуется на накопление и потребление легкоокисляемой органики, клеточный синтез и транспортный перенос в процессе дыхания в анаэробных условиях. Эти процессы сопровождаются отдачей накопленного клеткой фосфора в воду.

Результат успешно протекающей анаэробной стадии: накопление запаса органики

¹⁾ *Acinetobacter* — палочковидная бактерия, приобретающая сферическую форму в стационарной фазе роста.

в клетках и стимуляция у бактерий «жадного» потребления фосфатов в последующей аэробной стадии. Таким образом, потребление фосфатов сверх нормального уровня вызывается у факультативных аэробов их предварительным стрессированием в анаэробных условиях.

При попадании бактерий в аэробную стадию накопленный субстрат в виде полигидроксиалканатов начинает потребляться как источник углерода на питание и прирост биомассы бактерий, что сопровождается выделением углекислого газа и воды и повышенным потреблением из окружающей среды фосфатов (рис. 2.32 б), которые откладываются в клетках в полифосфатных гранулах по следующему уравнению (Henze et al., 1996):



На вышеописанной цикличности накопления и использования энергии накопленных соединений фосфора в клетках бактерий основана технология глубокого изъятия из сточных вод соединений фосфора при сочетании анаэробных и аэробных стадий биологической очистки.

Запасы фосфора в клетках бактерий могут достигать одной пятой части от запасов азота в благоприятных и сокращаться до одной тридцатой части в неблагоприятных для накопления фосфатов условиях.

Поддержание условий для благоприятного протекания анаэробного процесса, — наличие восстановителей и полное отсутствие кислорода (даже химически связанного), — играет решающую роль в дефосфотации.

Экспериментально можно установить эффективность накопления соединений фосфора в активном иле в аэробной стадии, основываясь на способности фосфор-накапливающих бактерий в анаэробных условиях отдавать накопленный фосфор в окружающую их воду, а в последующей аэробной стадии активно его потреблять, освобождая тем самым очищенную воду от фосфатов (рис. 2.33).

На действующих сооружениях биологической очистки достаточно часто наблюдается эффект повышения содержания соединений фосфора в очищенной воде. Причины этого явления разнообразны, и чтобы их правильно установить, необходим тщательный контроль технологических процессов на каждой стадии очистки, а также анализ полученных результатов измерений гидрохимического качества очистки (при условии, что исключены ошибки пробоотбора и подготовки проб к анализу, что особенно важно при определении соединений фосфора).

Каковы основные причины повышения фосфора в биологически очищенной воде? Прежде всего, это, как уже подробно рассматривалось, отдача клетками ила фосфатов в условиях вторичных отстойников в окружающую активный ил воду, если этому предшествовал процесс удовлетворительной нитрификации в аэротенках.

На сооружениях биологической очистки, где не обеспечивается глубокая нитрификация азотсодержащих загрязняющих веществ, и количество азота нитратов не превышает 5–6 мг/дм³ (табл. 2.38) содержание фосфатов в очищенных водах, как правило, не увеличивается и они удовлетворительно удаляются. Эффективность их удаления может достигать 50 % и более (табл. 2.39).

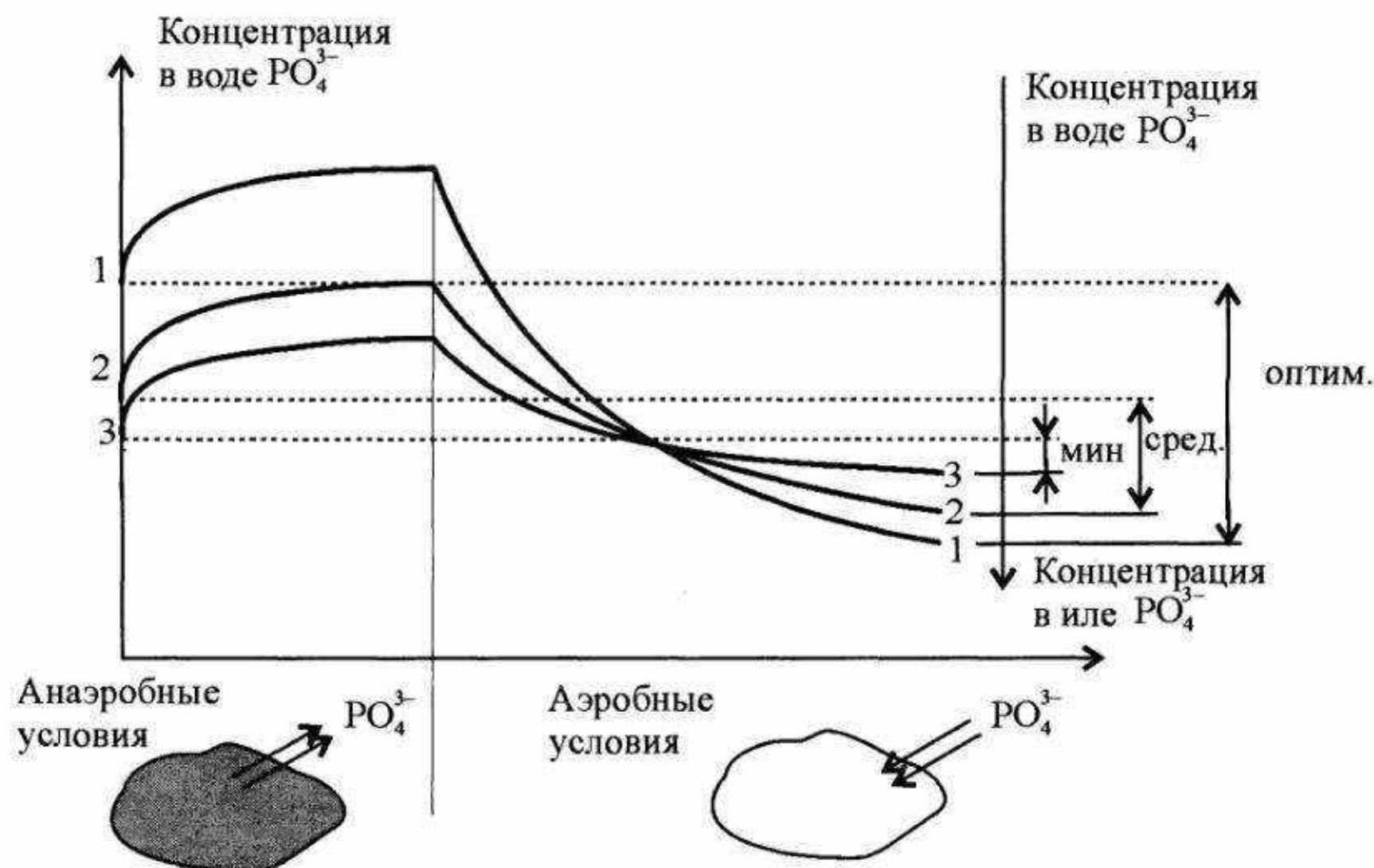


Рис. 2.33. Изъятие фосфора при смене анаэробных-аэробных условий (приводится по тексту Национального доклада Германии на семинаре по удалению биогенных элементов из сточных вод 4–6 сентября 1989 г., Финляндия)

Таблица 2.38

**Интенсивность нитрификации на сооружениях биологической очистки
г. Муром (характерные значения азотсодержащих веществ, мг/дм³,
январь-февраль 1999 г.)**

Место отбора проб сточных вод	NH ₃ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N
Поступающие на очистные сооружения	8,22	0,172	0,16
В конце аэротенков	4,25	0,34	2,66
После вторичных отстойников	0,78	0,061	3,36
Очищенные перед сбросом в водоем	0,71	0,18	3,57

При более глубоком процессе нитрификации за счет продолжительной аэробной стадии на сооружениях биологической очистки удаление фосфатов становится более проблематичным, и их содержание в очищенных сточных водах практически не уменьшается (табл. 2.40).

При эффективной нитрификации, когда содержание нитратов в очищенных водах повышается до 7,0–18,0 мг/дм³ и более, содержание фосфатов в них увеличивается до 6–8 и более мг/дм³ (табл. 2.41). Процессы нитрификации и дефосфотации как бы противоречат друг другу в обычных условиях биологической очистки. Чем интенсивнее нитрификация, тем больше фосфатов накопится в клетках бактерий, и тем больше бактерии их отдадут в очищенную воду в анаэробных условиях вторичных отстойников.

Кроме того, содержание фосфатов в очищенных водах может возрасти за счет разрушения клеток активного ила, например, в илоуплотнителях, а также при голодании и самоокислении активного ила, когда его клетки отдают накопленный фосфор в окружающую воду, например, в минерализаторах. Эти процессы наглядно демонст-

рируются качеством надиловой воды на сооружениях обработки осадка (таблицы 2.42, 2.43).

Таблица 2.39

**Содержание фосфатов (мг/дм³) в сточных водах на сооружениях г. Муром
(январь-февраль 1999 г.)**

Поступающие на очистные сооружения	В конце аэротенков	Очищенные после вторичных отстойников
3,2	0,39	0,35
2,7	0,37	0,34
2,2	0,72	0,7
3,9	0,62	0,58
3,1	1,56	1,32
3,0	0,79	0,53
2,2	0,9	0,7
3,0	0,86	0,9
2,1	1,7	1,63
2,2	0,28	0,84
2,4	1,2	1,28
3,3	1,3	1,0
2,8	1,37	0,71
2,6	1,25	1,3
2,9	1,44	1,16
2,0	1,16	1,42

Таблица 2.40

Эффективность удаления азотсодержащих загрязняющих веществ и фосфатов (мг/дм³) на сооружениях г. Челябинска, 1999 год ¹⁾

Место и время отбора проб сточных вод	NH ₃ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	PO ₄
1	2	3	4	5
Поступающие на очистку сточные воды				
Январь	14,1/16,3	Не обнаруж.	Не обнаруж.	4,9
Февраль	14,2/18,6	То же	То же	4,2
Март	15,7/19,3	– “ –	– “ –	4,8
Апрель	15/9	– “ –	– “ –	4,3
Май	15,5	– “ –	– “ –	4,0
Июнь	15,4	– “ –	– “ –	5,9
Июль	15,0/21,1	– “ –	– “ –	6,2
Август	16,7	– “ –	– “ –	4,9
Сентябрь	12,8/16,0	– “ –	– “ –	4,6

Окончание таблицы 2.40

1	2	3	4	5
Осветленные после первичных отстойников сточные воды				
Январь	13,7/15,1	Не обнаруж.	Не обнаруж.	4,4
Февраль	14,9/15,1	То же	То же	4,2
Март	16,2/18	– “ –	– “ –	4,7
Апрель	15,1/17,5	– “ –	– “ –	4,0
Май	15,5/16/9	– “ –	– “ –	3,8
Июнь	14,5	– “ –	– “ –	5,2
Июль	14,5/19,6	– “ –	– “ –	6,1
Август	12,7/17	– “ –	– “ –	4,4
Сентябрь	12,8/17,5	– “ –	– “ –	4,0
Очищенные сточные воды перед сбросом в водоем				
Январь	1,25	0,06	11,9	4,1
Февраль	1,25	0,05	11,9	4,2
Март	1,38	0,06	11,1	4,7
Апрель	1,98	0,08	11,0	3,7
Май	1,58	0,11	11,9	3,0
Июнь	1,8	0,11	11,8	4,3
Июль	1,7	0,07	11,5	5,2
Август	1,18	0,05	9,3	3,6
Сентябрь	2,5	0,05	7,8	2,5

¹⁾ Минимальные (в числителе) и максимальные (в знаменателе) или среднемесячные значения.

Таблица 2.41

Содержание фосфатов (мг/дм³) в очищаемых сточных водах после различных звеньев биологической очистки на сооружениях г. Троицка

Место отбора проб сточных вод	Дата отбора пробы			
	27.10.92	28.10.92	3.11.92	18.05.99
Поступающие на очистку	8,0	8,4	7,0	6,1
После осветления в первичных отстойниках	8,0	8,8	6,5	9,1
Очищенные после вторичного отстаивания	9,6	9,0	8,6	9,1

Таблица 2.42

Содержание фосфатов (мг/дм³) в надиловой воде на сооружениях обработки осадка о/с г. Троицка, 1992 г.

Место отбора проб	Дата отбора пробы		
	1.12.99	9.12.99	23.12.99
Дренажные воды после илоуплотнителя	26,4	20,8	27,2
Надиловы воды после минерализатора	60,0	36,4	36,0

Как видно из табл. 2.43, в аэробных условиях минерализатора активизируется

процесс нитрификации (содержание азота нитратов достигает 82,8 мг/дм³) и фосфор также накапливается в надилловых водах за счет активной отдачи его клетками голодающего ила. В илоуплотнителях разрушающиеся клетки ила отдают значительные количества накопленного аммонийного азота и фосфора в надилловые воды.

Таблица 2.43

Содержание фосфатов и соединений азота (мг/дм³) в надилловых водах после различных сооружений обработки осадка на очистных сооружениях г. Челябинска в 1997, 1998 гг.

Время отбора пробы	NH ₄ -N	NO ₃ -N	PO ₄
Надилловые воды после илоуплотнителя			
Январь 1997 г.	29,3	0,43	166
Февраль 1997 г.	27,1	0,4	206
Май 1997 г.	28,6	0,37	115,5
Надилловые воды после минерализатора			
Январь 1997 г.	1,7	68,2	44
Февраль 1997 г.	3,1	49,2	40
Май 1997 г.	0,34	56,1	42,9
Август 1997 г.	0,5	82,8	63,6
Сентябрь 1997 г.	1,7	76,8	50,2
Январь 1998 г.	0,5	57,7	36,6

Увеличение количества фосфатов в очищенных водах может происходить также по причине повышенного выноса активного ила из вторичных отстойников (фосфор накапливается в клетках бактерий ила, а также сорбируется в аэротенках на хлопьях активного ила за счет их биосорбционных свойств).

Можно ошибочно получить повышенные содержания фосфатов в очищенных сточных водах при гидрохимическом анализе в результате неправильного и длительного хранения среднесуточной пробы с активным илом, когда фосфаты переходят из ила в воду в анаэробных условиях в склянках с пробой. Для предупреждения этой ошибки необходимо пробы очищенных сточных вод фильтровать сразу после отбора, а не в процедуре анализа, как это указано в методиках выполнения измерений.

Незначительное накопление фосфатов в биологически очищенных водах может происходить также по причине аммонификации белка в анаэробных зонах различных звеньев очистных сооружений, если этот процесс не был удовлетворительно завершен в канализации, при условии, что таких бескислородных зон достаточно много. При понижении *pH* в сточных водах растворимость фосфорных соединений повышается, что также объясняет периодическое возрастание содержания соединений фосфора в очищенных сточных водах в период снижения *pH* при использовании реагентов и флокулянтов или при аварийных сбросах загрязняющих веществ, способствующих понижению *pH*, например, металлов, кислых растворов и т.д.

2.4.1.3. Технологии повышения эффективности удаления соединений азота и фосфора из сточных вод. В процессе традиционной биологической очистки не удастся достичь требуемого качества сточных вод по содержанию фосфора и всех форм азота. В табл. 2.44 приведены данные западноевропейских стран (Environmental

action..., 1995) по эффективности удаления общего азота и фосфора при применении разных методов очистки сточных вод.

Таблица 1

Эффективность удаления загрязняющих веществ при очистке сточных вод разными методами

Тип очистки	Типичные нормы удаления (%):			
	БПК ₅	Взвешенные вещества	Общий фосфор	Общий азот
Механическая	30	60	15	15
Химически усиленная механическая (с реагентами)	55-70	80-90	75-90	25-30
Традиционная биологическая	90	90	30	30
Биолого-химическая (с реагентами)	90-95	90-95	90-95	35
Глубокое удаление биогенных элементов (N, P) в процессе биологической очистки	95-97	90-95	90-95	60-85

Из таблицы видно, что для обеспечения установленных норм содержания биогенных элементов в очищенных водах предпочтительно использовать методы их глубокого удаления в процессе биологической очистки. Биологические методы удаления фосфора распространены в странах Южной Африки. Реагентное осаждение фосфора широко распространено в центральной Европе, Скандинавских странах и в Северной Америке в регионах окружающих Великие озера.

Содержание различных форм азота в очищенных водах зависит, главным образом, от технологических параметров работы очистных сооружений (нагрузка на ил по органическим загрязняющим веществам, период аэрации, возраст ила). При традиционных режимах, обеспечивающих полное окисление и частичную нитрификацию (при нагрузках по органическим загрязняющим веществам на активный ил 0,2-0,3 г БПК₅ на грамм ила в сутки), происходит снижение аммония солевого не более чем на 40 % и образуется небольшое количество нитратов (3-4 мг/дм³). На низконагружаемых сооружениях, работающих в основном в режиме продленной аэрации, отмечается более высокое содержание нитратов в очищенной воде — до 15 мг/дм³ и более — и соответственно низкие концентрации солей аммония (не более 2,0 мг/дм³).

Наиболее перспективный метод глубокого удаления биогенных элементов из сточных вод базируется на традиционной биологической очистке с сочетанием аэробных и анаэробных процессов. Глубокое удаление азота достигается методом нитрификации-денитрификации, а глубокое удаление фосфора методом биологической дефосфотации, т.е. предподготовки бактерий в анаэробных условиях к повышенному потреблению и накоплению фосфора в последующей аэробной стадии.

В современной литературе имеющиеся сведения об условиях, обеспечивающих эффективное удаление фосфора биологическим методом, весьма скудны, поскольку этот процесс начал активно исследоваться только в конце 80-х годов. В сентябре 1987 г. в Риме была проведена первая крупная международная конференция, посвященная этому вопросу (A series of conferences..., 1987), где было отмечено, что довольно сложно получить удовлетворительные результаты по глубокому удалению соединений фосфора из сточных вод. На практике при проведении реконструкции действующих

сооружений биологической очистки с целью интенсификации биологического способа удаления азота и фосфора не всегда удается получить результат подобный предварительному экспериментальному, полученному на лабораторных установках или теоретически рассчитанному. Это связано с тем, что, с одной стороны, в самом технологическом процессе остается много нерешенных вопросов, с другой стороны, успешность его применения сильно зависит от индивидуальных свойств очищаемых сточных вод, правильного выбора применяемой схемы биологической очистки и рециркуляционных потоков, а также от обеспечения всех необходимых оптимальных условий в процессе эксплуатации очистных сооружений.

Сочетание аэробных и анаэробных процессов биологической очистки базируется на теории микробиологической активности в экологических условиях с разной обеспеченностью кислородом.

В обычных условиях эксплуатации очистных сооружений существуют аэробные, микроаэрофильные, полуанаэробные и условно анаэробные условия в разных звеньях механической и биологической очистки. При использовании технологии глубокого удаления азота и фосфора биологическим методом предполагается искусственное создание различных зон, которые по степени обеспеченности кислородом подразделяются на три основные: аэробная, аноксидная и анаэробная, каждая из которых характеризуется специфическими условиями для реализации определенных микробиологических процессов.

Первичная аэробная зона (рис. 2.34 а) имеется на всех сооружениях с аэротенками, предназначенных для удаления органических загрязняющих веществ, с последующей нитрификацией. В сточных водах, прошедших очистку в данной зоне, снижается содержание органических веществ, характеризуемых показателями ХПК, БПК и содержание аммонийного азота, а содержание минеральных азотсодержащих соединений — нитритов, нитратов увеличивается. Окислительные процессы в этой зоне осуществляются в основном в аэробных условиях микроаэрофилами, а при использовании мелкопузырчатых диффузоров воздуха и при низких нагрузках по органическим загрязняющим веществам на активный ил, — аэрофилами.

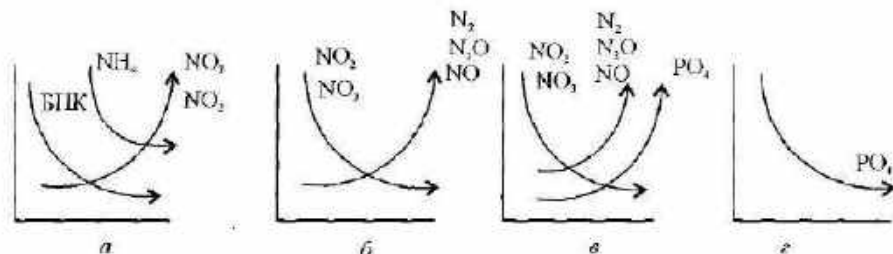


Рис. 2.34. Различные зоны аэробности в аэротенках: а — первичная аэробная зона, процессы: окисление кислородсодержащей органики, нитрификация; б — аноксидная зона, процесс: денитрификация; в — анаэробная зона, процессы: денитрификация, подготовка к дефосфатации; г — вторичная аэробная зона, процесс: дефосфатации

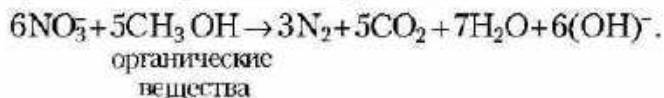
В аноксидной зоне (рис. 2.34 б) свободный кислород отсутствует, так как воздух в иловую смесь не подается и ее перемешивание обеспечивается низкоскоростными погружными механическими мешалками (рис. 2.35), однако он присутствует в

химически связанном виде в форме нитратов (нитритами можно пренебречь, если их содержание не превышает $0,5 \text{ мг/дм}^3$). При благоприятных условиях аноксидная зона — это зона активной денитрификации.



Рис. 2.35. Погружные «банановые» мешалки (производства фирмы Flugt), установленные в аноксидной зоне аэротенков на сооружениях г. Рига

Денитрификация в аноксидной зоне интенсифицируется подачей дополнительной легкоокисляемой органики и протекает по уравнению:



В аноксидной зоне присутствуют микроаэрофилы и факультативные анаэробы.

В анаэробной зоне (рис. 2.34 в) кислород отсутствует в свободном виде, а его содержание в химически связанном виде минимально. Продолжается процесс денитрификации и идет накопление биомассы организмов, способных откладывать полифосфаты в своих клетках, а также стимулируется их способность поглощать фосфаты в последующей вторичной аэробной зоне, которая следует за анаэробной зоной при реализации технологии глубокого изъятия азота и фосфора. Содержание фосфатов на этой стадии в сточных водах повышается, а количество нитратов и нитритов сокращается. В анаэробной зоне в активном иле присутствуют факультативные и облигатные (строгие) анаэробы. Чем больше в среде на стадии анаэробнозона находится легкоокисляемой органики, тем больше в последующей вторичной аэробной зоне будет прирост биомассы фосфорнакапливающих бактерий и больше депонируется полифосфатов в клетках, а следовательно, больше фосфатов перейдет из сточных вод в биомассу активного ила (рис. 2.34 з).

Таким образом, вторичная аэробная стадия завершает цикл удаления азота и фосфора. Иловая смесь аэрируется. В этой зоне начинается «жадное» поглощение фосфатов активным илом и интенсивное изъятие их из очищенных вод. Присутствуют факультативные анаэробы, микроаэрофилы.

Последовательное использование в традиционной биологической очистке сточных вод всех вышеуказанных стадий позволяет обеспечить глубокое удаление азота и фосфора, но этот метод остается наиболее дорогим методом удаления биогенных веществ как по капитальным, так и по эксплуатационным затратам (табл. 2.45).

Таблица 2.45

Затраты ¹⁾ на очистку сточных вод при использовании разных методов

Тип очистки	Капитальные затраты	Ежегодные затраты на эксплуатацию и обслуживание
Механическая	1,0	1,0
Химически усиленная механическая (с реагентами)	1,1-1,3	1,6-1,9
Традиционная биологическая	1,8	1,7
Биолого-химическая (с реагентами)	1,7-1,9	2,2-2,6
Биологическое глубокое удаление биогенных элементов (N, P)	2,1-2,6	2,6-3,3

¹⁾ Затраты приведены в условных единицах, при этом за единицу приняты затраты на механическую очистку (Environmental Action Program for Central and Eastern Europe, OECD and World Bank, 1995).

Необходимость сокращения затрат, а также то обстоятельство, что для предотвращения развития цветения в природных водоемах достаточно удалять из сточных вод хотя бы один из биогенных элементов, побуждают водопользователей наиболее часто применять только метод нитрификации-денитрификации и удалять тем самым все формы азота.

Существует две традиционные схемы, обеспечивающие полное окисление органических веществ и последующую нитрификацию:

1) комбинированная схема, при которой окисление органических загрязняющих веществ и нитрификация происходят в одном сооружении;

2) двухступенчатая схема очистки: на первой ступени полное окисление органических веществ в аэротенках, нитрификация в биофильтрах или в аэротенках второй ступени.

При внедрении технологии глубокого удаления азота методом нитрификации-денитрификации на действующих очистных сооружениях следует обратить внимание на основные факторы, обеспечивающие удовлетворительную денитрификацию. В очищаемых сточных водах должен быть достаточный денитрификационный потенциал, или его недостаток может быть компенсирован добавками в денитрификатор органических соединений, например, химических веществ, среди которых наилучшими источниками органического углерода для нитрификации являются уксусная кислота, ацетон, этанол, метанол, отходы производства сахара, пива. Однако такие добавки не всегда экономически оправданы, поэтому чаще используют в качестве источника углерода неочищенные или осветленные сточные воды, или подают в денитрификатор осветленные сточные воды с продуктами ацидофикации сырого осадка.

Необходимое количество добавок восстановителей в денитрификатор рассчитывается с учетом эмпирической формулы, полученной МакКарти с соавторами (McCarty et al., 1969).

Необходимая концентрация метанола (K_m) для добавки в денитрификатор:

$$K_m = 2,47 \cdot \text{NO}_3\text{-N} + 1,53 \cdot \text{NO}_2\text{-N} + 0,87 \cdot \text{O}_2 \quad (2.27)$$

где $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$ – количество азота в виде нитратов и нитритов в воде, подаваемой в денитрификатор; O_2 – концентрация растворенного кислорода в денитрификаторе.

Необходимая концентрация легкоокисляемой органики в сточных водах, подаваемых в денитрификатор ($K_{\text{от}}$):

$$K_{\text{от}} = 3,7 \text{NO}_3\text{-N} + 2,3 \text{NO}_2\text{-N} + 1,3 \text{O}_2 \quad (2.28)$$

П р и м е р. Рассчитать, достаточно или нет имеющейся легкоокисляемой органики в сточных водах для обеспечения эффективной денитрификации, если ХПК в осветленных сточных водах составляет 320 мг/дм^3 , легкоокисляемая фракция органических веществ (ХПК в фильтрованной пробе) – 121 мг/дм^3 , $\text{NO}_3\text{-N}$ – $14,5 \text{ мг/дм}^3$, $\text{NO}_2\text{-N}$ – $1,2 \text{ мг/дм}^3$, содержание растворенного кислорода в денитрификаторе – $0,8 \text{ мг/дм}^3$. Подставляя имеющиеся значения в формулу (2.28), получим:

$$K_{\text{от}} = 3,7 \text{NO}_3\text{-N} + 2,3 \text{NO}_2\text{-N} + 1,3 \text{O}_2 = 3,7 \cdot 14,5 + 2,3 \cdot 1,2 + 1,3 \cdot 0,8 = 57,45 \text{ мг/дм}^3$$

Таким образом, необходимая добавка в денитрификатор легкоокисляемых органических веществ составляет $57,45 \text{ мг/дм}^3$, или $47,4 \%$ от присутствующей в сточных водах (121 мг/дм^3), следовательно, для обеспечения удовлетворительной денитрификации необходимо в денитрификатор направлять ($40\text{--}50 \%$) общего потока осветленных сточных вод, без исключения отстаивания сточных вод в первичных отстойниках, так как легкоокисляемой органики содержится в осветленных водах достаточно.

Для успешной реализации технологии нитрификации-денитрификации требуется правильно рассчитать необходимые объемы танков для обеспечения стадий с различной аэробностью процесса. Как правило, объем денитрификатора должен составлять не менее $1/3$ объема зоны нитрификации. Период денитрификации для сточных вод составляет от получаса до нескольких часов.

В России при реализации технологии глубокого удаления биогенных элементов для обеспечения аноксидной стадии вместо перемешивания мешалками анаэробного ила принято подавать в денитрификатор уменьшенный объем воздуха через дырчатые трубы (Эль и др., 2001). Такая технология реализуется, например, на очистных сооружениях г. Челябинска, на экспериментальном блоке Люберецкой станции аэрации. Однако в производственных условиях доказано, что в классический денитрификатор воздух через аэрационные диффузоры не следует подавать, так как даже незначительная крупнопузырчатая аэрация подавляет процесс денитрификации. В то же время уплотнение анаэробного ила губительно для его функционирования. Поэтому для обеспечения удовлетворительной жизнедеятельности анаэробных организмов иловая смесь должна перемешиваться мешалками, которые устанавливаются у дна танков (рис. 2.36), чтобы исключить обогащение иловой смеси кислородом воздуха. Требуемая интенсивность аэрации в аэробной стадии по расходу воздуха составляет не менее $8000\text{--}11000 \text{ м}^3/\text{час}$, при условии, что эффективность использования кислорода воздуха составляет не менее 15% .

Скорость денитрификации с использованием в качестве восстановителя глюкозы составляет от $2,3$ до $9,3 \text{ мг}$ азота на грамм беззольного вещества ила в час (Яковлев, Карюхина, 1980) и может возрастать до $15 \text{ мг}/(\text{г} \cdot \text{ч})$ (Загорский и др., 2000).

Увеличение процента регенерации активного ила положительно влияет на процесс нитрификации (Догадаева, Андреева, 1992). Как показано в табл. 2.46 переход от

33 %-ной регенерации к 66 %-ной на очистных сооружениях г. Зеленограда позволил получить существенное улучшение качества очистки сточных вод по содержанию в них как аммонийного азота, так и азота нитратов.

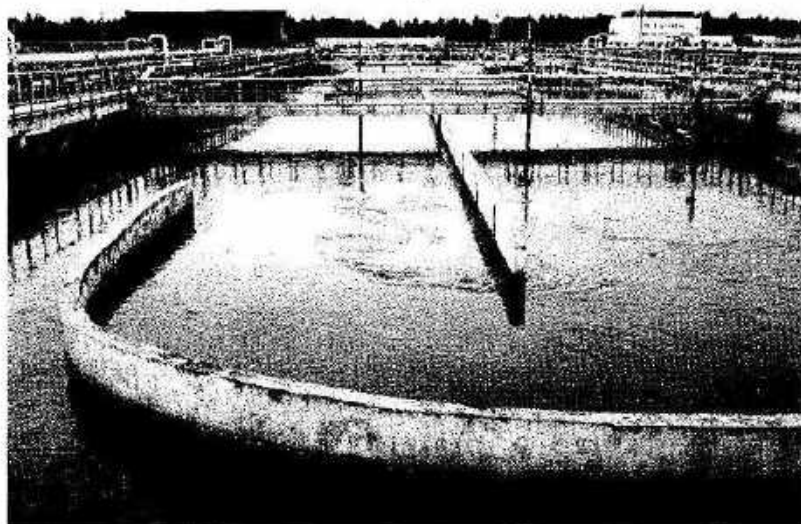


Рис. 2.36. Погружные мешалки установлены у дна танков, полностью исключено обогащение иловой смеси кислородом воздуха, так как бурление на поверхности танков отсутствует. Очистные сооружения г. Рига

Таблица 2.46

Эффективность нитрификации–денитрификации в зависимости от степени регенерации активного ила на очистных сооружениях г. Зеленограда

Формы азотсодержащих соединений	Часы суток							Среднее значение
	8	10	12	14	16	18	20	
Осветленные сточные воды после первичных отстойников (содержание соединений азота, мг/дм ³)								
Азот аммонийных солей	25,4	40,4	45	28,9	33,5	29,4	17,9	27,87
Нитриты	0,13	0,34	0,83	0,36	0,21	0,43	0,51	0,4
Нитраты	0,59	оте.	0,58	0,59	0,64	0,23	0,23	0,41
Аэротенк с 33 %-ной регенерацией, доза ила 1,4 г/дм ³ , биологически очищенные сточные воды перед сбросом в водоем (содержание соединений азота, мг/дм ³)								
Азот аммонийных солей	0,29	2,13	10,72	14,03	22,5	19,88	25,16	19,50
Нитриты	оте.	0,08	0,12	0,10	0,09	0,10	0,10	0,08
Нитраты	11,88	11,88	8,58	9,75	6,58	5,65	4,7	8,28
Аэротенк с 66 %-ной регенерацией, доза ила 2,3 г/дм ³ , биологически очищенные сточные воды перед сбросом в водоем (содержание соединений азота, мг/дм ³)								
Азот аммонийных солей	3,24	0,16	1,35	4,85	7,74	4,1	6,12	3,94
Нитриты	0	0,02	0,07	0,06	0,07	0,06	0,1	0,05
Нитраты	14,85	14,1	14,1	13,78	13,0	13,0	12,5	13,61

При удачной реализации технологии нитрификации–денитрификации удается достичь 80–85 % удаления общего азота. Эффективность удаления азота в значительной степени обусловлена применяемой схемой нитрификации–денитрификации, т.е.

технологическим решением последовательного сочетания аэробных и анаэробных стадий в аэротенках.

Наиболее распространенная схема, позволяющая применять ее уже на действующих сооружениях, которые обеспечивают полное окисление органических загрязняющих веществ с последующей нитрификацией, осуществляется в одном коридоре аэротенка, разделенном на аэробные и анаэробные зоны (рис. 2.37) или, как показано на рис. 2.38, при попеременной смене условий нитрификации (воздух подается через диффузоры) и денитрификации (иловая смесь перемешивается погружной мешалкой).

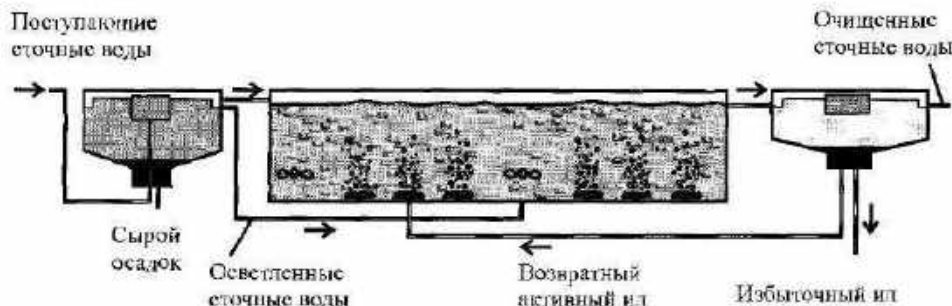


Рис. 2.37. Процесс нитрификации-денитрификации, обеспечиваемый в одном коридоре аэротенка

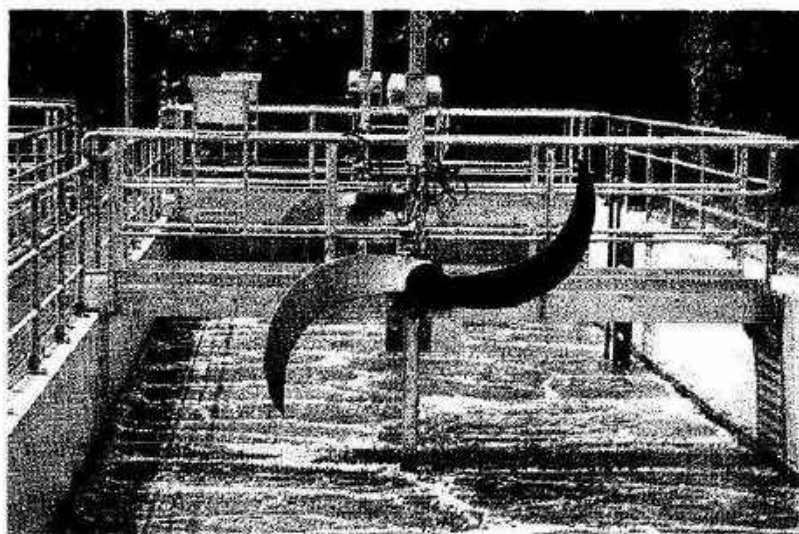


Рис. 2.38. Попеременные режимы подачи в аэротенк воздуха и перемешивания иловой смеси погружной мешалкой

При использовании попеременной работы аэрирующей системы и механических мешалок с определенной периодичностью процесс нитрификации-денитрификации может осуществляться в одном коридоре аэротенка без разделения его на зоны.

При использовании данной технологической схемы глубокого удаления азотсодержащих соединений следует принимать во внимание следующие соображения.

Переходные условия от аэробных к анаэробным или наоборот достаточно сложны

для существования гетеротрофных флокулообразующих бактерий.

В условиях отсутствия изоляции аэробных и анаэробных зон возможно развитие и накопление в активном иле нитчатых бактерий, которые в своем большинстве являются факультативными анаэробами и наиболее устойчивы к переходным (от аэробных к анаэробным) условиям. Следовательно, при использовании такой технологии очистки существует опасность вспухания ила. Поэтому необходимо обеспечить в зонах перехода от одной зоны к другой доминирование необходимых условий, например при переходе от анаэробной зоны к аэробной обеспечить максимальную интенсивность аэрации вначале аэробной зоны.

Достичь положительных результатов по удалению азота легче при относительной изоляции зон нитрификации и денитрификации, когда условия для них обеспечиваются в разных коридорах аэротенков-вытеснителей (рис. 2.39).

Для большей изоляции аэробной и анаэробной зон предложена схема (Curds and Hawkes, 1983) с разделением ила для каждой зоны в отдельно стоящих тенках с индивидуальными вторичными отстойниками (рис. 2.40). Однако на практике эта схема применяется крайне редко, так как требует значительных дополнительных расходов на строительство.



Рис. 2.39. Процесс нитрификации-денитрификации, обеспечиваемый сочетанием аэробных и анаэробных процессов в разных коридорах аэротенка

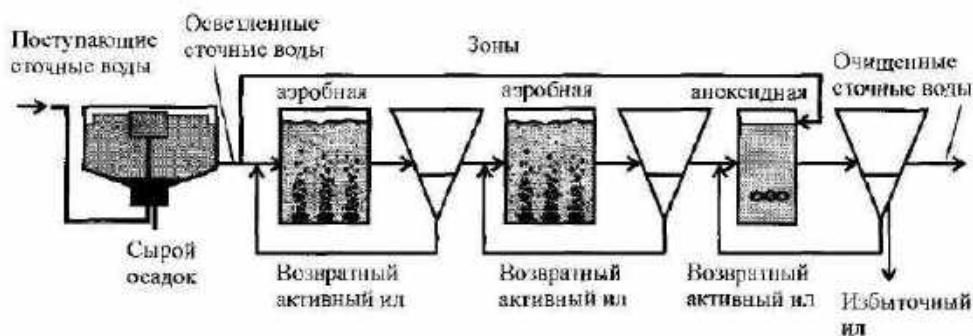


Рис. 2.40. Схема нитрификации-денитрификации с индивидуальной системой циркулирующего ила для каждой стадии

Современная технология нитрификации-денитрификации была применена на Люберецкой станции аэрации в 1998 г. (табл. 2.47) при реализации технических решений шведской фирмы Flugt на экспериментальном блоке третьей очереди сооружений (Загорский и др., 2000).

Таблица 2.47

**Сравнительные данные по нитрификации-денитрификации
на экспериментальном блоке и в аэротенке, работающем в обычном режиме
(БОС г. Люберцы, 1998 г.)**

Показатели качества сточных вод	Аэротенк	
	Обычный режим	После реконструкции
Исходные осветленные сточные воды		
Расход воды, м ³ /сут	110000	110000
БПК ₅ , мг/дм ³	60-100	60-100
NH ₄ -N, мг/дм ³	15-23	15-23
Очищенные сточные воды		
БПК ₅ , мг/дм ³	4,8	3,1
NH ₄ -N, мг/дм ³	9,1	отс.-0,1
NO ₂ -N, мг/дм ³	0,44	0,004-0,006
NO ₃ -N, мг/дм ³	7,71	8-8,5
Технологические показатели		
O ₂ , мг/дм ³ в конце зоны аэрации	4,2	5,3-5,5
Доза ила, г/дм ³	1,5	2,0-2,3
Расход воздуха, м ³ /ч	18000-20000	8000-9000
Удельный расход воздуха, м ³ /м ³	3,9-4,4	1,4-1,5
Эффективность использования кислорода воздуха, %	7	18

Реконструкция заключалась в установке мешалок и смене аэрирующих элементов на современные, обеспечивающие мелкопузырчатую аэрацию. Как видно из табл. 2.47 в результате реализации этой технологии удалось существенно повысить эффективность использования кислорода воздуха, почти в 2,6 раза. Это повлекло усиление нитрификации, в результате чего содержание аммонийного азота в очищенных сточных водах снизилось с 9,1 до 0,1 мг/дм³, образовавшиеся при этом нитраты удалились в процессе денитрификации. Концентрация нитратов немного превышает ту, которая обеспечивалась в очищенных водах до реконструкции при неэффективном снижении аммонийного азота. Более глубокой денитрификации можно было бы достичь на этих сооружениях при одновременной реконструкции первичных отстойников под ацидофикаторы сырого осадка (см. 2.4.1.3.3).

Более сложно, с точки зрения обеспечения технологического процесса, и значительно дороже, кроме соединений азота, дополнительно удалять из очищаемых сточных вод соединения фосфора. Для успешной реализации технологии глубокого удаления биогенных элементов (азота и фосфора) на действующих очистных сооружениях необходима их частичная или полная реконструкция, которая должна предусматривать:

обязательную установку решеток с величиной прозоров не более 6 мм (предпочтительно 4 или 2 мм), для обеспечения удаления биологически инертной фракции

загрязнений, которая может составлять в сточных водах до 45 % от общего содержания органических загрязняющих веществ;

налаживание работы песколовок для обеспечения удаления мелких фракций песка 0,15–0,09 мм, что можно достичь при помощи совершенных аэрируемых песколовок;

устройство анаэробного(ых) теика(ов) необходимого объема с перемешиванием иловой смеси медленно вращающимися погружными мешалками и подачей в него (них) легкоокисляемой органики для обеспечения удовлетворительно протекающих восстановительных процессов на анаэробной стадии (ОВП не менее минус 150 мВ, оптимум в диапазоне от минус 150 до минус 300 мВ);

обеспечение дополнительных рециркуляционных потоков сточных вод и иловой смеси;

обеспечение быстрой и интенсивной денитрификации, для чего требуется анаэробная зона, а при интенсивной нитрификации – дополнительная аноксидная зона на пути возвратного ила в анаэробную зону для минимизации попадания нитратов в анаэробную зону;

проведение мероприятий по удержанию медленно прирастающей биомассы анаэробного ила (эффективная рециркуляция, или замедление потока сточных вод, или использование носителей биомассы в анаэробной части сооружений);

слежение за обеспечением *pH* в диапазоне 5,5–8,0 (оптимум $7,0 \pm 0,2$).

Большое значение для эффективной дефосфотации имеет анаэробная стадия. Чем лучше будут выдержаны условия анаэробной стадии, тем более интенсивно бактериями будут потребляться и депонироваться в клетках фосфаты в последующей аэробной стадии. Все неудачи, возникшие на действующих сооружениях при реализации технологии дефосфотации в биологическом процессе очистки, объясняются тем, что в большинстве случаев при этом ограничивались устройством аноксидной зоны и не обеспечивали полноценную анаэробную зону подачей в нее восстановителей (осветленные сточные воды или продукты ацидофикации сырого осадка).

Время пребывания сточных вод в анаэробном реакторе должно быть не менее часа при 10 °С (в зимнее время), при повышении температуры процесс активизируется, но расчет объема анаэробного реактора должен быть выполнен по наихудшим условиям, т.е. на зимний период.

Стабильность анаэробного процесса обеспечивается при поддержании высокого возраста анаэробного ила не менее 8–9 суток. В то же время необходимо ограничить возраст нитрифицирующего ила, поскольку установлено (Helze et al., 1996), что чем больше аэробный возраст ила, тем хуже обеспечивается удаление соединений фосфора. Возраст аэробного ила желательно поддерживать около 12, но не более 14 суток, а при значениях возраста аэробного ила выше 14 суток (если конструкция сооружений или другие обстоятельства не позволяют его уменьшить) должна быть значительно увеличена аноксидная зона денитрификации.

Необходимые объемы различных зон рассчитываются с использованием кинетических уравнений процесса нитрификации-денитрификации и биологической дефосфотации (Wastewater engineering, 1991). Ориентировочно можно принять период пребывания сточных вод: в аэробной – 60–70 %, в аноксидной – 15–25 %, в анаэробной

стадии — 10–15 % общего времени, затрачиваемого на полный цикл очистки с глубоким удалением соединений азота и фосфора.

Например, если расчетное общее время биологической очистки составляет 12 ч, то период аэрации принимается 8, пребывание сточных вод в аноксидной 2,5 и в анаэробной зоне 1,5 часа. Но подобные рекомендации можно рассматривать только как ориентировочные, поскольку каждая биологическая система очистки имеет свои особенности, а очищаемые сточные воды — специфический состав и своеобразные условия биохимического окисления содержащихся в них загрязняющих веществ. Каждой реконструкции должны предшествовать точные расчеты, но как бы точно они не были произведены, желательно, чтобы необходимые объемы сооружений, выделяемые под различные зоны, были уточнены экспериментально или в процессе пробной эксплуатации.

Интенсивность аэрации на аэробной стадии для обеспечения удовлетворительной нитрификации и депонирования в клетках ила фосфатов должна составлять 3,5–5,6 м³/(м²·ч). Применяемые диффузоры воздуха должны обеспечивать эффективность использования кислорода 15–18 %.

Активный ил, прошедший процесс биологического удаления соединений азота и фосфора, содержит большие концентрации фосфора, из чего следует три важных момента:

1. Избыточный активный ил является прекрасным сельскохозяйственным удобрением. При условии соответствия требованиям по допустимому содержанию в нем металлов, токсикаптов и яиц гельминтов, — его следует использовать как удобрение в лесополосах или цветоводстве.

2. Необходимо исключить стадии минерализации и стабилизации избыточного активного ила, если таковые имелись на сооружениях биологической очистки до внедрения технологии дефосфатации. В противном случае на этих стадиях активный ил будет отдавать накопленный в клетках фосфор в воду.

3. На стадии обезвоживания избыточного активного ила требуется так отработать технологию, чтобы свести к минимуму переход накопленных в иле соединений фосфора в надилловую воду, которая обычно возвращается в систему очистки сточных вод. Или обеспечить реагентное осаждение фосфатов из надилловой воды (после обезвоживания или центрифугирования осадка) в отдельных сооружениях перед подачей ее в поток сточных вод, направляемых на очистку.

2.4.1.3.1. Основные технологические схемы обеспечения процессов нитрификации-денитрификации и дефосфатации. Биологический метод глубокого удаления биогенных веществ (N, P) из сточных вод при сочетании аэробной, аноксидной и анаэробной стадий очистки позволяет на реальных сооружениях биологической очистки добиться содержания общего фосфора в очищенных водах 1,0–1,5 мг/дм³, а содержания общего азота 8–10 мг/дм³ (включая белковый, аммонийный, нитритный и нитратный). Более глубокого удаления фосфора до 0,5 мг/дм³ (табл. 2.48) удается достичь только при дополнительном использовании реагентов (Walsh et al., 1983; Wastewater engineering, 1991).

В отечественной литературе имеются данные о возможности достижения безреагентного удаления общего фосфора до его содержания в очищенных водах ниже 1,0–

0,5 мг/дм³ (Вайсфельд и др., 1996; Отведение и очистка сточных вод С.-Петербурга, 1999). Однако возможность этого вызывает большие сомнения, особенно в плане достижения стабильных значений непосредственно на действующих сооружениях биологической очистки.

Таблица 2.48

Результативность процесса нитрификации-денитрификации с одновременной дефосфотацией биологическим методом (данные в числителе), а также биологическим методом с реагентной обработкой (данные в знаменателе)

Загрязняющие вещества	Рекомендации Хельсинкской комиссии для стран региона Балтийского моря	Хельсинки, БОС города 1998 г.	Таллинн, БОС города 1998 г.	Москва, Южное Бутово 1999 г.	Санкт-Петербург, Красносельская СА опытно-пром. установка
Содержание в биологически очищенных сточных водах, мг/дм ³					
Азот общий	10,0	/15,0	/14,0	/3,4	12,0/
Аммонийный азот		/2,9	/0,4	/0,22	
Нитраты					менее 1,0/
Фосфаты				/0,53	
Фосфор общий	1,5	/0,5	/1,3	/0,64	1,0/

В мировой практике существует несколько традиционных схем сочетания анаэробных и аэробных стадий, предложенных для глубокого удаления биогенных элементов из сточных вод разного состава.

1. Наиболее простая схема разработана в США для одновременного удаления соединений азота и фосфора (в наибольшей степени фосфора) из сточных вод на высоконагружаемых очистных сооружениях (соотношение БПК : Р не менее 10 : 1). Она получила название А/О (анаэробно-оксидного) процесса (см. рис. 2.41).

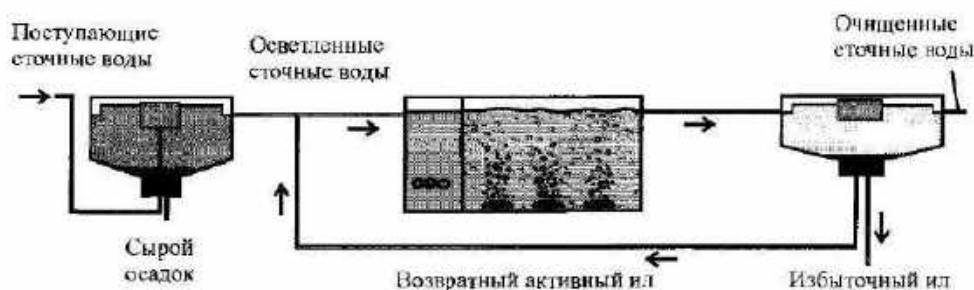


Рис. 2.41. Анаэробно-оксидный (А/О) процесс очистки сточных вод

По этой схеме возвратный ил перемешивается с поступающими сточными водами и подается в анаэробный реактор, затем сточные воды проходят аэробную очистку и поступают во вторичные отстойники. Это наиболее простая и дешевая схема удаления соединений азота и фосфора, но ее применение возможно только для сточных вод промышленного состава с высокими нагрузками на активный ил по углеродсодержащей органике, умеренной нитрификации и при содержании больших концентраций

фосфорсодержащих соединений. Для низконагружаемых сооружений устраивается дополнительная аноксидная стадия с целью более эффективного удаления азота нитратов и нитритов.

2. Наиболее известная, широко применяемая в Европе, схема очистки, позволяющая эффективно удалять соединения азота и фосфора на низконагружаемых сооружениях, получила название Bardenpho процесс (Bar — в честь разработчика Barnard (1975), den — денитрификация, pho — фосфор извлечение).

В этой схеме очистка сточных вод начинается с аноксидной стадии, в которой осуществляется денитрификация (рис. 2.42). В эту зону подаются сточные воды, используемые для денитрификации как источник углерода, и иловая смесь после нитрификатора, которая содержит нитриты и нитраты. Затем следует аэробная стадия, где происходит снижение содержания органических загрязняющих веществ в очищаемых сточных водах и нитрификация. Смесь ила из этой зоны, содержащая нитраты, подается в следующую аноксидную зону денитрификации и одновременно в предыдущую аноксидную зону денитрификации. Процесс заканчивается аэробной зоной, в которой осуществляется нитрификация и частичная дефосфотация.

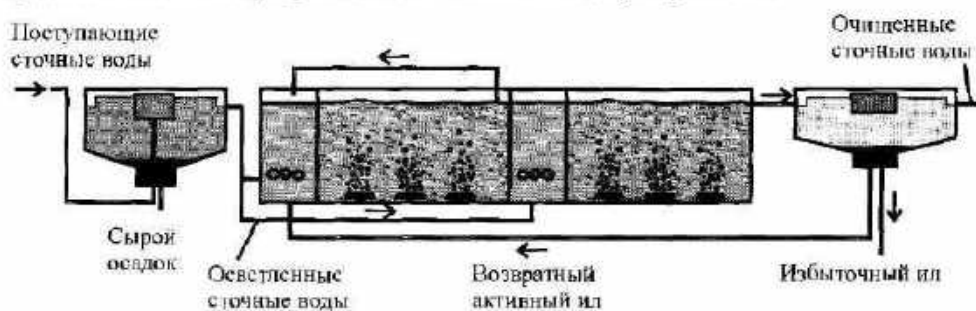


Рис. 2.42. Процесс Bardenpho (приводится по U.S.EPA, 1975)

3. Phoredox (pho — фосфор, red (reduction) — снижение, ox — оксидация) процесс представляет собой модификацию Bardenpho (пятистадийный Bardenpho), предложил Barnard в 1976 г., добавив дополнительную анаэробную стадию с коротким периодом пребывания сточных вод (1–3 ч), в которой обеспечивается рост и функционирование фосфорнакапливающих бактерий и стимулируется «жадное» потребление фосфора в последующей аэробной стадии (рис. 2.43). Изъятие общего фосфора может достигать до 95 %.

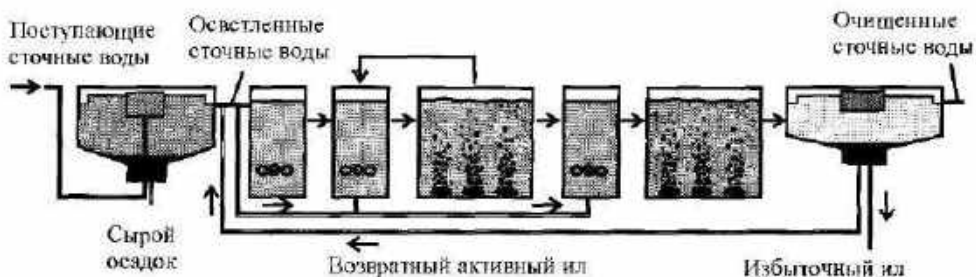


Рис. 2.43. Phoredox процессе удаления биогенных элементов

4. UCT процесс (University of Cape Town) был предложен в Университете Кейптауна в 1984 г. и представляет модификацию Phoredox процесса с тремя рециркулирующими потоками, (а не с двумя, как в предыдущих процессах) (рис. 2.44). Эффективность удаления органических загрязняющих веществ, характеризуемых показателем БПК₅, составляет в этой схеме 95 %, общего азота — 80 %, общего фосфора — до 70 %. Общее время пребывания сточных вод в сооружениях биологической очистки — 15–20 часов.

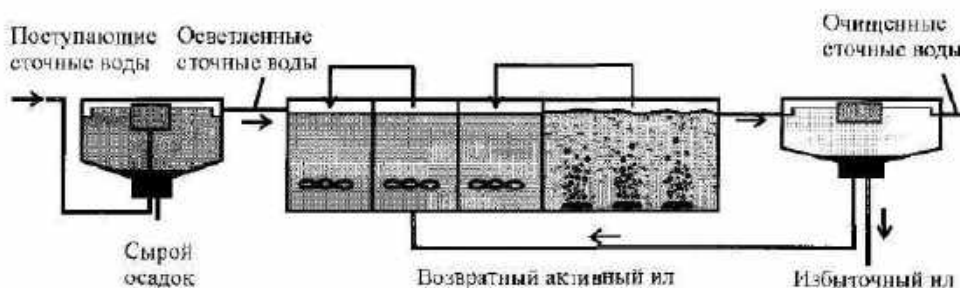


Рис. 2.44. UCT процесс

5. В Европейских странах широкое использование получили оксидационные каналы, в которых сточные воды приводятся в движение по кругу с помощью аэраторов, создающих поток сточных вод. Наиболее распространены оксидационные каналы, в которых аэраторы установлены равномерно по всей окружности сооружения. Продленная аэрация и глубокая нитрификация достигается непрерывной циркуляцией и большим временем пребывания сточных вод (может достигать несколько суток). Для обеспечения глубокого удаления соединений азота и фосфора оксидационный канал делится на зоны с разной аэробностью: в аэробной зоне иловая смесь насыщается кислородом при помощи аэратора, в анаэробной аэратор не устанавливается и туда подается осветленная вода из первичных отстойников. Поток сточных вод во вторичные отстойники подается из аэробной зоны, как показано на рисунке 2.45.

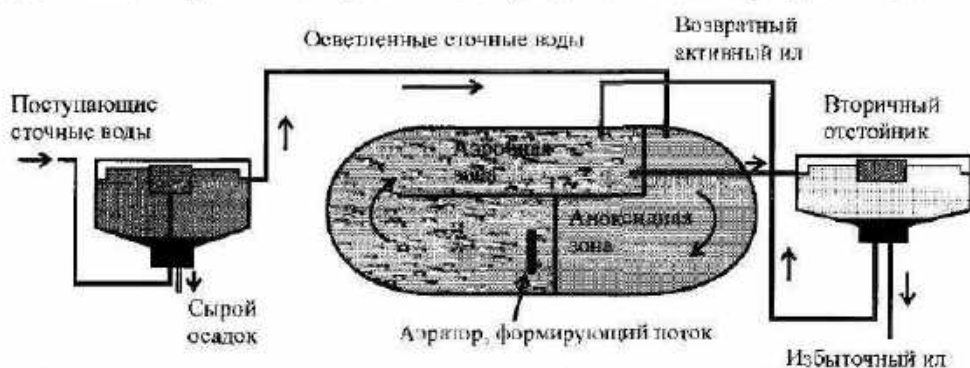


Рис. 2.45 Оксидационный канал, предназначенный для глубокого удаления биогенных элементов

6. Phostrip процесс (изъятие фосфора). В этом процессе кроме биологического удаления азота и фосфора используется дополнительное изъятие фосфора (до 95 %) с помощью химических реагентов (рис. 2.46).

На практике для надежного обеспечения глубокого удаления из сточных вод

биогеохимических элементов, как правило, предлагается традиционную схему биологической очистки дополнить реагентным хозяйством — емкостями для приготовления и подачи растворов реагента. В качестве реагента используются разнообразные соединения железа и алюминия. Одна молекула PO_4^{3-} требует на осаждение 1,5 молекулы Al^{3+} или Fe^{3+} .

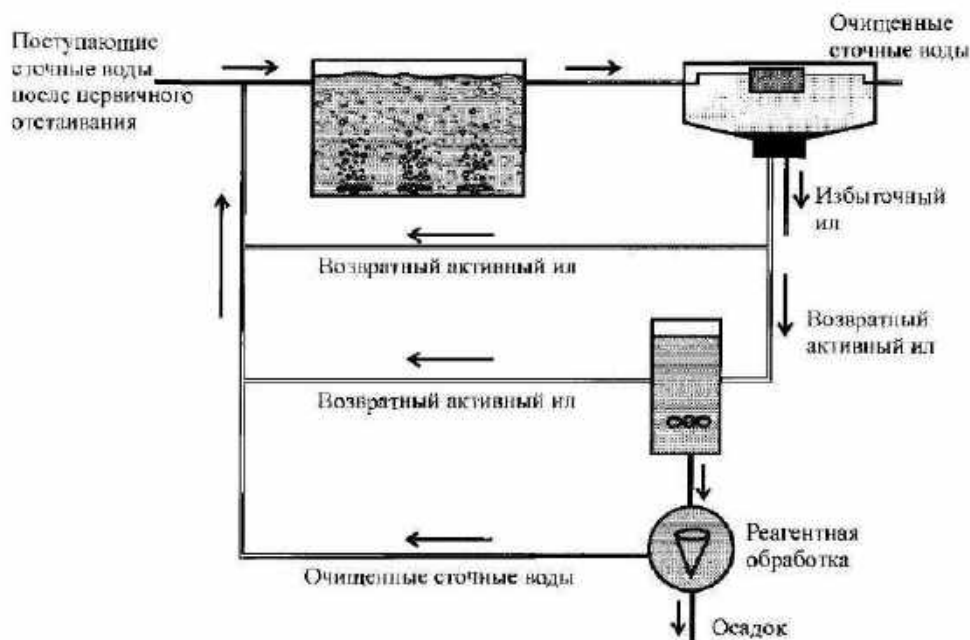


Рис. 2.46. Phostrip процесс

Исследования на лабораторных установках схем биохимической очистки городских сточных вод с введением реагента в аэротенк (Zaletova, Razimovsky, 1990) показали, что эффективность изъятия фосфатов обусловлена дозой вводимого реагента и его видом (рис. 2.47).

Качество очищенных вод по общему фосфору, помимо дозы реагента и его вида, зависит от содержания взвешенных веществ в очищенных водах. Так, при введении $20\text{--}25\text{ мг/дм}^3\text{ Fe}_2\text{O}_3$, либо $15\text{--}17\text{ мг/дм}^3\text{ Al}_2\text{O}_3$ после вторичных отстойников достигается удаление общего фосфора $75\text{--}80\%$ при остаточном содержании взвешенных веществ $10\text{--}15\text{ мг/дм}^3$. Более высокие концентрации взвешенных веществ в очищенной воде порядка $30\text{--}36\text{ мг/дм}^3$ обуславливают снижение эффективности удаления общего фосфора до $55\text{--}60\%$ при тех же дозах реагента. Фильтрование же сточной воды, прошедшей биохимическую очистку с указанными дозами реагента, приводит к повышению эффективности удаления общего фосфора в целом до 90% .

Заметное влияние взвешенных веществ, содержащихся в очищаемых сточных водах, на эффективность удаления фосфора связано со значительным содержанием фосфора во взвешенных веществах (в активном иле).

Весьма эффективное реагентное удаление фосфора, как показано в приведенных экспериментальных исследованиях, представляется не столь удачным при практическом применении на действующие их сооружениях большой производительности.

поскольку на эффективность процесса влияет гораздо больше факторов, чем учитывается в экспериментах и, кроме того, нельзя признать процесс реагентного удаления фосфора (без комбинирования с биохимическим) экономически оправданным. Расход реагента, его доставка, эксплуатация реагентного хозяйства по материальным затратам несопоставимы с получаемым результатом. Такие затраты в нашей стране в

Вариант 1



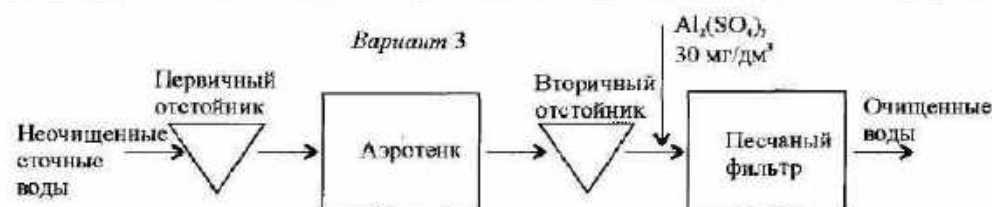
Параметры, мг/дм ³	Сточные воды	После вторичного отстойника	После песчаного фильтра
БПК	150	10–15	3,5
Взвешенные вещества	120	10	2,0
Общий фосфор	6	0,8	0,6
Ортофосфаты-P	3	0,1	0,1

Вариант 2



Параметры, мг/дм ³	После вторичного отстойника	После песчаного фильтра
БПК	10	2,5
Взвешенные вещества	10–20	2,0
Общий фосфор	1,0	0,7
Ортофосфаты-P	0,3	0,3

Вариант 3



Параметры, мг/дм ³	После вторичного отстойника	После песчаного фильтра
БПК	10	1,0–1,5
Взвешенные вещества	10–15	<10
Общий фосфор	2,5–3,0	0,5
Ортофосфаты-P	2	0,2–0,3

Рис. 2.47. Реагентное удаление соединений фосфора (приводится по Zaletova, Razumovsky, 1990)

настоящее время могут себе позволить лишь немногие организации, эксплуатирующие очистные сооружения. Отсутствует также и общая экономическая мотивация для подобных затрат. Главный недостаток этой технологии — экологическая опасность применяющихся реагентов, солей железа и алюминия, неизбежно попадающих в объекты окружающей среды. Кроме того, при любой схеме использования реагентов, они накапливаются в активном иле, изменяя его состояние и свойства и порождая другие проблемы при эксплуатации сооружений.

Технология «выхватывания» загрязняющих веществ из сточных вод с помощью реагентов хороша только для небольших объемов вод и особо опасных химических веществ на локальных потоках сточных вод при сбросе их в канализацию. На сооружениях городской канализации предпочтительны технологии биологической очистки, позволяющие разложить сложные загрязняющие вещества на более простые составляющие (CO_2 и H_2O).

Размещение на полигонах для утилизации отходов избыточного активного ила, сорбировавшего и накопившего реагент, сопряжено с опасностью загрязнения почв и подземных вод солями железа и алюминия. Вышеперечисленные причины объясняют необходимость реализации стратегии, при которой использование реагентов для целей очистки воды сводится к минимуму, а при возможности применяется схема глубокого удаления азота и фосфора биологическим методом с чередованием аэробных и анаэробных зон. Однако, в настоящее время человечество пошло по более простому, на первый взгляд, но экологически опасному пути. Даже в таких развитых странах, как Швеция и Швейцария наиболее распространенная технология удаления соединений фосфора из сточных вод — реагентная обработка солями алюминия или железа (Корбридж, 1982). В г. Москве (Зеленоградская станция аэрации) сооружения биологической очистки с доочисткой на кварцевом песке были заменены на новые, европейские, с использованием реагентов.

Таблица 2.49

Содержание металлов в возвратном иле БОС г. Сундсвалл (Швеция), 1999 г.

Определяемые ингредиенты	Содержание в возвратном иле, мг/кг сухой массы	Определяемые ингредиенты	Содержание в возвратном иле, мг/кг сухой массы
pH	7,7	Алюминий	50000
Цинк	590	Марганец	640
Медь	550	Олово	Отс.
Хром	36	Стронций	То же
Никель	18	Титан	—
Свинец	44	Кобальт	—
Кадмий	0,97	Серебро	—
Ртуть	0,96	Железо (общ.)	32,0

В табл. 2.49 представлены данные по накоплению металлов в активном иле на очистных сооружениях, очищающих сточные воды небольшого города Сундсвалл (Sundsvall, Швеция), в котором незначительно развито промышленное производство. В качестве метода очистки применяется биологическая в аэротенках с обработкой

сточных вод сернокислым алюминием после вторичного отстаивания. Накопление алюминия в возвратном иле, как видно из таблицы, составляет при этом 50000 мг/кг сухой массы, что сопровождается периодическим вспуханием активного ила в аэротенках. Возникающее при этом ухудшение качества очищенных сточных вод (повышенный вынос взвешенных веществ из вторичных отстойников) побуждает к еще большему расходу реагента и вспухание ила усугубляется. Проблема вспухания ила практически постоянно сопровождает технологию реагентной обработки сточных вод.

2.4.1.3.2. *Особенности анаэробных и полуманаэробных микробных процессов очистки сточных вод.* Анаэробные процессы в традиционной биологической очистке до последнего десятилетия использовались в основном для анаэробной стабилизации осадков (в двухъярусных отстойниках, септиках, метантенках). Однако, в последние годы биологическая обработка сточных вод в анаэробных условиях, как дополнительная стадия очистки при глубоком удалении соединений азота и фосфора, широко применяется в мире и наблюдается тенденция расширения этой практики. Объясняется это не только тем, что получены положительные результаты при использовании данной технологии, но также тем, что анаэробная очистка сточных вод имеет ряд преимуществ перед аэробной, и при ее применении решается часть проблем, которые не имеют положительного решения при использовании аэробных организмов ила при очистке сточных вод определенного состава (табл. 2.50).

Облигатные (строгие) анаэробы, по-видимому, являются представителями наиболее ранних форм жизни на земле, когда условия обитания для микроорганизмов были значительно более сложные, что и объясняет особенности их метаболизма и устойчивость к неблагоприятным факторам внешней среды.

Таблица 2.50

Сравнительная характеристика устойчивости и эффективности аэробных и анаэробных процессов очистки сточных вод

Параметр	Анаэробная очистка	Аэробная очистка
Устойчивость к нагрузке по органическим загрязнениям	Высокая	Средняя
Степень очистки по БПК ₅	Средняя (от 60 до 90 %)	Высокая (95 %)
Удаление биогенов	Стимуляция для последующего удаления фосфора, разложение белковых соединений до аммонийного азота, денитрификация	Разложение аммонийного азота до нитритов и нитратов, фосфор не удаляется
Выход биомассы	Низкий	Высокий
Энергетические потребности	Низкие	Высокие
Требования бактерий к содержанию биогенных элементов в очищаемых сточных водах	Низкие	Высокие
Производство биогаза	Имеется	Отсутствует
Аэрозольные выбросы	Отсутствуют	Имеются
Способность сохранения стабильности процесса в присутствии токсических веществ	От средней до высокой	От низкой до средней
Период запуска	От 2 до 4 месяцев	От 2 до 4 недель

Таблица 2.51

Преимущества анаэробного процесса в сравнении с аэробным при биологической очистке сточных вод

Анаэробный процесс	Аэробный процесс
Устойчивость к высоким содержаниям органики. Процесс удовлетворительно функционирует при содержании БПК ₅ более 1000 мг/дм ³ в поступающих на очистку сточных водах	Присутствие восстановителей и больших концентрациях подавляет аэробный процесс. При содержании БПК ₅ 500-1000 мг/дм ³ в поступающих на биологическую очистку водах ограничивается перенос кислорода из жидкости в клетки бактерий
Биоценоз выдерживает прекращение подачи питания в течение месяца, удовлетворительно функционирует в условиях неравномерного притока сточных вод	Аэробы чувствительны к голоданию и неравномерному притоку сточных вод
Устойчивость к недостатку биогенов в сточных водах, анаэробы удовлетворительно функционируют при соотношении БПК ₅ : N : P — 400 : 7 : 1, процесс сохраняет устойчивость при соотношении 1000 : 7 : 1	Необходимое соотношение БПК ₅ : N : P — 100 : 1 ⁷ : 5 (обычно в бытовых сточных водах) сохраняет устойчивость при соотношении 100 : 5 : 1 (смесь бытовых и промышленных сточных вод). При недостатке азота и фосфора развиваются нитчатые бактерии, и процесс очистки нарушается обычно при сложном промышленном составе сточных вод (БПК ₅ : N : P — 100 : 3 : 0,5)
Прирост ила в среднем в 10 раз меньше, чем при аэробном процессе. Прирост составляет 0,1-0,2 кг биомассы на 1 кг удаляемого БПК ₅ . При неудовлетворительной эксплуатации анаэробных реакторов, а также в начальной стадии наращивания ила прирост может снижаться до 0,01 кг биомассы на 1 кг удаляемого БПК ₅ (Барнео, Фитцджеральд, 1990)	Прирост от 0,5 до 1,5 кг биомассы на 1 кг удаляемого БПК ₅ . Проблемы с утилизацией избыточного активного ила
Меньше затраты электроэнергии на перемешивание иловой смеси механическими мешалками, за счет чего эксплуатация анаэробного процесса более дешевая	Обязательная подача воздуха, затраты электроэнергии большие
Высокая устойчивость к токсикантам. Разлагаются сложные ксенобиотики, хлорорганические соединения, алифатические гидрокарбонаты (трихлорэтилен, тригалометан), диглики, фенол, серосодержащие соединения и пр.	Незначительная устойчивость к токсикантам. При шоковых нагрузках развивается нитчатое вздувание или биоценоз ила разрушается
При шоковом токсическом воздействии восстановление анаэробного ила занимает от нескольких часов до нескольких суток	При шоковом токсическом воздействии восстановление активного ила занимает от 2-3 недель до нескольких месяцев

Преимущества и недостатки анаэробного процесса очистки по сравнению с аэробным представлены в таблицах 2.51, 2.52, из которых видно, что применение анаэробных и полуанаэробных процессов предпочтительно в тех случаях, когда необходимо очищать высококонцентрированные сточные воды, получить стабильное качество очистки при переменном составе сточных вод, при недостатке биогенных веществ и присутствии токсикантов в сточных водах, поступающих на биологическую очистку. Анаэробная очистка, как первоначальная стадия, предпочтительна для высококонцентрированных сточных вод сахарных, спиртовых, дрожжевых заводов, сточных вод

сложного состава (ЦБК, нефтехимических и нефтеперерабатывающих заводов, химических комбинатов), а также для низкоконцентрированных сточных вод поселковых сооружений малой канализации и др.

Однако у анаэробного процесса в сравнении с аэробным имеются определенные недостатки (табл. 2.52). Из таблиц 2.50–2.52 видно, что применение анаэробного процесса для очистки сточных вод самостоятельно (без сочетания с аэробной стадией) недостаточно эффективно, так как степень очистки по БПК₅ невысокая (не более 90 %, а в большинстве случаев составляет 60–75 %). Кроме того, в самостоятельном анаэробном процессе не удаляется азот- и фосфорсодержащая органика. В аэробном процессе удаляется органический азот, обеспечивается нитрификация, а для удаления фосфора необходимо сочетание анаэробной и аэробной стадии очистки сточных вод.

Анаэробные микроорганизмы делятся на факультативных анаэробов (способных развиваться в условиях попеременно изменяющихся от полного отсутствия кислорода и в присутствии его незначительных количеств в водной среде) и облигатных анаэробов, для которых кислород в молекулярной форме ядовит и в его присутствии клетки теряют подвижность и активность.

Таблица 2.52

Недостатки анаэробного процесса в сравнении с аэробным при биологической очистке сточных вод

Анаэробный процесс	Аэробный процесс
Небольшие скорости реакции процесса. Широко применяется только в технологии глубокого удаления N и P, где под анаэробный процесс используется 1/3 объема от аэробных реакторов, так как удаляются исключительно P и N, а органика более эффективно удаляется на предварительной или последующей аэробной стадии. Для удаления органики требуется большее время пребывания, чем в аэробном процессе	Эффективное удаление органики (на 95 %) за 5–7 часов, высокие скорости реакции процесса
Большая влажность избыточного ила до 100 %	Влажность избыточного ила 99,2 %
Иногда наблюдается плохая осаждаемость и всплывание ила за счет образования избыточного количества газов	Склонность к китчтому всплыванию
Продуктивность низкая у анаэробных организмов. При первичном запуске очистных сооружений требуется не менее месяца или двух на наращивание биомассы	Наращивание ила при первичном запуске очистных сооружений 3–5 недель

Анаэробный способ извлечения энергии характеризуется тем, что свободный кислород в нем не принимает участия, а органические субстраты окисляются только за счет отщепления водорода. Освободившийся водород либо присоединяется к продуктам распада того же самого органического вещества, либо выделяется в газообразном состоянии.

Аэробный процесс всегда лимитирован количеством растворенного кислорода, растворимость которого в воде незначительна. Так, в 100 объемах пресной воды растворяется при 0 °С — 4,9, при 10 °С — 3,8, при 20 °С — 3,1, а при 30 °С — 2,6 объема кислорода. Кислородный дефицит не позволяет обеспечить удовлетворительное окисление трудноокисляемых ксенобиотиков и промышленных поллютантов сложного состава, а также высококонцентрированных по органическим и биогенным веществам сточных вод в аэротенках, то есть в аэробном процессе.

Анаэробный процесс лишен этого недостатка. Анаэробные организмы более устойчивы к воздействию токсикантов и обладают большим потенциалом приспособляемости к токсикантам, чем аэробные организмы. Содержание флавиновых дегидрогеназ (агенты детоксикации) в клетках анаэробов значительно выше, чем у аэробов. Кроме того, процесс спорообразования у анаэробных бактерий активируется наличием в среде солей металлов: марганца, цинка, железа, кобальта, лития, кадмия, никеля (Жизни растений, 1977). Эти две характерные особенности анаэробных организмов частично объясняют их поразительную устойчивость к воздействию токсикантов. Так, например, было установлено, что адаптированная культура бактерий анаэробных биофильтров не проявляет признаков угнетения при воздействии никеля 250, сульфидов 600 и формальдегида 400 мг/дм³ (Parkin, Speece et al., 1983).

Отмеченные возможности анаэробных организмов в трансформации загрязняющих веществ позволяет рекомендовать более широкое применение анаэробных процессов в очистке сточных вод сложного состава. Однако недостатки анаэробной очистки ограничивают ее использование в виде самостоятельной стадии и определяют ее применение как обязательное дополнение к аэробному процессу в аэротенках. Устройство анаэробного реактора на первой стадии биологической очистки (после осветления сточных вод в первичных отстойниках) — необходимое условие повышения эффективности очистки практически на каждом сооружении, поскольку анаэробные условия позволяют обеспечить:

устойчивые процессы очистки сточных вод с недостаточным или избыточным содержанием в них органических и биогенных веществ;

удовлетворительное разложение загрязняющих веществ в присутствии значительных концентраций промышленных токсикантов;

деструкцию трудноокисляемых ксенобиотиков устойчивых к окислению в аэробном процессе;

глубокое удаление биогенных веществ.

В свою очередь, глубокое удаление биогенных веществ происходит за счет:

а) разложения серосодержащих соединений;

б) удаления оксидов азота в процессе денитрификации, в результате подачи сточных вод в анаэробный реактор из нитрификатора;

в) удаления фосфатов в результате стимуляции у фосфорпотребляющей микрофлоры способности их «жадного» потребления в последующей аэробной стадии.

Важным фактором, определяющим развитие анаэробов, являются окислительно-восстановительные условия среды. Они выражаются через окислительно-восстановительный потенциал (ОВП), измеряемый с помощью потенциометров в вольтах или милливольтгах.

ОВП является количественной характеристикой окислительно-восстановительного состояния водной среды, содержащей вещества, способные окисляться и восстанавливаться. Величина ОВП определяется соотношением окисленных и восстановленных форм веществ, присутствующих в воде, и может быть как положительной (доминирование окисленных), так и отрицательной (доминирование восстановленных форм) величиной. Потенциалоопределяющими веществами являются кислород, сера, железо, марганец, сероводород, органические, а также соединения с переменной

валентностью. Также ОВП зависит от газового состава воды и в первую очередь от присутствия и количества растворенного кислорода, углекислого газа, сероводорода и т.д. Четкой корреляции между ОВП и присутствием газов не удается обнаружить, так как главенствующую роль в формировании ОВП играет наличие окислителей или восстановителей в воде.

Окислительно-восстановительный потенциал любой обратимой системы определяется по формуле Нернста:

$$Eh = E_0 + (0,0581/n) \lg(Ox/Red) \text{ при } t = 20 \text{ } ^\circ\text{C}, \quad (2.29)$$

где Eh — окислительно-восстановительный потенциал среды; E_0 — нормальный окислительно-восстановительный потенциал, при котором концентрации окисленной и восстановленной форм равны между собой; Ox — молярная концентрация окисленной формы; Red — молярная концентрация восстановленной формы; n — число электронов, принимающих участие в процессе.

E_0 является функцией pH среды, при $pH = 0$ значение E_0 самое высокое и равно 1,234 В. При нейтральных значениях pH , равных 7,0, $E_0 = 0,825$ В.

Самое низкое значение E_0 (0,407 В) наблюдается при щелочной pH . Наиболее сильные окислительные свойства кислород проявляет в кислой среде. ОВП (Eh) может быть низкий в присутствии восстановителей и высокий в присутствии окислителей.

В природной воде Eh колеблется от -400 до $+700$ мВ (Справочник по гидрохимии, Internetfiles, 2000). В чистых реках средней полосы России ОВП обычно составляет от $+400$ до $+500$ мВ. В паводковых весенних водах ОВП выше, летом снижается. Это связано не только с тем, что весенние воды обогащены кислородом, но также с тем, что биологические процессы, активизирующиеся летом, влияют на снижение ОВП. Так, например, значительное снижение ОВП происходит в природных водоемах при их цветении. В природных водоемах также, как на очистных сооружениях, в зависимости от наличия субстрата и преобладающих условий его разложения происходят процессы брожения (восстановление сульфатов до сероводорода, органического азота до аммиака, карбонатов до метана и т.д.) и биохимического окисления (органических веществ до углекислого газа и воды, аммиака до нитритов и нитратов; сероводорода до сульфатов и т.д.). Тесное взаимодействие химических и биологических процессов в формировании ОВП в сточных водах в процессе очистки легко представить на примере денитрификатора, при смешении очищенных сточных вод (содержащих окисленные формы соединений, например, NO_2 , NO_3) с осветленными (содержащими восстановленные формы соединений). ОВП в денитрификаторе должен быть не менее -150 мВ, оптимум в диапазоне от -150 до -300 мВ. При контакте сточных вод с различными ОВП происходит химический процесс изменения соотношения окисленных и восстановленных форм веществ. Низкий потенциал сточных вод с преобладанием восстановителей повышается, а высокий потенциал окислительной среды снижается, и это происходит до тех пор, пока не установится определенное равновесие.

Функциональная активность организмов активного ила сохраняется только у тех представителей, для которых характерна устойчивость к условиям с широким диапазоном ОВП. В табл. 2.53 приведены допустимые пределы колебаний pH и ОВП для различных водных организмов по литературным данным (цитируется с изменениями по Козинцевой, 1972).

Как видно из таблицы, в денитрификаторах активность сохраняют бактерии денитрификаторы и серобактерии.

В воде может быть низкий ОВП и при высокой концентрации кислорода и при его сильном более 100 % насыщении, что факультативные анаэробы удовлетворительно перенесут, если в среде будет находиться достаточное количество восстановителей, характеризующих загрязненность среды. Более того, на облигатных анаэробов кислород не оказывает губительного действия в тех случаях, когда ОВП среды низкий. Если к среде добавить восстановительные агенты, снижающие ОВП, то некоторые анаэробные микроорганизмы способны развиваться на таких средах в аэробных условиях.

Таблица 2.53

Пределы допустимых колебаний pH и Eh для различных гидробионтов

Гидробионты	Пределы pH	Пределы Eh , мВ
Водоросли	1,2–11,75	От +630 до -220
Бактерии — восстановители сульфатов	4,15–9,92	От +115 до -450
Пурпурные бактерии	4,92–9,75	От +328 до -230
Серобактерии	1,0–9,2	От +855 до -190
Зеленые бактерии	6,15–9,78	От +7 до -293
Железобактерии	2,0–8,9	От +850 до -60
Денитрификаторы	6,2–10,2	От +665 до -205

При наличии молекулярного кислорода в среде и высокого ОВП облигатные анаэробы погибают, так как их жизненно важные ферменты необратимо окисляются.

Контроль процессов, происходящих на очистных сооружениях, основан на измерении в сточных водах содержания растворенного кислорода, но этот метод пригоден только для характеристики аэробного процесса. Чтобы установить удовлетворительна или нет стадия анаэробного состояния активного ила, необходимо измерение окислительно-восстановительного потенциала, а данные о содержании растворенного кислорода в иловой смеси в этом случае малозначимы.

На сооружениях биологической очистки различают несколько типов условий в зависимости от ОВП:

окислительные условия в аэротенках $Eh > +100$ до +150 мВ;

микроаэрофильные условия (переходные окислительно-восстановительные) Eh от +50 до +100 мВ;

условия аноксидной зоны Eh от +50 до -50 и в пределах 0 мВ;

восстановительные условия (анаэробные) Eh от -50 до -300 мВ.

Окислительно-восстановительные условия можно выразить также через показатель rH_2 , характеризующий соотношение между H_2 и O_2 . В пределах от 0 до 40 rH_2 характеризует все степени восстановленности или окисленности среды в зависимости от насыщения ее кислородом либо водородом. Показатель rH_2 вычисляется по формуле:

$$rH_2 = \frac{Eh}{0,029} + 2pH. \quad (230)$$

Условия в биологическом реакторе по показателю rH_2 также подразделяются на

несколько типов:

окислительные аэробные условия (rH_2 от 20 до 40) обеспечивают жизнедеятельность аэробных организмов;

микроаэрофильные условия (rH_2 от 14 до 20) обеспечивают жизнедеятельность микроаэрофильных организмов;

условия аноксидной зоны (rH_2 от 10 до 14) обеспечивают жизнедеятельность факультативных анаэробов и аэробов;

восстановительные анаэробные условия (rH_2 от 0 не более 10) обеспечивают жизнедеятельность факультативных и облигатных анаэробов.

rH_2 среды также как Eh измеряется электродметрическим способом, с помощью потенциометров.

Кроме того, содержание в пробе веществ восстановительной природы можно измерить титрованием с пероксидом водорода. Биотестирование проб воды, в которой содержание восстановителей преобладает, выявляет токсичность если исследования проводятся на аэробных гидробионтах (рыбы, низшие ракообразные, колдовратки и пр.)

2.4.1.3.3. Интенсификация анаэробной стадии очистки сточных вод. Анаэробное сбраживание сырого осадка. Как подробно рассмотрено выше, биологический метод глубокого удаления азота и фосфора из сточных вод предполагает различное комбинирование анаэробных, аноксидных и аэробных стадий очистки, что позволяет без использования реагентных добавок удалять как азот (все его формы), так и фосфор. Создание условий для удовлетворительного протекания процессов очистки на каждой стадии играет существенную роль в получении окончательного результата. Наиболее сложно обеспечить удовлетворительные условия для эффективного протекания анаэробной стадии, создать низкий ОВП, поскольку это требует добавок веществ восстановительной природы. Добавки восстановителей необходимы для обеспечения в анаэробной стадии двух процессов: денитрификации и дефосфотации. Экспериментально показано (Henze et al., 1996), что для обеспечения удаления в процессе денитрификации 1 кг азота в виде нитратов требуется добавлять 4–6 кг легкоокисляемой органики, а для удаления 1 кг растворенных форм фосфора из сточных вод необходимо вносить 10 кг легкоокисляемой органики.

При реализации технологии глубокого удаления соединений азота и фосфора, как правило, в аноксидную и (или) анаэробную зону подаются поступающие сточные воды и возвратный ил. Если в этом рециркулирующем потоке возвратного ила содержание нитратов велико, за счет интенсивной нитрификации и мелочной предварительной денитрификации, то эффективность дефосфотации существенно снизится, что связано не только с расходом восстановителей на денитрификацию и повышением ОВП. Как было установлено (Lötter, 1985) бактерии, способные накапливать фосфор (*Acinetobacter* и др.) в присутствии нитратов переводят их в свободный азот и по этой причине мало потребляют фосфатов в последующей (аэробной) зоне. Поэтому чем больше нитратов поступает в анаэробную зону, тем больше восстановителей в эту зону надо подавать, поскольку они будут использоваться как для обеспечения денитрификации, так и для снабжения субстратом организмов, способных накапливать фосфор в последующей аэробной стадии.

Таким образом, при необходимости удаления из сточных вод всех форм азота и фосфора биологическим способом возникает задача снабжения анаэробной стадии достаточным количеством легкоокисляемой органики. Обеспечить анаэробную зону легкоокисляемой растворимой органикой можно тремя способами:

1) подачей в анаэробный реактор неочищенных сточных вод без первичного отстаивания (рис. 2.48). Однако, это возможно только при условии незначительного содержания в поступающих на очистку сточных водах сложноокисляемых и токсичных соединений, которые могут неблагоприятно влиять на активный ил вплоть до провокации его вспухания;

2) подачей в анаэробный реактор готовых химических соединений или их растворов, например, метанола (рис. 2.49), что сложно как с экономических, так и с технологических позиций;

3) подачей в анаэробный реактор осветленных сточных вод, содержащих продукты ацидофикации сырого осадка (рис. 2.50).

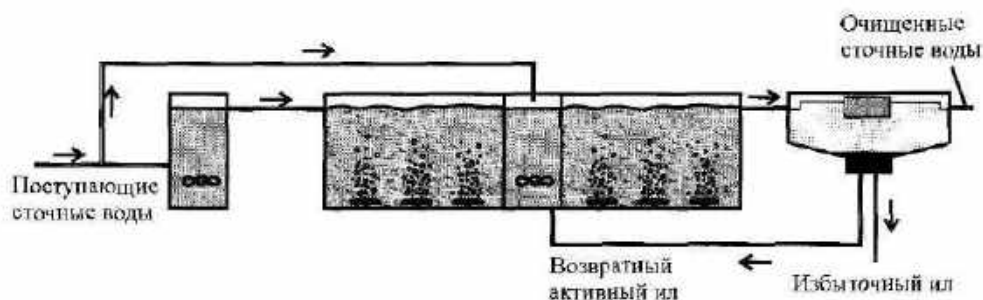


Рис. 2.48. Схема обеспечения анаэробной зоны восстановителями подачей сточных вод, исключая их первичное отстаивание

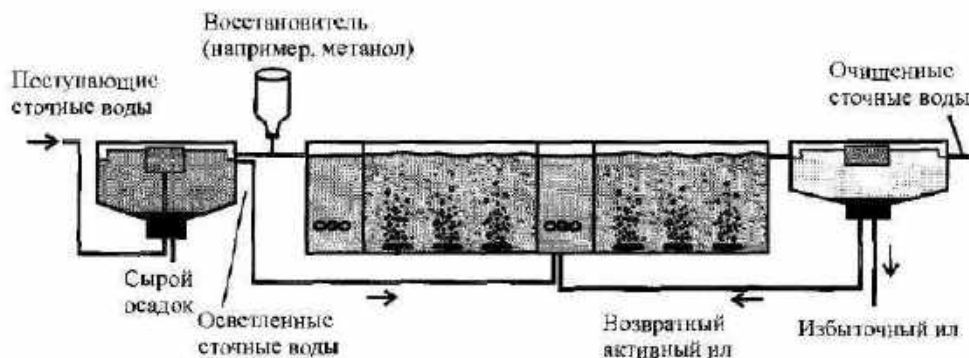


Рис. 2.49. Схема обеспечения анаэробной зоны восстановителями подачей растворов химических веществ

Процесс анаэробного сбраживания сырого осадка для обеспечения эффективной анаэробной стадии следует рассмотреть более подробно, поскольку технология ацидофикации сырого осадка на сооружениях биологической очистки может с успехом применяться для решения сразу нескольких проблем, а именно:

как метод оздоровления активного ила во всех случаях нарушения флокулообра-

зования, седиментации и даже вспухания ила, так как он позволяет обеспечить ил необходимой легкоокисляемой органикой и биогенными элементами;

как метод снижения токсического воздействия на активный ил промышленных поллютантов, за счет анаэробного разложения их в процессе брожения;

как метод обеспечения эффективного удаления всех форм азотсодержащих веществ, т.е. для усиления как нитрификации (за счет повышения устойчивости ила к воздействию токсикантов), так и денитрификации (за счет обеспечения анакисидной зоны восстановителями);

как метод глубокого удаления всех биогенных элементов, включая соединения серы и фосфора за счет обеспечения анаэробной зоны восстановителями;

как метод улучшения влагоотдающих свойств сырого осадка и снижения его объема;

как метод интенсификации биологической очистки на поселковых сооружениях малой канализации, где процессы аммонификации, анаэробного разложения серосодержащих соединений, линидов, стойких углеводов и клетчатки обеспечиваются неудовлетворительно.

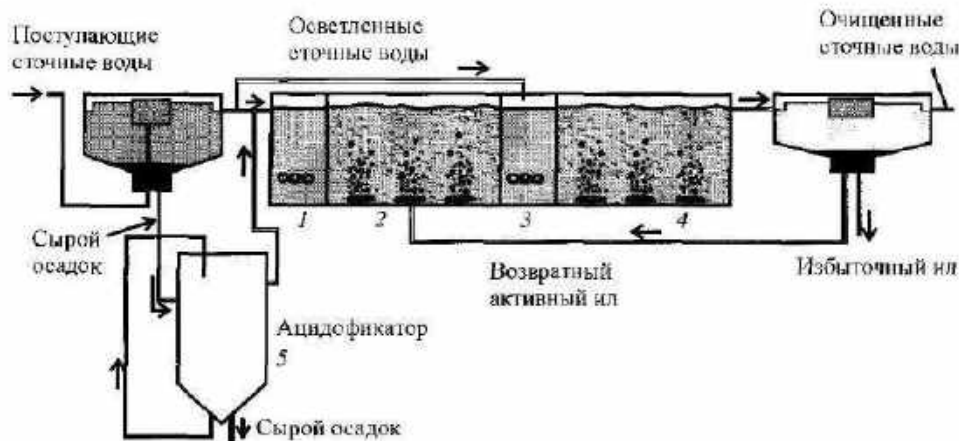


Рис. 2.50. Схема удаления биогенных элементов из сточных вод с использованием продуктов ацидогенеза сырого осадка в анаэробной и анакисидной зоне

Сухое вещество сырого осадка состоит на 60–80 % из органических веществ: углеводов, жиров и белков. При этом содержание органических веществ в осадках городских сточных вод лишь немного уступает их содержанию в сточных водах мясоперерабатывающих комбинатов (богатых органогенами). Проведенные исследования (Шифрин, Чеснова, 1970) осадков сточных вод на очистных сооружениях г. Москвы показали, что содержание жиров в них составляет 30 %, углеводов 23 % и белков 24 %. В то время, при анализе осадков сточных вод Лужского мясоперерабатывающего комбината было установлено, что в них содержится несколько больше жиров (42 %), значительно меньше белков (17 %) и практически столько же углеводов (22 %).

В табл. 2.54 представлены данные более полного исследования осадков сточных вод городских очистных сооружений на содержание в них органических веществ и основных биогенных элементов.

Таблица 2.54

Содержание углеродсодержащей органики и основных биогенных элементов в сыром осадке и избыточном активном иле на сооружениях г. Челябинска

Гидрохимические показатели качества	Содержание в сыром осадке	Содержание в избыточном активном иле	Примечания
<i>pH</i>	5,5	6,8	
Зольность, %	24,8	30,4	В пересчете на сухую массу ила, осадка
Влажность, %	95,37	97,95	То же
Сухой остаток, %	4,63	2,05	В пересчете на единицу пробы
Органическое вещество, %	75,2	69,6	В пересчете на сухую массу ила, осадка
Общий азот, %	3,38	6,23	То же
Общий фосфор (P ₂ O ₅), %	1,42	1,44	— " —
Общий калий (K ₂ O), %	0,25	0,35	— " —
Сера общая, мг/кг	2391	6026	— " —
Железо, мг/кг	10870	14000	— " —
Летучие жирные кислоты, мг-экв/дм ³	23,3	8,60	На единицу объема фильтрата
Мочевина, мг/кг	8,00	3,00	На единицу пробы ила, осадка
Ион аммония (NH ₄ ⁺), мг/кг	5528	5894	В пересчете на сухую массу ила, осадка
Сульфат ион (SO ₄ ²⁻), мг/кг	2667	6587	В фильтрате
Сульфид ион (S ²⁻), мг/кг	115	580	В фильтрате

В анаэробных условиях углеродсодержащие органические вещества сырого осадка разлагаются с образованием жирных кислот, спиртов, угольной кислоты, окиси углерода, воды, водорода и метана. При брожении жиров вначале образуются летучие жирные кислоты, которые затем при помощи метанобактерий разлагаются до метана и угольного газа. Азотсодержащая органика разлагается с образованием аммиака и свободного азота, серосодержащая – с образованием сероводорода. Нерастворимые органические вещества сырого осадка в результате анаэробного сбраживания трансформируются в легкоокисляемую растворимую органику.

Процессы анаэробного разложения органических соединений сырого осадка протекают в три стадии (рис. 2.51). При этом надо учитывать, что приведенная схема не отражает всего многообразия анаэробных процессов, происходящих при очистке сточных вод, сложный состав которых стимулирует развитие разнообразных специфических анаэробных микроорганизмов.



Рис. 2.51. Трехстадийный процесс анаэробного разложения органических соединений

Первые две стадии анаэробного гидролиза и ацидогенеза завершаются продуцированием низкомолекулярных летучих жирных кислот и по продолжительности более краткосрочны, чем третья стадия метаногенеза. Именно эти две первые стадии используются в очистке сточных вод для получения легкоокисляемой органики из сырого осадка в результате его ацидофикации.

Для ацидофикации сырого осадка на действующих сооружениях биологической очистки можно применить два технологических процесса:

- 1) в имеющихся первичных отстойниках (рис. 2.52);
- 2) в дополнительно построенных для этой цели отстойниках ацидофикаторах (рис. 2.50).



Рис. 2.52. Схема использования первичного отстойника для ацидофикации сырого осадка

Использование продуктов ацидогенеза сырого осадка на сооружениях биологической очистки позволяет оздоровить активный ил, улучшить его седиментационные и

ферментативные свойства, а также значительно повысить эффективность денитрификации и дефосфотации (табл. 2.55). Следовательно, применять технологию ацидофикации сырого осадка рекомендуется при недостатке питательных веществ в сточных водах, при хроническом вспухании активного ила, при необходимости интенсифицировать процессы удаления биогенных элементов и т.п.

Таблица 2.55

**Эффективность удаления фосфора из сточных вод
при использовании различных схем биологической очистки**

Применяемый процесс очистки сточных вод	Эффективность удаления фосфора, %
Первичное отстаивание	5-15
Аэротенки (обычный процесс биологической очистки при уровне незначительной нитрификации)	10-30
Комбинированная схема нитрификации-денитрификации и биологического удаления фосфора ¹⁾ :	
а) без ацидофикации	60-70
б) с предварительной ацидофикацией	70-95
г) с последующим применением реагентов	80-95

¹⁾ Приводятся значения по данным, полученным в результате реализации технологии глубокого удаления азота и фосфора на действующих очистных сооружениях в Европейских странах.

В результате анаэробной ацидофикации из сырого осадка образуется как легкоокисляемая растворимая органика, так и летучие жирные кислоты, чем успешнее процесс образования этих веществ, тем полнее обеспечивается активный ил полноценным питанием, эффективнее протекает процесс денитрификации и тем больше фосфора удается изъять из сточных вод, за счет накопления его в клетках бактерий активного ила.

Летучие жирные кислоты и легкоокисляемая органика затрачиваются на процессы денитрификации и удаления фосфатов. Для эффективного протекания этих двух процессов в одном анаэробном танке необходимы добавки органики и летучих жирных кислот в достаточно высоких концентрациях: до 500-800 мг/дм³ легкоокисляемой фракции ХПК и до 400 мг/дм³ летучих жирных кислот. Содержание легкоокисляемой органики в сточных водах характеризуется по показателю БПК₅ или по ХПК в фильтрованной пробе. Для характеристики содержания легкоокисляемых органических веществ в сточных водах при осуществлении оперативного контроля наиболее пригоден анализ ХПК в фильтрованной пробе. Скорость потребления летучих жирных кислот в анаэробной зоне 60 мг/г сухого вещества ила в час. Скорость денитрификации составляет от 2,3 до 9,3 мг азота на 1 мг беззольного вещества ила в 1 час (Яковлев, Карюхина, 1980) и зависит от используемого источника дополнительной легкоокисляемой органики.

Оптимальные параметры среды для ацидофикации сырого осадка. К основным факторам, влияющим на эффективность ацидофикации сырого осадка относятся: температура, кислотность среды, окислительно-восстановительный потенциал, состав очищаемых сточных вод, время пребывания сырого осадка в ацидофикаторе и пр.

Один из наиболее важных параметров успешного ацидогенеза сырого осадка —

температура, которая влияет на сроки ацидофикации. Ацидофикаторы могут работать при психрофильных (более 20 °С), мезофильных (20–45 °С) или термофильных (50–65 °С) условиях. Термофильные ацидофикаторы имеют высокие скорости реакции, однако это не окупает стоимость дополнительной тепловой энергии, необходимой для поддержания более высоких температур. Данное обстоятельство объясняет достаточно редкое использование на практике отдельных ацидофикаторов, требующих обязательного подогрева осадка в зимнее время. Если ацидофикация сырого осадка совмещается с процессом удаления взвешенных веществ в действующих первичных отстойниках, то подогрева осадка не требуется, так как его температура зависит, в основном, от температуры очищаемых сточных вод, которая в зимний период (при наличии горячего водоснабжения в населенном пункте) не опускается ниже 12–15 °С. Нижняя граница оптимума для удовлетворительной ацидофикации находится в пределах 15 °С, при температуре сточных вод ниже 9 °С скорость ее резко снижается. Температура окружающего воздуха не имеет столь значимого влияния на процесс ацидофикации, однако последний протекает более эффективно в зимний период в глубоких вертикальных отстойниках, имеющих меньшую поверхность охлаждения. Учитывая этот факт, следует в зимнее время накрывать ацидофикаторы деревянными щитами, изготовленными из досок толщиной 50–70 мм с утеплением. При небольшой площади поверхности ацидофикаторов это можно легко осуществить, изготовив опорные перекрытия.

Концентрация водородных ионов является важным фактором при гетероацидогенном процессе. Оптимум pH находится в диапазоне 6,2–7,6, причем в процессе ацидогенеза сточные воды могут несколько подкисляться. Однако регулирования pH при этом не требуется, поскольку в результате взаимодействия между аммонийными (образующимися в процессе брожения) и гидрокарбонатными ионами создается буферная емкость. В результате снижения pH в процессе брожения может измениться цвет сырого осадка, который обычно имеет черный цвет за счет образующегося сернистого железа из железа и сероводорода, присутствующих в очищаемых сточных водах. При подкислении сырого осадка этот процесс тормозится, и цвет осадка осветляется.

На ход процесса влияет также окислительно-восстановительный потенциал, который в ацидофикаторах должен быть не менее -150 мВ.

Токсины снижают биологическую активность анаэробных микробов на стадии ацидофикации и в этом плане наиболее опасны ионы тяжелых металлов и СПАВ. При этом нельзя забывать, что анаэробные организмы превосходят по устойчивости к воздействию токсикантов аэробов.

Поскольку прирост анаэробного ила в 10 раз меньше, чем аэробного, следует для поддержания необходимой концентрации постоянно осуществлять рециркуляцию анаэробного ила. Время пребывания твердой фракции сырого осадка в ацидофикаторах составляет несколько суток для обеспечения достаточной дозы анаэробного ила. При первичном наращивании осадка в отдельных сбраживателях необходимо учесть, что время наращивания должно быть в 2–4 раза больше, чем для аэробных процессов. Даже при высокой температуре (35 °С) на первичное наращивание анаэробного ила требуется от 30 до 60 суток. Поэтому желательно в начальном цикле ацидофикации «заразить» сырой осадок осадком из метантенков, если таковые имеются на данных

или близко расположенных сооружениях. При использовании первичных отстойников в качестве ацидофикаторов необходимо предусмотреть неполную отгрузку сырого осадка на утилизацию для обеспечения необходимого количества «затравки» для последующего цикла ацидофикации.

Обязательными условиями для удовлетворительного процесса ацидогенеза является эффективное предварительное удаление из сточных вод инертных к анаэробному сбраживанию загрязняющих веществ: отбросов, мусора, песка. Для этого требуется установка на очистных сооружениях решеток с прозорами не менее 6–10 мм. Удаление в песколовках песка всех фракций, включая мелкие (менее 0,1 мм), на действующих сооружениях требует, как правило, реконструкции песколовков в аэрируемые.

Реконструкция первичных отстойников для обеспечения ацидофикации сырого осадка. Реконструкция первичных отстойников предполагает, что они будут выполнять, кроме своей основной функции — осаждения взвешенных и оседающих веществ, дополнительную функцию ацидофикации осадка, поэтому она должна быть проведена так, чтобы эффективность осветления сточных вод не снизилась или снизилась минимально.

Время пребывания сточных вод в первичных отстойниках (после их реконструкции) не должно превышать предусмотренное проектом, то есть не должно быть более 2 ч, а время пребывания сырого осадка в приемках увеличивается с 8–12 ч (по проекту) до 3–5 и более суток, что обеспечивается периодической внутренней циркуляцией осадка. Осадок забирается из приемков и насосом подается в поступающую в первичные отстойники воду 4–7 раз в сутки, при этом трубу (подающую осадок) следует заглубить в поток сточных вод так, чтобы осадок не обогащался кислородом воздуха. Циркуляция осадка способствует удалению газов из него и не позволяет ему уплотняться. Уплотнение осадка угнетает процесс его брожения. Недостаточная частота циклов циркуляций осадка приводит к увеличению выноса взвешенных веществ из первичных отстойников и торможению процесса ацидофикации. Рециркулирующий осадок в момент циркуляции разбавляется очищенной водой из вторичных отстойников для увеличения массового выхода необходимых фракций из осадка. Это обеспечивается устройством дополнительной емкости смешения сырого осадка с очищенной водой и дополнительными насосами для их откачки и смешения. Если обеспечение данного условия чем-либо ограничено, то во время рециркуляции сырого осадка можно подавать небольшие порции очищенных сточных вод в поток сточных вод, поступающих в первичные отстойники. Но это допускается только при условии, что первичные отстойники не перегружены по объему сточных вод. Такие добавки очищенных сточных вод способствует более быстрому переходу органических веществ, содержащихся в сыром осадке, из нерастворимого в растворимое состояние за счет дополнительного разбавления.

Отгрузка сырого осадка на утилизацию не осуществляется в течение трех или пяти суток (до завершения ацидофикации). Время пребывания сырого осадка в первичном отстойнике уточняется экспериментально и определяется по величине выноса взвешенных веществ из первичных отстойников и по эффективности образования летучих жирных кислот, легкоокисляемой органики, а также по степени сбраживания сырого осадка.

Степень сбраживания сырого осадка определяется по его беззольному веществу до начала его брожения и после завершения ацидофикации. Распад осадка (ΔX) рассчитывается по формуле:

$$\Delta X = \frac{X_1 - X_2}{X_1} \cdot 100 \%, \quad (2.31)$$

где X_1 — беззольное вещество сырого осадка до начала процесса ацидофикации, г/дм³; X_2 — беззольное вещество в выгружаемом осадке, г/дм³.

Степень сбраживания осадка должна составлять не менее 3–5 % при удовлетворительной ацидофикации.

Избыток сырого осадка периодически (по мере его накопления и завершения ацидофикации) удаляется. Сигналом для очередной отгрузки сырого осадка из отстойника-ацидофикатора служит снижение содержания легкоокисляемой органики и ЛЖК в осветленных водах, повышение зольности осадка. Таким образом, пребывание сырого осадка в первичном отстойнике, реконструированном под ацидофикатор, увеличивается до нескольких суток, что приводит к повышению его концентрации в 3–5 раз по сравнению с обычной эксплуатацией.

Концентрация сырого осадка должна поддерживаться в ацидофикаторе от 10 до 20 г/дм³, что теоретически позволит получить в осветленных водах от 70 до 400 мг/дм³ летучих жирных кислот или от 120 до 800 мг/дм³ легкоокисляемой органики (в фильтрованной пробе ХПК).

Увеличение времени пребывания сырого осадка в первичном отстойнике (даже в условиях его периодической рециркуляции) может привести к избыточному выносу взвешенных веществ из отстойника. В ацидофицирующем осадке возможно избыточное образование газов: углекислого, метана и других, что может приводить к повышенному выносу анаэробного осадка из первичных отстойников. Пузырьки газов, вынося частицы осадка, могут образовывать пену на поверхности ацидофикатора. Для предотвращения выноса осадка и усиления анаэробных условий в ацидофикаторе, если он проектируется как отдельный сбраживатель, предусматривается его достаточно большая глубина от 5 до 10 метров. В первичных отстойниках проводятся мероприятия по предотвращению выноса осадка. В радиальных и вертикальных отстойниках устанавливают на расстоянии 0,3–0,5 м от водосборных лотков полупогруженные деревянные щиты по всему периметру отстойника. Низ щитов погружают в воду на 0,25–0,3 м, а верх должен возвышаться над уровнем воды на 0,2–0,3 м (Жуков и др., 1969). Щиты обеспечивают удовлетворительное сползание осадка и удержание всплывающего осадка в отстойниках.

При необходимости устанавливается также поверхностная камера для улавливания всплывающего осадка и к ней приваривается отдельный трубопровод, который соединяется с общей системой удаления избыточного сырого осадка. У горизонтальных отстойников увеличивают перелив (рис. 2.53); если они оборудованы скребковым механизмом, уменьшают расстояние между скребками и обеспечивают его более частую или даже круглосуточную работу для лучшего перемешивания осадка.

При использовании технологии ацидофикации осадка в действующих первичных отстойниках не рекомендуется добавлять в них избыточный активный ил, который совместно с сырым осадком сбраживается только в отдельно строящихся

ацидофикаторах. Добавки избыточного активного ила в первичные отстойники-ацидофикаторы приводят к существенному нарушению гравитационного осаждения взвешенных веществ. Однако на практике, реконструкция первичных отстойников под ацидофикаторы сырого осадка на тех сооружениях, где реализована технология направления избыточного активного ила в первичные отстойники, показала, что и в этом случае можно получить положительные результаты. Так, например, на очистных сооружениях г. Сергиев Посад, работающих в режиме средних нагрузок на активный ил (от 140 до 300 мг БПК₅/г ила в сутки) по рекомендациям автора была проведена реконструкция радиальных отстойников под ацидофикаторы сырого осадка. В соответствии с существующей на данных сооружениях технологической схемой, в отстойники подавался весь объем образующего избыточного активного ила. В результате ацидофикации смеси осадков удалось понизить индекс активного ила на 40 см³/г за счет снижения численности нитчатых организмов, снизить содержание нитратов в очищенных водах с 38 до 27 мг/дм³, фосфатов с 8,17 до 5,76 мг/дм³ (по среднемесячным данным) за счет денитрификации и дефосфотации. При этом в аэротенках не проводилось никаких мероприятий по обеспечению анаэробных зон.

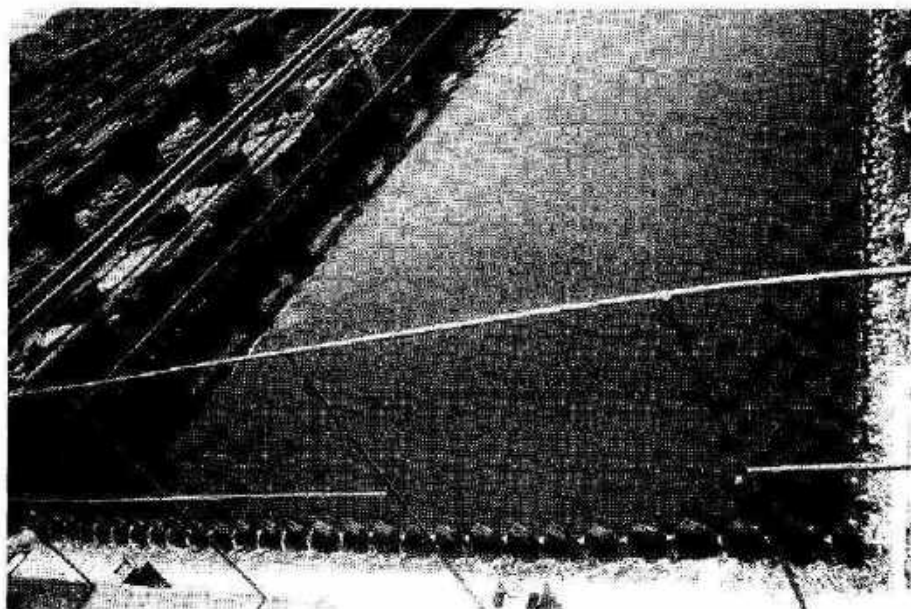


Рис. 2.53. Увеличенная длина зубчатого водоперелива за счет использования 1/3 длины боковых стен горизонтального отстойника. Сооружения биологической очистки г. Муром

На очистных сооружениях г. Зеленограда схема использования первичных отстойников для ацидофикации сырого осадка была реализована на одной из очередей в апреле 1996 г. При этом система рециркуляции ила не обеспечивалась, сырой осадок просто задерживался в первичных отстойниках до 2–3-х суток без отгрузки, применялись мероприятия по сокращению выноса взвешенных веществ из отстойников (полуогруженные деревянные щиты, сбор всплывающего осадка). В результате удалось усилить процессы денитрификации в аэротенках (табл. 2.56) без обеспечения

зоны денитрификации. К сожалению, процесс дефосфотации в этот период не контролировался и не может быть оценен.

Таблица 2.56

**Повышение эффективности денитрификации на о/с г. Зеленограда
в результате использования процесса ацидофикации
в первичных отстойниках¹⁾**

Содержание загрязняющих вещества в биологически очищенных сточных водах, мг/дм ³	Без ацидофикации сырого осадка	С ацидофикацией сырого осадка
NH ₄ -N	1,0–2,0	0,5–1,0
NO ₂ -N	0,01–0,2	0,01–0,1
NO ₃ -N	7,0–9,0	0,09–1,0

¹⁾ Среднемесячные данные до эксперимента и в период после использования первичных отстойников под ацидофикаторы сырого осадка.

Классическая технология ацидофикации сырого осадка в действующих первичных отстойниках (с периодической 4–7 раз в сутки подачей сырого осадка из приемков первичных отстойников в поток сточных вод, поступающих в отстойники), была внедрена по рекомендациям автора в марте 2001 г. на очистных сооружениях г. Краснознаменска. В течении месяца от начала ацидофикации осадка удалось добиться существенного улучшения свойств активного ила, подавить нитчатое хламидобактериальное вслухание, значительно повысить эффективность нитрификации (табл. 2.57).

Таблица 2.57

**Повышение эффективности нитрификации на очистных сооружениях
г. Краснознаменска в результате ацидофикации осадка
в первичных отстойниках**

Содержание различных азотсодержащих соединений в доочищенных сточных водах, мг/дм ³	Без ацидофикации осадка (средние данные по результатам 38 измерений 2000 г.)	С ацидофикацией осадка (средние данные по результатам 32-х измерений 2001 г.)
NH ₄ -N	19,49	2,73
NO ₂ -N	0,06	1,01
NO ₃ -N	0,14	14,73

Поскольку технология ацидофикации сырого осадка применялась на третьей и четвертой линии сооружений, но не применялась на второй (задержка реконструкции) можно пронаблюдать заметную разницу в эффективности процесса нитрификации на этих линиях (табл. 2.58).

Однако на сооружениях г. Краснознаменска в результате реконструкции первичных отстойников под ацидофикаторы не удалось обеспечить процесс денитрификации, так как эффективная ацидофикация сырого осадка была ограничена гидравлическими перегрузками первичных отстойников. В результате неполноценной ацидофикации и специфического качества осадка содержание легкоокисляемой органики в осветленных водах составляло не более 126 мг/дм³ по ХПК в фильтрованной пробе и ЛЖК не более 78,6 мг/дм³. Резкое падение этих значений наблюдалось на четвертые

сутки циркуляции сырого осадка, что служило сигналом для его отгрузки и возобновлению процесса на новых порциях осадка.

В результате ацидофикации улучшаются свойства самого сырого осадка, который в процессе брожения сокращает свой объем на 20-40 %, лучше обезвоживается и хорошо высушивается на иловых площадках. Прирост активного ила за счет дополнительного питания несколько возрастает.

Таблица 2.58

Повышение эффективности нитрификации на реконструированных третьей и четвертой линиях в сравнении с обычной на второй линии очистных сооружений г. Краснознаменска

Содержание различных азотсодержащих соединений в очищенных сточных водах после вторичных отстойников, мг/дм ³	Первичные отстойники не реконструированы под ацидофикацию сырого осадка		Реконструированные первичные отстойники (с ацидофикацией)			
	2 линия		3 линия		4 линия	
	1,04,01	3,04,01	1,04,01	3,04,01	1,04,01	3,04,01
NH ₄ -N	6,88	7,60	1,88	3,51	1,24	2,53
NO ₃ -N	5,18	4,79	8,49	7,35	9,49	8,19

Если на очистных сооружениях запроектированы и удовлетворительно функционируют двухъярусные отстойники, то в них в результате сбраживания образуется от 200 до 800 мг/дм³ летучих жирных кислот, которые могут использоваться для обеспечения анаэробной стадии при реконструкции сооружений для глубокого удаления азота и фосфора. При этом необходимо изменить режим эксплуатации двухъярусных отстойников так, чтобы очередная отгрузка сырого осадка производилась после резкого падения количественного содержания жирных кислот в осветленных водах. Это предотвратит развитие последующих стадий брожения и в достаточном количестве обеспечит активный ил растворенными органическими продуктами питания в анаэробных зонах.

2.4.1.3.4. Контроль процесса глубокого удаления биогенных элементов. Эффективное удаление соединений азота и фосфора методом биологической очистки при сочетании аэробной и анаэробной стадий, может быть обеспечено только при условии налаженного контроля результативности и управления процессом в разных зонах.

Гидрохимическое качество сточных вод измеряется в соответствии с принятым графиком контроля (Приложение 1), который дополняется необходимыми измерениями определенных параметров и контролем за поддержанием их оптимальных значений в исходных сточных водах, в анаэробной, аэробной и аноксидной зонах и в очищенных водах. Если на очистных сооружениях реализована схема обеспечения нитрификации-денитрификации, то контроль расширяется и дополнительные измерения выполняются по графику, представленному в табл. 2.59, в случае обеспечения нитрификации-денитрификации и дефосфатации дополнительные измерения выполняются по графику, представленному в табл. 2.60.

Таблица 2.59

**График лабораторного контроля результативности процесса
нитрификации-денитрификации**

Место отбора проб	Определения	Оптимальная величина параметра
Сточные воды до решеток или после решеток	1. Температура воды, °C 2. pH 3. Общий азот по Кьельдалю, мг/дм ³ 4. Азот аммонийных солей, мг/дм ³ 5. Азот нитритов, мг/дм ³ 6. Азот нитратов, мг/дм ³ 7. Фосфаты, мг/дм ³ 8. Токсичность 9. Специфические ингредиенты (металлы, токсические вещества), мг/дм ³	1. Нитрификация — 15–30 денитрификация — 10–35 2. Нитрификация — 7,2–8,6 денитрификация — 7,0–7,5 3. Не превышает NH ₄ более чем на 30 % 4. Не более 40,0 5. Допустимые пределы оговариваются в применяемой схеме очистки 6. Допустимые пределы оговариваются в применяемой схеме очистки 7. Допустимые пределы оговариваются в применяемой схеме очистки 8. Отсутствие или в допустимых пределах 9. Если токсичность выше установленных экспериментально допустимых пределов, то определяются специфические ингредиенты
Иловая смесь из аноксидной зоны	1. Температура, °C 2. pH 3. ОВП (Еh), мВ 4. Растворенный кислород, мгО ₂ /дм ³	1. 15–30 2. 7,0–7,5 3. от +50 до –50 4. 0,2–0,8
Иловая смесь из аэробной зоны	1. Температура, °C 2. pH 3. Растворенный кислород, мгО ₂ /дм ³ 4. Иловой индекс, см ³ /г	1. 15–30 2. 7,0–8,0 3. 2,5–3,5 4. Не более 150
Очищенные сточные воды	1. Температура воды, °C 2. pH 3. БПК ₅ , мг/дм ³ 4. Азот аммонийных солей, мг/дм ³ 5. Азот нитритов, мг/дм ³ 6. Азот нитратов, мг/дм ³ 7. Фосфаты, мг/дм ³ 8. Растворенный кислород, мгО ₂ /дм ³ 9. Токсичность	1. В соответствии с установленными нормативами на сброс сточных вод, но не более, чем на 5 °C больше температуры воды водоема 2. 6,5–8,5 3. 10,0 4. 1,0–2,0 5. В сумме с NO ₃ не более 9,0 6. В сумме с NO ₃ не более 9,0 7. Возможно увеличение по сравнению с содержанием в поступающей воде 8. Не менее 2,0 9. Отсутствие

Таблица 2.60

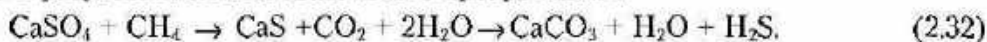
**График лабораторного контроля результативности процессов
нитрификации—денитрификации и дефосфатации биологическим методом**

Место отбора проб	Определения	Оптимальная величина параметра
Сточные воды до решеток или после решеток	1. Температура воды, °C 2. pH 3. Общий азот по Кьельдалю, мг/дм ³ 4. Азот аммонийных солей, мг/дм ³ 5. Азот нитритов, мг/дм ³ 6. Азот нитратов, мг/дм ³ 7. Фосфаты, мг/дм ³ 8. Токсичность 9. Специфические ингредиенты (металлы, токсические вещества), мг/дм ³	1. 15–30 2. 7,0–8,0 3. Не превышает NH ₄ более чем на 30 % 4. Не более 40,0 5. Допустимые пределы оговариваются в применяемой схеме очистки, обычно NO ₂ +NO ₃ не более 1,0 6. То же 7. Не более 15,0 8. Отсутствие или в допустимых пределах 9. Если токсичность выше установленных экспериментально допустимых пределов, то определяются дополнительные специфические ингредиенты
Иловая смесь из анаэробной зоны	1. Температура, мг/дм ³ 2. pH 3. ОВП (Еh), мВ 4. Гидробиологический анализ	1. 15–30 2. 7,0–7,5 3. От –100 до –300 4. Анаэробный биоценоз
Воды, содержащие добавки легкоокисляемой органики и поступающие в анаэробную зону	1. ХПК в фильтрованной пробе, мг/дм ³ 2. Летучие жирные кислоты, мг/дм ³	1. Желательно не менее 400–500 2. Желательно не менее 400
Иловая смесь из аноксидной зоны	1. Температура, °C 2. pH 3. ОВП (Еh), мВ 4. Растворенный кислород, мгО ₂ /дм ³	1. 15–30 2. 7,0–7,5 3. От +50 до –50 4. 0,2–0,8
Иловая смесь из аэробной зоны	1. Температура воды, °C 2. pH; 3. Растворенный кислород, мгО ₂ /дм ³ 4. Иловой индекс, см ³ /г 5. Гидробиологический анализ	1. 15–30 2. 7,0–8,0 3. 2,5–3,5 4. Не более 150 5. Аэробный нитрифицирующий биоценоз
Очищенные сточные воды	1. Температура воды, °C 2. pH 3. БПК ₅ , мг/дм ³ 4. Азот аммонийных солей, мг/дм ³ 5. Азот нитритов, мг/дм ³ 6. Азот нитратов, мг/дм ³ 7. Фосфаты, мг/дм ³ 8. Растворенный кислород, мгО ₂ /дм ³ 9. Токсичность	1. В соответствии с установленными нормативами на сброс сточных вод, но не более, чем на 5 °C больше температуры воды водосма 2. 6,5–8,5 3. 10,0 4. 1,0 5. В сумме с NO ₃ не более 9,0 6. В сумме с NO ₂ не более 9,0 7. 1,0–1,5 8. Не менее 2,0 9. Отсутствие

2.4.2. Соединения серы и процессы их трансформации при биологической очистке сточных вод. Источники соединений серы в бытовых сточных водах — это выде-

ления человека и сульфаты, наиболее преобладающий анион в питьевых и природных водах.

Серосодержащие органические вещества поступают в канализацию с бытовыми органическими отходами, выделениями человека, остатками белков и аминокислотами, а также с производственными отходами (ЦБК, нефтехимия, нефтепереработка и т.д.) в виде сероводорода (H_2S) и его растворенных в воде форм: сульфидов (H_2S , HS^-); гидросульфида аммония (NH_4HS), сульфида натрия (Na_2S), тиосульфатов ($S_2O_3^{2-}$), дисульфидов ($RSSR$), сульфитов (SO_3^{2-}), меркаптанов ($R-SH$): метилмеркаптана, этилмеркаптана, пропилмеркаптана и др. Дегградация аминокислот в неорганические серосодержащие вещества является источником меркаптановых и сероводородных запахов в канализации. Даже такие устойчивые соединения как сульфаты, присутствующие в сточных водах, в канализации реагируют с органическими веществами и под влиянием восстановительных процессов образуют сероводород. Это происходит в результате последовательных превращений:



Неорганические соединения серы вызывают коррозию металлических труб в канализации, так как они окисляются до серной кислоты в конденсате, который осаждается на трубах.

В первичных отстойниках серосодержащие соединения вступают во взаимодействие с железом, присутствующим как в природных, так и в сточных водах, и образуют сернистое железо, которое придает сырому осадку черный цвет. Все анаэробные процессы, характерные для систем канализации, продолжают в первичных отстойниках. Однако из-за малого времени пребывания в них сточных вод, эти процессы протекают не столь эффективно, как в канализации.

Как органогенный элемент сера необходима для обеспечения удовлетворительного развития активного ила. В неочищенных сточных водах городских сооружений содержание восстановленных соединений серы значительно варьирует от 0 до нескольких десятков mg/dm^3 и сильно зависит от pH .

Соотношение количества углеродсодержащих загрязняющих веществ к серосодержащим веществам в сточной воде, поступающей на биологическую очистку в норме, составляет $C : S = 100 : 1$.

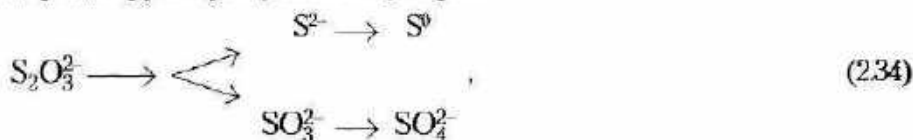
Серобактерии (они же тионовые) — очень большая группа микроорганизмов с разнообразными морфологическими и биохимическими характеристиками, которые преобразуют серосодержащие соединения в разных экологических условиях до конечных или промежуточных продуктов трансформации.

Сера обладает способностью менять валентность от S^{2-} до S^{6+} , образуя ряд промежуточных форм (Руководство по химическому анализу..., 1977). Конечными продуктами окисления серы и ее восстановленных соединений являются сульфаты. На сооружениях биологической очистки трансформация серы — это сложные аэробно-анаэробные процессы ферментативного окисления и редукции, тесно переплетенные с химическим окислением в результате перемешивания и подачи атмосферного кислорода в иловую смесь. В зависимости от аэробности условий на очистных сооружениях образуются различные промежуточные, не полностью трансформированные серосодержащие соединения. В аэротенках на практике очень редко процесс окисления

сероводорода с образованием серы идет до конца, как его описывает уравнение:



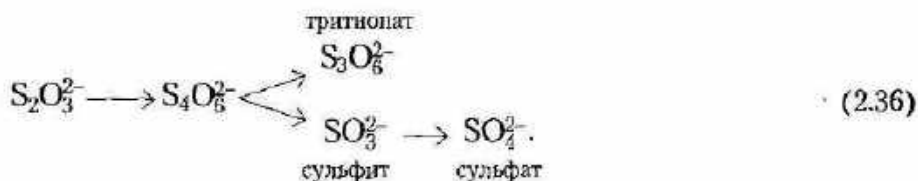
Как правило, окисление серосодержащих соединений завершается на одной из промежуточных стадий (Жизнь растений, 1977). Вначале сероводород через ряд промежуточных реакций окисляется до тиосульфатов, далее тиосульфаты могут либо (если в сточных водах содержится много соединений восстановительной природы, а кислородные условия в аэротенках неудовлетворительны) восстанавливаться, образуя сульфиды, сероводород, серу и сульфит или сульфат:



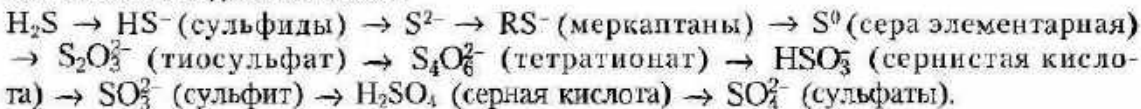
либо образуя элементарную серу и сульфит:



либо окисляться (в строго аэробных условиях) организмами активного ила с образованием политионатов: (пентагтоната, тетрагтоната, тритионата) и сульфатов:



Окислительные реакции восстановленных серосодержащих соединений в аэротенках при удовлетворительных кислородных условиях протекают в следующей схематической последовательности:



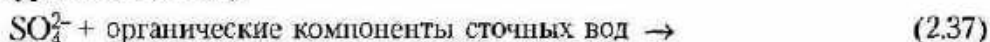
Происходящие реакции биохимические, с участием ферментов активного ила, поэтому процессы могут происходить с разной эффективностью и трудно поддаются подробному анализу, поскольку возникают сложности с гидрохимическим определением всех групп серосодержащих веществ в сточных водах. Кроме того, иногда существенную роль в трансформации соединений серы играют химические процессы. Например, соединения серы могут реагировать с катионами NH_4^+ , при этом они приобретают свойства летучести (Берне, 1997) и увлекаются воздухом, чему способствует перемешивание иловой смеси; если же в сточных водах происходит образование комплексов с катионами Na^+ , то образующиеся соединения (тиосульфат натрия, сульфид натрия) стабильны и устойчивы к биоразложению в обычных условиях биологичес-

кой очистки (pH , t , давление).

Для промышленных сточных вод характерно высокое содержание стабильных медленно разлагающихся биологическим способом восстановленных серосодержащих соединений. Например, в сточных водах нефтеперерабатывающих заводов содержание сульфидов составляет 30–40 мг/дм³. Для их глубокого удаления требуется присутствие катализаторов, сильных окислителей (перекиси водорода, хлора, жидкого кислорода и т.д.) или использование активных сорбентов.

Гниение серосодержащих веществ в канализации (основной процесс, обеспечивающий продукцию сероводорода, меркаптанов) осуществляют сапрофитные бактерии родов *Pseudomonas*, *Chromobacterium*, *Bacterium* и др.

Сульфатредукция (восстановление сульфатов) с образованием сульфидов, сероводорода и элементарной серы осуществляется бактериями родов *Desulfococcus*, *Clostridia*, *Veillonella*, *Desulfotomaculum* по уравнению, которое можно представить в общем виде (сравните с уравнением 2.32):

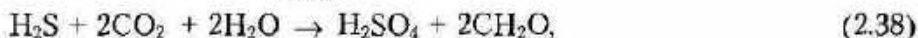


Параллельно происходит частичное окисление образовавшихся сульфидов и сероводорода.

В первичных отстойниках формируются анаэробные условия и не потому, что отсутствует кислород (содержание кислорода бывает более 0,2 мг/дм³), а потому что в значительном количестве присутствуют восстановители.

В восстановительных условиях первичных отстойников (рис. 2.54, область Г) процессы деструкции серосодержащих соединений обеспечивают несколько групп микроорганизмов, которые расселены как в сыром осадке и зоне его окружающей, так и в толще воды. В толще воды функционируют фототрофные бактерии, осуществляющие анаэробный фотосинтез, при котором в качестве донора водорода бактериями используются восстановленные соединения серы, в присутствии сульфидов на свету внутри клетки накапливаются глобулы серы. Суммарная реакция функционирования фотосинтезирующих бактерий:

Сум



где CH_2O — условное обозначение образующихся органических веществ.

В первичных отстойниках могут развиваться две группы фототрофных бактерий, различающиеся по характеру пигментов и строению фотосинтезирующего аппарата, они выделены в два подотряда *Rhodospirillineae* (пурпурные) и *Chlorobiineae* (зеленые). Наиболее распространены на очистных сооружениях роды *Rhodospirillum*, *Rhodopseudomonas*, *Rhodomicrobium* (пурпурные бактерии) и *Thiospirillum*, *Thiocystis*, а также нитчатые подвижные сегментированные формы *Chloronema giganteum*, *Oscillochloris chrysea* (зеленые бактерии). Все фотосинтезирующие бактерии, как правило, факультативные анаэробы, способные к существованию в анаэробных, микроаэрофильных и аэробных условиях, нуждаются в освещении (поэтому развиваются в верхних слоях осветленных сточных вод отстойников), но могут жить в темноте, им необходимо присутствие сероводорода, сульфидов и других восстановленных

соединений серы. Практически все виды фотосинтезирующих бактерий хорошо видны под микроскопом. Это небольшие неподвижные закругленные или изогнутые палочковидные клетки. Пурпурные бактерии окрашены в коричнево-оранжевые цвета, а при накоплении в клетках большого количества гранул серы приобретают пастельные тона, нередко имеют хорошо различимые жгутики. Зеленые бактерии желтовато-зеленого цвета, у них редко, но бывают включения серы. Ширина клеток фотобактерий от 1,0 до 10,0 мкм, а длина от 2,0 до 60 мкм.

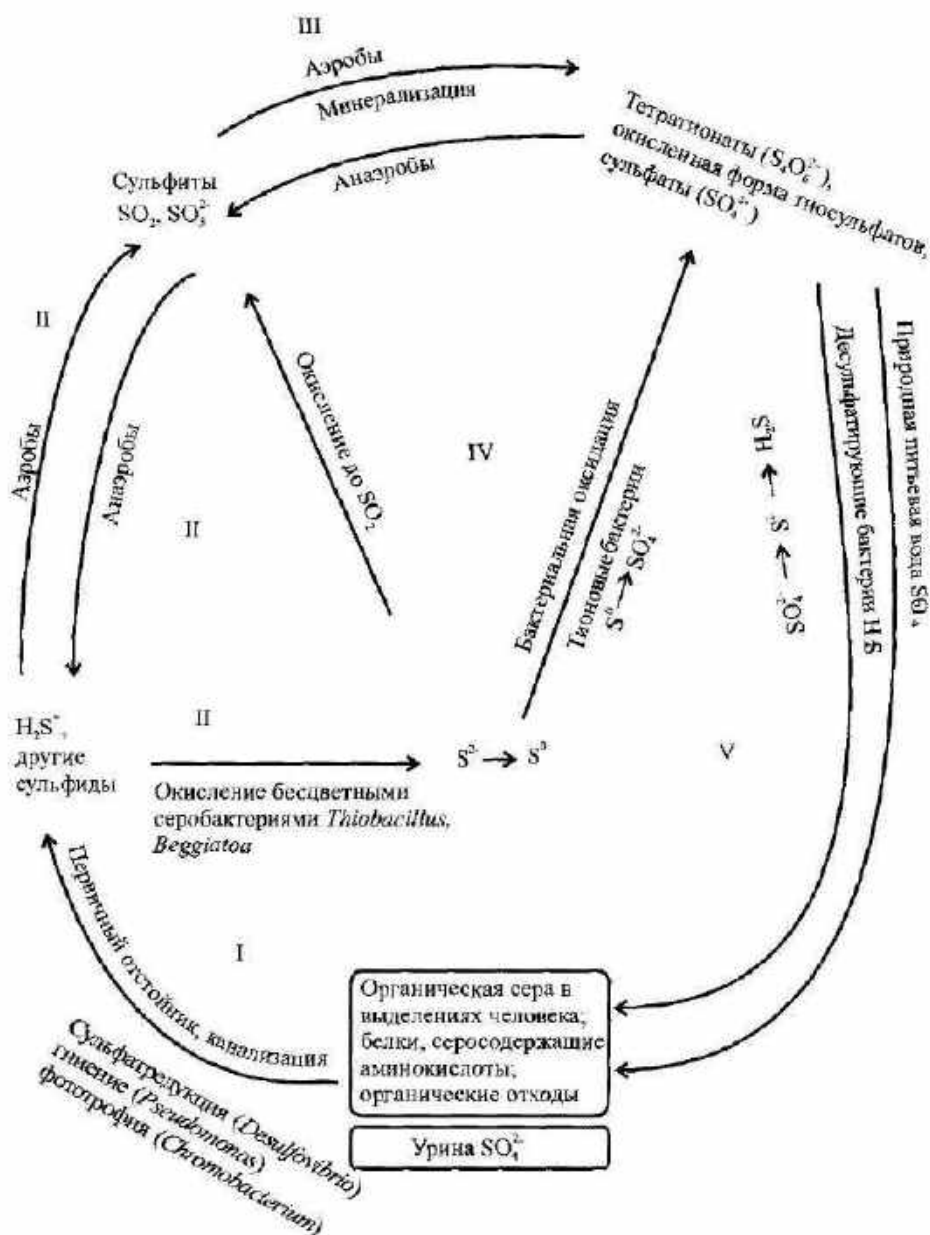


Рис. 2.54. Схема трансформации серосодержащих веществ на сооружениях биологической очистки

Зеленые бактерии покрыты защитной слизью, однако более чувствительны к кислороду и избыточной освещенности, чем пурпурные. Оптимальная *pH* среды для фототрофов 7,2–9,0.

Фототрофные бактерии в анаэробных условиях на свету используют восстановленные соединения серы в качестве донора водорода для процесса фотосинтеза и окисляют их до сульфатов или до элементарной серы.

Следующая группа организмов, участвующая в разложении соединений серы и практически постоянно присутствующая в сыром осадке, бесцветные нитчатые серобактерии *Beggiatoa*, *Thiotrix*, *Thioploca*, *Thiospira*. Бесцветные серобактерии, являясь как факультативными анаэробами, так и микроаэрофилами и аэробами (*Thiotrix*, например, предпочитает аэробные условия) широко распространены и в первичных отстойниках и в активном иле аэротенков. Их основная экологическая функция — окислять восстановленные соединения серы до элементарной серы (рис. 2.54, область IIa; уравнение 2.33).

Это крупные нитчатые клетки бактерий с трихонным строением от желтовато-белого до черного цвета с хорошо различимыми гранулами серы внутри тела. Трихомы 2–15 мкм в диаметре и до 1500 мкм длины.

К этой же группе бесцветных серобактерий относятся ненитчатые *Thiobacillus*, *Desulfovibrio*, их не видно под микроскопом и определяют их по физиологической активности на селективных средах.

Анаэробные бесцветные серобактерии накапливают внутри клеток восстановленные, в то время как аэробные, — (*Thiobacillus thioparvus*) окисленные формы серы (молекулярную серу).

Внутриклеточная сера служит энергетическим запасом и при дефиците серосодержащих соединений в среде сера внутриклеточно окисляется до сульфата или серной кислоты.

Подвижные формы бесцветных серобактерий обладают хемотаксисом и могут перемещаться в места с оптимальным содержанием кислорода, двигаясь передним концом тела, или, образуя петлю, дугой петли вперед (рис. 2.55).

Наряду с бесцветными серобактериями известны типичные гетеротрофные микроорганизмы, участвующие в окислении сероводорода, молекулярной серы и тиосульфата. К числу таковых относятся представители родов *Bacillus*, *Pseudomonas*, *Achromobacter*, *Sphaerotilus*.

Одновременно в первичных отстойниках продолжается (начатый в канализации) процесс сульфатредукции бактериями родов *Desulfovibrio*, *Clostridia*. Результатом этого процесса является уменьшение сульфатов и накопление сероводорода, сульфидов и т.д.

Описанные анаэробные процессы первой стадии трансформации серосодержащих соединений схематично показаны на рисунке 2.54 (область I).

Окисление восстановленной серы происходит в аэробных условиях аэротенков и характеризуется преобразованием сульфидов и серы в меркаптаны, тиосульфаты, тетратионаты, сульфиты и, если процесс завершен, в сульфаты (рис. 2.54, области II, III). Одновременно происходит минерализация органической серы с образованием сульфатов. Это процесс называется сульфофикацией и, являясь аэробным процессом, протекает в аэротенках параллельно с процессом нитрификации. В сульфофикации

принимают участие бесцветные пилчатые серобактерии родов *Beggiatoa*, *Thiotrix* и др., реализуя аэробный способ существования, и бесцветные неничатые серобактерии (основной род *Thiobacillus*). Тионовые бактерии способны окислять такие соединения серы, как сероводород, сульфиды, сульфиты, тиосульфаты, тетраионаты, тиоцианаты (роданиды), дитиониты, а также молекулярную серу, с образованием (при полном их окислении) сульфатов.

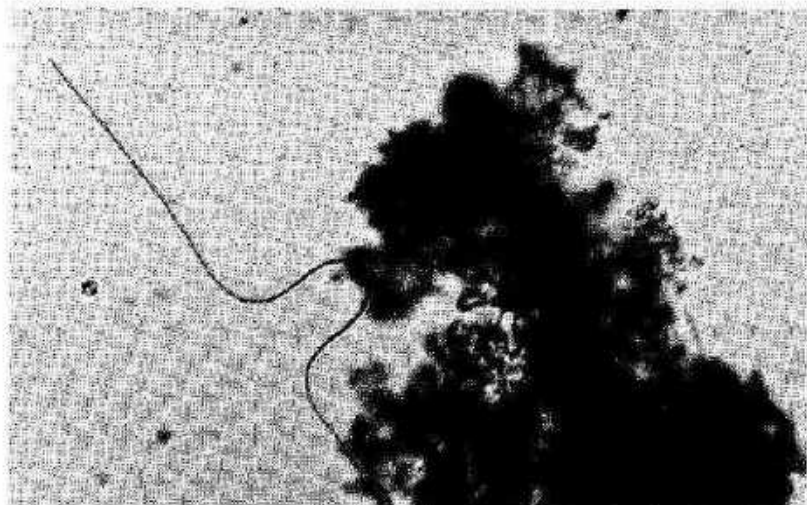


Рис. 2.55. Пеллеобразное движение серобактерий

Некоторые восстановленные соединения серы очень неустойчивы и легко окисляются химическим путем в условиях избытка кислорода в аэротенках и при понижении *pH*.

В активном иле присутствует целый ряд бактерий, осуществляющих различные процессы при изменении аэробности среды. Например, *Thiobacillus denitrificans* в аэротенках окисляет соединения серы, а в анаэробных условиях вторичных отстойников переключается на денитрификацию. Тионовые бактерии в аэротенках способны окислять сульфиды тяжелых металлов (нерастворимые в воде) и закисное железо в окиснос.

Конечным продуктом окисления тионовыми бактериями молекулярной серы и различных ее соединений является сульфат, если происходит полное окисление исходного субстрата. Однако нередко окисление идет не до конца, и в среде обнаруживаются различные не полностью окисленные продукты: тиосульфаты, полиитионаты, сульфиты. Наиболее сложно протекает процесс окисления серы бактериями ила (рис. 2.54 область IV). Бактерии активного ила выделяют в среду биополимерный гель, липидные вещества и ферменты, с помощью которых предварительно растворяют серу, после чего ее окисляют эндоферментами. Весь процесс можно описать уравнением:



где X — производное глутатиона, выделяемого активным илом.

Процессы превращения серосодержащих соединений на сооружениях биологической очистки очень сложны и неустойчивы, питчатые бесцветные серобактерии легко переключаются с автотрофного на гетеротрофный тип питания, т.е. в отсутствие восстановленных соединений серы они питаются растворенными органическими веществами, которые обильно представлены в сточных водах. Кроме того, большинство из них факультативные аэробы и могут существовать на разных участках сооружений. Это приводит к тому, что процессы окисления восстановленных соединений серы могут прекратиться на любом этапе (особенно при недостатке кислорода) и образовавшиеся сульфаты начнут восстанавливаться. Сульфатредукция (рис. 2.54, область V; уравнения 2.32, 2.37) осуществляется анаэробными бактериями родов *Desulfovibrio* и *Desulfotomaculum*.

Редукция сульфатов в анаэробных условиях очистных сооружений — наиболее существенный источник восстановленных соединений серы в очищенных сточных водах. Сульфиды являются сильным токсикантом для активного ила и, накапливаясь в нем, тормозят окислительные процессы загрязняющих веществ. Повышение содержания сульфидов в сточных водах сопровождается нарушением флокулообразования, появлением питчатого вспухания и избыточным приростом активного ила.

Промежуточные продукты сульфатредукции: меркаптаны, дисульфиды, сульфонаты обычно не определяются в сточных водах из-за сложности гидрохимического анализа, хотя каждое из этих соединений также неблагоприятно влияет на функционирование активного ила, правда в значительно меньшей степени, чем сульфиды. Обращаясь еще раз к рис. 2.54 следует заметить, что превращение серосодержащих соединений представляет не круговорот как у других биогенных веществ, а поступательно-колебательный процесс перехода от сульфидов к сульфатам и наоборот в зависимости от условий.

Но, несмотря на всю сложность описанных процессов, на очистных сооружениях при преобладании окислительных (аэробных) условий содержание сульфатов в очищенных водах очень близко к их содержанию в поступающих на очистку сточных водах, а восстановленные соединения серы отсутствуют или их содержание не превышает сотые доли единиц (таблицы 2.61, 2.62). Это характерно для очистных сооружений, на которых очищаются сточные воды, не загрязненные существенно промышленными сбросами серосодержащих веществ.

Если в сточных водах присутствует промышленное загрязнение серосодержащими веществами (а это производство минеральных удобрений, серной кислоты, химических веществ, нефтеперерабатывающая промышленность, ЦБК и т.д.), а также, если в аэротенках имеются зоны залежей ила, плохо аэрируемые участки и т.д., то в очищенных водах содержание сульфатов заметно снижается, а содержание восстановленных соединений серы возрастет. Эффективного изъятия серосодержащих соединений из сточных вод можно достичь при наличии анаэробной стадии предварительной биологической очистки до подачи сточных вод в аэротенки.

При аварийных сбросах серной кислоты в системы канализации персонал должен работать в респираторах и избегать вдыхания воздуха с сероводородным запахом, так как при накоплении газообразных серосодержащих соединений в составе вдыхаемого

воздуха свыше 700 мг/м^3 возникают параличи дыхательного центра и нервной системы (Henkin, 1974), сера взаимодействует с железом в крови человека, нарушается перенос кислорода с участием гемоглобина, в результате чего очень быстро наступает смерть вследствие параличей и кислородного голодания.

Таблица 2.61

**Трансформация серосодержащих соединений в сточных водах
удовлетворительно работающих сооружений биологической очистки
(среднемесячные данные, мг/дм^3) г. Самары**

		Январь	Февраль	Март	Апрель	Май	Июнь	Июль
Поступающие сточные воды	Сульфаты	185	210	198	209	203	198	197
	Сульфиды	4,5	1,0	1,0	Отс.	6,3	0,5	Отс.
Осветленные сточные воды	Сульфаты	178	195	197	208	168	193	181
	Сульфиды	3,8	0,4	Отс.	Отс.	1,7	Отс.	Отс.
Очищенные сточные воды	Сульфаты	173	180	188	198	159	176	159
	Сульфиды	Отс.	Отс.	Отс.	Отс.	Отс.	Отс.	Отс.
Пруды доочистки	Сульфаты	Измерения не производились						
	Сульфиды	Измерения не производились						
Створ смешения с речной водой	Сульфаты	59	46	115	81	56	114	95
	Сульфиды	Отс.	Отс.	Отс.	Отс.	Отс.	Отс.	Отс.

Таблица 2.62

**Трансформация серосодержащих соединений в сточных водах
удовлетворительно работающих сооружений биологической очистки
(среднемесячные данные, мг/дм^3) г. Нижнего Новгорода**

	Май	Июнь	Июль	Август	Сентябрь	Октябрь	Ноябрь	Декабрь
	Сульфаты							
	Сульфиды							
Поступающие сточные воды	281	242	224	224	201	150	184	127
	1,8	2,7	2,8	2,1	1,8	2,2	3,7	1,9
Осветленные сточные воды	239	238	212	216	169	139	130	117
	1,2	1,4	1,7	1,4	1,5	1,7	2,8	1,4
Очищенные сточные воды	206	242	193	212	170	140	136	122
	0,06	0,05	0,05	0,06	0,08	0,07	0,08	0,04
Пруды доочистки	207	241	158	171	137	140	130	118
	0,03	0,03	0,04	0,03	0,03	0,04	0,01	0,01
Створ смешения с речной водой	Измерения не производились							
	Измерения не производились							

2.5. Специфические показатели загрязнения сточных вод

Основные факторы, которые могут неблагоприятно воздействовать на активный ил, провоцировать или усиливать нарушения его функционирования: температура, pH, содержание растворенного кислорода, технологический режим эксплуатации, состав сточных вод поступающих на очистку. В состав сточных вод входят эвтрофирующие вещества (биогенные элементы); вещества с сапробным действием, способные вызвать дефицит кислорода в иловой смеси; вещества инертные к биохимическому окислению и, наконец, токсические вещества, поражающие функции дыхания, ферментативного окисления и воспроизводства у организмов активного ила или убивающие их. Все промышленные примеси, присутствующие в сточных водах, в той или иной мере неблагоприятно воздействуют на нормальное функционирование и жизнеспособность активного ила. Особую проблему представляют токсичные сточные воды, особенно если в их состав входит сразу несколько токсикантов, и они поступают на очистные сооружения неравномерно.

Токсичное или неблагоприятное воздействие на активный ил разнообразных загрязняющих веществ усиливается, если в очищаемых сточных водах недостает легкоокисляемых органических соединений, характеризуемых показателями ХПК в фильтрованной пробе или БПК первых дней инкубации.

Среди многочисленного перечня токсикантов, которые могут присутствовать в сточных водах городских сооружений биологической очистки, наиболее часто встречаются: соли разнообразного состава и концентраций, аммиак, сера, сероводород, тяжелые металлы и органические соединения: фенолы, нефтепродукты, детергенты. Как правило, большинство из перечисленных соединений совместно присутствуют в сточных водах и оказывают на активный ил комбинированное воздействие.

По своей сути биологическая очистка предназначена для биосорбции загрязняющих веществ активным илом и дальнейшего их окисления с последующей регенерацией ила с целью многократного его использования. Следовательно, токсичные вещества, присутствующие в очищаемых сточных водах могут быть эффективно биохимически переработаны только в том случае, если они склонны к биодegradации. Органические токсиканты обычно удаляются с помощью одного или сразу нескольких механизмов: сорбция активным илом, биодegradация ферментами ила и химическое окисление, обеспечиваемое растворенным кислородом в результате аэрирования иловой смеси. В деградации индивидуальных веществ доминирует какой-либо из этих механизмов. Например, пестициды не подвержены биодegradации в аэротенках, однако в значительной степени сорбируются активным илом (Weber, Jones, 1983). Плохо подвергаются биодegradации жиры, нефтепродукты, СПАВ. Наиболее устойчивы к биодegradации стойкие органические загрязнители: полихлорированные бифенилы, диоксины, фураны, которые очень токсичны для ила, хорошо сорбируются на нем, однако присутствуют в сточных водах обычно в незначительных концентрациях.

Диоксиногенные технологии: хлопчатобумажные, целлюлозно-бумажные комбинаты, лесопромышленные комплексы, производства, где используются отбеливатели на основе хлора, химические заводы с производством на основе хлорфенолов и т.д. Полихлорированные бифенилы используются в трансформаторных маслах и присутствуют в сточных водах электротехнических заводов, широко используются как

диэлектрики в производстве полупроводников.

В 1997 г. Комиссия Хелком определила список основных вредных загрязнителей окружающей среды. К ним были отнесены:

- | | |
|------------------------------|------------------------------|
| 1. Цинк | 17. Гексахлорбутадиен |
| 2. Мышьяк | 18. Четыреххлористый углерод |
| 3. Хром | 19. Хлороформ |
| 4. Альдрин | 20. Трифлоралин (трифлан) |
| 5. Гексахлорциклогексан | 21. Эндосульфат |
| 6. ДДТ (инсектицид) | 22. Симазин |
| 7. ДДД (инсектицид) | 23. Атразин |
| 8. ДДЕ (инсектицид) | 24. Пропазин |
| 9. Пентахлорфенол | 25. Трибутилтин |
| 10. Гексахлорбензол | 26. Трифенилтин |
| 11. Малакцион (карбофос) | 27. Азинфосметил |
| 12. Паратион (тиофос) | 28. Фениктрион |
| 13. Паратион-метил (мстафос) | 29. Фентион |
| 14. ДДВФ (дихлофос) | 30. Трихлорбензол |
| 15. Трихлорэтилен | 31. 1,2-дихлорэтан |
| 16. Тетрахлорэтилен | 32. Диоксины |

Как видно из приведенного списка, значительная доля среди вредных веществ принадлежит пестицидам, и их опасность связана, в основном, с загрязнением почвы и сельскохозяйственной продукции, однако не исключается возможность попадания этих веществ на городские очистные сооружения по причине широкого использования некоторых из них в быту. В 1982 г. Европейское Сообщество приняло список приоритетных загрязнителей, насчитывающий 129 веществ, который был увеличен в последние годы до 132 веществ. В данный список вошли только три металла (мышьяк, ртуть и кадмий), пестициды, гербициды, летучие органические соединения, полихлорированные и полибромированные бифенилы и другие (в основном) органические соединения. Практически все вещества, включенные в список приоритетных загрязнителей, попадают в системы городской канализации и сорбируются на активном иле.

Наиболее подробное исследование перечня поллютантов (выполнено измерение 104 химических веществ), поступающих со сточными водами на городские очистные сооружения биологической очистки, было проведено в г. Х, где методами атомной абсорбционной спектрометрии зарегистрировано накопление разнообразных загрязняющих веществ в сыром осадке и активном иле. Обнаруженные количественные содержания загрязняющих веществ представлены в табл. 2.63. Вещества, которые анализировались, но обнаружены не были при выполнении измерений в сыром осадке и активном иле, представлены следующим перечнем: золото (Au), церий (Ce), цезий (Cs), диспрозий (Dy), эрбий (Er), европий (Eu), гадолиний (Gd), германий (Ge), гафний (Hf), иридий (Ir), лютеций (Lu), неодим (Nd), осмий (Os), платина (Pt), рений (Re), родий (Rh), рутений (Ru), сурьма (Sb), селен (Se), кремний (Si), самарий (Sm).

гантал (Ta), теллур (Te), торий (Th), тулий (Tm), иттрий (Y), цирконий (Zr), иодид-ион (I⁻), гербицид 2м-4хп, рамрод, рогор, ТИЛМ, пропазин, ялап, севин, монурон, полихлорированные бифенилы, ТМТД, хлорофос, фенурон, сутан.

Таблица 2.63

**Содержание загрязняющих веществ в сыром осадке
и избыточном активном иле**
(очистные сооружения г. X, отбор проб произведен 19.04.93 г.)

Загрязняющие вещества и соединения	Сырой осадок	Активный ил	Примечания
1	2	3	4
Ag серебро, мг/кг	44,54	52,0	В пересчете на сухое вещество ила, осадка
Al алюминий, мг/кг	8460	15170	То же
Az мышьяк, мкг/кг	0,64	1,59	— " —
B бор, мг/кг	1406	2926	— " —
Ba барий, мг/кг	602,7	875,4	— " —
Be бериллий, мг/кг	0,37	0,49	— " —
Bi висмут, мг/кг	26,03	16,77	— " —
Ca кальций, % по CaO	2,4	1,32	— " —
Cd кадмий, мг/кг	Следы	Следы	
Co кобальт г, мкг/кг	9,51	14,6	— " —
Cr хром, мг/кг	1539	2259	— " —
Cu медь, мкг/кг	2159	3350	— " —
Fe железо, мг/кг	10870	14000	В пересчете на сухое вещество ила, осадка
Ga галлий, мг/кг	21,9	39,1	То же
Hg ртуть, мг/кг	0,28	0,25	— " —
Ho гольмий, мг/кг	6,77	1,12	— " —
In индий, мг/кг	12,5	21,24	— " —
La лантан, мг/кг	2,60	1,79	— " —
Li литий, мг/кг	7,60	8,39	— " —
Mg магний, % по MgO	0,56	0,96	— " —
Mn марганец, мг/кг	281,1	1751	— " —
Mo молибден, мг/кг	7,76	11,07	— " —
Na натрий, мг/кг	9560	20690	— " —
Nb ниобий, мг/кг	27,1	38,0	— " —
Ni никель, мг/кг	752,9	1317	— " —
Pb свинец, мг/кг	935,1	2398	— " —
Pd палладий, мг/кг	0,052	0,089	— " —
Pr празеодим, мг/кг	43,2	35,8	— " —
Rb рубидий, мг/кг	75,4	89,2	— " —

Окончание табл. 2.63

1	2	3	4
Sc скандий, мг/кг	0,94	0,89	— " —
Sr олово, мг/кг	162,2	215,8	— " —
Sr стронций, мг/кг	195,3	374,5	— " —
Tb тербий, мг/кг	53,6	58,1	— " —
Ti титан, мг/кг	123,9	160,0	— " —
Tl теллур, мг/кг	5,21	2,24	— " —
U уран, мг/кг	Следы	Следы	В пересчете на сухое вещество шла, осадка
V ванадий, мг/кг	2,03	1,23	То же
W вольфрам, мг/кг	15,62	223,6	— " —
Yb иттербий, мг/кг	13,02	8,94	— " —
Zn цинк, мг/кг	15000	31020	— " —
Нефтепродукты, мг/кг	1408	53,3	В пересчете на единицу пробы
СПАВ анионоактивные, мг/кг	60,0	22,3	То же
СПАВ неопогешные, мг/дм ³	60,0	15,0	В пересчете на единицу объема фильтрата
Фенолы, мг/кг	0,55	0,30	В пересчете на единицу пробы
Бензапирен, мг/дм ³	0,0130	0,0031	То же
Хлорид-ион (Cl ⁻), мг/дм ³	114,9	82,4	В фильтрате
Бромид-ион (Br ⁻), мг/дм ³	4,0	5,7	То же
Цианид-ион (CN ⁻), мг/дм ³	1,43	0,84	— " —
Гексахлорциклогексан (ГХЦГ), мкг/дм ³	0,16	0,19	В пересчете на единицу пробы
альфа-ГХЦГ, мкг/дм ³	< 0,001	0,16	То же
гамма-ГХЦГ, мкг/дм ³	0,16	0,03	— " —
ДДТ (инсектицид), мкг/дм ³	75,6	3,95	— " —
ДДЕ (инсектицид), мкг/дм ³	0,91	0,07	— " —
2-метил-4-хлорфенокси- уксусная кислота (2М-4х- гербицид), мкг/дм ³	Не обнаруж.	< 0,01	— " —
Метафос, мкг/дм ³	Не обнаруж.	0,32	— " —
2,4 Д-этилгексилловый эфир (2,4Д- гербицид), мкг/дм ³	0,02	0,43	— " —
Карбофос, мкг/дм ³	Не обнаруж.	0,72	В пересчете на единицу пробы
Трефлан, мкг/дм ³	Не обнаруж.	0,82	То же
Линурон, мкг/дм ³	< 0,001	0,01	— " —
Тризол, мкг/дм ³	2,5	Не обнаруж.	— " —

Проведенный анализ показал, что, несмотря на широкий перечень присутствующих в сточных водах (накапливающихся в сыром осадке и активном иле) поллютантов,

основную проблему представляют среди металлов: алюминий, медь, хром, свинец, никель и цинк. Эти металлы являются наиболее распространенными поллютантами в сточных водах на подавляющем большинстве городских сооружений биологической очистки.

Кроме металлов, такие вещества как фенолы, нефтепродукты, СПАВ практически повсеместно присутствуют в сточных водах и оказывают неблагоприятное воздействие на активный ил.

Тяжелые металлы извлекаются из сточных вод в процессе биологической очистки путем их активной сорбции илом. Биохимическому окислению соединения металлов практически не подвергаются и только накапливаются в активном иле в результате биосорбции. Успешность биосорбции определяется в значительной мере свойствами активного ила: преобладание флокулообразующих бактерий в активном иле дает ему значительное преимущество как биосорбенту в сравнении с природными биоценозами.

Кроме того, эффективность биосорбции определяется типом аэротенков. В аэротенках-вытеснителях биосорбция более эффективная и быстрая. Это объясняется тем, что в вытеснителях флокулообразующие и гелепродуцирующие свойства ила, как правило, выше, чем в смесителях.

Эффективность биодеградации токсичных органических веществ в значительной степени зависит от акклиматизационных свойств активного ила. Сточные воды могут быть не токсичны, но неблагоприятны по своему составу для активного ила, т.е. они не убивают, а вызывают его «заболевание», снижение ферментативной активности, ухудшение седиментационных свойств, а также свойств к хлопьеобразованию. Кроме того, в сточных водах может содержаться недостаточное количество питательных веществ или они могут быть не сбалансированы по основным элементам питания, что сказывается, в первую очередь, на седиментационных характеристиках активного ила.

Наиболее частая причина ухудшения рабочих характеристик ила — неравномерность притока сточных вод и резкие колебания содержания органических загрязняющих веществ в очищаемой воде. Причем неблагоприятно воздействует на активный ил как перегрузка по органическим загрязняющим веществам, так и недогрузка, вызывающая его голодание, самоокисление и частичную гибель.

Перечень специфических показателей загрязнения индивидуален для каждого вида промышленного производства и, как правило, довольно обширен. Их контроль очень важен, так как дает информацию о количественном содержании различных химических веществ, которые, как правило, являются токсичными для организмов активного ила, угнетая процессы ферментативного окисления загрязняющих веществ в сточных водах, а также самоочистения в природных водоемах.

Зачастую на очистных сооружениях регистрируется не количественное содержание поступающих токсикантов (практически невозможно осуществить непрерывный контроль), а последствия их воздействия на биоценоз активного ила, который разрушается или значительно теряет свои экологические функции и качество очистки ухудшается. Как правило, в это время искать токсикант и определять его количество в поступающих на очистку сточных водах поздно. Адаптационные и гелепродуцирующие

свойства активного ила позволяют ему некоторое время (иногда несколько суток) обеспечивать процесс биохимического окисления загрязняющих веществ в присутствии высоких концентраций токсикантов. Только после разрушения хлопьев или в результате ухудшения седиментационных характеристик ила начинается повышенный вынос взвешенных веществ из вторичных отстойников и становится понятно, что наблюдаемое ухудшение качества очистки — следствие воздействия токсикантов. В каждом таком случае необходимо искать причину нарушений и выявлять токсикант и промышленное предприятие, сбросившее его в канализацию. Аккумулирующие свойства активного ила позволяют нам это сделать. Гидрохимический количественный анализ возвратного ила дает возможность определить основные поллютанты, с которыми контактировал активный ил, а также выявить те, по которым он перегружен.

В данном разделе основное внимание уделено наиболее распространенным загрязняющим веществам, присутствующим в сточных водах, процессам их трансформации и распределения на разных стадиях очистки, а также вопросам их опасности для активного ила.

2.5.1. Тяжелые металлы. Тяжелые металлы — наиболее распространенная группа токсичных, инертных к биохимическому окислению загрязняющих веществ, присутствующих в сточных водах. Металлы образуют с кислородом оксиды, а с неметаллами соли. Те и другие образуют гидроксиды, которыми, в основном, металлы представлены в природных и сточных водах. Тяжелые металлы постоянно встречаются в сточных водах гальванических цехов, предприятий рудного и шахтного производства, черной и цветной металлургии, машиностроения и металлообработки, химической и нефтехимической промышленности и др. отраслей. В сточных водах городских очистных сооружений металлы постоянно присутствуют и не полностью удаляются в процессе биологической очистки (табл. 2.64).

Таблица 2.64

**Содержание металлов в сточных водах, поступающих на очистку
(числитель) и очищенных (знаменатель)**

Городские очистные сооружения	Содержание металлов в сточных водах (мг/дм ³)					
	Fe	Cu	Ni	Zn	Cr ⁺³	Cd
Липецк	$\frac{2,41-4,05}{0,9-1,34}$	$\frac{0,04-0,34}{0,01-0,04}$	Не обнаружено	$\frac{0,19-0,47}{0,05-0,09}$	—	—
Троицк	$\frac{1,3-1,8}{0,2-0,3}$	$\frac{0,01-0,05}{0,01-0,02}$	Не обнаружено	— ¹⁾	$\frac{0,07 \text{ (общ.)}}{\text{Не обн.}}$	—
Сергиев Посад	$\frac{2,21}{0,3}$	$\frac{0,19}{0,03}$	$\frac{0,05}{0}$	$\frac{0,12}{0,012}$	—	—
Самара	$\frac{0,8-1,9}{0,6-1,3}$	$\frac{0,1-0,5}{0,08-0,33}$	Не обнаружено	Не обнаружено	Не обнаружено	—
Нижний Новгород	$\frac{7,0-10,5}{0,3-1,0}$	$\frac{0,03-0,16}{0,01-0,06}$	$\frac{0,05-0,23}{0,08-0,16}$	$\frac{0,2-1,01}{0,07-0,42}$	$\frac{0,2-0,4}{0,01-0,07}$	$\frac{0,003-0,02}{0,001-0,007}$

¹⁾ Прочерк означает: показатель не определялся.

Токсичность металлов для активного ила в относительно низких концентрациях обусловлена:

1) их сродством к органическим молекулам клетки, содержащим сульфгидрильные группы (SH^-). Они способны вступать во взаимодействие с ионами токсичных металлов. Чем больше размер ионов металлов и выше способность к поляризации и, чем ниже степень окисленности и электроотрицательности, тем больше способность металла связывать сульфгидрильные группы и образовывать металлохтонины (белки, связанные с металлами);

2) формой состояния металла в сточных водах. Металлы могут быть представлены разнообразными химическими соединениями во взвешенной, коллоидной и растворенной формах, в зависимости от pH , Eh , температуры, интенсивности биосорбции активным илом и сорбции на сорбентах, которые могут присутствовать в сточных водах (глины, гидроксид железа, карбонат кальция и т.д.), а также комплексообразования с присутствующими в сточных водах органическими веществами. Токсичны в основном растворенные соединения металлов;

3) типом активного ила и его адаптационными свойствами, которые определяют конструкцией сооружений и характером поступления металлов (периодическое или регулярное, равномерное или в виде пиковых нагрузок).

В необчищенных сточных водах соотношение нерастворенных и растворенных форм металлов разное для разного типа сточных вод и для различных металлов. Это необходимо экспериментально определять периодически на тех сооружениях биологической очистки, для которых характерно периодически возникающее токсическое «стрессирование» активного ила, вызываемое растворимыми соединениями металлов.

Предельно допустимые концентрации (ПДК) металлов установлены только для их растворимых форм, а если в перечне ПДК загрязняющих веществ указана ПДК общего содержания металла, например, железо общее, то в это понятие входит суммарное содержание в воде всех его растворимых валентных форм, например, для железа — это Fe^{+2} и Fe^{+3} . Таким образом, существующая в России система нормирования, основанная на ПДК, распространяется только на растворимые формы металлов при установлении ограничений на сброс сточных вод. Частично это справедливо, так как растворимые формы наиболее опасны для гидробионтов. Однако нерастворимые формы металлов накапливаются в донных осадках и представляют, прежде всего, угрозу для придонных биоценозов, бентоса и рыб, питающихся бентосными организмами. Существует также угроза воздействия нерастворимых форм металлов на весь биоценоз водоема, чему способствует ветровое перемешивание и возникающие изменения химического состояния водной среды, а именно:

разбавление сточных вод природной водой приводит к тому, что часть нерастворимых гидроксидов металлов переходит в растворимое состояние и это продолжается до тех пор, пока концентрация металла в воде водоема не достигнет концентрации, соответствующей произведению растворимости гидроксида металла. Это следует учитывать и при приеме сточных вод в системы городской канализации от предприятий города, которые разбавляются бытовыми водами;

анаэробные процессы в водоеме, канализации, на сооружениях биологической очистки способствуют образованию органических кислот, которые активизируют процесс

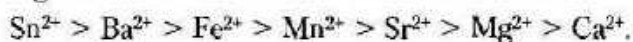
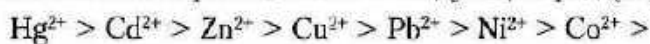
перехода нерастворимых форм металлов в растворимые;

понижение pH менее 7,0 в водной среде приводит к повышению доли растворимых соединений металлов, т.е. повышает их растворимость и биодоступность;

образование комплексных соединений металлов с гуминовыми кислотами, фульвокислотами, различными реагентами способствует повышению растворимых в воде соединений металлов.

В процессе механической и биологической очистки лучше удаляются из сточных вод нерастворимые соединения металлов за счет осаждения и биосорбции, а растворимые удаляются незначительно и их доля в очищенных водах обычно возрастает в сравнении с долей нерастворимых форм¹⁾.

Некоторые из солей тяжелых металлов, например, меди, цинка, трехвалентного хрома в щелочной среде выпадают в осадок в виде гидроокисей и основных солей. Другие, гидролизуясь, значительно подкисляют сточные воды. Как правило, тяжелые металлы и их соли действуют на активный ил как токсиканты, угнетая его окислительную способность. Токсичность соли металла зависит от токсичности как катиона, так и аниона (Левина, 1972). Наиболее распространенные анионы, входящие в состав солей металлов в сточных водах: хлориды, нитраты и сульфаты; токсичность большего числа встречающихся анионов в порядке убывания можно представить следующим рядом: нитраты > хлориды > бромиды > ацетаты > иодиды > перхлораты > сульфаты > фосфаты > карбонаты > фториды > гидроксиды > оксиды, но все они обладают слабой токсичностью. Этот ряд хорошо коррелирует с растворимостью соединений в биологических субстратах (Ершов, Плетнева, 1989). Наиболее токсичные анионы: хроматы, цианиды и тиоцианаты (Филиппов и др., 1975). Катионы металлов по своей токсичности значительно больше различаются между собой и по убыванию токсичности их можно расположить в следующий ряд (Фрумин, 1995):



В научной литературе представлено достаточно много подобных рядов с противоречивыми данными о токсичности металлов. Эти противоречия объясняются тем, что авторы не всегда четко указывают соединения металлов, подвергающихся исследованию на токсичность, которая может принципиально изменяться у разнообразных соединений. Кроме того, исследования токсичности металлов проводятся на разных гидробионтах, а отдельные виды различаются по чувствительности к ним (табл. 2.65).

За несколькими исключениями металлы в виде свободных гидратированных ионов наиболее токсичная форма для организмов активного ила (Allen et al., 1980; Zevenhuizen et al., 1979). Говоря о несомненной токсичности большинства соединений металлов нельзя не упомянуть, что хорошо известна способность тяжелых металлов в небольших концентрациях стимулировать рост и развитие микроорганизмов, в том числе патогенных. Некоторые металлы входят в состав ферментных систем, и от их

¹⁾ Рыбохозяйственные ПДК тяжелых металлов установлены для их растворимых форм методами биотестирования. В натуральных пробах сточных вод гидрохимическими методами анализа определяется суммарное содержание нерастворимых и растворимых соединений металлов. Содержание растворимых форм металлов определяется в фильтрованных пробах, а по разности в натуральных и фильтрованных пробах вычисляется содержание нерастворимых и малорастворимых соединений металлов.

наличия зависит активность ферментов и скорости ферментных окислительных реакций.

Таблица 2.65

Ряды токсичности металлов для различных гидробионтов

Организмы (автор установления величины токсичности)	Ряды токсичности металлов
Инфузория (Трунова, 1979)	Ag > Hg > Cu > Pb > Co > Cd
Водоросли (Nieboer, Richardson, 1980)	Hg > Cu > Cd > Fe > Cr > Zn > Co > Mn
Фитопланктон, мезо- и эвтрофные озера Швейцарии (Gähler, Schweiz, 1976)	Hg > Cu > Cd > Zn > Pb
Гетеротрофный планктон (Boszard et al., 1979)	Hg > Cu > Cd > (Zn Pb)
Рыбы (Nieboer, Richardson, 1980)	Ag > Hg > Cu > Pb > Cd > Al > Zn > Ni > Cr > Co > Mn > Sr
Рыбы (Skidmore, Firth, 1983)	Cd > Hg > Cu > Zn > Pb > Ni > Cr
Дафнии (по данным нескольких авторов, см. обзоры Метелев и др., 1971, Грушко, 1979)	Ag > Cd > Hg > Cu > Pb > Ni > Cr > Zn
Ракообразные (Skidmore, Firth, 1983)	Hg > Cd > Cu > Zn > Pb > Co > Ni

В таблицах 2.66 и 2.67, составленных по литературным данным, приведены сведения о плотностях и токсичности тяжелых, щелочных и щелочноземельных металлов. Металлы с плотностью 5 г/см³ и выше относятся к тяжелым ¹⁾. Плотность металла в процессах с активным илом играет очень важную роль, так как определяет интенсивность биосорбции металла на активном иле и эффективность его удаления из сточных вод в процессе механической очистки, которые возрастают, как правило, с повышением плотности металла.

Удаление металлов в результате биосорбции в аэротенках осуществляется более эффективно, чем в процессе гравитационного отстаивания в первичных отстойниках, что демонстрируется данными, представленными в табл. 2.68.

Присутствие металлов и их солей в поступающих на очистку водах существенно улучшает работу сооружений механической очистки, поскольку металлы интенсифицируют процесс осаждения взвешенных частиц. Однако в первичных отстойниках металлы (в виде оксидов и гидроксидов) адсорбируются на коллоидных частицах, утяжеляют их и способствуют их эффективному осаждению, что может вызвать голодание активного ила, уменьшить его прирост и, в целом, ухудшить работу аэротенков. Большое значение при этом играет фактор *pH*, поскольку в диапазоне его значений от 6 до 7 процесс адсорбции коллоидов значительно интенсифицируется.

Большое влияние на эффективность механической очистки и снижение токсического влияния металлов на активный ил оказывают присутствующие в очищаемых сточных водах комплексообразующие агенты как природного (оксалаты, гуминовые кислоты, соли железа и т.д.), так и антропогенного (флокулянты, реагенты и т.д.) происхождения, обладающие способностью связывать токсиканты, в том числе металлы, в комплексы.

¹⁾ Эти сведения в литературе противоречивы, например, Н.Ф. Реймерс к тяжелым металлам относит металлы с плотностью более 8 г/см³.

Таблица 2.66

**Порог токсичности (для различных гидробионтов и активного ила)
тяжелых металлов, наиболее часто встречающихся
в сточных водах городских очистных сооружений**

Металлы	Плотность, г/см ³	Порог токсичности для гидробионтов, мг/дм ³	Порог токсичности для активного ила, мг/дм ³
1	2	3	4
Олово Sn	5,750	0,35–33,4 дафнии	
Ванадий V	6,110	4,6–55,0	20–50 — полное разрушение ила (Kunz et al., 1976) > 2–6 (Curds, Cockburn, 1970)
Цинк Zn	7,133	0,003 форель 0,07 дафнии 14,0 улитки	0,5 (Грушко, 1979) > 3–6 (Curds, Cockburn, 1970)
Хром Cr	7,190	0,03 дафнии 145 окунь	> 1–2 (Curds, Cockburn, 1970)
Марганец Mn	7,440	15–50 дафнии 600 карп	
Железо Fe	7,874	0,1–34	Хлорид железа 5,0 для биофильтров 0,7–1,7 (Грушко, 1979)
Кадмий Cd	8,650	0,00017 дафнии 0,16 форель	> 1 (Curds, Cockburn, 1970)
Кобальт Co	8,900	Хлорид кобальта 0,5 дафнии нитрат кобальта 150 рыбы	10,0 — снижает нитрификацию (Грушко, 1979)
Никель Ni	8,902	Хлорид никеля 0,03 дафнии 16,0 рыбы сульфат никеля 6,0–50,0 дафнии, рыбы	1,0 — ослабляет нитрификацию (Power et al., 1941) 5,0 — убивает бактерии 2,5 — снижает эффективность очистки (Грушко, 1979) 1,0–2,5 — 5%-ное снижение очистки (Barth, 1965)
Медь Cu	8,960	0,0001 инфузии 0,001–0,5 синезеленые водоросли 0,005 дафнии	0,4–0,5 — токсично (Калабина, 1962) > 1–2 (Curds, Cockburn, 1970)
Молибден Mo	10,220	54–370 рыбы, водоросли 5,0 тормозит самоочистку природных вод	
Серебро Ag	10,500	0,000001 бактерии 0,03 дафнии 0,29 карп 0,5 бактерии 0,000001–0,5	Хлорид серебра 10,0 — снижает эффект очистки на 43% (Bard, Merphy, 1976) тиосульфат серебра 10,0 (безвредно)

Окончание таблицы 2.66

1	2	3	4
Свинец Pb	11,350	Хлорид свинца 0,01 дафния сульфат свинца 25,0 карась	0,07 — (Wishniewski, 1956) 0,1 — (Rudolf, 1961) > 3,0 (Curds, Cockburn, 1970)
Ртуть Hg	13,546	0,0034–0,9	2,5–5,0 — губительно (Ghosh et al., 1973)

Таблица 2.67

**Порог токсичности (для различных гидробионтов и активного ила)
щелочных и щелочноземельных металлов, наиболее часто
встречающихся в сточных водах городских очистных сооружений**

Металл	Плотность, г/см ³	Порог токсичности для гидробионтов, мг/дм ³	Порог токсичности для активного ила, мг/дм ³
Кальций Ca	1,550	116 (дафния, хронический эксп.) 7000 (низшие водные орг., острый)	
Магний Mg	1,738	Хлорид — 32 (дафния) Сульфат — 788–1100 (икра рыб)	
Бериллий Be	1,847	Хлорид — 0,025 (дафния) Нитрат — 20,0 (рыбы)	
Алюминий Al	2,698	0,07–523	Сульфат алюминия 5,0 — отрицательно на ображивании осадка (Rudolf, Zeller, 1932)
Барий Ba	3,594	4,0–10000	Хлорид бария 1000 (Haberer, Normann, 1972)
Натрий Na	0,971	500 (колоска, летальная) 680 (дафния, хроническая)	50 — пенообразование в аэротенках (McKee et al., 1963)

Таблица 2.68

**Эффективность удаления металлов из сточных вод
на разных стадиях очистки БОС Липецка (1999 год, 1 квартал)**

Металл	Удаление в первичных отстойниках, %	Удаление в аэротенках, %
Железо	0–25	75
Медь	0–40	71,4
Цинк	5,2–42,5	58–77,7

Степень удаления тяжелых металлов в процессе биологической очистки на городских сооружениях зависит от природы металла, его начальной концентрации в неочищенных сточных водах, химических свойств, дозы ила, времени контакта сточных вод с илом и эффективности сорбции соединений металлов, в которой активно участвует биополимерный гель активного ила.

Вопросы сорбции металлов на активном иле требуют более подробного рассмотрения, и мы обратимся к ним позднее. А сейчас вернемся к вопросу устойчивости организмов активного ила к различным металлам. Пороги токсичности различных металлов для разных гидробионтов и активного ила устанавливались в многочисленных исследованиях, и часть полученных данных были представлены в таблицах 2.65, 2.66.

Наиболее чувствительны к токсическому воздействию металлов нитрифицирующие бактерии активного ила.

Гидробиологи на сооружениях биологической очистки из практических наблюдений знают, что наиболее устойчивыми организмами активного ила в отношении токсикантов являются нитчатые бактерии и *Zoogloea ramigera*. Это подтверждается их бурным развитием в активном иле при аварийных сбросах металлов. Чувствительности данных групп организмов к присутствию металлов в сточных водах было посвящено подробное экспериментальное исследование (Shutfleworth et al., 1991). Полученные результаты с некоторыми сокращениями приведены в табл. 2.69.

Таблица 2.69

Минимальные концентрации ионов и соединений металлов (мг/дм³), вызывающие ингибирование роста различных видов бактерий активного ила

Организмы активного ила	Медь		Никель		Цинк	
	Cu(OH) ₂	Свободные ионы	Соли никеля	Свободные ионы	Zn(PO ₄) ₂	Свободные ионы
Thiothrix A ₁	0,128	0,0026	1,18	0,5	3,25	0,12
Тип 021 N	0,32	0,009	0,59	0,23	0,65	0,12
Тип 1701	3,2	0,02	11,8	3,36	> 32,5	0,167
<i>Zoogloea ramigera</i>	6,4	0,02	> 29,5	3,52	> 32,5	0,167

Как видно из таблицы, для наиболее устойчивых организмов активного ила медь более токсична, чем никель и цинк, независимо от того находится она в соединении или в ионной форме. Медь является критическим элементом на городских сооружениях биологической очистки, не только потому, что она — высокотоксичный элемент, но и потому, что постоянно присутствует в сточных водах и накапливается в активном иле в значительных концентрациях. Так, практически все случаи наблюдаемого автором в России нитчатого вспухания (если оно было вызвано токсическим действием металлов) сопровождалось накоплением меди в возвратном иле до 500 мг/кг сухого ила и более.

Сложно судить об общем ингибирующем действии какого-либо одного металла на биоценоз активного ила на действующих очистных сооружениях. Металлы в сточных водах присутствуют не единично, а их комплексное присутствие может по-разному влиять на активный ил в зависимости от состава сточных вод. Кроме металлов, в сточных водах могут присутствовать разнообразные группы других токсических соединений. Совместное присутствие металлов и других токсикантов может приводить к усилению токсического действия или его ослаблению. Так, например, присутствие СПАВ в сточных водах усиливает токсическое действие металлов. Основой этого эффекта является способность СПАВ изменять поверхностное натяжение воды.

Токсичность многих солей щелочных, щелочноземельных и тяжелых металлов снижается в жесткой воде (см. п. 2.2.4).

Существует тесная зависимость устойчивости активного ила к ингибированию тяжелыми металлами в зависимости от жесткости очищаемых сточных вод. Известковое молоко нейтрализует или снижает токсичность сточных вод, содержащих соли

тяжелых металлов (меди, цинка, олова, железа и др.), фториды и другие соединения. Поэтому токсичность солей тяжелых металлов и фторидов в мягкой и дистиллированной воде более высокая, чем в жесткой. Свойство извести и других щелочных элементов снижать токсическое воздействие металлов на активный ил широко известно и используется иногда на очистных сооружениях для обработки сточных вод при аварийных сбросах.

Синергическими по токсическому действию на активный ил являются комбинации тяжелых металлов: меди и железа, меди и никеля, меди и цинка, меди и кадмия (Shuttleworth et al., 1991). Усиление токсического действия наблюдается при дополнительном присутствии аммония, фенола, хлора и др., т.е. когда к токсическому действию металлов присоединяется стерилизующее действие этих веществ.

Антагонистами являются соли калия, кальция и соли натрия. Соли магния обезвреживаются солями кальция. Растворы хлористого натрия нейтрализуются солями хлористого кальция, хлористый натрий снижает токсичность хлористого кальция и калия.

Некоторые металлы антагонистически действуют друг на друга, так, например, токсичность никеля для активного ила минимизируется в присутствии цинка.

Соединения металлов с цианидами образуют металлцианидные комплексы, токсичность которых значительно меньше, чем цианидов и солей тяжелых металлов порознь. Известно также, что наблюдается снижение токсичности (вплоть до полной нейтрализации) сточных вод сульфатцеллюлозных предприятий в присутствии хозяйственно-бытовых вод.

Микроорганизмы активного ила не только сами подвергаются токсичному воздействию металлов, но и в результате своей окислительной деятельности могут изменять токсичность металлов и их соединений. Это явление называется биоактивацией. Например, микроорганизмы превращают нерастворимые формы ртути в растворимые, а также в подвижную и ядовитую метилртуть. За счет активного ила метилированию подвергаются также мышьяк, олово, галлий, кобальт, свинец, хром, цинк, медь. Аэробные микробиологические процессы способствуют переходу Cr (VI), формы более опасной как токсикант и канцероген, в менее опасную Cr (III). Поэтому если необходимо проанализировать эффективность трансформации соединений хрома в процессе биологической очистки, следует одновременно определять как шестивалентный хром, так и трехвалентный, в то время как в практике контроля более часто определяют одну из форм.

Основные факторы, повышающие биодоступность и токсичность тяжелых металлов для активного ила, приведены в табл. 2.70.

Главными физико-химическими факторами, влияющими на интенсивность шокового воздействия металлов на активный ил, являются: температура, растворенный кислород, *pH*, жесткость и щелочность воды, присутствие хелатирующих агентов и других загрязнителей в воде, недостаток или дисбалансированный состав питательных веществ. Главными биологическими — рабочая доза активного ила (количество биомассы, на которую будет распределено действие токсических веществ); количество биополимерного геля, служащего детоксикатором; возраст и адаптационные свойства активного ила.

Абсолютная величина содержания металлов в сточных водах, поступающих на биологическую очистку, не является объективным показателем степени токсического воздействия на активный ил. Более точно интенсивность отрицательного воздействия отражает удельная нагрузка на ил по данному компоненту, или концентрация металла, распределенная на рабочую дозу активного ила. Следовательно, если аварийный сброс сточных вод от промышленных предприятий с повышенным содержанием металлов происходит в то время, когда на очистных сооружениях поддерживается минимальная доза ила, последствия от токсичного воздействия на активный ил могут быть весьма значительными, даже если концентрации металлов в поступающих на очистку водах были ниже ингибирующих. Кроме того, недостаток кислорода в иловой смеси и различные нарушения технологического режима, приводящие к снижению ферментативной активности ила, неадекватности его регенерации, усиливают неблагоприятное действие металлов на активный ил.

Таблица 2.70

Факторы, повышающие токсичность и биодоступность тяжелых металлов для активного ила

Факторы		Доминирующие негативные формы воздействия
Физико-химические	Форма металла	Растворимая Ионная
	Присутствие антагонистов, синергистов, комплексообразующих и активизирующих веществ	Активирующие агенты ПАВ, нефтепродукты, ферменты, хелатирующие агенты Синергисты: никель и медь
	Свойства сточных вод	Повышенная температура, кислая pH, мягкая вода, недостаточное содержание углеродсодержащей органики и биогенных элементов
	Характер нагрузки на активный ил по металлам	Пиковые разовые нагрузки или продолжительное интенсивное воздействие
	Технологические параметры очистки	Нарушение режима аэрации, перемешивания в аэротенках и рециркуляция возвратного ила
Биологические	Состояние активного ила	Недостаточная степень регенерации, низкий возраст, низкая доза, низкая ферментативная активность, недостаточное селенобразование, не адаптированный ил к воздействию металлов

Большое значение для интенсивности токсического воздействия металлов на активный ил имеет устойчивость последнего и степень адаптации. Формирование такой устойчивости зависит от постоянного присутствия металлов в сточных водах, поступающих на биологическую очистку и их концентраций. Адаптация представляет собой изменения в организмах активного ила, которые повышают способность биоценоза, отдельных популяций или особей противостоять неблагоприятным факторам. Механизмы адаптации разнообразны. Устойчивость ила формируется, в первую очередь, за счет изменения свойств мембран клеток ила, а также за счет продуцирования веществ, связывающих ионы токсичных металлов (например, полисахариды). Даже у

природных биоценозов существует адаптация не только к естественным факторам, но и к антропогенным загрязнениям, ее формирование зависит от режима воздействия токсиканта и общих условий окружающей среды.

Способность микроорганизмов адаптироваться к токсичным или ингибирующим веществам зависит от развития толерантности к вредному веществу в результате воздействия в течение определенного времени либо данной концентрации этого вещества, либо постепенно возрастающей дозы.

Разнообразные соединения металлов вызывают денатурацию ферментов активного ила, что ингибирует их активность, нарушает проницаемость мембран у организмов ила и приводит к их гибели. Однако активный ил обладает большой устойчивостью к ингибирующему действию токсикантов, значительно большей, чем природные биоценозы. Это объясняется тем, что в качестве защитной реакции на действие токсикантов происходит продуцирование биополимерного геля активным илом, который подобно слизи у водорослей обволакивает бактериальные клетки и защищает их от непосредственного контакта с токсикантами. В природных биоценозах отдельные организмы способны выделять специфические вещества в виде экссудатов, слизи (водоросли), способные связывать токсичные тяжелые металлы (Mangl, Shumacher, 1979). Подобным образом ракообразные (дафнии) выделяют реагенты вступающие с металлами в комплексы и тем самым инактивирующие их токсичность (Fish, Morel, 1983).

Однако гелеобразование у бактерий в природных биоценозах или очень незначительное, или практически отсутствует, а сокращение токсичности металлов, попадающих в природные водоемы, может происходить за счет адаптации организмов и наличия природных комплексообразующих агентов (оксалаты, гуминовые кислоты и др.).

Как было экспериментально доказано (Bitton and Freihofer, 1978), биополимерный гель, выделяемый гетеротрофной микрофлорой активного ила, значительно снижает действие меди и кадмия на бактерии *Klebsiella aerogenes*. Гель снижает скорость диффузии металла в клетки бактерий, обволакивая их оболочки, а также связывает металлы за счет эффективного комплексообразования, что в целом значительно уменьшает токсичность соединений металлов.

Наличие в сточных водах инертных к биохимическому окислению загрязняющих веществ стимулирует у активного ила функции гелеобразования (см. гелевое вслухание, п. 3.2.1). Следствием этого является некий феномен свойств активного ила: чем ниже интенсивность биодegradации загрязняющего вещества, тем больше его сорбция на активном иле (Weber, Jones, 1983). Причем механизм удаления биологически инертных веществ (в том числе металлов) из сточных вод заключается в их осаждении на активном иле, а затем в переводе в неактивную форму с помощью ряда сложных биохимических процессов, которые способствуют депонированию в активном иле и их изоляции. Тем самым активный ил как бы выполняет задачу обязательного извлечения загрязняющих веществ из сточных вод или с помощью биохимического окисления, или биосорбции.

Образование биополимерного геля закладывается на стадии первичного контакта активного ила со сточной водой и зависит от содержания в ней легкоокисляемой органики. Наиболее интенсивно продолжается образование геля на стадии регенерации

ила. Таким образом, с качеством сточных вод и удовлетворительной регенерацией непосредственно связана эффективность гелеобразования, а, следовательно, устойчивость ила к токсикантам, эффективность сорбции на нем металлов, как и других техногенных примесей.

У активного ила не только хорошие сорбционные свойства, но и очень высокие скорости сорбции. В течение первых 15 мин контакта с иловой смесью сорбируется 79–90 % металлов (Савранская, 1977).

На крупных московских станциях аэрации в результате механической и полной биологической очистки степень удаления металлов по среднегодовым данным различная (Филиппов и др., 1975) в разные периоды и укладывается для каждого металла в определенный диапазон (табл. 2.71).

Таблица 2.71

Эффективность удаления тяжелых металлов на московских станциях аэрации

Металл	Степень снижения, %		
	Люблинская	Люберецкая	Курьяновская
Хром	68–91	47–85	Данные отсутствуют
Медь	43–92	36–79	То же
Цинк	69–92	21–92	—
Никель	15–65	9–63	—
Кадмий	50–86	42–82	—
Мышьяк	50–100	20–100	17–100
Кобальт	34–72	40–100	25–88
Свинец	50–100	50–100	33–100

По среднегодовым данным 1976 г. Люберецких и Люблинских очистных сооружений, снижение содержания металлов в результате механической и биологической очистки составляло: титан — 84–94 %, железо — 86–90 %, свинец — 77–86 %, хром — 72–85 %, медь — 67–86 %, цинк — 61–80 %, кадмий — 61–80 %, мышьяк — 59–80 %, кобальт — 58–65 %, никель — 39–48 % (Савранская, 1977).

Литературные данные иностранных исследователей несколько разнятся с российскими; так, например, экспериментально установлены (Brown, Lester, 1979) усредненные нормы эффективности удаления некоторых металлов на сооружениях полной биологической очистки: хром — 63–99 %, медь — 69–98 %, цинк — 44–100 %, никель — 25–74 %, железо — 87–98 %, свинец — 42–100 %, кадмий — 30–92 %, алюминий — 70–98 %, марганец — 25–31 %, ртуть — 68–100 %.

Накопление металлов в активном иле происходит за счет:

флокуляционных свойств активного ила, при этом немаловажную роль играет биополимерный гель;

легкого связывания металлов с органическими веществами ила.

При аккумуляции части ионов тяжелых металлов илом происходит образование комплексов ионов с белком, аминокислотами и ферментами, в результате, с одной стороны, идет накопление соединений металлов в осадках, а с другой — снижается качество очистки сточных вод, так как сорбированные металлы концентрируются в

активном иле и с возвратным потоком иловой смеси неоднократно попадают в аэротенк. Поскольку металлы не могут быть подвержены биодеструкции, их избыточное накопление в активном иле может привести к значительному возрастанию токсической нагрузки.

Если в воде, окружающей активный ил, металлы находятся в концентрациях десятых и сотых долей единиц, то в самом иле их концентрации возрастают до 50–60000 мг/кг.

Допустимый уровень накопления и содержания тяжелых металлов в активном иле установить можно только экспериментально и индивидуально для каждого сооружения биологической очистки, так как активный ил функционирует в специфических экологических условиях и обладает индивидуальной устойчивостью к воздействию токсикантов. Норма содержания металлов в возвратном иле должна быть установлена индивидуально на основании многолетнего контроля состояния активного ила, эффективности процесса биологической очистки и соответствующего содержания накопленных загрязняющих веществ в возвратном иле в разные периоды благополучия и при возникающих нарушениях.

Процесс биосорбции металлов характерен и для природных водоемов, так многочисленными исследованиями было показано, что содержание тяжелых металлов в донных осадках рек ФРГ в 1000–10000 раз превышает их содержание в воде (Фелленберг, 1997). Напряженная ситуация в природных водоемах возникает тогда, когда сорбционная способность осадков исчерпывается и начинается процесс десорбции металлов из донных осадков в воду. Кроме того, как уже было отмечено, при увеличении водности или при доминировании анаэробных процессов, наличия комплексообразователей с металлами, при понижении pH менее 7,0 (например, в результате кислотных осадков или сбросов сточных вод с низким водородным показателем) соединения металлов из донных осадков переходят в воду, и повышается образование растворимых форм металлов. Те же процессы характерны для аэротенков и особенно опасно накопление металлов в активном иле для тех сооружений, где наблюдается колебание pH в очищаемой воде, поскольку при подкислении сточных вод металлы, накопленные на активном иле, переходят в растворимое состояние, в результате токсичность их усиливается. Этот процесс активизируется постоянным перемешиванием иловой смеси. В природных водоемах фоновая токсичность также возрастает в ветреную погоду в периоды взмучивания донных осадков.

В табл. 2.72 представлены данные по содержанию загрязняющих веществ в очищаемых сточных водах на очистных сооружениях «Каустик» г. Волгограда и накопление этих веществ в возвратном иле аэротенков. Как видно из таблицы, содержание неорганической ртути, например, составляет в иле 8,75 мг/кг сухой массы, однако в этот период в активном иле реакции на токсичность не наблюдалось. В то же время токсичная концентрация ртути для активного ила (адаптированного к ее присутствию в очищаемых сточных водах) на этих очистных сооружениях была установлена по дегидрогеназной активности ила и составляет 0,005 мг/дм³. Приведенный пример показывает, что активный ил не только сорбирует металлы, но и комплексует их в своей биомассе, блокируя их токсичность, биодоступность и неблагоприятное воздействие. Накопление неорганической ртути в активном иле до 8,75 мг/кг сухой массы

не исчерпывает его адсорбирующую способность и процесса десорбции накопленного металла в воду не наблюдается. Последствия перегрузки активного ила металлами и десорбции их в сточную воду подробно рассмотрены в 2.4.1.1.1 на примере Нижнего Новгорода.

Таблица 2.72

**Среднегодовые (1992 г.) данные по содержанию загрязняющих веществ
в очищаемых сточных водах и их накоплению в возвратном иле
о/с «Каустик» г. Волгоград**

Показатели	Содержание загрязняющих веществ			
	в поступающих на очистку сточных водах, мг/дм ³	в очищенных сточных водах, мг/дм ³	процент удаленная загрязняющих веществ	в возвратном активном иле, мг/кг
Сульфаты	448,0	599,0	— ¹⁾	1201,4
Хлориды	884,8	835,0	—	2951,8
Сухой остаток	2327,9	2222,0	—	39060,0
Азот аммонийный	73,3	52,7	28,1	28,85
Азот нитритов	0,52	0,89	—	6,76
Азот нитратов	0,56	0,93	—	14,2
Фосфор общий	6,43	5,5	14,5	42050,0
Фосфаты	4,95	6,2	—	3370,0
СПАВ	0,99	0,3	69,7	94,4
Фенол	0,51	0,01	98,0	0,132
Нефтепродукты	6,9	0,75	89,1	7740,0
Анилин	0,4	н/о	100,0	Не обнаружено
Кальций	182,7	170,0	—	2350,0
Ртуть	0,0036	0,0018	50,0	8,75
Цинк	0,0064	0,004	37,5	260,0
Медь	0,026	0,008	69,2	1,0
Марганец	0,54	0,27	50,0	200,0
Хлорметил	0,02	0,0018	91,0	Не обнаружено
Метилхлорид	0,084	0,017	79,8	0,2
Хлороформ	1,28	0,22	82,8	0,357
Четыреххлористый углерод	0,11	0,038	65,5	Не обнаружено
Диметилхлорэтан	0,158	0,0014	99,1	То же
Триметилхлорэтан	2,01	0,013	99,4	— " —

¹⁾ Прочерк означает: показатель не рассчитывался.

Таблица 2.73

**Содержание металлов в очищаемых сточных водах
и в возвратном иле на очистных сооружениях
нескольких городов**

Определяемые загрязнители	Содержание металлов					
	Челябинск		Нижний Новгород		Sundsvall (Швеция)	
	в сточных водах, поступающих на очистку, мг/дм ³	в возвратном иле, мг/кг сухого ила	в сточных водах, поступающих на очистку, мг/дм ³	в возвратном иле, мг/кг сухого ила	в сточных водах, поступающих на очистку, мг/дм ³	в возвратном иле, мг/кг сухой массы
pH	7,6-7,7	6,8	7,2-7,5			7,7
Цинк	<u>0,6-2,2</u> ¹⁾ 1,34	31020	<u>0,09-0,2</u> 0,129	2284,6	В сточных водах содержание металлов не определяется	590
Медь	<u>0,03-0,11</u> 0,057	3350	<u>0,012-0,03</u> 0,02	528,0		550
Хром	<u>0,09-0,35</u> 0,15	2259	<u>0,014-0,03</u> 0,018			36
Никель	— ²⁾	1317	—	396,3		18
Свинец	<u>0,01-0,04</u> 0,012	2398		85,8		44
Кадмий		следы		13,5		0,97
Ртуть	—	0,25				0,96
Алюминий	—	15017	—	—		—
Марганец	—	1751	—	—		50000
Олово	—	215	—	—		640
Стронций	—	374	—	—		—
Титан	—	160	—	—		—
Кобальт	—	14,6	—	3,1		—
Серебро	—	52,0	—	—		—
Железо (общ.)	<u>1,2-2,8</u> 2,0	14000	<u>1,81-2,79</u> 2,19	—	32,0	
Нефтепродукты	<u>1,7-6,3</u> 2,5	53	0,4-1,68	—	—	

¹⁾ В числителе — диапазон значений, в знаменателе — среднее значение за 1999 г.

²⁾ Прочерк означает: показатель не определяется.

В табл. 2.73 представлены данные о содержании загрязняющих веществ в очищаемых сточных водах городских очистных сооружений и в активном иле, эффективно сорбирующем загрязняющие вещества за счет своей высокой сорбционной способности. Содержание меди в возвратном иле очистных сооружений г. Челябинска в 33000 раз превышает максимальное ее содержание в сточных водах, цинка в 14000 раз и т.д. Кроме того, в возвратном иле обнаружен широкий спектр металлов (олово,

стронций, титан, кобальт, серебро), которые в сточных водах контролируются редко. Приведенный пример наглядно показывает, что для гидрохимической оценки интенсивности накопления токсикантов недостаточно определять содержание загрязняющих веществ (способных оказывать токсическое воздействие) только в очищаемых сточных водах, так как в этом случае информация значительно искажена и данные о наличии и перечне токсикантов существенно занижены, поскольку в воде их трудно обнаружить (требуется непрерывный отбор среднесуточных проб с захватом всех слоев потока сточных вод).

Процесс сорбции–десорбции накопленных токсикантов активным илом сильно влияет на изменение токсичности очищаемых сточных вод в аэротенках. Кроме того, если содержание металлов в очищаемых водах превышает сорбционную емкость активного ила, у него наблюдается токсический «металлический стресс». При этом не обязательно обнаруживаемая аналитическим контролем концентрация металла в поступающих на очистку сточных водах будет превышать допустимую или указанную как норматив (Методические рекомендации..., 2001).

«Металлический стресс» у активного ила проявляется следующим образом (см. подробнее гл. 3): на первом этапе исчезают чувствительные к токсикантам формы (инфузории, колорватки, хищники), затем нарастает численность устойчивых форм (нитчатые, зооглейные бактерии, планктонные раковинные амёбы и т.д.). Затем биоценоз ила полностью структурно перестраивается, видоразнообразие обедняется и процветают наиболее устойчивые организмы, зачастую – это нитчатые формы бактерий, что завершается развитием нитчатого вспухания ила.

Из рассмотренных примеров ясно, что контроль за содержанием и воздействием на активный ил металлов при опасности периодического «стрессирования» последнего должен быть основан на слежении за состоянием активного ила, изменениями уровня токсичности очищаемых сточных вод и интенсивности биосорбции металлов активным илом. Такой контроль очень важен, так как металлы в большинстве случаев являются лидирующими токсикантами для активного ила на городских сооружениях очистки сточных вод. Частота контроля обусловлена необходимостью выявления причин существенного снижения качества биологической очистки и разработки оперативных мероприятий по предотвращению воздействия токсикантов на активный ил.

Контроль накопления металлов в возвратном иле позволяет также получить результирующие данные неучтенного поступления загрязняющих веществ, потому что при обычном контроле сточных вод не всегда можно выявить и правильно оценить воздействие из-за ошибок пробоотбора (отсутствие автоматических пробоотборников и анализ разовых¹⁾, а не среднесуточных проб), пробоподготовки и анализа.

Аккумуляция металлов активным илом ведет к их накоплению в осадках сточных вод. О пересыщении металлами осадков говорит тот факт, что только 2 % сооружений биологической очистки в США укладываются в установленные нормы на

¹⁾ По разовой пробе регистрируются максимальные концентрации металлов в сточных водах, поступающих на очистку. Для отбора разовых проб необходимо проводить регулярный визуальный контроль. Обычно металлы и их соединения окрашивают очищаемые сточные воды в желтый цвет (хром, железо и др.). После визуального определения изменения цветности сточных вод, поступающих на очистку, отбирается разовая проба, которая анализируется отдельно.

содержание металлов при размещении осадков на почве (EPA US, 1990). В табл. 2.74 представлены данные о содержании металлов в осадках сточных вод в России и Америке.

Таблица 2.74

Содержание металлов в осадках сточных вод

Металлы	Средняя концентрация из 130 обследованных БОС США (US EPA, 1990)	Установленный диапазон по 5 обследованным БОС России СанПиН 2.1.7.573-96
	Содержание металлов, мкг/кг на сухое вещество осадка	
Мышьяк	9,9	Не анализировалось
Кадмий	6,94	0,9-50,0
Хром	119	2,5-4200,0
Медь	741	3,0-1100,0
Свинец	134,4	52,0-360,0
Ртуть	5,2	Не анализировалось
Молибден	9,2	Не анализировалось
Никель	42,7	10,0-400,0
Селен	52	Не анализировалось
Цинк	1202	52,0-5000,0
Марганец	Не анализировалось	97,0-825,0

Не всегда превышение содержания металлов в сточных водах происходит по вине промышленных предприятий, например, при проведении работниками водопроводно-канализационных хозяйств мероприятий по прочистке водопроводных сетей (подачей воды под давлением), токсичность сточных вод, поступающих на очистные сооружения, может резко возрастать за счет попадания коррозирующих элементов из медных, оцинкованных и др. водопроводных труб и приводить к гибели активного ила.

Тщательный контроль за поступлением и интенсивностью накопления металлов в иле на очистных сооружениях необходим не только для сохранения активного ила, но и для обеспечения экологической безопасности природных водоемов. Попадание металлов и их соединений в природные водоемы следует предупреждать в связи с тем, что в отличие от биологически разлагающихся веществ, металлы только перераспределяются в воде, растительности и гидробионтах, накапливаются и представляют существенную экологическую угрозу.

Крупным промышленным предприятиям города, при наличии финансовых возможностей, целесообразно удалять металлы из сточных вод физико-химическими методами до сброса в канализацию. Например, тяжелые металлы могут быть осаждены в виде хлоридов (ртуть, серебро, свинец) или сульфидов и карбонатов; связаны в хелатный комплекс, например, этилендиаминтетрауксусной кислотой и т.д.

На стадии доочистки городских сточных вод хорошие результаты по удалению металлов можно получить с использованием в качестве сорбентов активированного угля, кварцевых песков горы «Хрустальная», цеолита и т.д.

2.5.2. Углеводороды (нефтепродукты). Нефть и нефтепродукты — наиболее распространенные загрязняющие вещества, присутствующие в сточных водах. Нефтепродукты представляют собой сложную смесь различных углеводородов (низко- и высокомолекулярных, предельных и непредельных, алифатических, ароматических, алициклических), а также неуглеводородных соединений серо-, кислород-, азотсодержащих и высокомолекулярных смолоасфальтеновых веществ с включенными в них тяжелыми металлами (рис. 2.56, 2.57). Углеводороды составляют от 50 до 98 % от общей массы сырой нефти. Остальная, иногда довольно большая часть, приходится на неуглеводородные соединения, которые могут быть более токсичны и опасны для активного ила, чем углеводороды. Однако при гидрохимическом анализе понятие «нефтепродукты» ограничивается только углеводородами, поэтому под термином «содержание нефтепродуктов» принято понимать содержание в воде неполярных и малополярных соединений, экстрагируемых четыреххлористым углеродом, гексаном или перолейным эфиром. Это, с одной стороны, ограничивает понятие «нефтепродукты» углеводородами, являющимися только составной, хотя и значительной частью нефти, но с другой стороны, такое определение завышает результат, т.е. дает суммарное содержание углеводородов в пробе, независимо от их происхождения (нефтяного или нет).

Итак, сырая нефть состоит из смеси углеводородов (рис. 2.56), включая масла; примеси (рис. 2.57) серы (элементарная, сероводородная, сульфидная, меркаптановая и др.), азота (гомологи пиридина, акридина, гидрохинолина), кислородсодержащих веществ (фенолы, кетоны и др.). К неуглеводородным компонентам относятся также смолоасфальтеновые вещества, с которыми связаны микроэлементы нефти: ванадий, железо, марганец, свинец, медь, кобальт, никель, мышьяк, ртуть (Шиковский, 1993). Кроме того, нефть содержит до 10 % воды и минеральные соли: NaCl , MgCl_2 , CaCl_2 .

2.5.2.1. Деструкция нефтепродуктов в процессе биологической очистки сточных вод. Нефтепродукты присутствуют в сточных водах таких промышленных предприятий как: машиностроительные, металлургические, судостроительные, авиационные, автотранспортные, нефтехимические и нефтеперерабатывающие. Сточные воды нефтеперерабатывающих заводов, как правило, в канализацию не сбрасываются, а очищаются на локальных сооружениях физико-химической и биологической очистки.

Скорость и эффективность трансформации нефтепродуктов на сооружениях биологической очистки, прежде всего, связана с аэробностью условий. Нефть, подобно пленнице, надолго заточенной в подземной анаэробной темнице, вырвавшись на поверхность земли, стремительно преобразуется, значительно трансформируясь под воздействием света и кислорода. Никаких анаэробных процессов нефть не терпит и требует для своего окисления и разложения только кислородных условий. Это объясняет тот факт, что сброшенные в канализацию нефтепродукты, практически не изменяясь в анаэробных условиях этих систем, поступают на очистные сооружения. Эффективность разложения нефтепродуктов на сооружениях биологической очистки зависит от:

химического состава нефти, ее свойств (прежде всего: летучести, плотности, растворимости основных составляющих компонентов) и поступающей в аэротенки концентрации нефтепродуктов;

наличия баланса между поступлением нефтепродуктов и их эффективной деструкцией;

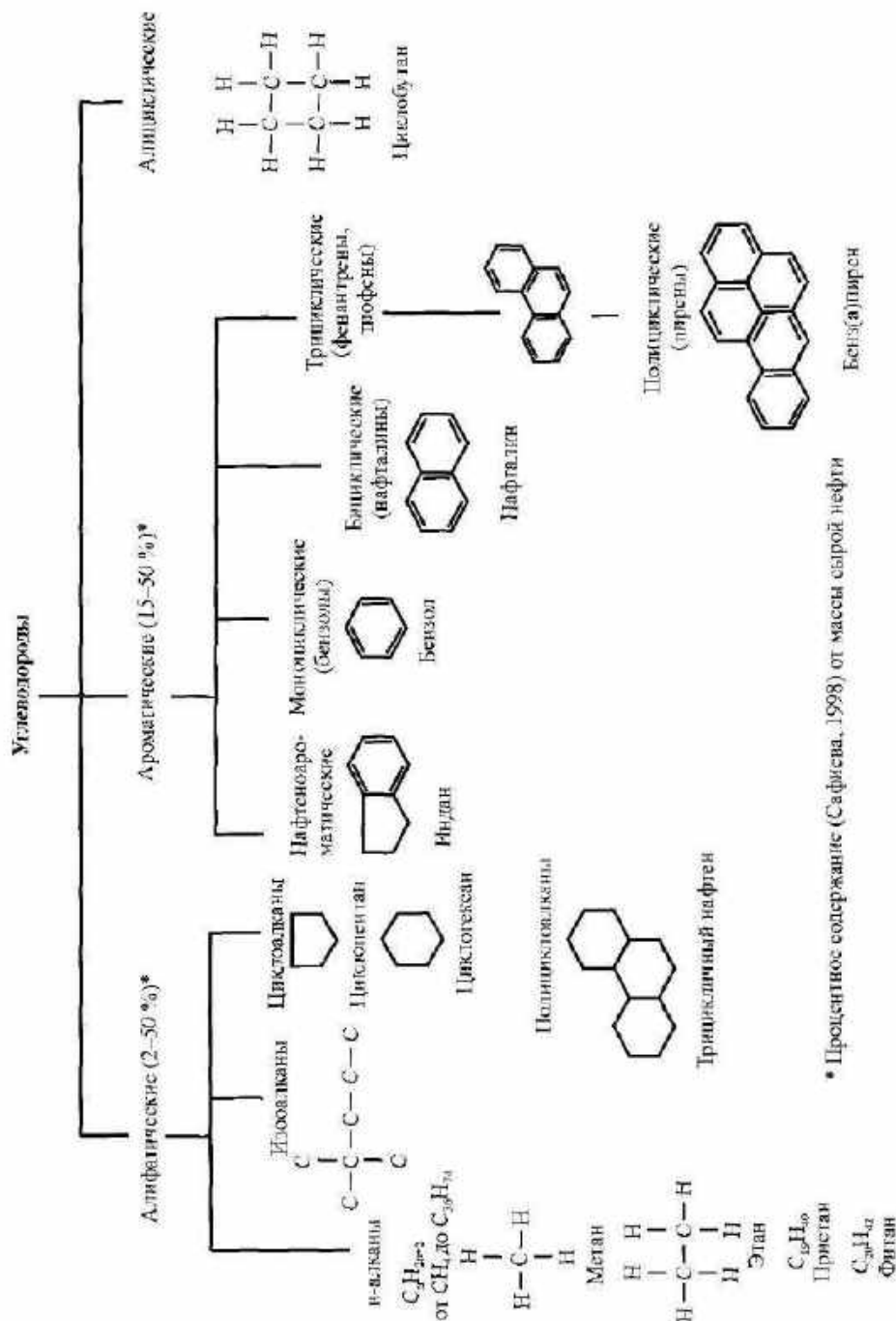
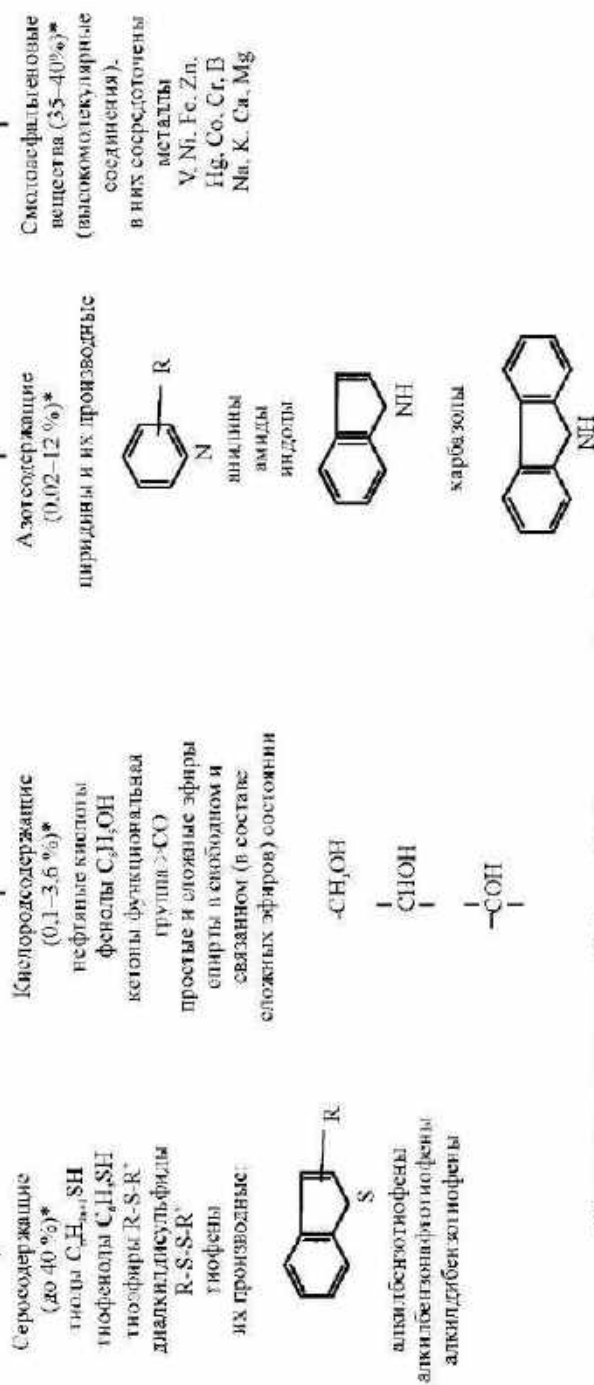


Рис. 2.56. Углеводородные составляющие нефти

Неуглеводородные соединения



* Процентное содержание (Сафина, 1998) от массы сырой нефти

Рис. 2.57. Структура неуглеводородных фракций нефти

физико-химических условий в аэротенках (температуры, *pH*, содержания растворенного кислорода в иловой смеси);

сбалансированного состава сточных вод, обеспечивающих полноценное питание активного ила (минимальные необходимые количества углеродсодержащей органики, азота и фосфора в пропорции 100 : 3 : 0,5);

технологического режима очистки (дозы, возраста ила, удельных нагрузок на активный ил, окислительной мощности аэротенков);

свойств активного ила (процентного содержания углеводородокисляющих бактерий в общей биомассе активного ила, адаптационных свойств, ферментативной активности).

Рассмотрим последовательно и более подробно приведенные свойства и параметры, определяющие благополучие деградации нефти на сооружениях биологической очистки.

Успешность хемо- и биодеструкции нефти, в первую очередь, зависит от растворимости, способности к биодеградации и летучести компонентов, ее составляющих. Надежный процесс биодеструкции нефтепродуктов в аэротенках возможен только для растворимых соединений нефти, поэтому сточные воды, например, нефтеперерабатывающих заводов, необходимо на стадии локальной очистки максимально освободить от нерастворимых углеводородов, в противном случае при поступлении в аэротенки они не будут биохимически окисляться, но окажут угнетающее действие на активный ил и неблагоприятно повлияют на его седиментационные свойства, нарушая процесс отстаивания ила во вторичных отстойниках.

По растворимости в воде углеводороды можно разделить на четыре основные группы (табл. 2.75)

Таблица 2.75

Растворимость в воде различных углеводородов

Углеводороды	Растворимость в воде
Парафиновые	Нерастворимы
Циклопарафиновые	Почти нерастворимы
Олефиновые	Мало растворимы
Ароматические	Хорошо растворимы

Растворимость в воде готовых нефтепродуктов значительно различается и составляет, например, для бензинов 10–500 мг/дм³, дизельного топлива 8–22 мг/дм³, керосинов 2–5 мг/дм³. Химические свойства нефтепродуктов определяют изменения в их составе в процессе биологической очистки. Только за счет растворимости по ходу очистки в сточных водах будет сокращаться содержание моноциклических ароматических и низкомолекулярных алифатических соединений (их растворенные формы будут утилизированы микроорганизмами активного ила). Такие соединения, как полициклические ароматические углеводороды (ПАУ) — нафталин, фенантрен, антропоен, пирен, бенз(а)пирен (в сырой нефти они могут составлять до 30 % объема) хорошо растворимы в воде (за исключением ПАУ с большой молекулярной массой), нелетучи и чрезвычайно устойчивы к биодеградации. Поэтому их содержание в биологически

очищенных водах увеличится, а количество высокомолекулярных нерастворимых соединений сократится за счет сорбции на активном иле и образования агрегатов, т.е. осаждения на поверхностях твердых предметов и иле. Полициклические ароматические углеводороды хорошо удаляются химическим окислением. Так, например, хлорированием можно удалить 50–60 % бенз(а)пирена (US.EPA, 1980). Основные источники поступления ПАУ в канализацию: бензиновые промышленные сточные воды, креозот (содержит 85–90 % ПАУ), отходы переработки древесины и др. Для полициклических ароматических растворимых углеводородов биологическая очистка смысла не имеет, их надо удалять физико-химическими методами, задерживая на сорбирующих материалах, но даже на угольных или кварцевых фильтрах эти вещества задерживаются не полностью, что связано с их свойствами хорошей растворимости и устойчивости к разложению. Склонность к биодegradации возрастает в ряду: циклопарафины > ароматические углеводороды > разветвленные алканы > нормальные алканы.

Поскольку плотность углеводородов не превышает 1 г/см^3 , все они в определенной мере обладают летучестью, которая возрастает при уменьшении плотности (табл. 2.76).

Летучие компоненты сырой нефти, попадая в окружающую среду, канализацию и на очистные сооружения быстро (в течение минут и часов) испаряются, зимой процесс потери летучих фракций нефти несколько замедляется.

Чем меньше молекулярная масса и проще молекулярная структура углеводородных компонентов нефти (см. рис. 2.56), тем менее токсичны эти соединения для активного ила и более восприимчивы к биодеструкции. Однако в канализацию со сточными водами промышленных предприятий, а также в результате аварийных и преднамеренных сбросов, в основном, поступают высокомолекулярные, инертные к биохимическому окислению углеводороды (топочные масла, смазки, эмульсии, мазут).

Как видно из приведенного рисунка, наиболее сложное строение (бициклическая и полициклическая структура) у нафталинов и полициклических ароматических углеводородов, большинство из которых токсичны, мутагенны, а с четырьмя и более бензольными кольцами — канцерогенны (Худолей, 1999).

Наименее устойчивые к биохимической деструкции, быстро разлагающиеся в окружающей среде углеводородные компоненты нефти — алканы нормального строения (н-алканы), но при своей малой токсичности они обладают наркотическим действием.

Восприимчивость нефтепродуктов к биодegradации и их токсичность тесно связаны, понятно, что биоразлагаемость должна возрастать при снижении токсичности вещества, поскольку микробиологическая активность не ограничивается токсическим воздействием.

Присутствие неуглеводородных токсичных компонентов также влияет на скорость и эффективность бактериальной деструкции нефтепродуктов. Так, например, присутствие в нефти ванадия может катализирующе влиять на процессы биоразложения нефтепродуктов, а сероводорода — подавляюще (цитируется по Патину, 1997).

Углеводородные фракции нефти имеют разную температуру кипения (табл. 2.77). Чем крупнее молекулы, тем выше температура кипения данной фракции и она более устойчива к биохимическому разложению в объектах окружающей среды и на сооружениях биологической очистки. Температуру кипения разных фракций нефти

необходимо учитывать при интерпретации данных гидрохимических определений, так как часть углеводородов при использовании определенных методов выполнения измерений теряется в процессе пробоподготовки и анализа.

Таблица 2.76

Основные физико-химические характеристики углеводородов сырой нефти

Углеводороды	Количество атомов углеводорода в молекуле	Растворимость при 25 °С, мг/дм ³ (Жузе, 1986)	Плотность, г/см ³ (Нельсон-Смит, 1977)
Н-алканы			
Метан	1	24,4	0,424
Этан	2	60,4	0,546
Пропан	3	62,4	0,542
Изобутан	—	48,9	—
Пентан	5	38,5	0,626
Изопентан	—	47,8	—
Гексан	6	9,5	0,660
Гептан	7	2,93	0,684
Октан	8	0,66	0,703
Нонан	9	0,122	0,718
Циклоалканы			
Циклопентан	5	156,0	0,751
Циклогексан	6	55,0	0,779
Циклооктан	—	70,0	—
Метилциклопентан	6	42,0	0,749
Метилциклогексан	7	14,0	0,769
Арены (ароматические)			
Бензол	6	1780,0	0,879
Толуол	7	515,0	0,866
Ортоксилол	8	175,0	0,874
Этилбензол	8	152,0	0,867
2,4-триметилбензол	—	57,0	—
Изопропилбензол	9	50,0	0,864

Биодеструкция нефтепродуктов — более медленный процесс на сооружениях биологической очистки, чем разложение основной массы органических загрязняющих веществ, присутствующих в сточных водах. Поэтому при очистке сточных вод нефтеперерабатывающих заводов время пребывания активного ила в контакте с загрязненными нефтью водами предусматривается от 30 до 50 ч, что предполагает значительно большие объемы сооружений, в сравнении с обычным процессом, продолжительностью от 3 до 8 ч для очистки городских сточных вод.

Лучшие результаты эффективной биодеструкции нефтепродуктов наблюдаются на сооружениях с низкими нагрузками на ил, большим возрастом ила от 6 до 18 сут,

большим периодом аэрации и высокими удельными скоростями окисления загрязняющих веществ у хорошо адаптированного активного ила. Если нефтепродукты присутствуют в очищаемых сточных водах постоянно, а концентрация их не превышает деструкционные возможности активного ила и поддерживается на относительно постоянном уровне, в иле накапливаются углеводородокисляющие бактерии, развивается устойчивость к токсическому действию нефти и обеспечивается высокое качество очистки. В неадаптированном активном иле, очищающем сточные воды с незначительным содержанием нефтепродуктов, фракция нефтеокисляющих бактерий составляет не более 0,5–1 %, а в адаптированном из аэротенков нефтеперерабатывающих заводов — 10 % и более от общей биомассы ила. Однако общий прирост активного ила при превышении допустимого содержания нефтепродуктов в очищаемых сточных водах, как правило, сокращается.

Таблица 2.77

Основные фракции нефти и их температура кипения

Фракции нефти	Температура кипения фракций, °С
Углеводороды с 20 и более атомами углерода (парафины, асфальтены, нефтяной кокс)	> 370
Углеводороды с 16–20 атомами углерода (смазочные масла)	300–370
Углеводороды с 15–18 атомами углерода (газойль)	250–350
Углеводороды с 12–16 атомами углерода (керосин)	200–300
Углеводороды с 5–12 атомами углерода (бензины)	40–200
Углеводороды с 1–4 атомами углерода (нефтяные газы)	< 40

Удовлетворительное перемешивание иловой смеси и подача достаточного количества воздуха в иловую смесь оказывают существенное влияние на хемо- и биоокисление нефтепродуктов. Кислород хорошо растворяется в нефтепродуктах, поэтому его дефицит в нефтесодержащих сточных водах обычно связан с плохим режимом подачи и недостаточным диспергированием воздуха в иловой смеси и ее высокой кислородпоглощающей способностью, а не с процессом торможения кислородпереноса углеводородами, что является весьма распространенным заблуждением. В отличие от процессов, происходящих в природных водоемах, где нарушается трансформация кислорода воздуха за счет образования поверхностной пленки нефтепродуктов (в аэротенках бурление иловой смеси эту пленку уничтожает), подача воздуха под давлением и хорошая растворимость кислорода в нефтесодержащих сточных водах позволяют поддерживать стабильные аэробные условия, необходимые для удовлетворительной трансформации нефтепродуктов на сооружениях биологической очистки.

При биологической очистке нефтесодержащих сточных вод необходимо сбалансированное и достаточное содержание питательных веществ в сточных водах, что обеспечивает активному илу удовлетворительные условия функционирования и устойчивость к неблагоприятному воздействию нефтепродуктов и других токсикантов. В сточных водах нефтехимии и нефтепереработки, как правило, имеется дефицит фосфора, на фоне избыточного содержания азота, что компенсируется добавками фосфорсодержащих соединений в очищаемые сточные воды. Во всех случаях

интенсификации процесса биологической очистки от нефтепродуктов предпочтительно устройство ацидофикаторов сырого осадка (см. 2.4.1.3.3), что позволит обеспечить полноценное питание активному илу и существенно повысит качество очистки сточных вод, загрязненных нефтепродуктами.

Основная доля углеводородов очень медленно биохимически окисляется, токсически действует на активный ил и нарушает процесс дыхания у его организмов. Все это указывает на нерациональность очистки сточных вод от нефтепродуктов на сооружениях биологической очистки. Промышленным предприятиям следует предотвращать их попадание в системы канализации, собирая их в емкости и храня в специально отведенных местах. Однако нефтепродукты в определенных концентрациях постоянно присутствуют в сточных водах городских очистных сооружений, поскольку они широко применяются как в быту, так и практически на каждом предприятии города.

Характерные содержания нефтепродуктов в сточных водах по звеньям очистки представлены по данным очистных сооружений гг. Самары и Нижнего Новгорода в табл. 2.78.

Таблица 2.78

**Содержание нефтепродуктов в сточных водах (мг/дм³)
городских очистных сооружений**

Место отбора проб сточных вод	Диапазон среднесесячных данных	
	БОС г. Нижнего Новгорода	БОС г. Самары
Поступающие на очистные сооружения	0,9–14,6	0,6–2,0
После механической очистки	0,7–10,3	0,4–1,5
Очищенные после вторичного отстаивания	0,5–3,2	0,05–0,7
После доочистки в биофильтрах	0,5–1,7	Отсутствие
Створ реки Волга	0,5–1,0	То же

Наиболее высокие концентрации нефтепродуктов, поступающие в аэротенки, наблюдаются на очистных сооружениях нефтеперерабатывающих заводов; так, в сточных водах Новокуйбышевского завода по среднесесячным данным в 1999 г. их содержание составило 40 мг/дм³. Предельное содержание нефтепродуктов в сточных водах городских сооружений, по нашим наблюдениям, составляет 20–28 мг/дм³ для хорошо адаптированного ила.

На городских сооружениях, по данным контролирующей инспекции, в период аварийных сбросов нефтепродуктов в системы канализации их содержание может достигать 1000 мг/дм³ и более в сточной воде, поступающей на биологическую очистку.

Попадая на очистные сооружения, нефтепродукты фракционируют как показано на рис. 2.58. В первичных отстойниках они растекаются в виде поверхностной пленки, накапливаются в сыром осадке в виде твердых вязких частиц и осаждаются на стенках отстойников, трубопроводах в виде агрегатов, комков, утолщенной пленки (от 1 мм до 10 см). Наличие пленки на поверхности воды в отстойниках указывает, что содержание нефтепродуктов в поступающей на очистку сточной воде будет

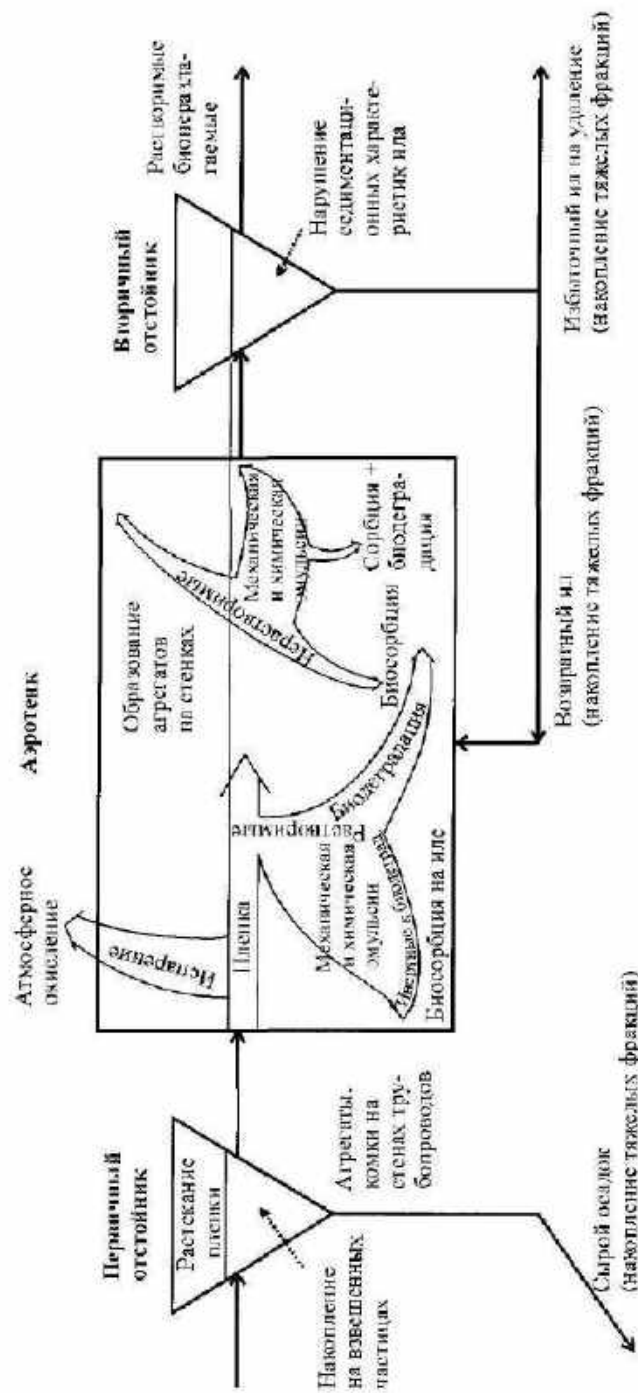


Рис. 2.58. Трансформация и фракционирование нефтепродуктов на сооружениях с аэротенками

составлять не менее 0,5–1,0 мг/дм³. Поверхностная пленка уже на стадии первичного отстаивания быстро теряет летучие и растворимые компоненты легких нефтепродуктов и приобретает вязкость, агрегирует, после чего стремится не к растеканию, а комкованию на стенках и трубопроводах. В комкообразных агрегатах присутствуют в основном асфальтены и высокомолекулярные соединения средних и тяжелых фракций нефти, т.е. устойчивые к биоразложению. Такие агрегаты и утолщенные пленки могут долго находиться без изменения на стенках и механизмах первичных отстойников, их следует удалять механическим способом, используя скребки, дырчатые черпаки, не допуская попадания снятых агрегатов и пленок в поток сточных вод, а собирая их в отдельные емкости. Нефтепродукты подвергаются в первичных отстойниках физико-химическому разрушению, ультрафиолетовой деструкции и очень незначительному биохимическому разложению, которое подавляется анаэробными условиями. При аварийных сбросах следует интенсифицировать первичное отстаивание (более частая отгрузка осадка, равномерное распределение поступающих сточных вод по отстойникам и т.п.), чтобы обеспечить максимальное изъятие из сточных вод тяжелых фракций нефтепродуктов, наиболее опасных для активного ила. Кроме того, необходимо обязательно предусмотреть улавливание и сбор крупных плавающих агрегатов на стадии механической очистки.

Нерастворимые компоненты нефти накапливаются в сыром осадке, покрывают пленкой взвешенные частицы и нарушают процесс первичного отстаивания взвешенных веществ.

В аэротенках нефтепродукты подвергаются испарению, хемотроксислению, биотрансформации, биосорбции на активном иле и ферментативной деструкции. Изменения состава нефти в аэробных условиях аэротенков происходят чрезвычайно быстро. Повышенная температура и интенсивное перемешивание активного ила, а также непрерывная подача воздуха в аэротенки катализируют процесс биодеструкции нефтепродуктов.

В аэротенках нефтепродукты фракционируют на:

поверхностную пленку, которая быстро исчезает благодаря перемешиванию иловой смеси;

два вида водонефтяных эмульсий: механическую и, более стойкую — химическую с включением поверхностно-активных веществ (мыла, детергенты, сода и т.п.), которые увеличивают поверхностное натяжение и повышают стойкость нефтепродуктов к биодegradации;

комки и агрегаты, оседающие на стенках, трубах, аэрационных элементах.

Как уже отмечалось ранее, растворимые и нерастворимые углеводороды делятся на биоразлагаемые и невосприимчивые (инертные) к биодеструкции. Растворимые, не поддающиеся биодegradации (например, бенз(а)пирен), не изменяя своего состава, транзитом проходят через аэротенк и остаются в очищенной воде, для их удаления требуется третичная очистка на сорбентах. Использование сорбентов, например, активированного угля, связано со значительными затратами, поэтому на практике на городских очистных сооружениях они применяются очень редко и водосмы таким образом загрязняются наиболее опасными компонентами нефтепродуктов. Нерастворимые углеводороды сорбируются активным илом и частично разлагаются, а частично

накапливаются в нем. Анализ данных по трансформации нефтепродуктов на нескольких крупных сооружениях биологической очистки показал, что до 65–80 % поступающих нефтей сорбируется на активном иле. При высоком содержании нерастворимых и инертных к биодegradации нефтепродуктов в очищаемых сточных водах, их накопление в иле приводит к увеличению внутренней токсической нагрузки на активный ил. Накопление нефтепродуктов в возвратном иле более 10–15 % от его сухой массы является предельным содержанием, после чего, как правило, происходит деградация активного ила. При превышении предела накопления нефтепродуктов в активном иле или при значительном их содержании в очищаемой воде нарушается баланс между сорбцией и биоокислением углеводов, что приводит к потере способности ила к осаждению, в биоценозе появляются нитчатые бактерии, возрастает иловый индекс и увеличивается вынос взвешенных веществ из вторичных отстойников. В удовлетворительных условиях трансформации нефтепродуктов в результате биологической очистки полностью устраняется нефтяной запах из-за эффективного удаления летучих углеводов. При аварийных сбросах и разрушении биоценоза активного ила нефтяной запах в биологически очищенной воде сохраняется.

При продолжительном поступлении нефтепродуктов на очистные сооружения и нарастании нагрузок на ил биоценоз может полностью разрушиться, а нефтепродукты в виде комков и агрегатов, иногда в виде пленки толщиной в несколько миллиметров, накапливаются на стенках аэротенков, вторичных отстойников. Биодegradация и вымывание таких пленок, комков чрезвычайно медленный процесс (до нескольких лет). Тяжелые фракции нефтепродуктов накапливаются в активном иле (рис. 2.59). Комочки нефтепродуктов включаются в активный ил и могут даже использоваться организмами ила в качестве опоры (рис. 2.60). Накопленные в активном иле агрегаты нефтепродуктов с избыточным илом попадают в осадки.

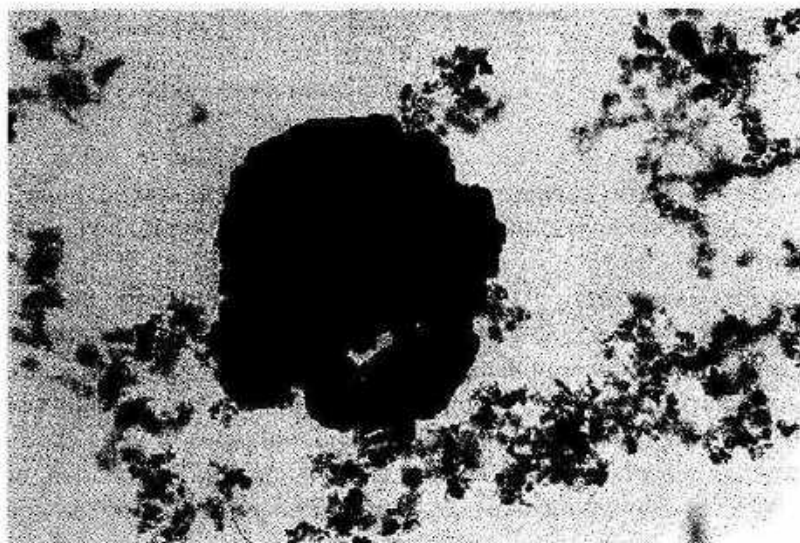


Рис. 2.59. Агрегаты нефтепродуктов в активном иле из аэротенков очистных сооружений нефтеперерабатывающего завода

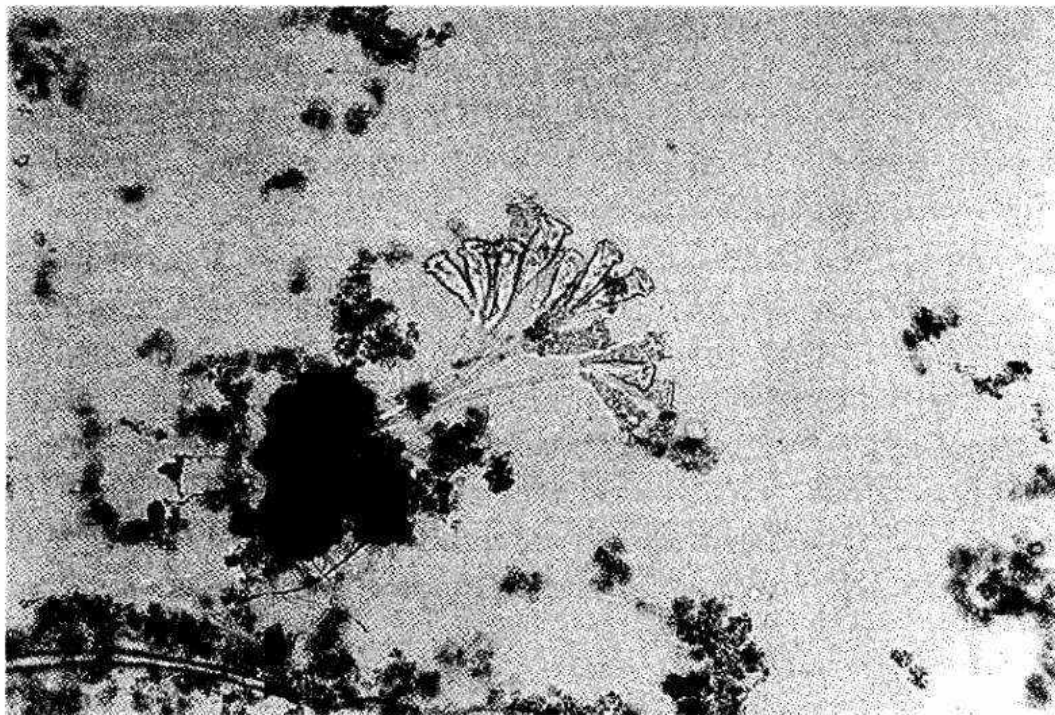


Рис. 2.60. Колонии прикрепленных инфузорий, расположенные на нефтяных агрегатах

Накопление тяжелых фракций нефтепродуктов в осадках приводит к их подкислению, повышению общей токсичности. Осадки становятся вязкими и плотными, плохо поддаются минерализации, в них возрастает содержание фенолов, аммиака, тяжелых металлов, серосодержащих соединений. На иловых площадках осадки, содержащие нефтепродукты, подвергаются медленной деградации.

Для удовлетворительной биодеструкции углеводородов в аэротенках необходимо поддерживать оптимальные условия жизнеобеспечения активного ила. При нарушении стабильности основных физико-химических параметров действие шоковых нагрузок на активный ил усиливается. Необходимая температура для успешного разложения нефтепродуктов не менее 6–10 °С, понижение температуры приводит к снижению удельной скорости окисления загрязняющих веществ, а повышение сверх оптимальной — к снижению растворимости кислорода в иловой смеси, усилению чувствительности активного ила к токсическому действию нефти. Оптимальной принята температура от 18 до 32 °С (Берне, Кордонье, 1997). Повышение температуры сточных вод до максимальных значений оптимума благоприятно в связи с интенсификацией удаления летучих фракций нефти в первичных отстойниках, в результате чего снижается токсическое действие нефтепродуктов (попадающих в дальнейшем в аэротенки) на активный ил. Оптимум *pH* находится в пределах 6,8–7,8, подкисление сточных вод наиболее неблагоприятно, так как токсичность нефтепродуктов повышается, и процесс их биотрансформации тормозится.

Биологическая очистка сточных вод нефтехимических и нефтеперерабатывающих заводов представляет существенную проблему, поскольку кроме соединений нефти в них содержатся сопутствующие ей промежуточные продукты нефтепереработки: альдегиды, спирты, сульфонаты, фенолы, а также неуглеводородные составляющие нефти: серосодержащие, азотсодержащие соединения, тяжелые металлы и т.д. Активный ил для очистки таких сточных вод может использоваться только после их предварительной физико-химической очистки от нерастворимых углеводородов,

серосодержащих соединений и металлов (табл. 2.79). Как правило, на стадии биологической очистки в сточных водах наблюдается дефицит органических соединений и биогенных веществ. Соотношение ХПК : БПК₅ в сточных водах нефтехимических и нефтеперерабатывающих заводов более 2–2,5. Содержание общего азота от 25 до 100 мг/дм³ и не хватает фосфора (менее 3 мг/дм³) для удовлетворительного функционирования активного ила. Недостаток и дисбаланс питательных веществ способствует нарушению седиментационных характеристик активного ила. Как правило, в таком иле наблюдается хроническое нитчатое вспухание, которое дополнительно провоцируется и стимулируется присутствием в сточных водах фенолов, серосодержащих соединений и высоких концентраций тяжелых фракций углеводородов.

Таблица 2.79

**Основные процессы очистки сточных вод
нефтеперерабатывающих заводов и их предназначение**

Процессы очистки сточных вод	Результат процесса
Предварительное удаление нефтепродуктов ловушками и гравитационным отстаиванием	Удаление толстой и тонкой пленок нерастворимых углеводородов, взвесей (песка, глины)
Физико-химическая очистка: химическое коагулирование и гравитационная сепарация, нейтрализация pH	Освобождение углеводородных эмульсий, серосодержащих соединений, металлов
Биологическая очистка	Изъятие органических загрязняющих веществ, фенолов, альдегидов, соединений серы, азота (нитрификация-денитрификация), углеводородов, металлов
Доочистка	Изъятие окисляемых органических соединений, фосфора и полициклических ароматических углеводородов

Флокулообразование и целостность хлопьев, а также жизнедеятельность отдельных организмов может быть нарушена повышенной соленостью нефтесодержащих сточных вод, которая иногда находится на предельном для пресноводных организмов уровне 10–12 г/дм³. Адаптированный к таким сточным водам активный ил может выдержать соленость не более 15–20 г/дм³ (Берне, Кордонье, 1997), при этом ферментативная активность его резко снижается.

Подкормки ила связаны с экономическими затратами и сложностью поддержания стабильных концентраций, однако при содержании органических загрязняющих веществ, характеризуемых показателем БПК₅ менее 100 мг/дм³ в нефтесодержащих сточных водах, поступающих на биологическую очистку, — нарушения функционирования и сокращение прироста ила неизбежны. Обязательно следует подкармливать такой ил органикой и фосфорсодержащими удобрениями или обеспечить ацидофикацию сырого осадка. Недостаток основных питательных веществ в очищаемых сточных водах стимулирует развитие вспухания ила, а следовательно, его потери с увеличивающимся выносом из вторичных отстойников, что на фоне пониженного прироста может привести к существенной потере окислительной мощности. Поэтому на сооружениях биологической очистки с повышенным содержанием нефтепродуктов в поступающих сточных водах (более 10 мг/дм³) необходимо поддерживать высокие значения возраста ила (10–20 сут), его концентрацию (от 2 до 4 г/дм³, если позволяют

возможности вторичных отстойников) и процент регенерации (50–100 %). В противном случае процессы нитрификации будут подавлены, а их глубина очень важна, так как в нефтесодержащих сточных водах содержание соединений азота высокое. Это же положение требует успешной денитрификации при очистке сточных вод нефтеперерабатывающих и нефтехимических заводов. Денитрификация таких вод может быть осуществлена только при добавках в денитрификатор дополнительных органических веществ, поскольку их содержание в поступающих на очистку водах, как правило, низкое.

Если в сточных водах, поступающих в аэротенки, много восстановленных соединений серы (что характерно для нефтесодержащих сточных вод) они в аэробных условиях окисляются и переходят в сульфаты, этот процесс сопровождается понижением pH в аэротенках иногда до 4–5, что неблагоприятно для активного ила, как и присутствие самих серосодержащих соединений, которые, как правило, токсичны. Содержание сульфидов в поступающей воде 30–40 мг/дм³ способствует угнетению, а более 100 мг/дм³ гибели ила. Поэтому удовлетворительное реагентное удаление восстановленных соединений серы должно быть обеспечено на стадии предварительной физико-химической очистки или они могут быть окислены кислородом воздуха на стадии преаэрации сточных вод.

Содержание фенолов в сточных водах при нефтепереработке может составлять 20–100 мг/дм³, тогда как их удовлетворительное изъятие в процессе биологической очистки может быть обеспечено при концентрации в аэротенках не более 2–2,5 мг/дм³ (Берне, Кордонье, 1997).

Удаление полициклических ароматических углеводородов осуществляется на сооружениях доочистки, фильтрах с активированным углем, который при его хороших свойствах сорбирует до 250 кг загрязнений на 1 м³, после чего может быть подвержен термической регенерации. В США активированный уголь добавляется непосредственно в аэротенки в виде гранул в количестве 15–40 мг/дм³ для сорбции токсичных, инертных к биоразложению углеводородов (Wastewater Engineering, 1991). При этом частички активированного угля обрастают биопленкой ила, благодаря чему обеспечивается сочетание процессов сорбции и биоокисления загрязняющих веществ.

2.5.2.2. Анализ нефтепродуктов. Анализ нефти и нефтепродуктов в воде можно осуществлять дифференциальными (газожидкостная хроматография, хроматомасс-спектрометрия) или интегральными (УФ-, ИК-спектрофотометрия, спектрофлуорометрия) методами, причем интегральные методы проще и удобнее для целей контроля сточных вод.

Применение дифференциальных методов из-за дорогостоящего оборудования оправдано только в тех случаях, когда необходима идентификация источника загрязнения какого-либо объекта нефтью. Поэтому эти методы рекомендуется применять при осуществлении государственного экоаналитического контроля при разливах нефти или для установления виновника аварий.

Для практических целей контроля качества сточных вод на сооружениях биологической очистки очень трудно порекомендовать один оптимальный метод определения нефтепродуктов из-за присутствия в этих водах большого количества различных других экстрагируемых примесей как бытового, так и промышленного происхождения.

По некоторым данным в городских сточных водах доля нефтепродуктов составляет не более 10–14 % от общего содержания экстрагируемых веществ, а в биологически очищенных водах она возрастает до 17 % (Филишнов и др., 1975). Поэтому при контроле нефтепродуктов в сточных водах желательнее применять не менее двух методов: арбитражный гравиметрический и какой-либо интегральный метод, например, инфракрасную спектрофотометрию (ИКС) или спектрофлуорометрию.

Для исчерпывающей оценки нефтяного загрязнения (соотношение углеводородов различных гомологических рядов, количество алканов нормального и изостроения, алкенов, аренов с различным числом колец и т.п.) необходимо применять несколько методов, включая хроматографические.

Очень важно, чтобы все данные по содержанию нефтепродуктов в водных средах обязательно сопровождалось сведениями о том, какой метод применялся для их обнаружения. Поскольку только в этом случае в какой-то степени ясно, что именно было обнаружено в исследуемой пробе.

Комиссией по унификации методов анализа природных и сточных вод стран-членов СЭВ в 1968 г. условно принято считать за «нефтепродукты» сумму неполярных и малополярных соединений, растворимых в гексане. Поэтому экстракция осуществляется неполярным растворителем, а полярные примеси из экстракта удаляются на сорбенте, не сорбирующем неполярные и малополярные соединения. В качестве сорбентов применяются, в основном, оксид алюминия и флорисил.

Остановимся на том, что важно знать, определяя нефтепродукты в сточных водах, а также анализируя полученные результаты.

Нефтепродукты из водной среды хорошо сорбируются на стенках посуды, особенно изготовленной из пластика. Для отбора проб необходимо использовать индивидуальный (только для нефтепродуктов) и только стеклянный пробоотборник, который регулярно моется, а перед отбором проб обрабатывается чистым растворителем.

Чтобы оценить, насколько опасны для процесса биологической очистки загрязненные нефтью сточные воды, поступающие на сооружения, — важно получить и проанализировать пробы с содержанием растворенных и взвешенных нефтепродуктов, поэтому отбор проб производится с глубины 0,5 м, а не со дна и не с поверхности, последнее часто приходится наблюдать на очистных сооружениях, так как бытует убеждение: главное — уловить пленку. Однако, в процессе анализа более всего теряются летучие компоненты нефти, а в пленке они составляют значительную долю. В пленке, как правило, присутствуют наиболее безопасные для бактерий фракции нефтепродуктов, поэтому для оценки влияния на активный ил и процессы самоочищения в водоеме такой анализ мало информативен. Кроме того, пленочные нефтепродукты анализируются всегда отдельно, а при отборе проб применяются специальные пробоотборники. При параллельном пробоотборе нельзя отобранную пробу делить на две части, предпочтительно провести последовательный одномоментный отбор проб. В процессе пробоподготовки желательнее не использовать процедуру разбавления пробы. При разбавлении пробы изменяется состав раствора и состояние нефтепродуктов, у которых при этом активизируется свойство осаждения на стенках посуды. Если разбавление пробы неизбежно, необходимо провести контроль с добавкой стандартного образца нефтепродуктов. Экстракты, полученные неполярным растворителем,

содержат не только нефтепродукты, присутствующие в пробе, но и те, которыми может быть загрязнено все, что используется в анализе (посуда, реактивы, растворитель, пробоотборник, дистиллированная вода и т.д.), а также сопутствующие углеводороды, кислоты и некоторые другие органические соединения.

При оценке загрязнения природных водоемов нефтепродуктами, поступающими со сточными водами, в некоторых случаях необходимо учитывать, что в природных водоемах, кроме антропогенно внесенных, присутствуют естественные углеводороды, которые продуцируются, в основном, планктоном. Эта продукция в мировом океане составляет 10–12 млн т в год (Патин, 1997) и очень незначительна в сравнении с антропогенно вносимым загрязнением (для сравнения: 70 млн т нефтепродуктов было внесено в море только в период конфликта в Персидском заливе в 1991 г.).

В незагрязненных нефтепродуктами водных объектах концентрация естественных углеводородов может колебаться: в морских водах от 0,01 до 0,10 мг/дм³ и выше, в речных и озерных водах от 0,01 до 0,20 мг/дм³, иногда достигая 1–1,5 мг/дм³ при трофической перегрузке, связанной с цветением водоемов (Справочник по гидрохимии, Internetfiles, 2000).

Для идентификации природных углеводородов используются методы газожидкостной хроматографии и хроматомасс-спектрометрии, обеспечивающие точную количественную и качественную характеристику обнаруженных нефтепродуктов, их «отпечатки пальцев». При этом принимается во внимание, что природные углеводороды — это, в основном, насыщенные алифатические и олефиновые. При антропогенном загрязнении в анализируемой пробе преобладают ароматические углеводороды. Кроме того, природные углеводороды характеризуются преобладанием *n*-алканов с четным числом атомов углерода (при хроматографическом анализе определяется индекс четности атомов углерода *n*-алканов).

Каждый метод определения нефтепродуктов имеет свои достоинства и недостатки (см. Приложение 4) и каждый хорош в рамках своих возможностей; нет метода, который можно рекомендовать как предпочтительный для всех случаев анализа сточных или природных вод.

Весовой метод определения нефтепродуктов в активном иле. На сооружениях биологической очистки при повторяющихся аварийных сбросах важно контролировать накопление нефтепродуктов непосредственно в активном иле; как уже отмечалось, предельное их содержание не должно превышать 10–15 % от сухой массы ила. Однако соответствующей методики нет ни в Федеральном реестре методов анализа, ни в сборниках методов анализа. Поскольку методика анализа активного ила не предназначается для экоаналитического контроля, а только для целей контроля процесса биологической очистки, позволим себе привести здесь наиболее приемлемый вариант такой методики.

При определении нефтепродуктов в активном иле следует учесть, что:

клетки ила содержат жиры и жироподобные вещества, которые будут включены в результат анализа, если применяемый метод анализа не разделяет жиры и нефтепродукты;

при высушивании активного ила с использованием сушильного шкафа результаты могут быть сильно занижены за счет потерь летучих компонентов нефтепродуктов,

поэтому лучше использовать метод экстракции с сульфатом магния (Standard methods for the Examination of Water and Wastewater. Seventeenth edition. Washington, 1989), который частично заимствован при разработке методики, приводимой ниже.

Приборы, реактивы и посуда, необходимые для анализа:

аналитические весы; колонка для экстракции высотой 12–15 см; холодильник Либиха; водяная баня; колбы 50, 150, 250 см³; химические стаканы 50, 150 см³; фарфоровая ступка с пестиком; стеклянная вата; концентрированная HCl; моногидрат сульфата магния MgSO₄·H₂O; Н-Гексан (C₆H₁₄) х.ч.; хлороформ (CHCl₃) х.ч.; окись алюминия Al₂O₃ безводная, х.ч., активированная при $t = 600 \pm 10$ °С в течение 4-х часов.

Вата, окись алюминия и колонка должны быть предварительно промыты растворителем так, чтобы в них не содержались нефтепродукты. Колонка с окисью алюминия используется только на одну пробу.

Ход анализа.

Возвратный ил (с известной массой по сухому веществу) после отстаивания и концентрирования в цилиндре путем сифонирования надильовой воды наливается в 150 дм³ химический стакан так, чтобы ила по сухой массе было $20 \pm 0,5$ г.

В стакане активный ил ацидофицируется при pH равным 2 (обычно достаточно добавить 0,3 см³ концентрированной HCl), после чего в колбу добавляют 25 г MgSO₄·H₂O (предварительно накануне анализа моногидрат сульфата магния высушивается в сушильном шкафу при 150 °С в течение 12 ч) и растирают ил с реактивами в пастообразную массу, которая собирается на краю мензурки для обеспечения последующего сбора. Для застывания этой пасты дают постоять 15–30 минут, затем она растирается в ступке и взвешивается. Навеску высушенного активного ила помещают в колбу емкостью 150 см³, смачивают хлороформом до влажного состояния. Затем несколько раз проводят экстракцию путем добавления 10–15 см³ хлороформа до получения в последней порции бесцветного экстракта. Полученную хлороформную вытяжку выпаривают в вытяжном шкафу на водяной бане или удаляют хлороформ методом отгонки. С этой целью экстракт помещают в колбу емкостью 250 см³, которая соединяется с холодильником Либиха, и ставят ее на водяную баню для выпаривания. Когда в колбе останется 20–25 см³ жидкости, отгонку прекращают. Содержимое колбы сливают в стаканчик емкостью 50 см³, колбу дважды ополаскивают хлороформом (по 10 см³). Эти две порции хлороформа сливают в тот же стаканчик, который помещают в вытяжной шкаф для испарения.

Для очистки полученного экстракта готовят колонку, представляющую собой стеклянную трубку высотой 12–15 см диаметром 1 см с оттянутым нижним концом до диаметра, равного 1 мм. В нижнюю часть колонки вкладывают слой стеклянной ваты толщиной 1 см, затем колонку заполняют окисью алюминия (для хроматографии) на 2–8 см и покрывают слоем стеклянной ваты. Приготовленную колонку закрепляют в штатив, а ее содержимое с помощью пипетки смачивают 3–5 см³ гексана. Под носик колонки ставят на аналитических весах пустой стаканчик емкостью 50 см³. В таком виде фильтрационная колонка считается готовой к работе.

Оставшийся в стаканчике после испарения хлороформа осадок растворяют 5–10 см³ нормального гексана и переносят в колбу, стаканчик ополаскивают 3 раза 2 см³ гексана и этот смыв также вносят в колонку. После окончания фильтрации колонку

промывают 2–3 порциями гексана (по 2–3 см³). При получении гексанового раствора нефтепродуктов освобожденного от полярных соединений, гексан испаряется в потоке воздуха при комнатной температуре. После полного удаления гексана стаканчик взвешивают и выдерживают в течение получаса в лаборатории для полного испарения гексана. Повторно взвешивают на аналитических весах, и при совпадении массы анализ заканчивается.

По разности с содержимым и без содержимого определяют массу обнаруженных нефтепродуктов.

Содержание нефтепродуктов (X , мг/кг ила) вычисляют по формуле:

$$X = \frac{A}{B} \cdot 1000,$$

где A — найденное количество нефтепродуктов в миллиграммах; B — навеска ила, взятого для анализа в граммах.

2.5.3. Фенолы. Фенолы получают из каменшугольного дегтя. Это ароматические соединения, производные бензола с одной или несколькими гидроксильными группами. В зависимости от числа гидроксильных групп различают одно-, двух- и многогидридные фенолы. Моногидридными фенолами являются собственно фенол (C_6H_5OH), крезол, тимол и др. Простейший дигидридный фенол — диоксибензол ($C_6H_4(OH)_2$), у которого известны три изомера: гидрохинон, резорцин и пирокатехин. Моно- и дигидридные фенолы относят к летучей с паром, а вернее увлекаемому парами воды группе фенолов с температурой кипения от 180 до 230 °С.

В природоохранном законодательстве большинства стран (Берне, Кордонье, 1997), включая Россию, учитываются только летучие с паром фенолы. Значительная экологическая опасность загрязнения летучими с паром фенолами связана с их токсичностью и способностью образовывать хлорфенолы (ди-, три-, пентахлорфенолы) и нитрозамещенные фенолы — хорошо растворимые в воде, устойчивые, высокотоксичные вещества, которые индивидуально определяются с помощью хроматографических методов анализа. Полигидридные, нелетучие (тяжелые) или высшие фенолы имеют температуру кипения выше 230 °С, к ним относят: пирогаллол, флотаглюцин и др.

Содержание полигидридных фенолов в сточных водах промышленного происхождения, как правило, очень незначительно, не более 10–15 %, причем при аналитическом контроле их трудно отделить от масел и результаты анализа обычно завышаются. Они менее токсичны и не образуют хлорфенольных соединений.

При оценке антропогенного загрязнения следует анализировать летучие с паром фенолы, поскольку они более токсичны для гидробионтов, обладают более интенсивным запахом при хлорировании и уже в концентрации хлорфенолов 0,0001 мг/дм³ придают питьевой воде не только хлорфенольный запах, но и характерный привкус (Руководство..., 1986). Нелетучие фенолы являются продуктами естественных процессов гниения, разрушения органических веществ, древесины, их содержание может значительно возрастать в период паводка с увеличением органических, гумусовых веществ и лигнинов.

Фенолы присутствуют в сточных водах нефтеперерабатывающей, нефтехимической, коксохимической, сланцеперерабатывающей, лесохимической, целлюлозно-бумажной промышленности, при производстве железобетонных конструкций и др.

Степень биохимического распада летучих фенолов на БОС в зависимости от исходной концентрации достигает 95 %, но только при условии, что в сточных водах имеется достаточное содержание биогенных элементов, необходимых для полноценного питания активного ила, а он, в свою очередь, к фенолсодержащим сточным водам хорошо адаптирован, т.е. фенолы регулярно поступают на очистку, а ингибиторы биологического процесса окисления фенолов (соединения типа S^{2-}) отсутствуют.

ПДК фенолов для адаптированного активного ила, очищающего промышленно загрязненные сточные воды, составляет довольно большую величину — 1,0–1,5 г/дм³, при условии, что в сточных водах отсутствуют другие токсиканты: восстановленные соединения серы, смолы и т.д., т.е. те вещества, которые, как правило, присутствуют в фенолсодержащих производственных сточных водах. Для городских сооружений биологической очистки установлена максимально допустимая концентрация 15 мг/дм³ (Методические рекомендации..., 2001). Фенолы, с одной стороны, обладают антисептическими (убивающим микробов) свойствами, что объясняет их гипертоксичное действие на активный ил, и подавляющее влияние на процессы нитрификации в аэротенках, с другой стороны, в небольших концентрациях они вызывают хорошо выраженный мутагенный эффект, который используется для повышения прироста ила и его окислительных свойств при искусственном химическом мутагенезе.

В сточных водах московских предприятий, производящих железобетонные изделия, фенолы присутствуют обычно в концентрациях 0,001–0,0111 мг/дм³. Такие незначительные концентрации оказывают стимулирующее действие на прирост активного ила. На сооружениях биологической очистки небольших городов, где имеются заводы железобетонных изделий, а разбавление этих сточных вод в канализации незначительное, прирост активного ила подвержен периодическим колебаниям и в определенные периоды его увеличение может возрастать вдвое, настолько велико стимулирующее влияние фенолов на микроорганизмы.

В природных водоемах могут присутствовать фенолы природного происхождения, содержание которых достигает нескольких десятков мг/дм³, в результате продуцирования планктоном в периоды «цветения» водоемов, а также высшими водными растениями при бурном разрастании макрофитов.

Фенолы очень нестойкие соединения, но не за счет летучести, как можно неправильно предположить из их названия, а за счет процесса интенсивного окисления кислородом, присутствующим в воде. Процесс хемоокисления фенолов очень скор (буквально несколько минут). Фенол, крезол и другие гомологи окисляются до воды и углекислого газа. В отличие от летучих фенолов тяжелые фенолы разрушаются не до конца, образуя до 40 % промежуточных продуктов от первоначального содержания полигидридных фенолов.

Высокая окисляемость фенолов влияет на результаты выполняемых измерений их содержания в воде. Особенно сложно получить сопоставимые результаты, анализируя низкие концентрации фенолов при параллельном определении даже в условиях незначительного расхождения во времени от начала анализа. При приготовлении стандартных растворов фенолов в концентрации на уровне ПДК (0,001 мг/дм³) зарегистрировать ее уже через один час хранения пробы практически невозможно из-за окисления фенолов. Даже консервация пробы не позволяет получить правильный

результат, так как, например, образующиеся при консервации щелочью феноляты также стремительно окисляются.

В методиках измерений содержания фенолов не всегда предусмотрено то, что нельзя посуду, используемую для анализа, мыть окислителями, в том числе хромовой смесью в связи с тем, что результаты анализа занижаются по причине химического окисления фенолов.

2.5.4. Синтетические поверхностно-активные вещества (СПАВ). К СПАВ относятся вещества, способные адсорбироваться на поверхностях раздела фаз (вода-воздух) и понижать их поверхностное натяжение.

СПАВ могут быть разделены на четыре класса: анионоактивные (активной частью молекул является анион), катионоактивные (активной частью является катион), неионогенные (не ионизируются) и амфотерные, или амфолитные.

Деление СПАВ на классы основано на свойствах этих соединений, которые они проявляют в воде при растворении.

Анионоактивные СПАВ ионизируются в водном растворе с образованием отрицательно заряженных органических ионов. Из этого класса наиболее широко распространены соли сернокислых эфиров (сульфаты) — их представитель: додецилсульфат натрия и соли сульфокислот (сульфонаты) — их представитель: сульфонол. Анионоактивные СПАВ производятся и применяются в мире в наибольшем количестве, а, следовательно, как правило, составляют основную долю ПАВ в сточных водах.

Катионоактивные СПАВ ионизируются в водном растворе с образованием положительно заряженных органических ионов. К ним относятся четвертичные аммониевые соли. Доля в производстве в настоящее время очень мала, однако производство катионоактивных СПАВ в мире растет наиболее быстро. Они используются и содержатся в сточных водах таких отраслей промышленности, как нефтяная, нефтехимическая, химическая автомобильная, авиационная, машиностроение (механическая обработка металлов), целлюлозно-бумажная, строительная, текстильная, мясомолочная, медицинская и биотехнологическая, а также в кожевенном производстве.

Неионогенные СПАВ в водном растворе не образуют ионов. Наиболее распространены алкогольэтоксилаты и оксиды жирных аминов. Входят в состав бытовых моющих средств, а также присутствуют в сточных водах текстильной, химической, нефтеперерабатывающей промышленности, в качестве эмульгаторов включаются в состав сельскохозяйственных ядов, очень медленно биохимически разрушаются и при биодеградации могут образовывать устойчивые токсичные вещества, например, при биодеградации алкилфенолэтоксилатов (присутствуют в сточных водах нефтехимической, нефтеперерабатывающей и газовой промышленности) образуются алкилфенолы и их производные.

Амфолитные СПАВ ионизируются в водном растворе в зависимости от *pH*. В кислых водных растворах проявляются катионоактивные свойства, а в щелочных — анионоактивные.

Итак, наиболее распространенными являются анионоактивные и неионогенные ПАВ. Производство анионоактивных и неионогенных, а также моющих средств на их основе составляет 95–98 % общего количества вырабатываемых промышленностью СПАВ.

Наиболее опасны из-за продуктов разложения — неионогенные. Однако все без исключения СПАВ (не говоря уже о жестких) на очистных сооружениях и в природных средах плохо и медленно разрушаются. Оптимальные условия для биохимического окисления: температура выше $10\text{ }^{\circ}\text{C}$, pH — нейтральная и слабощелочная от 7,0 до 9,0.

При концентрации СПАВ в воде более $0,3\text{--}0,5\text{ мг/дм}^3$ наблюдается интенсивное образование пены на поверхности водоемов, приводящее к нарушению кислородного режима и созданию условий, неблагоприятных для развития флоры и фауны.

Кроме того, незначительная концентрация ПАВ: $0,05\text{--}0,1\text{ мг/дм}^3$ в речной воде достаточна, чтобы активизировать токсичные вещества, адсорбированные на донных осадках (Фелленберг, 1997), вовлекаемых в химическую эмульсию.

Загрязнение водоемов происходит не только в результате сброса неочищенных сточных вод, но и сточных вод, прошедших полную биологическую очистку. На очистных сооружениях присутствие СПАВ в очищаемых сточных водах приводит к образованию пены в аэротенках, увеличению выноса взвешенных веществ из вторичных отстойников, снижению ферментативной активности ила, сокращению его прироста, а, следовательно, ухудшению качества очистки. Образующаяся в аэротенках пена может достигать нескольких метров, она разносится ветром, мешает работе обслуживающего персонала и является источником гельминтного заражения. Кроме того, наличие СПАВ в сточных водах, поступающих на сооружения биологической очистки, ухудшает процесс первичного отстаивания и подавляет процессы переноса кислорода в клетки микроорганизмов активного ила.

Степень биохимического распада СПАВ различна, зависит от химической структуры их молекул. СПАВ делят на мягкие, промежуточные и жесткие в зависимости от константы скорости окисления, которая составляет для мягких менее $0,36\text{ сут}^{-1}$, для промежуточных $0,3\text{--}0,05\text{ сут}^{-1}$ и для жестких менее $0,05\text{ сут}^{-1}$. Степень биохимического распада СПАВ определяется экспериментально по потреблению кислорода на их окисление с помощью прибора Варбурга. По степени биохимического распада СПАВ подразделяются на:

1) биохимически легко окисляемые — «биологически мягкие», для которых биохимическое окисление в течение 6 ч составляет более 25 % по показателю ХПК;

2) трудно биохимически окисляемые — «биологически жесткие», для которых характерно незначительное или даже полное отсутствие биохимического окисления по показателю ХПК в течение 6 часов;

3) вещества промежуточной группы.

В процессе биологической очистки удаляется до 80 % «биологически мягких» СПАВ. Максимальное потребление кислорода «биологически жесткими» СПАВ составляет не более 10 % ХПК, а в процессе очистки они удаляются не более чем на 40 %, главным образом, за счет сорбции активным илом и образования промежуточных продуктов распада. При этом присутствие в сточных водах «биологически жестких» веществ в концентрациях более 10 мг/дм^3 ухудшает степень их очистки и вызывает обильное образование пены на поверхности аэротенка. СПАВ промежуточной группы в зависимости от величины химического потребления кислорода удаляются в процессе полной биохимической очистки (от 40 до 80 %). Чем меньше потребление кислорода и соответственно ниже уровень удаления СПАВ, тем больше уровень

содержания в очищенных сточных водах промежуточных продуктов распада этих веществ, о чем свидетельствует повышение ХПК очищенных вод. В зависимости от исходной концентрации распад «биологически мягких» СПАВ исчисляется от 0,5 сут до нескольких дней, «биологически жестких» — длится несколько месяцев. Опасность загрязнения сточных и природных вод СПАВами, в первую очередь, связана с их способностью к биоразложению. Устойчивость жестких СПАВ к биохимическому окислению ведет к накоплению их в объектах окружающей среды.

В развитых странах производство и использование «биологически жестких» СПАВ запрещено, в России запрещен только сброс в системы канализации (Методические рекомендации..., 2001), но из-за отсутствия прямого метода определения это ограничение не выполняется.

Содержание СПАВ в неочищенных городских сточных водах колеблется от 5 до 40 мг/дм³ и обуславливается степенью бытового потребления синтетических моющих средств, неравномерностью расхода воды, а также поступлением в городскую канализацию промышленных сточных вод, загрязненных или лишенных СПАВ. Удаление СПАВ в аэротенках обеспечивается двумя процессами: биохимическим распадом и сорбцией активным илом. Интенсивность сорбции в сравнении с сорбированием, например, металлов очень незначительная.

Биохимическая очистка сточных вод, загрязненных СПАВ, может быть достаточно эффективной в случае содержания в сточных водах «биологически мягких» СПАВ в количестве не более 20–30 мг/дм³ (Лукиных, 1963).

С точки зрения полноты удаления СПАВ аэротенки эффективнее биофильтров. В аэротенках необходимо поддерживать по возможности высокую дозу активного ила (2–3 г/дм³), так как это способствует интенсификации процесса ферментативного расщепления СПАВ, снижает количество адсорбированных СПАВ на единицу массы активного ила, что в свою очередь, улучшает процессы обмена бактериальных клеток с внешней средой и позволяет микроорганизмам полнее использовать СПАВ в качестве органического питания. Одновременно за счет повышения дозы активного ила частично снижается пенообразование, что особенно важно при поступлении со сточными водами недостаточно «мягких» СПАВ.

Учитывая многостадийность распада СПАВ, помимо надлежащего обеспечения кислородом всех стадий процесса (не менее 2 мг/дм³ в любой точке аэротенка), целесообразно при высоких концентрациях СПАВ, присутствующих в сточных водах, осуществлять очистку на сооружениях в две ступени: на первой — в биофильтрах или аэротенках и на второй — в биопрудах. Эффективно СПАВ удаляются на сооружениях доочистки, таких как фильтры «Оксипор», фильтры с цеолитом, кварцевым песком и т.д.

ГЛАВА 3

ОСОБЕННОСТИ ФУНКЦИОНИРОВАНИЯ АКТИВНОГО ИЛА, ИНДИКАТОРНАЯ ОЦЕНКА ПРОЦЕССА БИОЛОГИЧЕСКОЙ ОЧИСТКИ

3.1. Гидробиологический анализ активного ила

Для характеристики работы сооружений биологической очистки гидробиологический анализ имеет существенное значение, поскольку определяет состав, количественное распределение и своеобразие организмов активного ила — потребителей поступающих на очистку загрязняющих веществ. Специфические экологические условия аэротенков формируют характерный для данных условий обитания биоценоз ила, облик которого отражает особенности протекающего процесса очистки. Своевременная регистрация происходящих изменений в структуре биоценоза ила позволяет оперативно выявлять основные неблагоприятные факторы, воздействующие на процесс биологической очистки сточных вод.

На очистных сооружениях происходят постоянные регулярно повторяющиеся и бессистемные изменения как качества и количества очищаемых сточных вод, так и режима их очистки. Поскольку изменения краткосрочны, а их своевременная регистрация важна для эффективного управления процессом очистки, предпочтительно использовать оперативные методы контроля. Ранее выявление происходящих изменений в процессе очистки осуществимо исключительно при оценке состояния биоценоза функционирующего активного ила, так как состав и численность его населения адекватно отражают экологические условия обитания, а перестройка биоценоза (как отклик на воздействие) занимает несколько часов. Гидрохимическое качество очистки изменяется не так оперативно при разнообразных нарушениях, вызывающих повреждение хлопьев ила. Это связано с тем, что при разрушении хлопьев и бактерий под влиянием токсикантов, ферментативная активность ила некоторое время сохраняется, и биохимическое окисление загрязняющих веществ обеспечивается разрушенными клетками. Только после исчерпания этих возможностей эффективность очистки резко ухудшается. Этим объясняется некоторое запаздывание ухудшения гидрохимического качества очистки сточных вод при аварийных сбросах на очистные сооружения. Из всего комплекса измеряемых гидрохимических показателей, в качестве оперативного можно использовать только прозрачность надильной воды, которая зависит от состояния хлопьев ила и быстро падает при их разрушении.

При этом нельзя забывать, что гидрохимический контроль незаменим в части получения надежной информации об изменениях среды, окружающей активный ил и об эффективности очистки сточных вод в разных звеньях очистных сооружений.

Гидробиологический анализ заключается в оценке, с помощью микроскопирования, состояния и структурных особенностей биоценоза активного ила. Организмы ила обладают способностью реагировать (качественным изменением и количественным распределением отдельных групп) на состав и свойства очищаемых сточных вод, а также на условия жизнеобеспечения, гарантируемые конструкцией и регулируемые режимом эксплуатации сооружений.

В состав активного ила входит значительное число организмов с высокой экологической пластичностью (*Aspidisca costata*, *Rotaria rotatoria*, *Arcella vulgaris*, голые амебы, инфузории рода *Vorticella*, *Opercularia* и др.), которые присутствуют в биоценозе в разных экологических условиях. Поэтому при регистрации только качественных изменений (видов в биоценозе) может создаться ошибочное представление о стабильности условий функционирования активного ила и однообразии его облика изо дня в день. Эта распространенная ошибка гидробиологов привела к тому, что контролю ила на практике придают неоправданно малое значение. Только при условии обязательного количественного учета всех групп организмов ила можно выявить ярко выраженную динамику происходящих изменений в биоценозе, отражающую постоянные изменения в технологическом режиме эксплуатации, качестве и количестве сточных вод, поступающих на очистку.

3.1.1. Краткие сведения о систематических признаках организмов активного ила и их роли в очистке сточных вод. Активный ил — это искусственно (антропогенно) созданная экосистема; система антропогенно зависимая, находящаяся в чрезвычайно изменчивых условиях воздействия абиотических и биотических факторов. Культивирование активного ила в ограниченном пространстве аэротенков, в условиях избытка кислорода и довольно высокой трофности (нагрузки по органическим загрязняющим веществам) и значительного антропогенного стрессирования (нагрузки по промышленным загрязняющим веществам, включая токсиканты) приводит к формированию своеобразного сообщества, значительно отличающегося от природных экосистем. В активном иле строго разграничены функции входящих в него отдельных популяций и высоки адаптационные свойства организмов, получивших преимущества в результате селекции и отбора. Микробные композиции активного ила отражают изменения в составе сточных вод и подвержены постоянной изменчивости.

В активном иле присутствуют все основные физиологические группы микроорганизмов, обеспечивающие разложение углерода, азота, фосфора, серы и других элементов. Биоценотической особенностью активного ила является отсутствие в нем звена первичных продуцентов (за исключением хемоавтотрофных бактерий), поскольку органическое вещество поступает со сточными водами в готовом виде. В природных биоценозах роль первичных продуцентов принадлежит растениям. В процессах дегградации загрязняющих веществ в аэротенках основная роль принадлежит гетеротрофным флокулообразующим бактериям. Осмотротрофные простейшие также принимают участие в этом процессе, но их роль усиливается только при ослаблении звена флокулообразующих бактерий и снижении конкуренции за потребление растворенных органических веществ (в случае гибели или каком-либо угнетении флокулообразующих гетеротрофных бактерий или при избытии органических веществ). Флокулообразующие бактерии — это множество клеток микроорганизмов, объединенных биополимерным гелем в хорошо защищенное и организованное структурно-функциональное целое — хлопок активного ила. Популяции флокулообразующих бактерий составляют в иле 90–95 %, их функциональное состояние, активность и адаптированность к экологическим условиям аэротенков определяют устойчивость и эффективность биохимического окисления загрязняющих веществ, присутствующих в сточных водах.

В биоценозах активного ила развиваются представители семи отделов микрофлоры

(бактерии, грибы, актиномицеты, диатомовые, зеленые, эвгленовые, вольвоксовые микроводоросли), а также девяти таксономических групп простейших и многоклеточных животных (жгутиконосцы, саркодовые, инфузории, первичнополостные, вторичнополостные и брюхожесничные черви, коловратки, тихоходки, паукообразные, к которым относятся водные клещи).

Для правильной оценки активного ила в целом необходимо охарактеризовать как состояние бактериальных популяций, основных деструкторов загрязнений, так и простейших и многоклеточных организмов, составляющих приблизительно 5–10 % от общей биомассы и осуществляющих активное поедание бактерий.

Микроконсументов, или сапрофитов (гетеротрофных бактерий) раньше считали единственными деструкторами органического загрязнения. Исследования последних трех десятилетий показали, что в некоторых системах очистки зооценозы также играют значительную роль в разложении органического вещества.

Роль простейших, в основном, заключается в стимулировании роста флокулообразующих бактерий; повышении прозрачности надильовой воды за счет интенсивного выедания бактерий, не включенных в хлопья ила, а потому наиболее доступных.

Более того, было установлено, что простейшие выделяют биологически активные вещества, которые обладают стимулирующим действием на физиологическую активность бактерий. Из культурной жидкости инфузорий получено до 5 биологически активных соединений, оказывающих эффект роста (Николюк, Тапильская, 1976). Таким образом, в разложении загрязняющих веществ участвует вся биота активного ила в целом, а абиотические процессы влияют на его скорость и успешность.

Активный ил представляет собой сложную экологическую систему, организмы которой находятся на разных трофических уровнях. Гетеротрофные бактерии, водоросли, сапрофитные грибы и сапрофитные простейшие — первичные поедатели — составляют первый трофический уровень. Голозойные простейшие — второй, а отдельные виды нематод, хищные коловратки, сосущие инфузории, тихоходки, хищные грибы — третий трофический уровень (рис. 3.1).

Способ питания организмов активного ила определяет их структурное положение в биоценозе и характер взаимоотношений. Преобладание той или иной группы организмов с определенным типом питания указывает на происходящие процессы структурных изменений в биоценозе и позволяет предположить возможные изменения экологических условий обитания активного ила.

Сапрофитный способ питания характеризуется тем, что питательные вещества поступают в организм осмотически через поверхность тела. Пищей могут служить только растворенные и частично разложившиеся органические вещества (например, промежуточные продукты распада белков: пептон или аминокислоты). Эти вещества потребляют сапрозойные простейшие и бактерии, между ними существует конкуренция за питательные вещества, что отражается на структурных особенностях биоценоза активного ила. В активном иле, как и в природных биоценозах при наличии в среде двух групп организмов, потребляющих один и тот же субстрат, организмы с большей скоростью роста и с большей способностью потреблять субстрат вытесняют конкурентную группу.

Бактерии по сравнению с сапрозойными простейшими в удовлетворительных

условиях имеют несомненные преимущества в борьбе за потребляемый субстрат. Наименьший размер клеток бактерий, большая поверхность соприкосновения с питательными веществами, а также гораздо меньшее время на воспроизводство у большинства бактерий, — основные преимущества над простейшими. При наращивании активного ила в первые недели пуска в работу аэротенков, когда питательных веществ еще много, а биомасса бактерий незначительна, сапрозойные простейшие способны развиваться вместе с бактериями, однако в дальнейшем они начинают вытесняться бактериями. В обычных условиях эксплуатации сооружений биологической очистки периодическое повышение численности сапрозойных простейших (например, жгутиконосцев) в биоценозе ила свидетельствует об угнетении звена флокулообразующих бактерий.

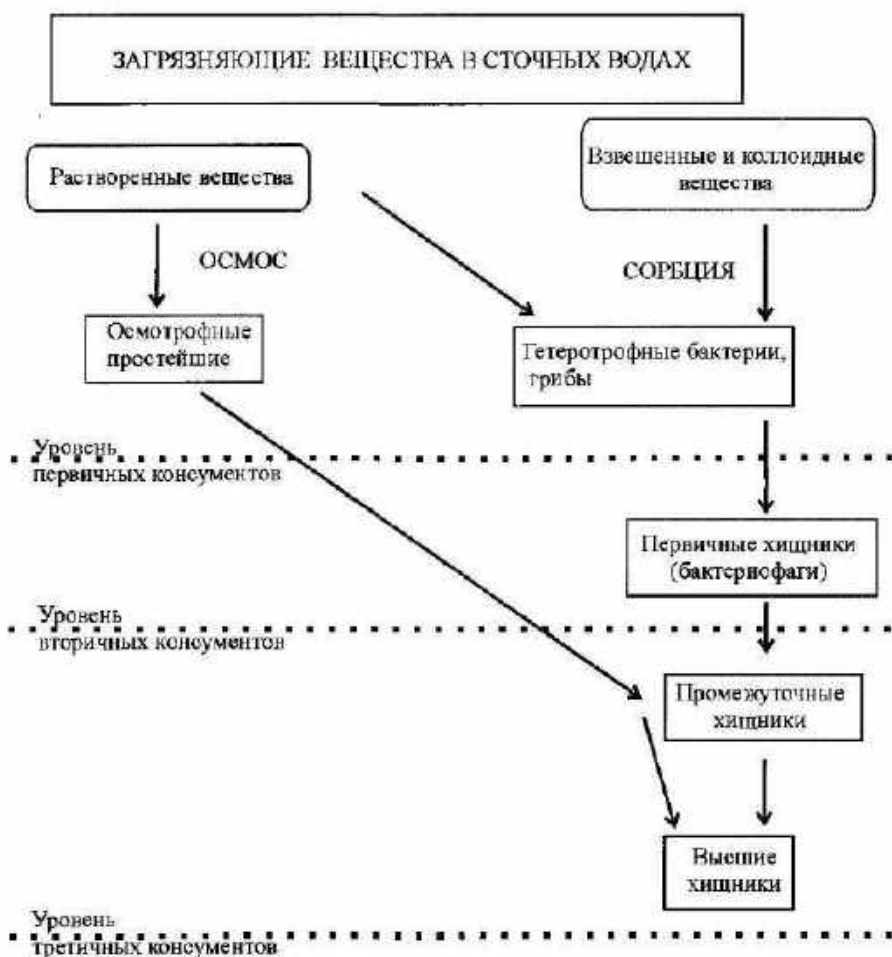


Рис. 3.1. Схема трофических уровней экосистемы активного ила

По мере изъятия из среды растворенных питательных веществ и последующего роста избыточного количества бактерий создаются условия для появления голозойных микроорганизмов. Голозойный тип — это второй тип гетеротрофного питания, при

котором организмы получают пищу (белки, жиры и углеводы), поглощая цитоплазму других организмов. Голозойный тип питания предполагает развитие органоидов, служащих для захвата пищи. Одними из первых голозойных в биоценозе активного ила появляются мелкие жгутиконосцы рода *Bodo*. Захват твердой пищи у них осуществляется при помощи органов движения — жгутиков. Внутрь пища поступает через пищевой бугорок — участок голой цитоплазмы, расположенный у основания жгутика, который при помощи вызываемого им водоворота подгоняет пищевые частицы (бактерии, коллоиды и т.д.) к пищевому бугорку. Пищевые частицы поступают в пищеварительную вакуоль, где и происходит их усвоение.

Саркодовые (амебы) и ресничные (инфузории) активного ила также обладают голозойным типом питания, но оно осуществляется у них иначе, чем у голозойных жгутиконосцев. Голые саркодовые образуют псевдоподии и захватывают пищу, обтекая ее своим телом (фагоцитоз). Исключение составляют некоторые роды голых амеб с пиноцитозным способом питания. Растворенные вещества из сточных вод поглощаются ими прерывисто через определенные участки клеточной мембраны тела, а не непрерывно через всю его поверхность, как это имеет место у организмов с сапрозойным типом питания.

Пиноцитоз возбуждается присутствием в среде, окружающей клетку, активных веществ, к которым относятся, например, некоторые соли и белки.

Раковинные амебы захватывают пищу длинными псевдоподиями и питаются главным образом бактериями, жгутиковыми и даже инфузориями, которые парализуются, прикоснувшись к псевдоподиям.

Голозойное питание инфузорий отличается устройством пищеварительной системы. У них имеется ротовое отверстие, глоточный канал, пища по которому подгоняется ресничками. Инфузории питаются бактериями, детритом, а также простейшими. Среди свободноплавающих инфузорий к хищникам относятся роды *Litonotus*, *Amphileptus*.

Сосущие инфузории — типичные хищники активного ила. Их ротовой аппарат вторично редуцирован и заменен органоидами, адаптированными к хищническому питанию — сосательными щупальцами. К своей жертве сосущие инфузории прикрепляются при помощи иглообразных крист, предварительно оказывая на добычу ядовитое парализующее действие, и одновременно высасывают жидкую эндоплазму.

Коловратки питаются бактериями, органическим детритом, а хищные виды различными простейшими с использованием пищеварительной системы, состоящей из глотки с жевательным аппаратом, пищеводом, желудком и т.д. Черви обладают уже хорошо развитой пищеварительной системой, но питаются в основном иловыми частицами, минерализуя активный ил. Среди малоцетинковых червей имеется много хищников.

3.1.1.1. Бактерии (*Bacteria*). Бактерии относятся к прокариотным организмам, основные признаки которых — это отсутствие обособленного ядра, отделенного мембраной от цитоплазмы, и отсутствие митохондрий и хлоропластов. В состав цитоплазмы включены растворимые ферменты, рибонуклеиновые кислоты, нуклеонид вместо ядра и включения клетки (вакуоли, гранулы, запасные вещества и т.д.). Запасные вещества в клетках бактерий — это полисахариды, жироподобные вещества (поли-β-

оксимасляная кислота и др.), полифосфаты (в виде гранул волютина), сера.

Флокулообразующие бактерии активного ила представлены тремя основными формами: палочки, кокки и спириллы. Проведенное исследование активного ила при помощи эпифлуоресцентного анализа (Жмур, 1990) показало, что в активных илах городских очистных сооружений, очищающих смешанные промышленные и бытовые сточные воды, доминирующими морфологическими группами являются палочковидные клетки. В табл. 3.1 показано, что основная масса (от 84 до 98,5 % численности) бактерий в хлопьях представлена палочковидными формами (рис. 3.2). Анализ 27 проб, отобранных на 11 очистных сооружениях, позволил установить, что длина палочковидных бактерий составляет от 0,6 до 3,0 мкм. Кокки, в основном, представлены клетками с диаметром менее 0,6 мкм; единично могут встречаться очень крупные до 1,5 мкм (рис. 3.3). Достаточно часто, но в небольших количествах встречаются в хлопьях спириллы размером от 4 до 6 мкм. Их процентное содержание в активном иле городских очистных сооружений составляет менее единицы.



Рис. 3.2. Палочковидные бактерии активного ила в компактных флокулах (ядерные фильтры, 1350х)

Маленький размер бактерий определяет большую удельную поверхность, обеспечивающую высокую интенсивность потребления субстрата. В активном иле на сооружениях биологической очистки бактерии существуют в виде компактной или рыхлой массы, образуя скопления — флокулы (хлопья) ила.

Бактериальные клетки расположены внутри, на поверхности хлопьев, а также представлены не связанными с хлопьями одиночными бактериями: палочками, кокками, спирохетами и микроколониями из палочек. Значительная часть микробной популяции связана с хлопьями активного ила, однако, при воздействии токсичных сточных вод или нарушении режима ведения биологической очистки хлопья диспергируются. Особая форма флокуляции бактерий называется зооглеями.

Зооглеи различают по форме: они могут быть шарообразной, гроздевидной, древовидной (с широкими лопастями) формы или представлять собой узкие плотные тяжи. Развитие и характер зооглей зависит от качества поступающих сточных вод и параметров процесса очистки.

Таблица 3.1

Численное и процентное соотношение палочковидных и шаровидных форм бактерий в хлопьях активного ила (получено методом прямого счета с окрашиванием флуорескаминаом на площади фильтра 59,17 мкм²)

Место отбора пробы	Формы микроорганизмов			
	Палочковидные		Кокки	
	Среднее количество клеток ¹⁾	Процент от общего числа бактерий ²⁾	Среднее количество клеток	Процент от общего числа бактерий
о/с г. Тронца				
Аэротенк	2,0	98,5	0,03	1,5
П отстойник	3,6	87,0	0,5	13,0
Возвратный ил	2,1	84,0	0,4	16,0
о/с г. Златоуста				
Аэротенк	5,6	97,9	0,12	2,1
Возвратный ил	3,9	84,7	0,7	15,3

¹⁾ Средние данные из 8–14 проб в 2–3 повторностях.

²⁾ Процент определен от целого числа бактерий, форму которых можно было четко идентифицировать, но не от общего числа морфологических форм бактерий.

Зооглеи представляют собой желеобразную массу экзобиополимерного геля с вкраплениями бактериальных клеток шаровидной (размер 0,5–1,0 мкм) или палочковидной формы (длина 1–5 мкм).

Узкие плотные тяжи или древовидно разветвленные лопасти *Zoogloea ramigera* (рис. 3.4) и избыточное продуцирование биополимерного геля могут привести к нарушению седиментационной способности ила при значительном накоплении зооглей в активном иле.

Общая численность флокулообразующих бактерий отражает одну из наиболее существенных характеристик сообщества активного ила, поскольку состав микрофлоры и ее количественное распределение тесно связаны с экологической обстановкой в биологических реакторах (Curds, 1973), с каждым организмом, входящим в состав такого сообщества.

Одним из основных показателей результативности процесса очистки является удовлетворительное бактериальное окисление органических загрязняющих веществ. Загрязняющие вещества различной природы, составляющие смесь в сточной воде, поступающей на биологическую очистку, в той или иной мере влияют на популяции бактерий. Это влияние может быть как стимулирующим, так и тормозящим, вплоть до токсического. Специфические загрязняющие вещества сточных вод вызывают развитие определенных видов бактерий, адаптированных к данному составу очищаемых сточных вод. Кроме того, бактерии в большей степени, чем простейшие, способны

приспосабливаться к меняющимся окружающим условиям.

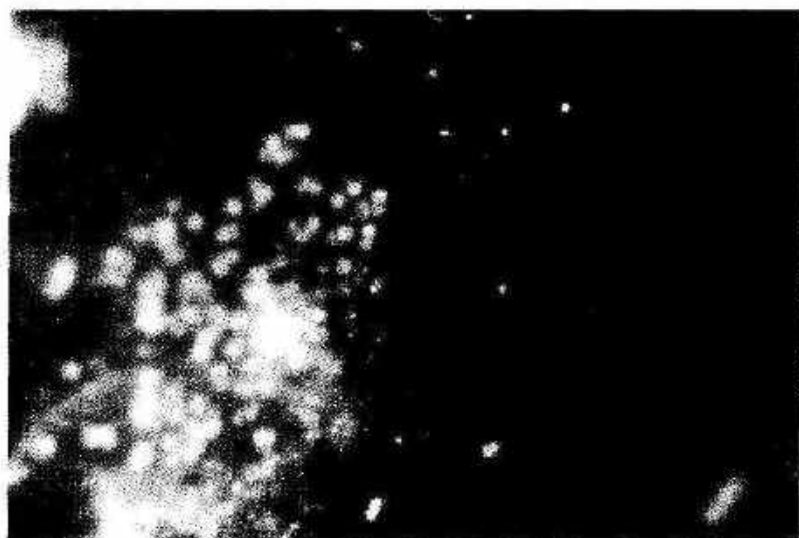


Рис. 3.3. Сферическая форма бактерий в хлопке активного ила (1350x)

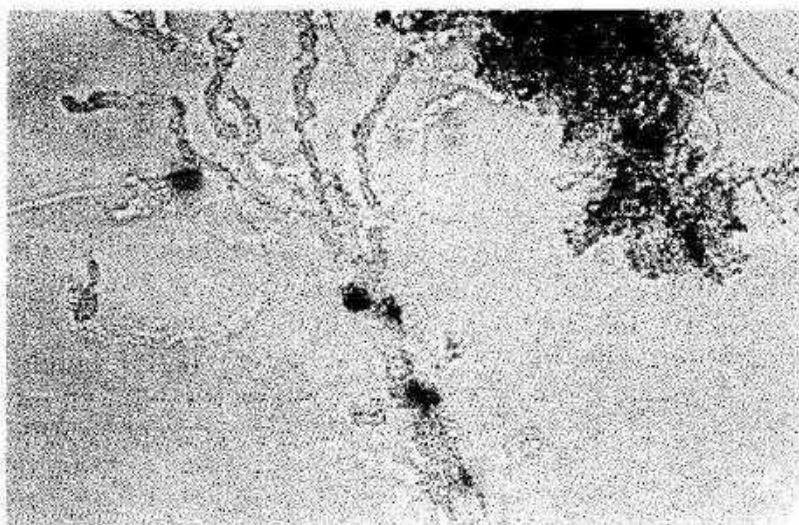


Рис. 3.4. *Zoogloea ramigera*

В активном иле идентифицированы бактерии множества различных родов (Pike, 1975), но, как правило, определение их родовой принадлежности не представляет большого интереса. Обычно выделяется несколько основных групп: углеродокисляющие флокулообразующие, углеродокисляющие нитчатые и нитрифицирующие (Forster, 1976), фосфор- и сероокисляющие бактерии.

При решении вопроса о благополучии и формах протекания процесса биологической очистки гораздо больший интерес представляют данные о количестве бактерий, их пространственном распределении в активном иле и особенностях флокуляции.

Аэротенк представляет собой чрезвычайно сложную динамическую систему, открывающую возможность для развития в активном иле разнообразных микроорганизмов, концентрация которых достигает 10^{10} – 10^{11} клеток в 1 см^3 , что позволяет получать довольно существенную «биологическую мощность» окисления растворенных органических соединений. При очистке сточных вод смешанного состава (поступающих на городские сооружения биологической очистки) численность бактерий в неочисленных сточных водах, достигает 10^6 клеток в 1 см^3 . Сточные воды содержат смесь разнообразных кишечных, патогенных бактерий, попадающих из бытовых вод, почвы, воздуха в виде живых бактериальных клеток и их спор; часть их погибает в системе очистки, часть пополняется за счет возвратного ила, а основная часть сообщества формируется непосредственно в аэротенке.

В осветленных водах численность бактерий значительно увеличивается за счет интенсивного их размножения в условиях первичных отстойников и составляет $(0,4\text{--}1,0) \cdot 10^8$ экз./ см^3 , а их биомасса колеблется в пределах $15\text{--}45 \text{ мг/дм}^3$.

Количество бактерий в водах, поступающих на очистку из первичных отстойников и в зоне начала аэротенков, характеризует степень зараженности сточных вод микрофлорой. При резком сокращении численности аллохтонных микроорганизмов можно говорить о стерилизующем действии сточных вод при токсичных сбросах и наличии специфических загрязнителей.

В активном иле аэротенков численность бактерий составляет $(2,1\text{--}2,4) \cdot 10^9$ экз./ см^3 , а биомасса — $900\text{--}1033 \text{ мг/дм}^3$ и значительно превышает обычно встречающуюся в природных средах биомассу. Именно такая значительная масса живых клеток обеспечивает высокие скорости окисления загрязняющих веществ. В возвратном иле масса бактерий достигает критической плотности, за счет концентрирования во вторичных отстойниках их численность составляет $(3,6\text{--}7,2) \cdot 10^9$ экз./ см^3 , а биомасса — $1549\text{--}3099 \text{ мг/дм}^3$. Численное содержание бактерий в очищенных водах связано с массой выносимого из вторичных отстойников ила и в норме составляет $(0,12\text{--}0,35) \cdot 10^9$ экз./ см^3 при биомассе $5\text{--}15 \text{ мг/дм}^3$. Эти количественные данные справедливы для нормально протекающего процесса очистки. При его нарушениях возможны значительные отклонения от нормы.

Приведенные данные получены методом прямого счета флуоресцирующих бактерий, т.е. методом, который учитывает только живые клетки. Методом прямого счета с окрашиванием флуорескаминол были получены также данные о происходящих структурных изменениях в популяциях микрофлоры активного ила при воздействии неблагоприятных факторов (Жмур, 1990). Флуоресцентное контрастирование микрофлоры дает возможность оценить особенности флокуляции хлопьев активного ила в различных условиях функционирования.

Окрашенные флуоресцирующими красителями хлопья активного ила представлены на рисунках 3.5, 3.6. В удовлетворительных условиях функционирования основная масса бактерий находится в флокулированном состоянии (рис. 3.5). На рис. 3.6 видны хлопья активного ила, утратившие компактность под влиянием нитчатого хламидобактериального вспухания (нитчатая бактерия расположена в центре хлопья). При этом отчетливо определяется повышение морфологического разнообразия бактерий. При нарастании неблагоприятного воздействия на активный ил сокращается

численность бактерий, связанных с хлопьями, и повышается численность свободноживущих.

Особый интерес в активном иле представляют нитчатые бактерии, вызывающие его вспухание при чрезмерном развитии, когда они занимают нишу флокулообразующей микрофлоры, вытесненной, в свою очередь неблагоприятными экологическими условиями (наличие токсических веществ, или высокие концентрации легкоокисляемых органических загрязняющих веществ или недостаток биогенного питания в очистимых сточных водах).



Рис. 3.5. Компактные хлопья активного ила, различные по форме и размерам клетки бактерий



Рис. 3.6. Дефлокуляция хлопьев ила при нитчатом вспухании

Нитчатая структура — соединение неподвижных клеток (круглых, прямоугольных, квадратных, цилиндрических, бочонкообразных и др.) в нити, простые или

разветвленные. Удлинение нитей происходит за счет поперечного деления клеток. Нить одета оболочкой, часто ослизняющейся. Слизистый чехол обычно не виден под микроскопом, так как показатель преломления слизи почти равен показателю преломления воды. За счет выделения слизи нитчатые бактерии часто подвижны, а по характеру их движения можно определить род бактерий. Например, цианобактерия рода *Oscillatoria* выполняет качающееся движение концом нити из стороны в сторону (осцилляторное движение). Это качание сопровождается вращением нити или поступательным движением.

Хламидобактерии рода *Beggiatoa* двигаются передним концом нити вперед или петлеобразно. Родовая диагностика нитчатых бактерий основана на их разграничении при окрашивании.

Разграничение основано на различной способности бактерий окрашиваться красителями триметилфенолового ряда, способ окрашивания был предложен датским физиком Грамом. В клетках грамположительных бактерий при окраске генциан-фиолетом и йодом создается нерастворимый комплекс, не обесцвечивающийся при последующей обработке спиртом, и бактерии приобретают темно-фиолетовую окраску. Грамотрицательные бактерии при такой обработке обесцвечиваются и окрашиваются в розовый или малиновый цвет при последующей обработке фуксином. Дополнительно для уточнения родовой принадлежности нитчатых бактерий выявляются гранулы полифосфатов — зерна волютина при окрашивании бактерий по методу Нейссера.

Характерными физиологическими особенностями хламидобактерий являются: медленное потребление субстрата и поэтому толерантность к высоким содержаниям растворенных органических загрязняющих веществ в окружающей среде, более высокая устойчивость к воздействию токсикантов в сравнении с флокулообразующей микрофлорой. Устойчивость к токсикантам особенно выражена у цианобактерий и серобактерий. При воздействии токсикантов нарушается флокуляция хлопьев ила и повреждается система образования биополимерного геля клетками флокулообразующих бактерий, что усугубляет диспергирование хлопьев и повышает возможность доступа токсикантов непосредственно к клеткам бактерий. Хламидобактерии представляют собой многоклеточные организмы, окруженные трубчатым чехлом, состоящим из полисахарида, хорошо предохраняющего их от воздействия токсикантов. Для нитчатых бактерий характерны тонкие нити диаметром 1–60 мкм, поэтому они хорошо снабжаются растворенным кислородом, что позволяет им успешно выживать в условиях его дефицита.

К хламидобактериям относятся бесцветные серобактерии (роды *Beggiatoa*, *Leucothrix*, *Thiothrix*, тип 021 N и др.). Хламидобактерии характеризуются трихомным строением отдельных особей. Трихомы представляют собой нить, составленную из отдельных клеток, находящихся в таком тесном контакте друг с другом, что отдельные клетки трихомов редко индивидуализируются как самостоятельные организмы (рис. 3.7). Скользящие, подвижные *Thiothrix* и *Beggiatoa* различаются толщиной нитей, сегментацией и расположением в них гранул аморфной серы (рис. 3.8). Серобактерии способны окислять минеральные соединения серы. При движении наблюдается характерный изгиб клетки в форме дуги и движение вперед изогнутой частью. Наиболее массовое развитие они получают в биопленках биофильтров в верхних слоях загрузки

и активном иле азротенков с высокими нагрузками. Серобактерии значительно развиваются в активном иле при наличии в сточных водах токсичных веществ (медь, цинк и т.д.), при недостатке кислорода в иловой смеси, а также при очистке сточных вод, содержащих восстановленные соединения серы, в силу их высокой устойчивости к перечисленным факторам и отдельным химическим веществам.

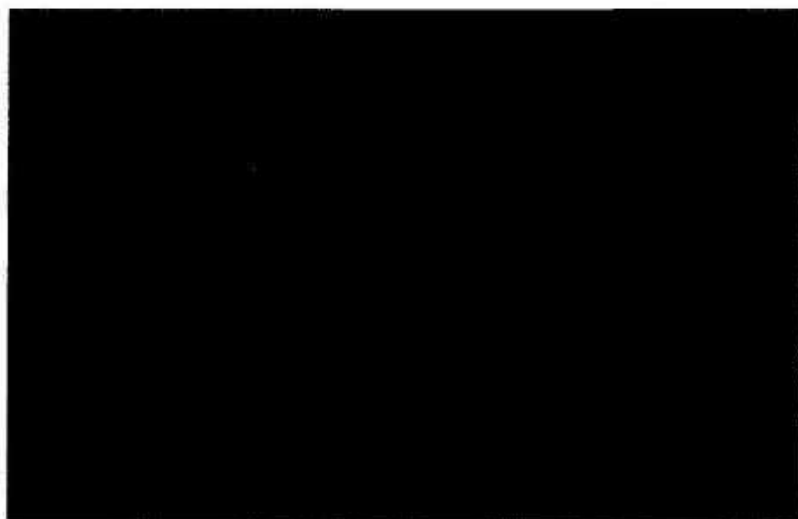


Рис. 3.7. Трихомное строение бесцветных серобактерий

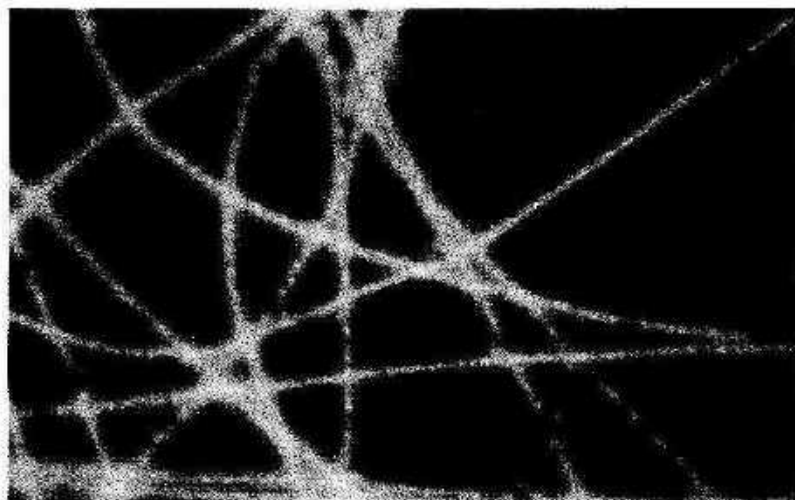


Рис. 3.8. Гранулы серы в клетках бесцветных серобактерий. Окрашивание флурамом (1150x)

Нитчатые бактерии рода *Sphaerotilus* наиболее часто встречаются в обычном активном иле, относятся также к хламидобактериям. Неподвижные трихомы *Sphaerotilus* образуют подвижные одноклеточные гонидии, снабженные пучком жгутиков. Нити *Sphaerotilus* одеты слизистым чехлом (рис. 3.9), имеют ложное ветвление (более редкое в условиях обилия легко усвояемых органических веществ и более частое при их низкой концентрации) (Разумов, 1957).

Ветвление у нитчатых бактерий бывает ложное и настоящее.

Настоящим называют такое ветвление, когда боковая ветвь возникает в результате деления одной трихомы перпендикулярно к основной нити. Ложным ветвлением (характерным для *Sphaerotilus*) называют образование боковой ветви путем разрыва трихома (без деления) и прорыва его в слизистом чехле в сторону под углом.

По всей длине нити клетка *Sphaerotilus* имеет один и тот же диаметр. Видовая диагностика этого рода может осуществляться при изучении физиологических свойств чистой культуры при выращивании на селективной среде.

В активном иле присутствуют также фототрофные прокариоты — цианобактерии (*Cyanobacterium*) с трихомным строением нитей. Снаружи нити одеты слизистым чехлом.

Это бывшие синезеленые водоросли, окончательно отнесенные систематиками к цианобактериям (определитель бактерий Берджи, 1997) после многолетних научных споров, несмотря на наличие у них окислительного фотосинтеза.

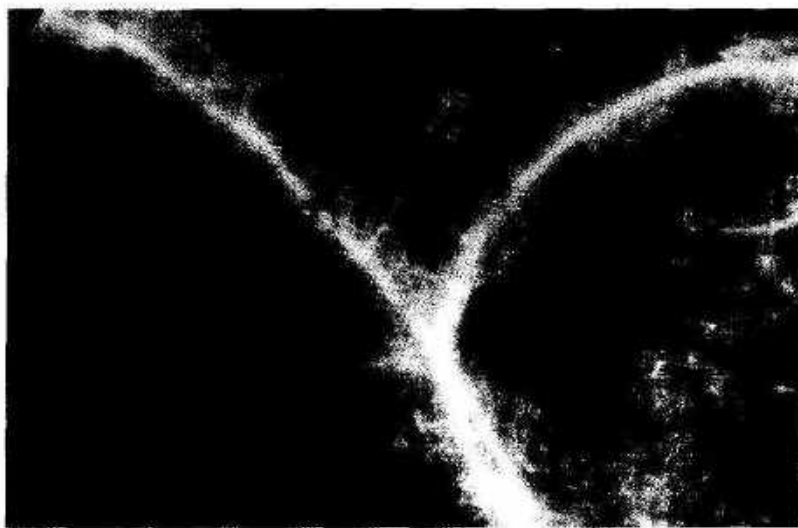


Рис. 3.9. Нитчатые бактерии рода *Sphaerotilus*

У цианобактерий отсутствует ядро и типичные хроматофоры. Хроматофоры — это пластиды водорослей, содержащие хлорофилл и другие пигменты, имеют самые разнообразные формы, по которым водоросли легко идентифицируются.

Определение цианобактерий в связи с отсутствием у них хроматофор затруднено. Цианобактерии, как и водоросли, содержат пигменты, но они разбросаны в хроматоплазме. С помощью пигментов: хлорофилла «а» и фикобилинпротендов (аллофикоцианина, фикоциана, фикоэритрина) осуществляется фотосинтез при наличии света.

В активном иле цианобактерии переходят к гетеротрофному питанию, что приводит к утрате пигментов, и клетки бактерий становятся бесцветными (что еще более затрудняет их определение). Во вторичных отстойниках клетки цианобактерий могут приобретать зеленую окраску, а в местах сильного освещения — типичную сине-зеленую.

Наиболее часто в активном иле встречаются цианобактерии родов *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Microcystis*, *Nostoc*, *Oscillatoria*. В связи с высокой устойчивостью цианобактерий к воздействию неблагоприятных факторов (температура, щелочность среды), а также токсикантов, они могут достигать значительной численности в активном иле аэротенков и вызывать вспухание, они же, как правило, вызывают и «цветение» водоемов. Нитчатое трихомное строение тела, способность к скользящему движению, отсутствие настоящих ядер, хлоропластов и вакуолей, заполненных клеточным соком, настолько морфологически объединяет их с нитчатыми хламидобактериями, что при микроскопическом исследовании зачастую их трудно разделить.

Цианобактерии и хламидобактерии — важные индикаторные организмы активного ила, поскольку они могут чрезмерно накапливаться в иле и вызывать его вспухание. При этом нарушаются седиментационные характеристики ила, что сопровождается резким ухудшением качества очищенных сточных вод по причине избыточного выноса его из вторичных отстойников, где он неудовлетворительно отделяется от очищенных вод (см. раздел 3.2).

3.1.1.2. Водоросли (Algae). Однозначно мнение специалистов о постоянном присутствии микроводорослей в первичных отстойниках, массовом развитии и богатом их видовом разнообразии в активном иле вторичных отстойников (Чухлебова, 1975; Леонова, Ступина, 1990); однако разные авторы характеризуют участие водорослей в процессе очистки сточных вод в аэротенках достаточно противоречиво. Отмечается как полное их отсутствие (Чухлебова, 1975), так и ограниченное развитие в связи с недостатком света в аэротенках (Hawkes, 1963; Голубовская, 1978; Бест и др., 1988). В то же время надо отметить, что водоросли в активном иле аэротенков встречаются постоянно, но численность их низкая, а в зимний период сокращается до единично встречающихся экземпляров, либо полного отсутствия.

В активном иле обнаруживаются микроводоросли, относящиеся к 4-м отделам: диатомовые, зеленые, эвгленовые, вольвоксовые.

Биоценоз активного ила аэротенков почти полностью гетеротрофен. Однако условия обитания во вторичных отстойниках (отсутствие перемешивания и присутствие света) дают возможность развиваться автотрофным водорослям, где они принимают активное участие в очистке сточных вод, поскольку постоянно присутствуют и достигают массового развития в обрастаниях стенок отстойников. Вследствие того, что часть активного ила непрерывно перекачивается из вторичных отстойников в аэротенки, водоросли с потоком циркулирующего ила привносятся в аэротенки. Однако в аэротенках они не находят удовлетворительных условий для своего существования и, следовательно, не принимают активного участия в очистке сточных вод непосредственно в этом звене очистки. Поэтому водоросли на очистных сооружениях следует рассматривать как облигатные (характерные) виды для вторичных отстойников и факультативные (периодически встречающиеся) для аэротенков (Жмур, 1990).

В первичных отстойниках, в связи с высокими содержаниями загрязняющих веществ, обычно развиты только наиболее устойчивые к неблагоприятным условиям представители вольвоксовых водорослей. Во вторичных отстойниках, особенно в летний период, при высоком качестве очистки сточных вод можно наблюдать богатое разнообразие диатомовых, зеленых, эвгленовых и вольвоксовых водорослей. Однако

в этом звене очистных сооружений они не имеют практически никакого индикаторного значения. При значительном разрастании на водопереливах лотков вторичных отстойников водоросли отрицательно влияют на равномерное распределение потоков очищенных сточных вод, поэтому необходимо регулярно производить очистку водопереливов от водорослей-обрастателей. В других участках вторичных отстойников очистка от водорослей не требуется. Однако, если на очистных сооружениях имеются фильтры доочистки, водоросли способствуют их засорению, что требует периодического применения альгицидных средств борьбы с водорослями либо механического удаления.

3.1.1.3. Грибы (*Fungi*). В активном иле встречаются грибы, способные усваивать специфические загрязняющие вещества сточных вод: клетчатку, парафин, углеводороды и др.

Тело гриба (мицелий) представлено системой ветвящихся нитей – гифов. Гифы – бесцветные, с хорошо видимыми в микроскоп поперечными перегородками – септами. В поперечных перегородках имеются отверстия, через которые осуществляется постоянная цитоплазматическая связь между клетками. Мицелий нарастает за счет деления верхушечных клеток. Клеточная оболочка состоит из целлюлозы, пелозы, каллезы или их смесей.

У более старых грибов можно заметить зернистые включения – вакуоли. Клеточные ядра грибов малы и обнаруживаются только после окрашивания.

Основными формами грибов активного ила являются сапрофитные и хищные.

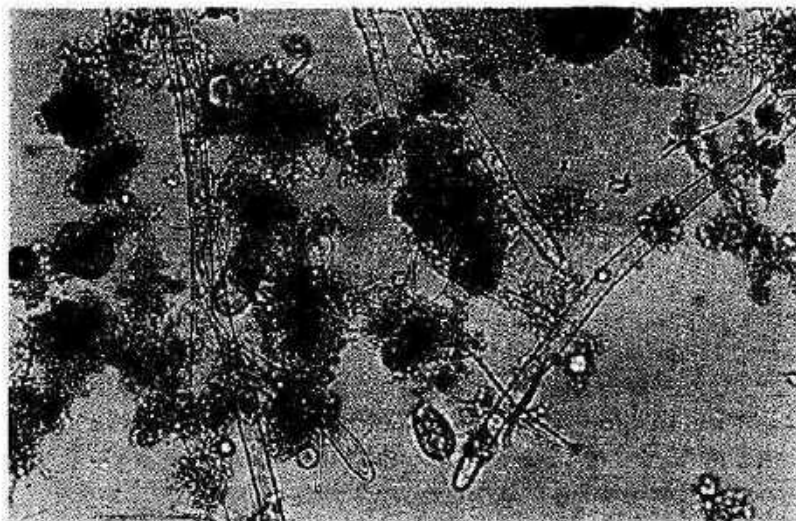


Рис. 3.10. Сапрофитные грибы активного ила.

Сапрофитные грибы, обычные обитатели аэротенков, хорошо устойчивы к изменению pH сточных вод в кислую сторону, благодаря чему они могут вызывать вспучивание активного ила в этих условиях. От хищных грибов их отличает более толстый септированный мицелий (рис. 3.10). Размножаются в активном иле только бесполым путем, участками мицелия. Сапрофитные грибы не образуют ни сумчатого, ни базидиального спороношения в отличие от грибов, живущих в чистых волосах. Это

объясняет трудности определения родовой принадлежности грибов в активном иле. Хищные грибы на вегетативном мицелии толщиной не более 5–8 мкм имеют ловчие приспособления (рис. 3.11) для улавливания и использования в пищу нематод, коловраток, простейших, часто значительно превосходящих их по размеру. Внутренняя поверхность ловчих сетей тактиосенситивна (чувствительна к прикосновению). Хищные грибы развиваются в биоценозе ила при высоком качестве очистки с нитрификацией, при низких нагрузках на активный ил.

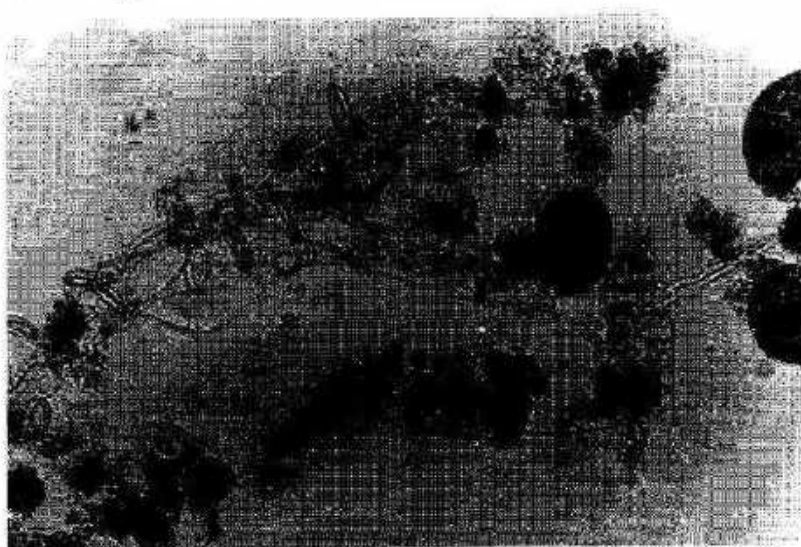


Рис. 3.11. Хищные грибы с ловчими сетями

3.1.1.4. Актиномицеты (*Actinomycetes*). Актиномицеты по своему строению имеют сходство и с грибами и с бактериями. Как и у грибов, вегетативное тело актиномицетов представлено мицелием, но в отличие от них, мицелий несептированный и нити значительно тоньше грибных. По толщине нити у актиномицетов такие же, как у нитчатых бактерий 0,3–1,2 мкм. Типичное ядро отсутствует, как и у бактерий, вместо ядра имеются нуклеонды без ядерной оболочки.

Определение актиномицетов в активном иле затруднено тем, что они не образуют в нем спораносцев.

Актиномицеты (род *Nocardia*) вызывают пенообразование в аэротенках (в виде густой пены) и вторичных отстойниках по причине выделения ими биологических поверхностно-активных веществ при утилизации углеводов и других гидрофобных веществ.

3.1.1.5. Простейшие (*Protozoa*). Кроме бактерий, водорослей, грибов и актиномицетов в активном иле встречаются следующие типы (подтипы) организмов: саркодовые (*Sarcodina*), жгутиковые (*Flagellata*), ресничные инфузории (*Ciliata*), сосущие инфузории (*Suctorina*), коловратки (*Rotifera*), первичнополостные (*Nematoda*) и вторичнополостные черви (*Oligochaeta*), водные клещи класса паукообразных (*Arachnida*), тихоходки (*Tardigrada*), брюхо-ресничные черви (*Gastrotricha*).

Подтип саркодовых (*Sarcodina*) включает три класса *Lobosea* (подклассы *Testacealobosia* и *Gymnamoebia*), классы *Filosea* и *Heliozoa*. Корненожки разделяются на

голых амёб (подкласс *Gymnamoebia*), характеризующихся мягкой изменчивой формой тела и передвижением с помощью псевдоподий (рисунки 3.12, 3.13), и раковинных амёб (подкласс *Testacealobosia* и класс *Filosea*), которые несут раковину из органического вещества и различных минеральных включений.

Голые амёбы питаются бактериями, мелкими простейшими и растворенными в воде питательными веществами. Такой разнообразный тип питания позволяет предположить значительную роль голых амёб в очистке сточных вод. Иногда в активном иле встречаются жгутиковые стадии голых корнеожек.

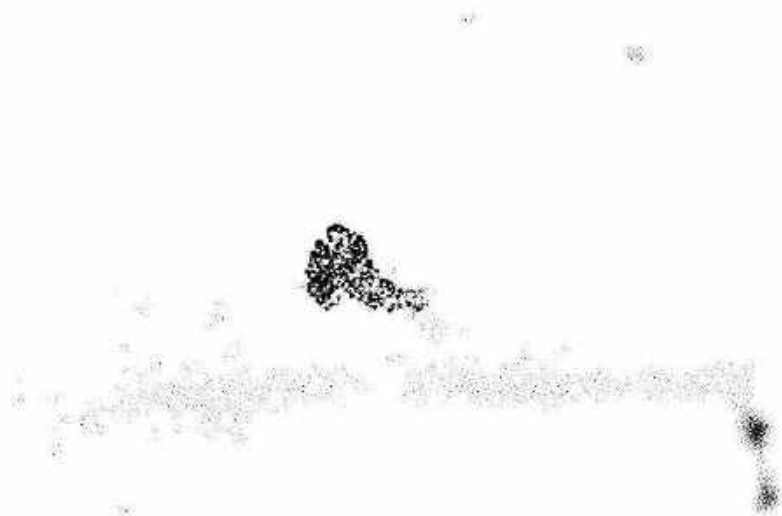


Рис. 3.12. Изменение формы тела голых амёб при движении с помощью псевдоподий, размер амёбы 140 мкм



Рис. 3.13. Изменение формы тела голых амёб при движении с помощью псевдоподий, размер амёбы 140 мкм

При высокой нагрузке в активном иле развиваются многочисленные мелкие (100 мкм) амёбы, так называемой группы «*litax*», имеющие удлинённую форму с

одной подвижной псевдоподией. Эта группа, по-видимому, представляет собой несколько видов амёб с разными циклами развития, устойчивыми к действию температур и химических факторов. Также встречается крупная амёба *Pelomyxa palustris* (200–2000 мкм). Не исключено попадание и развитие в аэротенках мелких патогенных амёб, особенно в летний период. В нормально работающих аэротенках изредка встречается крупная (200–500 мкм) *Amoeba proteus*, имеющая древовидно разветвленные псевдоподии.

Голые корненожки идентифицируются весьма трудно. Только опытные специалисты могут определить вид голых амёб, поскольку это определение может быть осуществлено только на жгутиковой стадии, по цистообразованию амёб или на стадии митоза ядра. Мелкие амёбы – показатели нарушения очистки (Никигина, 1983), высокой нагрузки, неудовлетворительной аэрации, диспергирования хлопьев и высокого содержания в иловой смеси бактерий, не связанных с хлопьями активного ила. Крупные амёбы – обычные обитатели нормально функционирующего ила. Учитывая такое «размерное» индикаторное значение и сложности при определении родовой и видовой принадлежности голых корненожек, практическим гидробиологам рекомендуется подразделять их по размерным диапазонам: крупные (150–750 мкм) и мелкие (12–140 мкм), не определяя до вида.

Раковинные амёбы легко идентифицируются в активном иле благодаря наличию плотной раковины с отверстием (устьем, или псевдостомом), из которого иногда выходят псевдоподии, служащие для передвижения и захвата пищи.

Различают три типа (Гельцер и др., 1985) раковинок в зависимости от материала, из которого они построены. Органические, состоящие из белка типа кератина (*Arcella*). Второй тип – раковинки, состоящие из органического вещества и включающие экзогенные минеральные частицы (ксеносомы), поглощаемые амёбой с пищей и выделяемые из цитоплазмы. Ксеносомы представляют собой мельчайшие песчинки неправильной формы, перемешивающиеся с частицами детрита и любого другого строительного материала, извлекаемого амёбой из сточных вод (*Centropyxis* и др.). Третий тип – раковины из органического вещества, покрытого минеральными элементами эндогенного происхождения – идиосомами (*Trinema*, *Euglypha* и др.). Идиосомы состоят из кремнезема и располагаются на поверхности раковинки в виде правильных рядов.

Основной тип размножения – бесполое, путем деления надвое (рис. 3.14). Раковинные амёбы способны образовывать цисты, устойчивые к неблагоприятным воздействиям. Тип питания раковинных амёб, как и других саркодовых, – голозойный. Основа пищи – бактерии, мелкие жгутиконосцы. Раковинным амёбам присуще и диффузное питание растворенными в воде питательными веществами.

Раковинные корненожки в активном иле разделяются на две экологические группы: парящие и придуроченные к хлопьям активного ила. Парящие, или планктонные корненожки, при отстаивании иловой смеси оседают значительно медленнее основной иловой массы. Они долгое время остаются во взвешенном состоянии за счет большой удельной поверхности, создаваемой многочисленными длинными развитыми филлоподиями. В эту группу входят *Gromia fluxuifilis* и *Gromia neglecta* (рис. 3.15). Питаются они диспергированными бактериями, мелкими простейшими, поэтому

развиваются в массе при нарушении процесса очистки и дефлокуляции хлопьев активного ила.

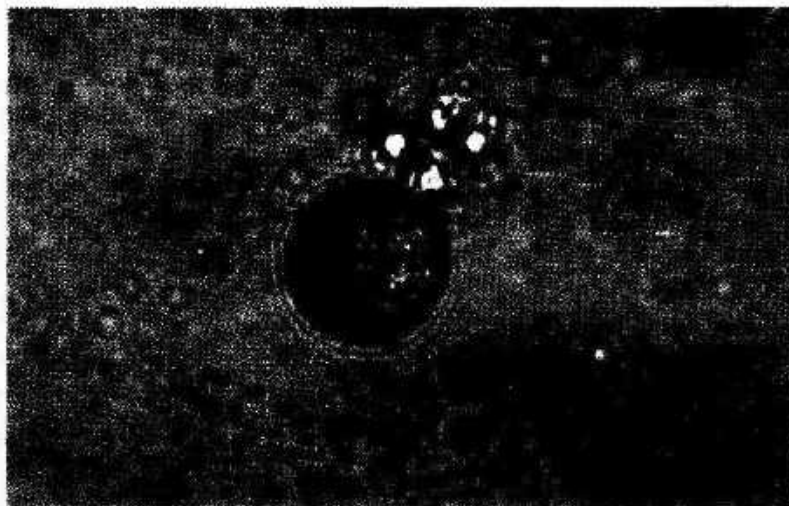


Рис. 3.15. *Gromia neglecta* (4 особи рядом с *Arcella hemisphaerica*) (400×)

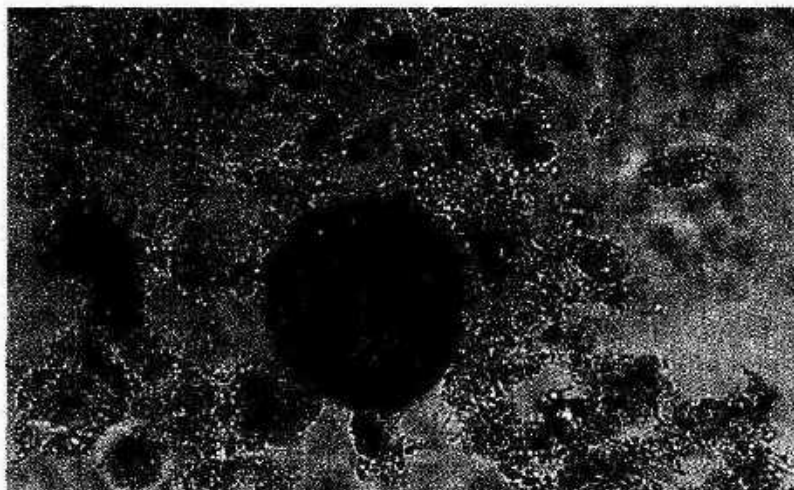


Рис. 3.16. *Centropyxis* sp.

Остальные саркодовые, обнаруживаемые в активном иле, объединяются в группу бентосных (связанных с хлопьями ила). Увеличение численности бентосных корне-ножек связано с ростом удельных нагрузок по органическим загрязняющим веществам на активный ил. Это обусловлено их типом питания, так как, с одной стороны, при увеличении удельных нагрузок увеличивается биомасса бактерий в хлопьях, которыми питаются амебы, а с другой — повышение содержания растворенной легкоусвояемой органики в сточных водах улучшает диффузное питание раковинных амеб и создает благоприятные условия для их интенсивного размножения.

Чаще всего в активном иле встречаются представители родов *Arcella*, *Centropyxis*,

Pamphagus, *Euglypha*, *Diffugia* и др., которые практически постоянно представлены в активном иле. *Centropyxis* (до 200 мкм) имеет круглую раковину (рис. 3.16) с шипами, устье расположено эксцентрично (смещено от центра). *Arcella vulgaris* (диаметр от 30 до 100 мкм), раковина круглая, темноватая, устье в центре раковинки (рис. 3.17). *Arcella hemisphaerica* с маленькой (до 70 мкм) высокой раковинкой (рис. 3.15). *Pamphagus hyalinum* (рис. 3.18), раковина тонкая, прозрачная, филоподии тонкие. *Euglypha* (рис. 3.19) с хорошо различимым сквозь тонкую прозрачную раковину средним зернистым слоем эндоплазмы.

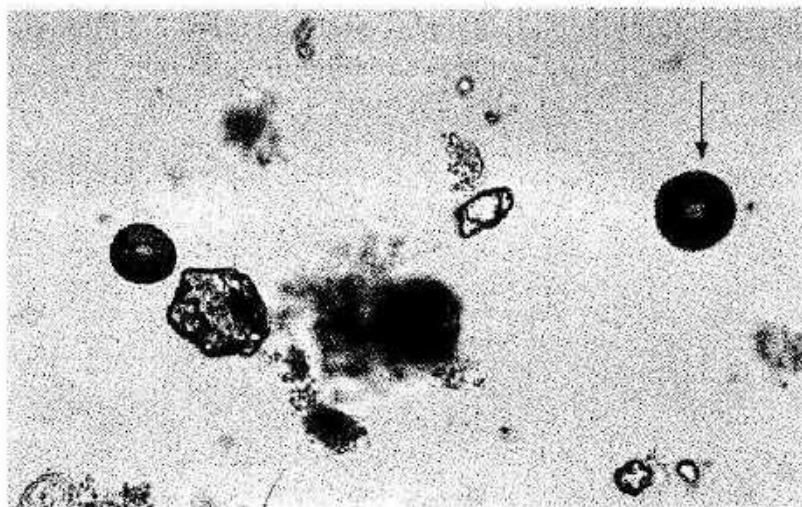


Рис. 3.17. *Arcella vulgaris*

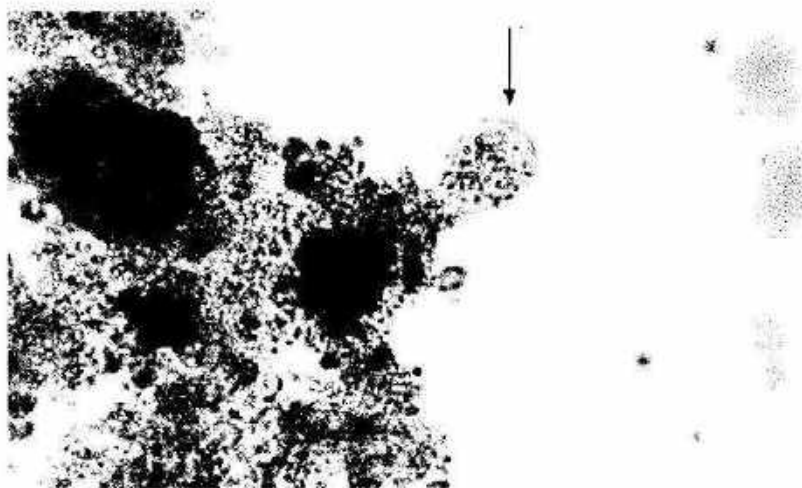


Рис. 3.18. *Pamphagus hyalinum*

Цвет раковининок может быть различен на разных очистных сооружениях в зависимости от состава сточных вод, т.е. «строительного материала», который используется амебами для создания своих раковин.

Солнечники. Класс солнечныхников наиболее часто представлен в активном иле родом *Actinophrys*: корненожками без раковинки шарообразной формы небольшого размера (до 50 мкм) с многочисленными аксоподиями, расходящимися от центра как лучи солнца. Солнечники — хищники, питаются жгутиковыми, коловратками, инфузориями. Могут достигать массового развития в период неблагоприятного воздействия каких-либо факторов на хлопья активного ила, что приводит к их разрушению и чрезмерному развитию мелких жгутиконосцев — излюбленной пищи солнечныхников.

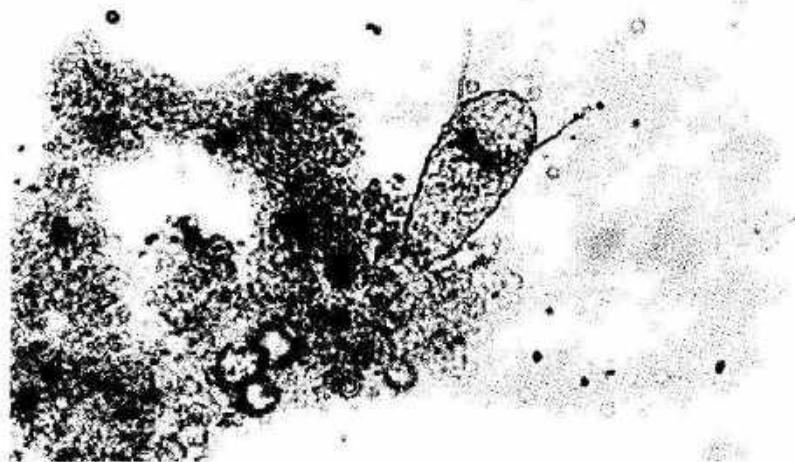


Рис. 3.19. *Euglypha* sp.

Бесцветные жгутиконосцы. Имеют тонкую плазматическую оболочку, довольно постоянную форму тела с одним или несколькими жгутиками. Это непрерывно мельтешащие организмы, трудно определяемые. Размер жгутиконосцев обычно составляет от 10 до 20 мкм, не превышая 50 мкм, встречаются как одиночные, так и колониальные формы. В загрязненных водах образуют шаровидные колонии *Dicomonas*, каждая особь которых имеет по одному длинному жгутику. Одновременно присутствуют *Bodo* — одиночные с двумя жгутиками: один, плавательный, направлен вперед, второй — назад и служит для прикрепления к субстрату. Основную их пищу составляют бактерии, мелкие органические частицы ила, растворенные органические вещества. Из бесцветных эвгленовых жгутиконосцев обычно встречается *Astasia*, отличающаяся наличием в плазме зерен запасного продукта парамилона, количество зерен которого возрастает при избытке пищи. *Astasia* движется внутри хлопьев ила. В качестве дополнения к классу жгутиковых рассматривают одноклеточных бесцветных водорослей хризомонад, имеющих сходное с ними строение. Иногда в аэротенках, но чаще в прудах, на полях фиторации в теплое время года при хорошей очистке в массе развиваются зеленые эвгленовые *Euglena*, *Phacus*, *Trachelomonas*. Наиболее крупный представитель данного класса — хищные *Peranema trichophorum* — развивается в биоценозе аэротенков, работающих на полную биологическую очистку, в иле с хорошими нитрифицирующими свойствами.

Осотрофное питание, низкие энергетические процессы и высокая сапробиологическая валентность позволяют жгутиконосцам, также как и осотрофным амебам, развиваться при высоких нагрузках или в пусковой период сооружений, в условиях

низкого содержания кислорода в иловой смеси, в момент аварийных сбросов и перегрузок. По эффективности и скорости осмотрофного потребления субстрата жгутиконосцы и амёбы уступают бактериям (меньше удельная поверхность тела), однако, в периоды повреждения бактериальных популяций они способны бурно развиваться, занимая освободившиеся пищевые ниши. Часть жгутиконосцев и амёб питается фагоцитарно (заглатывают бактерий и частицы пищи), но по скорости питания они уступают инфузориям бактериофагам, поэтому развиваются бурно в условиях, неблагоприятных для жизнеобеспечения инфузорий. В стабильных илах эта группа обычно в массе не развивается, а значительное увеличение их численности в биоценозах может говорить о нарушениях в технологическом режиме эксплуатации сооружений, вызывающих распад хлопьев ила (недостаток кислорода, залежи ила и т.п.).

Подтип ресничные инфузории *Ciliata*. Индикаторное значение инфузорий определяется их способом питания и ассоциацией с хлопьями активного ила. Степень ассоциированности инфузорий с хлопьями зависит от зрелости последних. В активном иле с мелкими диспергированными хлопьями преобладают крупные свободноплавающие инфузории, поедающие свободноживущих бактерий. В периоды разрушения хлопьев ила свободно плавающим инфузориям нет равных в процветании, поскольку они устойчивы к повышенной мутности среды обитания, недостатку кислорода и повышенным нагрузкам по органическим веществам на ил, а обилие пищи способствует их развитию и размножению. В процессе формирования хлопьев количественное доминирование получают хищные свободноплавающие и брюхо-ресничные инфузории, ползающие по поверхности хлопьев и выедающие бактерий. Появление брюхо-ресничных инфузорий в активном иле при его первичном наращивании (во время пуска в работу вновь построенных аэротенков) свидетельствует о том, что хлопья сформировались и могут быть использованы в качестве опоры для передвижения. Перитрихи прикрепляются непосредственно к хлопьям своими стельками и их появление связано с завершением процесса развития и формирования хлопьев. Функция прикрепленных инфузорий — снижать мутность воды, завершая процесс очистки и выедавая бактерий, утративших связь с хлопьями.

Цилиаты в активных илах подвержены значительным количественным популяционным, а также видовым и родовым изменениям под влиянием различных условий в процессе биологической очистки (Curds, Cockburn, 1970; Банина, 1984; Бараусова, 1990). Поэтому при оценке состояния очистки им уделяется первоочередное внимание.

Многие индивидуальные виды перитрих являются индикаторами принципиально различных состояний процесса очистки. Присутствие большого числа *Vorticella campanula* и *Vorticella nebulifera* указывает на недогрузку ила, в то время как *Vorticella micrastoma* характеризует противоположные условия (Курдс, 1969).

При характеристике технологического процесса очистки физиологическое состояние ресничных инфузорий имеет существенное значение. Инфузории, как и большинство простейших, обладают способностью при наступлении неблагоприятных условий формировать вокруг своего тела особую оболочку, т.е. инцистироваться, и таким способом временно избегать неблагоприятного влияния окружающей среды или, по крайней мере, уменьшать его. Цисты простейших могут иметь разнообразную

форму и строение, большей частью они шаровидные (рис. 3.20). Во время инцистирования все жизненные процессы в клетке замедляются, и организм переходит в состояние анабиоза. Многие инфузории выдерживают полное высыхание и сохраняют при этом жизнеспособность в течение нескольких лет.

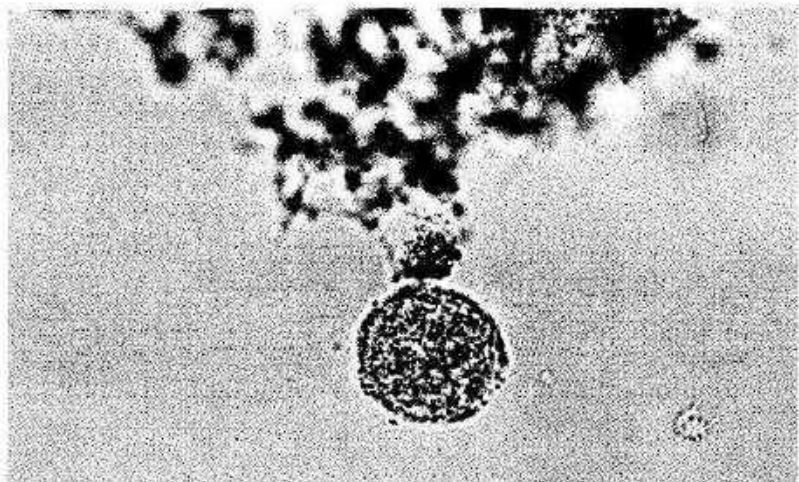


Рис. 3.20. Циста инфузории шаровидной формы с плотной оболочкой

Колесания нагрузки на активный ил по органическим загрязняющим веществам приводят к морфологическим и физиологическим изменениям у прикрепленных инфузорий. С возрастанием нагрузки форма тела от вытянутой изменяется в бочкообразную и до округлой (Бараусова, 1990), возрастает численность пищеварительных вакуолей и сужается перистом (рис. 3.21). При воздействии токсичных сточных вод зоиды отрываются от стебельков, измельчаются, ресничный диск закрывается (рис. 3.22).

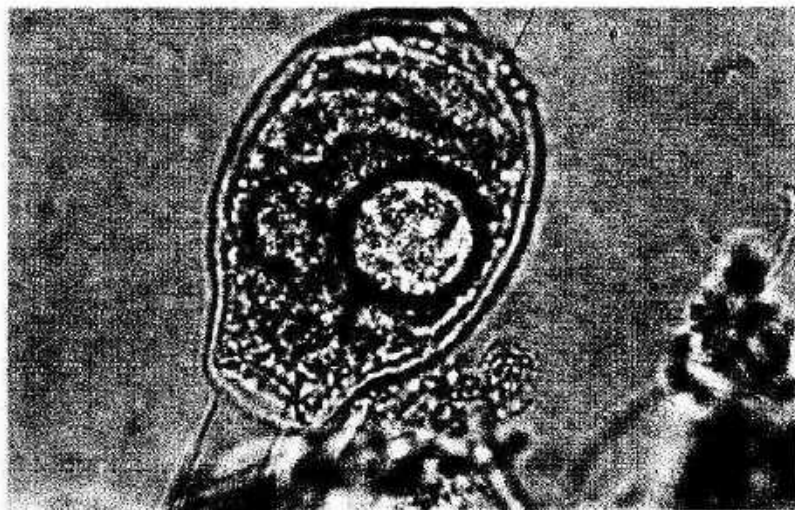


Рис. 3.21. Морфологические изменения у перитрих при увеличении нагрузки на активный ил (400x)

Ресничные инфузории различаются между отдельными видами по форме тела и внутреннему строению. Обычные их размеры 30–100 мкм, некоторые виды достигают размеров до 1 мм; для движения и принятия пищи служат реснички. В активном иле встречаются представители четырех классов:

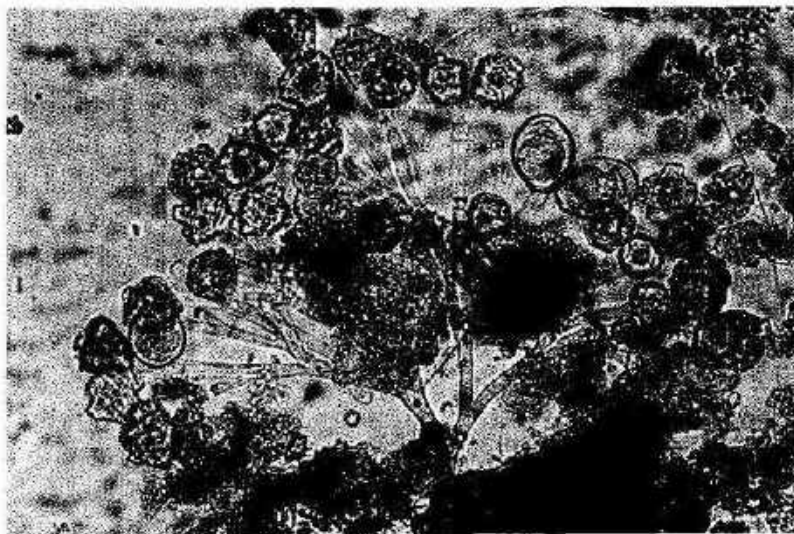


Рис. 3.22. Морфологические изменения у прикрепленных инфузорий при воздействии токсичных сточных вод

I. *Kinetophragminophora* — все тело равномерно покрыто ресничками, которые дифференцированы на соматические и ротовые. Цитостом расположен поверхностно. Многие из них — специализированные хищники (роды *Litonotus*, *Hemiophrys*, *Amphileptus*).

II. *Oligohymenophora* — реснички на теле расположены равномерно, ротовое отверстие углублено на дно вестибулума, со сложной вестибулярной цилиатурой. В основном это крупные, свободноплавающие инфузории — седиментаторы пищевых частиц.

III. *Peritricha* — сложная околоротовая цилиатура, образующая адоральную зону мембранелл (АЗМ), на теле ресниц нет. Перитрихи имеют форму колокольчиков, передний расширенный конец тела образует валик (перистом), покрытый ресничками. Стебель, с помощью которого перитрихи прикрепляются к субстрату имеет или не имеет сократительную миопему, что является важным признаком при определении родовой принадлежности инфузорий.

IV. *Polyhymenophora* — на теле реснички неравномерные, собранные в виде щипца на брюшной стороне для ползания, у некоторых видов сохраняется равномерный ресничковый покров. Также, как и у предыдущего класса, имеется сложная околоротовая спираль.

С увеличением содержания органических загрязняющих веществ в сточных водах, а также при нарушении массопереноса в хлопьях из-за плохого перемешивания и циркуляции иловой смеси, в активном иле возрастает доля крупных бактериофагов, свободноплавающих инфузорий *Chilodonella cucullulus* (150 мкм). Другие характерные виды: *Chilodonella uncinata* (90 мкм) — форма овальная; *Amphileptus claparedei*

(130 мкм) — овальное тело спереди немного вытянуто и косо срезано. В перегруженном иле встречаются: *Tetrahymena compressum* — вид толерантный к анаэробным условиям, сероводороду и углекислоте; *Paramecium caudatum* (300 мкм) — тело продолговатое, задний конец сужен, заметны хвостовые щетинки; *Paramecium putrinum* (100 мкм); *Paramecium aurelia* — задний конец закруглен. Перечисленные виды развиваются в массе при диспергировании хлопьев ила, в биоценозе высоконагружаемых аэротенков. Отдельные представители свидетельствуют о возможном залеживании и гниении ила в аэротенках или отстойниках, характеризуются также выносливостью к недостатку кислорода.

Инфузории с расположением небольшого количества ресничек (цирр) на брюшной стороне тела, которыми они пользуются как ножками, быстро передвигаясь по хлопьям активного ила, называются брюхоресничными (рис. 3.23). *Aspidisca costata* наиболее распространена в активном иле нормально работающих аэротенков. Однако из-за широкого диапазона толерантности к разнообразным факторам среды часто встречается в илах различных условий очистки, ее размер 50 мкм, цирры без зубцов, на спишной стороне 6 ребер. *Aspidisca lynceus* (без ребер на спишной стороне) и *Aspidisca turrata* (3 ребра) — брюхоресничные инфузории, встречающиеся при снижении нагрузок, с хорошо протекающими процессами нитрификации.



Рис. 3.23. Брюхоресничная инфузория активного ила

Oxytricha fallax (150 мкм) — вид с более широким вытянуто-овальным телом, выносит несколько большее загрязнение. *Euplotes patella* (150 мкм), брюшные и боковые цирры сильно редуцированы. Эти брюхоресничные инфузории непрерывно пребывают в быстром движении на поверхности ила или биопленки.

Из отряда *Heterotricha* характерными являются *Stentor* (1–2 мм) — все тело покрыто ресничками, форма в виде воронки; *Spirostomum ambiguum* (1–3 мм), — тело удлинённое с отношением длины к ширине 10 : 1 (рис. 3.24).

Кругоресничные инфузории (*Peritricha*) прикрепляются ножкой к хлопьям активного ила. Однако среди представителей данного класса имеются и подвижные виды.

Прикрепленных перитрих более 1000 видов и среди них встречаются как одиночные (рис. 3.25, 3.26), так и колониальные формы (рис. 3.27, 3.28). Родовые различия в семействе также определяются отсутствием или наличием сократимой мионемы внутри стебля. Прикрепленные инфузории в случае ухудшения аэробных условий или при наступлении других неблагоприятных факторов переходят в плавающее состояние.



Рис. 3.24. *Spirastomum* sp.

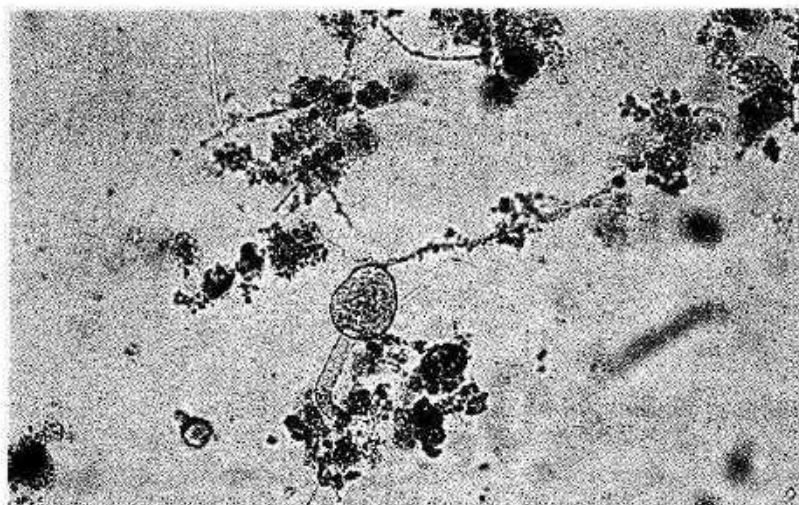


Рис. 3.25. Одиночная форма прикрепленных инфузорий

Для этого они отбрасывают ножку и образуют нижний венчик ресничек. Одиночный род *Vorticella* имеет наиболее развитую сократительную мионему, при ее сокращении стебель сворачивается в плотную спираль. Род *Vorticella*, преобладающий в аэротенках, отличается высокой пластичностью приспособления к условиям среды, встречается в широком диапазоне органических нагрузок в пределах поли-, α -, β -мезосапробности.



Рис. 3.26. Одиночная форма прикрепленных инфузорий

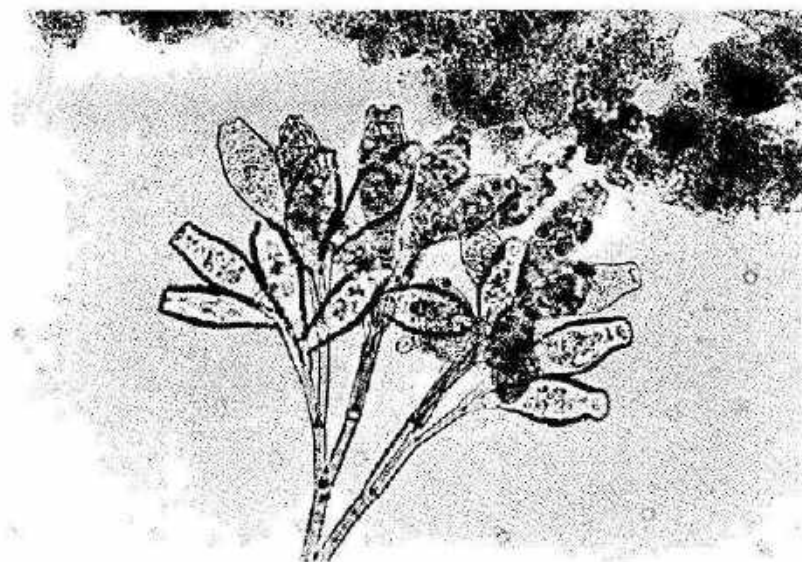


Рис. 3.27. Колониальные формы прикрепленных инфузорий

Питается бактериями и мелким детритом. Но отдельные виды и экоформы являются хорошими показателями различных степеней загрязнения органическими веществами. *Vorticella microstoma* var. *typica* (30 мкм) — грушевидное тело, часто встречается в очистных сооружениях бытовых и смешанных вод. *Vorticella microstoma* var. *putrina* (70 мкм) — воронкообразная, вытянутая в длину, типична для активного ила с большой нагрузкой. *Vorticella microstoma* var. *hyans* (40–60 мкм) — тело раздутое, типична при залеживании ила и нарушении аэрации. *Vorticella convallaria* (60 мкм) — тело колоколообразное, перистом равняется или шире тела, господствует в нормально работающих аэротенках, на недостаток растворенного кислорода реагирует отрывом от

стебелька и образованием «бродажек» — свободно плавающих особей. Род *Vorticella* дает несколько переходных вариантов, при этом перистом перитрих оказывается тем шире, чем ниже концентрация органических веществ (и численность бактерий) в окружающей их среде, в то время как в перегруженных илах перистом узкий. При избытке пищи можно обойтись и небольшим ртом.

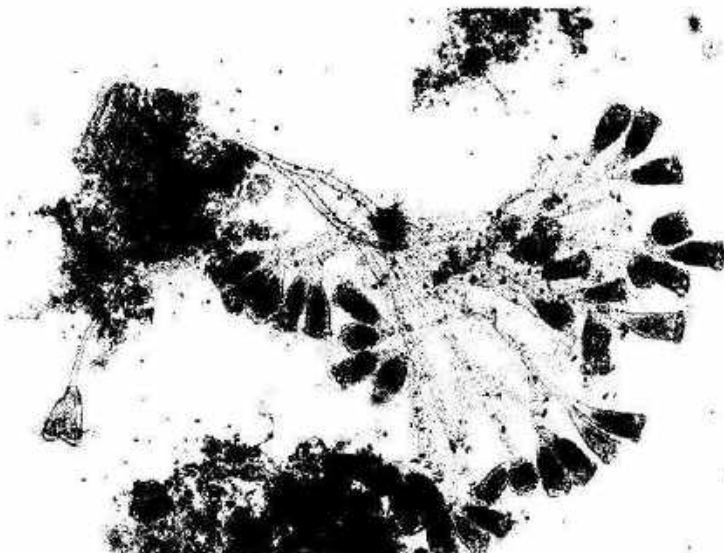


Рис. 3.28. Колониальные формы прикрепленных инфузорий

Carchesium образуют колонии с ветвящимися, самостоятельно сокращающимися стебельками (мионема в стебле прервана у каждого зооида, и он сокращается независимо от колонии). Колонии прикрепляются основанием к плавающим частицам в аэротенках или к стенкам и водосливам, развиваются в избытке. Я.Я. Никитинский подсчитал, что один зооид рода *Carchesium* захватывает и переваривает за 1 ч около 30 000 бактерий. Данный факт показывает роль прикрепленных инфузорий в снижении мутности сточных вод.

Колонии рода *Epistylis* имеют несократимый стебель и широкий перистом. Наличие вида *E. plicatilis* в активном иле свидетельствует о высоком качестве очистки и хороших нитрифицирующих свойствах ила.

Представители рода *Opercularia* имеют несократимые стебли, веретенообразное тело зооидов без перистомального валика и укрепленный на ножке диск (рис. 3.29), который выдвигается или втягивается в перистом. Эти колониальные инфузории широко распространены в активных илах. Вид *Opercularia coarctata* считается постоянным обитателем «хорошего» созревшего ила, особенно, если колонии находятся в активном состоянии с работающими раскрытыми ресничными дисками. *Opercularia minima* редко встречаемый вид, развивается в высоконагружаемых илах при неполной биологической очистке.

Род *Zoothamnium* характеризуется хорошим мионемальным развитием. Мионема в стебле не прерывается, вся колония сокращается как единое целое. При сокращении мионемы стебель собирается в складки. Наличие представителей этого рода в активном

иле, как правило, свидетельствует о полном окислении загрязняющих веществ и нитрификации. В массе развиваются в недогруженных илах с продленной аэрацией.

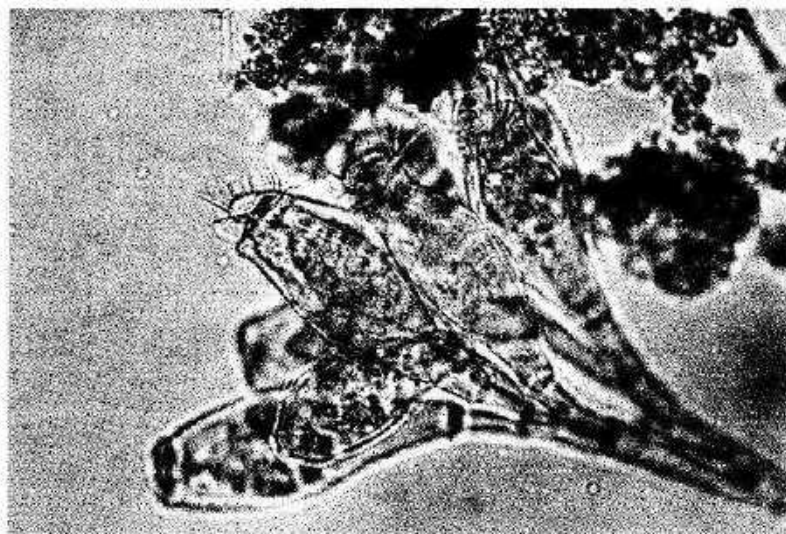


Рис. 3.29. Выдвинутые из перистома диски у зоидов *Opercularia* sp.

Роды *Vaginicola*, *Cothurnia* и *Thuricola* представлены видами с разнообразным устройством домика (рис. 3.30), широким перистомом и длинным лентовидным ядром. *Vaginicola crystallina*, *Vaginicola striata* характеризуют недогруженный активный ил, большой период аэрации в аэротенках и высокое качество очищенной воды.



Рис. 3.30. Инфузория рода *Cothurnia*

Подтип сосущие инфузории *Suctorina*. Специализированные хищники, прикрепленные к хлопьям ила, питаются мелкими и крупными простейшими ила. Развиваются суктории в небольших количествах при полном окислении загрязняющих веществ и стабилизации процесса очистки сточных вод. Они являются индикаторами

высокого качества очистки. Суктории в активном иле представлены прикрепленными с помощью несокращающегося стебелька формами (рис. 3.31). На поверхности тела во все стороны направлены сосательные щупальца, на концах которых выделяется фермент или группа ферментов, с помощью которых они прикрепляют жертвы, растворяют оболочку и засасывают их содержимое (рис. 3.32). В активном иле встречаются следующие виды сосущих инфузорий: *Tokophrya mollis*, *T. quadripartita* (рис. 3.33), *Podophrya fixa*, *P. maurasii*, *P. carchesii*. Представители родов *Acineta*, *Discophrya*, *Sphaerophrya* встречаются в низконагружаемых илах, в аэротенках продленной аэрации, обеспечивающих высокое качество очистки сточных вод.

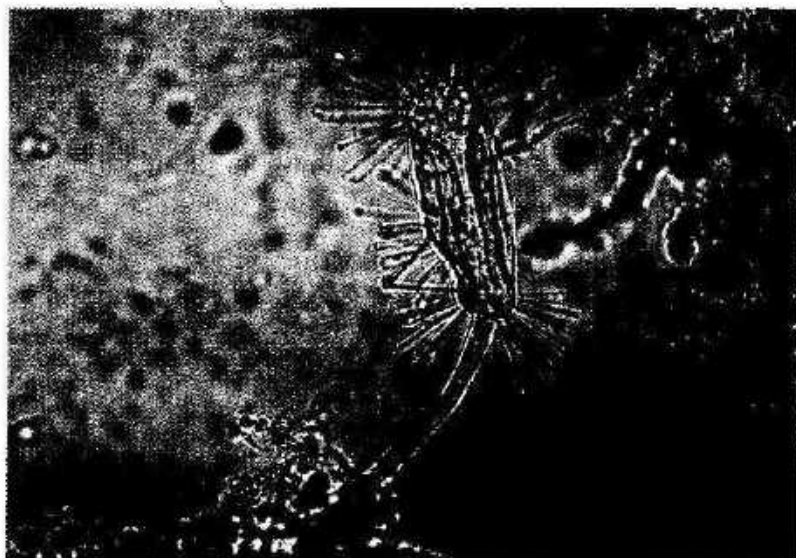


Рис. 3.31. Сосущая инфузория, прикрепленная стебельком к хлопку активного ила

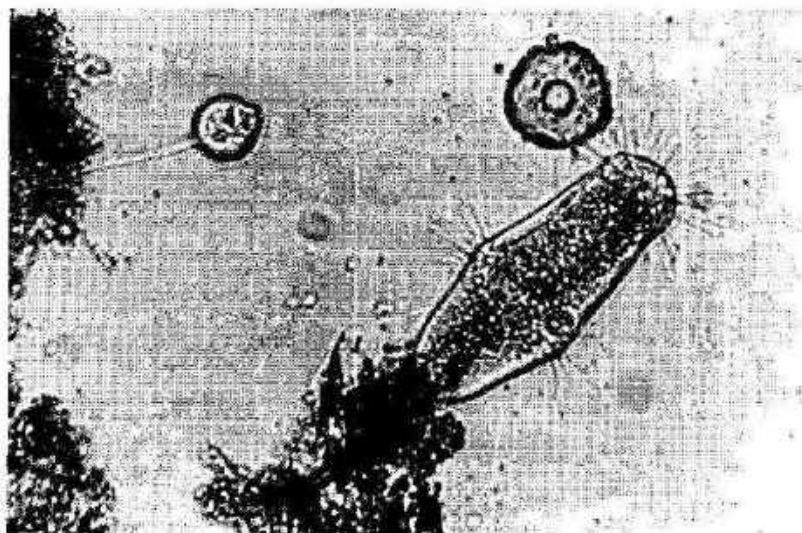


Рис. 3.32. Сосущая инфузория засасывает содержимое раковины амёбы

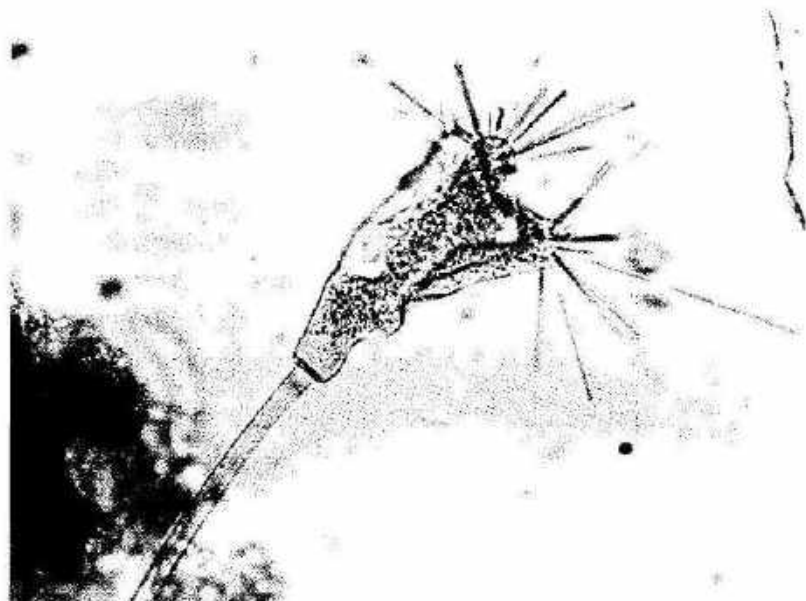


Рис. 3.33. *Tokophrya quadripapita*

3.1.1.6. Многоклеточные беспозвоночные активного ила (Metazoa). Коловратки (*Rotifera*) (от латинского *rota* — колесо, *ferre* — нести) — многоклеточные организмы (от 40 мкм до 2,5 мм). Тело коловраток не сегментировано, но делится на голову, туловище и ногу, иногда эти отделы не выражены. Некоторые виды коловраток покрыты панцирем (рис. 3.34), они развиваются обычно в низконагружаемом активном иле, формирующем высокое качество очистки. Беспанцирные коловратки, такие как *Rotaria rotatoria* (рис. 3.35), *Philodina roseola*, обитатели ила обычных аэротенков, обеспечивающих полное окисление загрязняющих веществ. Для коловраток характерно самостоятельное плавание при помощи коловращательного аппарата, расположенного на переднем конце тела, реснички которого постоянно мерцают, привлекая пищу в виде мелкой взвеси к ротовому отверстию. При сокращении передняя часть (голова) втягивается в туловище, которое чаще всего суживается в более или менее ясно выраженную ногу, часто кольчатую снаружи (псевдосегментированную), заканчивающуюся присоской, либо одним или несколькими пальцами. Коловратки — сложно организованные животные, имеющие мускулатуру и органы пищеварительной системы. Имеются нервные узлы и головной мозг. Строение полового аппарата самок лежит в основе подразделения коловраток на две большие группы: с 2-я яичниками и 2-я желточниками — *Bdelloida* (исключительно амиктические, самцы никогда не обнаруживались) и с 1-м яичником и 1-м желточником — *Monogonata*.

Размножаются коловратки как партеногенетическим (девственным), так и половым путем. При хорошем питании и нормальных физико-химических условиях размножение происходит партеногенетически, с ухудшением условий самки откладывают яйца, из которых выводятся не только самки, но и самцы (часто карликовые). После спаривания самок с самцами откладываются уже покоящиеся яйца (рис. 3.36), способные переносить самые неблагоприятные условия. Наконец, существует еще одна

адаптационная приспособленность к условиям среды, изменяющимся в худшую сторону, — коловратки могут впадать в анабиоз, не инцистируясь, а просто сморщиваясь и высыхая. В таком высохшем состоянии они сохраняют жизнеспособность многие годы при значительных колебаниях температуры.

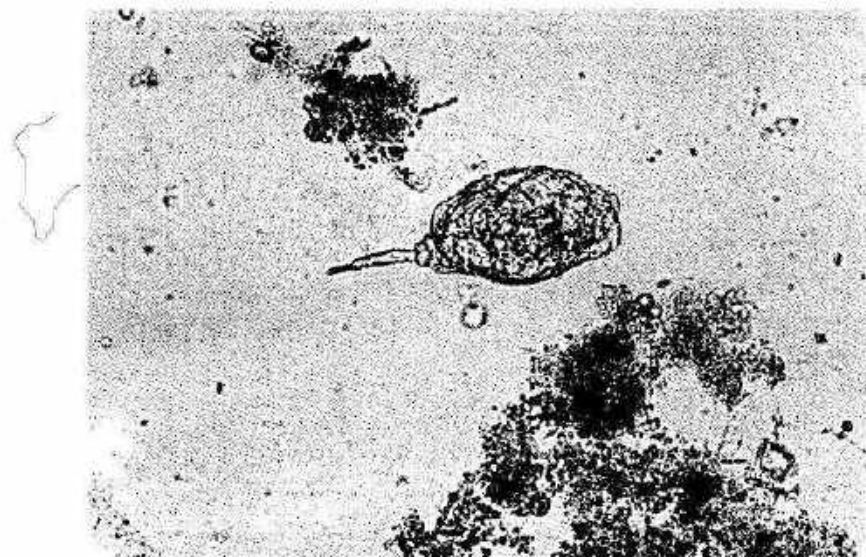


Рис. 3.34. Панцирная коловратка активного ила



Рис. 3.35. Беспанцирная коловратка активного ила

Представителей коловраток обычно можно обнаружить в активном иле зрелого возраста при полной биологической очистке.

Rotaria rotatoria, *Philodina roseola*, *Adineta* — представители биоценозов ила обычных аэротенков городских очистных сооружений. Ухудшение условий работы аэротенков вызывает появление *Callidina* и *Rotaria neptunia*. Представители родов *Lecane*,

Lepadella, *Cephalodella*, *Colurella* характеризуют работу аэротенков с низкими нагрузками, продленную аэрацию, полное окисление органических загрязняющих веществ.

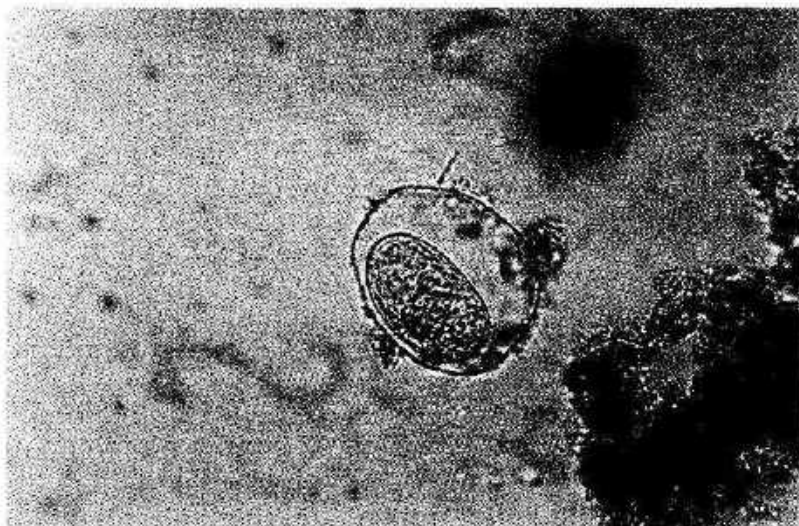


Рис. 3.36. Яйцо коловратки в активном иле

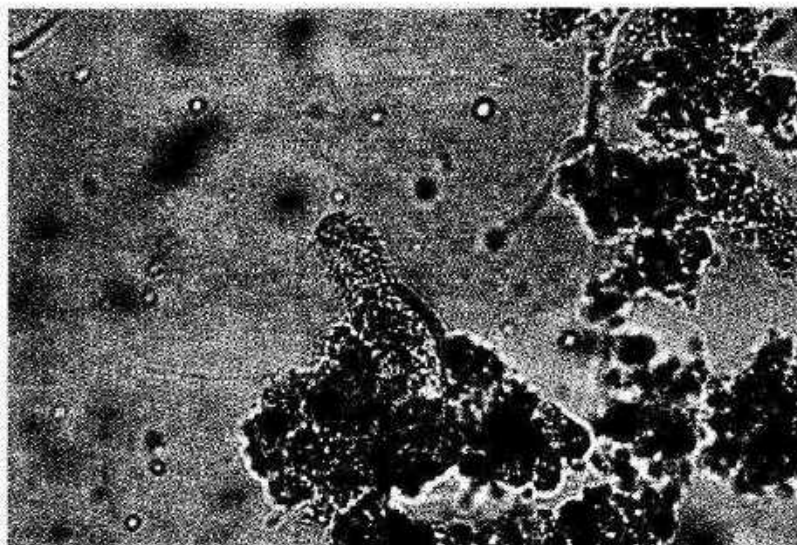


Рис. 3.37. *Chaetonotus maximus*

Примыкающий к собственно коловраткам и относящийся к червям тип *Gastrotricha* (брюхоресничные черви), род *Chaetonotus*, хотя и редко, но обнаруживается в активном иле в основном при продленной аэрации (название типа от греческого *gaster* — желудок, *thrix* — волос). Легко отличается от коловраток отсутствием мерцательного органа. Тело покрыто дехитинизированной кутикулой, ресничками, которые расположены продольными полосами, спина снабжена иглами, направленными назад и тоже расположенными продольными рядами. Сзади тело заканчивается хвостовой вилкой (фуркой). Размер особей может достигать до 3 мм, а обычный — 1 мм.

Питаются гастротрихи бактериями, протистами и детритом с помощью ротовых ресничек или засасывая, работающей как насос, глоткой. *Chaetonotus maximus* — биоиндикатор недогруженных илов, высокой минерализации, глубокой очистки (рис. 3.37).

Первичнополостные черви. В активном иле из первичнополостных червей встречаются круглые черви — нематоды (*Nematoda*, от греческого *nema* — нить, *eidos* — форма) (рис. 3.38). Отличить от остальных червей их можно по движению, они лишены поперечной мускулатуры и поэтому двигаются, изгибая тело, и не меняя своей толщины. В биоценоз активного ила может входить несколько видов нематод, которые в незначительных количествах развиваются в хорошо работающем иле. Заметное количество может указывать на залеживание, плохое перемешивание ила, недостаточную аэрацию, поскольку нематоды предпочитают застойные зоны. Нематоды пропускают часть иловой массы через свой кишечник, часто не успевая переваривать ее, что приводит иногда к их гибели. Хлопья от пищеварительной деятельности нематод хорошо минерализуются, укрупняются, и в то же время разрыхляются.

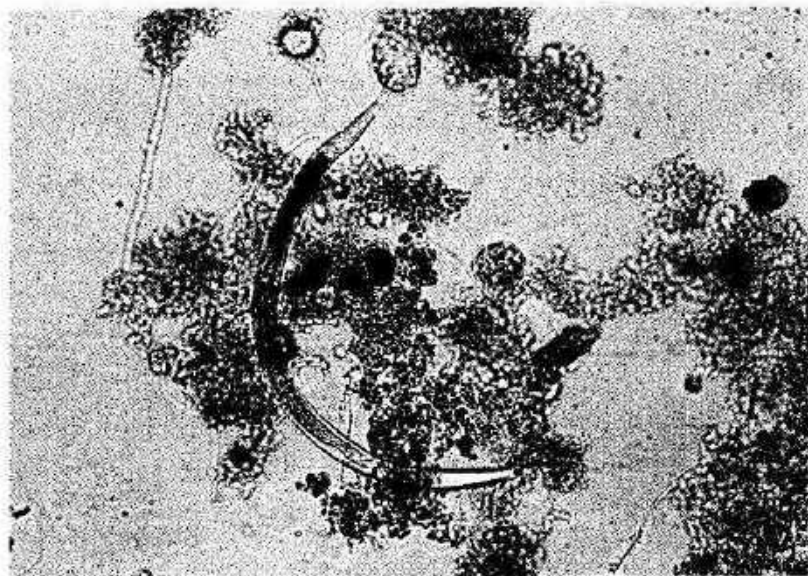


Рис. 3.38. Круглый червь активного ила (*Nematoda*)

Вторичнополостные черви. В состав активного ила входит множество микроскопических малощетинковых червей *Oligochaeta* (рис. 3.39). Это сегментированные черви, передний отдел сильно специализирован, особенно строение пищеварительной и половой систем. Половая система гермафродитная. Питаются олигохеты, как и нематоды, активным илом, пропуская его через кишечник. Среди малощетинковых червей встречаются хищники.

В биоценозах активного ила чаще всего развиваются черви аэлозомы, несущие жировые включения, окрашенные коратиноидами. Аэлозомы очень быстро размножаются в активном иле за счет паритомии, т.е. отделения особей от заднего конца тела, который быстро дорастает до нужных размеров. При очень хорошем питании паритомией может отделяться целая цепочка червей: три и даже четыре особи. Питаются

бактериями, простейшими в хлопьях ила, которые, в свою очередь, хорошо минерализуют и уплотняют.

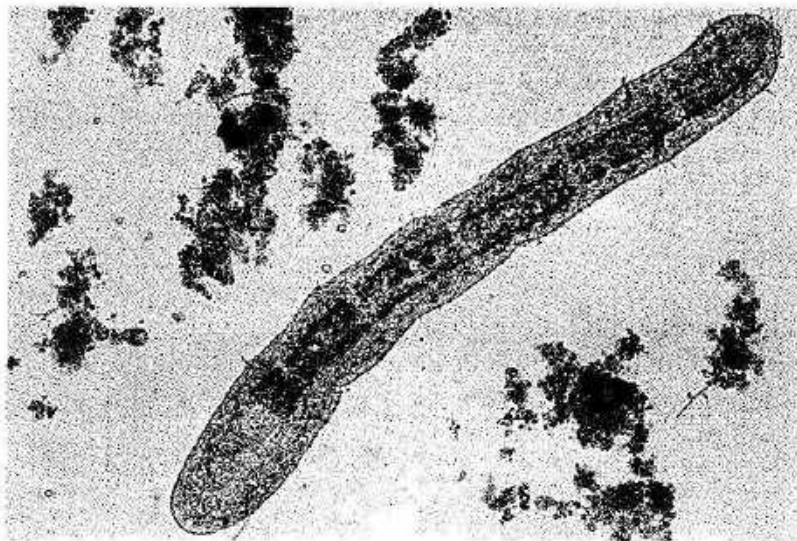


Рис. 3.39. Малоцетинковый червь

Водные клещи. В активном иле редко встречается небольшое количество водных клещей, относящихся к классу паукообразных (*Arachnida*). Тело клеща не расчленено как у насекомых, а представляет собой монолитный хитиновый панцирь. Клещи активного ила очень мелкие, но хорошо заметны в микроскоп, вследствие темной окраски хитина. На брюшной стороне отчетливо различимы 8 пар ног, на голове есть глаза и две пары жвал. Клещи развиваются в минерализованном, иногда в голодающем активном иле. Более часто они встречаются в биофильтрах.

Тихоходки (*Tardigrada*) (от латинского *tardus* — медленный, *gradu* — шаг) считаются родственными членистоногим, от которых отличаются отсутствием их основных признаков — наружного скелета и членистых конечностей. Тело не сегментировано, хотя четыре пары мясистых, заканчивающихся коготками ножек расположены вдоль всего тела (рис. 3.40), причем каждой паре ног соответствует отдельный ганглий нервного ствола. Из-за специфического медленного шагающего движения тихоходок называют водным медведем. Они не имеют жесткого наружного скелета, тело покрыто нехитинизированной кутикулой, которая сбрасывается при линьке или при откладывании яиц (рис. 3.41). Хитиновые чешуйки имеются на мускулистой сосущей глотке. Тихоходки раздельнополы, иногда размножаются партеногенетически. Питание хищное, прокалывают жертву двумя стилетами, расположенными в ротовой полости, и высасывают клеточное содержимое из водорослей, простейших, нематод и колероваток. Для переживания неблагоприятных условий имеют две приспособительные особенности — инцистирование (животное втягивает конечности, сбрасывает кутикулу и сворачивается в капсулированный шарик) и образование толстостенных покоящихся яиц. В таком анабиотическом состоянии тихоходки могут существовать много лет, что объясняет их периодическое (с интервалом в несколько лет) появление в активном иле в тех случаях, когда представители третьего трофического уровня получают

благоприятные условия для своего развития. Тихоходки — показатели высокого качества очистки, удовлетворительной нитрификации.



Рис. 3.40. *Tardigrada* sp.

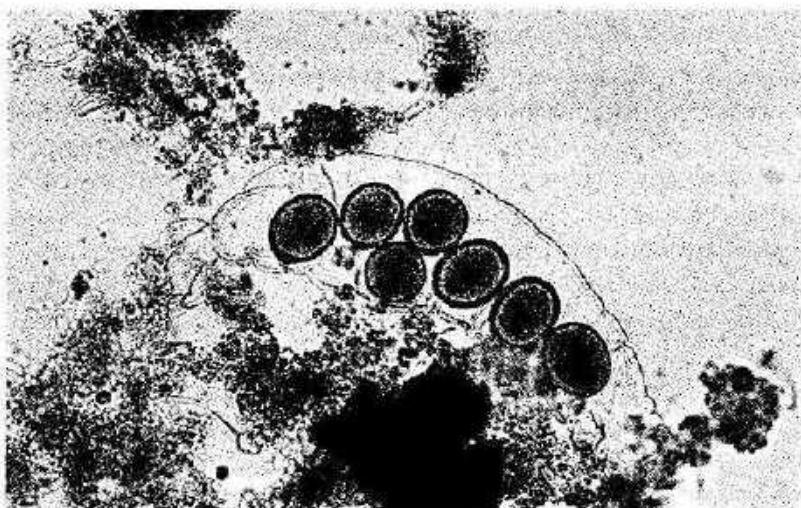


Рис. 3.41. Яйца тихоходки покрыты ее сброшенной кутикулой

Ветвистоусые рачки *Daphnia*, *Moina* иногда в массовом количестве развиваются в аэротенках-отстойниках или во вторичных отстойниках недогруженных станций с длительным периодом аэрации и глубокой нитрификацией при условии хорошего качества очистки. В состав активного ила не входят и индикаторного значения не имеют.

На биофильтрах, кроме всех перечисленных организмов, встречаются личинки насекомых, двукрылых *Psychoda*. Тело червеобразное, членистое, покрыто щетинками, головная капсула отвердевшая. Голова, грудь и 1-й сегмент брюшка отдельные, есть

ложные ножки. Обычные обитатели биофильтров — вилхвостки *Podura* — на конце тела есть прыгательная вилка.

3.1.2. Оценка состояния биоценоза по видовой структуре. Видовое разнообразие является мерой видовой неоднородности сообщества, поэтому оно складывается из двух компонентов: видовой богатства и численной значимости отдельных видов. Таким образом, значение индекса видовой разнообразия зависит от двух факторов: от числа видов, составляющих биоценоз и распределения численности между отдельными видами. Чем выше индекс видовой разнообразия, тем богаче биоценоз, тем лучшее качество очистки сточных вод будет обеспечено. Индекс видовой разнообразия тем больше, чем больше видов входит в состав биоценоза и чем равномернее распределение численности между различными видами. Другими словами — благополучная экосистема активного ила представлена множеством видов и ни один из них не создает перенаселения.

Видовое разнообразие является более наглядным показателем качества протекающего процесса очистки, чем просто число видов. Поскольку при воздействии неблагоприятных факторов чувствительные к ним виды исчезают, а их ниши заполняются устойчивыми видами, продуктивность которых возрастает. Видовое разнообразие активного ила наилучшим образом характеризуется модернизированным индексом *Cuba*, который чутко реагирует на все происходящие изменения. Если просто поверить и руководствоваться данным утверждением, можно не читать следующие подпункты (3.1.2.1, 3.1.2.2 и 3.1.2.3). Однако специалист, работающий в данном направлении, должен иметь возможность убедиться в преимуществах модернизированного индекса *Cuba* при более подробном рассмотрении примеров его применения и сравнения с другими, широко применяемыми индексами видовой разнообразия. Высказанные соображения побудили автора включить упомянутые разделы исключительно для гидробиологов.

3.1.2.1. Индекс Шеннона. Индекс Шеннона (Одум, 1975) наиболее часто употребляется для характеристики различных гидробиоценозов, рассчитывается он по формуле:

$$H = - \sum_{i=1}^n p_i \cdot \log_2 p_i = \frac{- \sum_{i=1}^n p_i \lg p_i}{\lg 2}, \quad (3.1)$$

где H — индекс видовой разнообразия; $p_i = x_i / x$ — доля i -го вида в сообществе; x_i — число особей, относящихся к i -му виду; x — общая численность особей в пробе; n — число видов в пробе.

При увеличении численности видов и выравнивании их количественных значений по видам индекс возрастает, что наблюдается при интенсифицирующих биологическую очистку воздействиях. Однако по сравнению с естественными природными условиями, экологические условия в аэротенке чрезвычайно изменчивы. Изменение состава сточных вод или технологического режима эксплуатации очистных сооружений могут менять облик биоценоза за очень краткий период: сутки или несколько.

Природные биоценозы благодаря своей инертности способны сохранять (помнить) информацию о прошлых воздействиях на них и могут служить как долгосрочные

биоиндикаторы. Индекс Шеннона обычно используется для выявления долгосрочных изменений в структуре сообщества и мало информативен в случае загрязнения (Бурдин, 1985).

Следующим моментом является то, что такая сложная система, как природный биоценоз, обладает большим адаптационным потенциалом, и изменить его структуру довольно сложно. Требуется длительное одностороннее воздействие, чтобы произошла смена видов или их соотношения, и эти изменения продолжительны в природных биоценозах, но чрезвычайно краткосрочны в активном иле, при этом по адаптационному потенциалу активный ил значительно превосходит все природные биоценозы. Быстро развивающийся отрицательный отклик в структурной перестройке ила при неблагоприятном воздействии объясняется существенным антропогенным прессом.

Перечисленные недостатки индекса Шеннона приводят к тому, что биоценозы активного ила, имеющие явно разные структурные качественные и количественные характеристики, зачастую имеют одинаковые значения индекса Шеннона.

Индекс Шеннона (3.1) формально совпадает с понятием «энтропия», широко используемом в физике и теории информации. Отличие не очень существенно; в частности, в теории информации p_i является вероятностью системы находящейся в i -м состоянии, где n — количество состояний.

Таким образом, общие свойства индекса Шеннона хорошо известны и являются перефразировкой свойств энтропии:

1. Если предположить, что в пробе присутствует только один вид, то индекс Шеннона будет равен нулю. Это минимально возможное значение H .
2. Если задать количество видов n , то индекс Шеннона максимален при равномерном распределении особей по видам. При этом $H = H_{\max} = \log_2 n$. Это значение является максимально возможным при фиксированном n .
3. При заданном количестве видов n индекс Шеннона принимает значение в диапазоне от нуля до $\log_2 n$.

Свойства энтропии систем изучались и описаны достаточно подробно в литературе по теории вероятности. Тем не менее, большинство теорем не несет полезной информации и, к сожалению, они бесполезны в применении к свойствам биологических систем.

Удобным ориентиром можно считать индекс Шеннона при равномерном распределении всех видов, т.е. при характеристике биологических систем, функционирующих в благоприятных и достаточно стабильных условиях. Численное значение индекса Шеннона в этом случае максимально и равно $\log_2 n$ (n — количество видов). При неравномерном распределении особей по видам индекс Шеннона лежит в диапазоне $0 < H < \log_2 n$.

Чем ближе значения индекса к $\log_2 n$, тем более равномерно распределены особи по видам. Если же H близко к нулю, то это означает, что численность особей какого-либо одного вида сильно преобладает над количеством особей остальных видов.

В табл. 3.2 представлена зависимость максимально возможного индекса Шеннона $H = \log_2 n$ от количества видов n . С представлением численных значений удобно сравнивать значения индекса Шеннона для реальных ситуаций.

Таблица 3.2

**Зависимость индекса Шеннона от количества видов
при равномерном распределении особей по видам**

Кол-во видов	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Индекс Шеннона	0,00	1,00	1,56	2,00	2,32	2,59	2,81	3,00	3,17	3,32
Кол-во видов	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
Индекс Шеннона	3,46	3,59	3,70	3,81	3,91	4,00	4,09	4,17	4,25	4,32
Кол-во видов	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30
Индекс Шеннона	4,39	4,46	4,52	4,56	4,64	4,70	4,76	4,81	4,86	4,91
Кол-во видов	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40
Индекс Шеннона	4,95	5,00	5,04	5,09	5,13	5,17	5,21	5,25	5,29	5,32

Чтобы оценить насколько сильно реальные значения H могут отличаться от H_{\max} , предлагается табл. 3.3, в которой просчитаны значения H для биоценоза, в котором один из видов значительно преобладает над остальными. Задается доля p особей, приходящихся на этот выбранный вид. Остальные особи равномерно распределены по оставшимся ($n - 1$) видам.

Таблица 3.3

**Индекс Шеннона для различных случаев видового разнообразия
и равномерности распределения видов**

$p \backslash n$	10	20	30	40
0,99	0,11	0,12	0,13	0,13
0,9	0,79	0,89	0,96	1,00
0,8	1,36	1,57	1,69	1,78
0,5	2,59	3,12	3,43	3,64
0,2	3,26	4,12	4,61	4,95
0,1	3,32	4,29	4,84	5,23
0,01	3,22	4,29	4,89	5,31
H_{\max}	3,32	4,32	4,91	5,32

Рассмотрим значения индекса Шеннона для случая, когда присутствуют n видов; один вид представлен долей особей p и в остальных ($n - 1$) видах распределение особей равномерное.

Такая ситуация характерна для высоконагружаемого активного ила, очищающего легкоокисляемые загрязняющие вещества, например, сточные воды пивных заводов. Нитчатые бактерии рода *Sphaerotilus* сильно преобладают по численности над всеми другими видами в активном иле, численность остальных видов незначительна.

Как следует из табл. 3.3, если доля вида (например, нитчатые бактерии рода *Sphaerotilus*) велика (составляет величину до 80–99 %, значения p равны 0,99, 0,9 и 0,8), то индекс Шеннона очень мал (от 0,11 до 1,78), сильно отличается от $\log_2 n$ и практически не зависит от общего количества видов. Если доля нитчатых бактерий суще-

ственная (составляет величину порядка 50 %, значение p равно 0,5), то индекс Шеннона заметно больше, но отличие от максимально возможного значения (H_{\max}) велико. И только при малых долях количества нитчатых бактерий в биоценозе, близких к равномерному распределению по всем видам или еще меньше, индекс Шеннона близок к H_{\max} .

Приведем графики зависимости индекса Шеннона от p для описанной выше ситуации (рис. 3.42), но в отличие от табл. 3.3 количество видов n проварьировуем от 2 до 40.

Как следовало ожидать, если все особи сосредоточены на одном виде, то $p = 1$ и соответствующий индекс Шеннона $H = 0$. Уменьшение доли особей p на выбранном виде приводит к увеличению H , который принимает максимальное значение $H_{\max} = \log_2 n$ при $p = 1/n$ для равномерного распределения особей по всем видам. Дальнейшее уменьшение p в диапазоне $0 < p < 1/n$ соответствует уменьшению индекса Шеннона до величины $\log_2(n-1)$ при $p = 0$. Таким образом, из графиков следуют все перечисленные ранее свойства.

Кроме того, наглядно демонстрируется еще одно свойство, которое следует отнести к недостаткам индекса Шеннона как показателя видового разнообразия. Чувствительность H к вариациям p различна как для различных диапазонов изменения p , так и для различных n .

В частности, в окрестности локального максимума $p = 1/n$ и $H = H_{\max}$ — чувствительность минимальна (количество видов n фиксировано) и требуется заметное изменение p , чтобы H сильно отличалось от H_{\max} . При этом, чем меньше количество видов, тем грубее это свойство. В окрестности же $p = 1$ наоборот, малое изменение p приводит к сильным изменениям индекса Шеннона, причем эта чувствительность тем выше, чем больше количество видов. На рис. 3.42 штриховая линия указывает, что индекс Шеннона наиболее правильно отражает ситуацию, когда количество видов в биоценозе не менее 30–40, что подтверждает его пригодность для характеристики природных сообществ, а также для активного или с богатым видовым разнообразием и развивающимся в стабильных условиях, что редко наблюдается на практике.

Кроме того, сравнение видового разнообразия по индексу Шеннона в динамическом развитии биосистемы становится затруднительным, особенно, если в процессе биологических изменений количество видов тоже меняется.

Чтобы убедиться в правильности сказанного

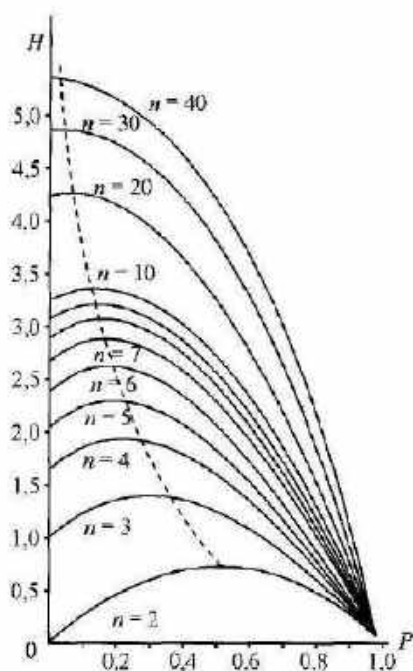


Рис. 3.42. Индекс Шеннона H , демонстрирующий зависимость от p при различных n (n — количество видов; p — на одном виде доля особей составляет величину p ; остальные особи равномерно распределены по $(n-1)$ -му виду). Штриховой линией обозначено максимально равномерное распределение численности особей по видам

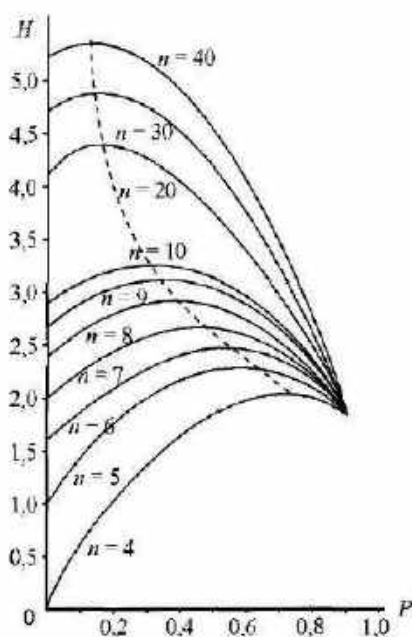


Рис. 3.43. Индекс Шеннона H , демонстрирующий зависимость от p при различных n (n — количество видов; на 3-х видах общая доля особей составляет величину p , распределенных равномерно по $p/3$ на каждом из трех видов; остальные особи равномерно распределены по оставшимся $(n - 3)$ -м видам)

неравномерность численного распределения видов практически не сказывается на изменении значений индекса Шеннона. Он заметно изменяется только тогда, когда наблюдается максимальное количественное доминирование одного-двух видов в биоценозе (см. табл. 3.10 в 3.1.3.5.2);

различные распределения числа особей по видам и даже различное количество самих видов не гарантирует ощутимое отличие индексов Шеннона этих биологических систем;

структурный отклик биоценоза на возрастающие трофические нагрузки и антропогенное стрессирование активного ила весьма специфичен, причем изменяется как видовое богатство, так и обилие видов (численность каждого), поэтому для уточнения выводов о специфике воздействия желательнее рассматривать порознь видовое богатство и относительное обилие видов.

С учетом сказанного, применение индекса Шеннона к изучению не катастрофических изменений в динамической экосистеме ила становится трудным. Проблемой является также и критерий по индексу Шеннона о благополучии или же неблагополучии экосистемы, особенно это справедливо для чрезвычайно чувствительной к

выше, приведем еще один пример расчетов индекса Шеннона для другого типа численного распределения особей по видам.

Выберем три вида. Пусть на этих трех видах общая доля особей составляет величину p , а распределение внутри этих видов равномерное — по $p/3$ на каждом виде. Остальные особи (их доля $1 - p$) тоже равномерно распределены по оставшимся $(n - 3)$ видам. На рис. 3.43 графически изображены результаты расчетов. Как и в предыдущем случае, на графиках зависимости индекса Шеннона от p имеется максимум, соответствующий равномерному распределению особей по всем видам.

Отклонение от равномерного распределения приводит к уменьшению H . Кроме того, чувствительность изменения индекса Шеннона по прежнему различна как в различных диапазонах изменения p , так и для различных n . То есть отмеченный ранее недостаток чувствительности индекса Шеннона сохраняется.

Таким образом, можно предположить, что индекс Шеннона является довольно грубой биологической характеристикой системы и надежно фиксирует только сильно неравномерное распределение особей по видам. Кроме этого, сформулируем дополнительные проблемы, которые могут возникнуть при использовании индекса Шеннона:

заметная с биологической точки зрения нерав-

незначительным изменениям системы активного ила.

3.1.2.2 Индекс C_{uba}. Индекс C_{uba} (Cuba, 1981) рассчитывается по формуле:

$$D = n + Y \quad (3.2)$$

где n — количество видов, а величина Y связана с равномерностью распределения организмов по видам:

$$Y = 1 - \frac{1}{2x} \sum_{i=1}^n \left| \frac{x}{n} - x_i \right|, \quad (3.3)$$

где x_i — количество организмов i -го вида, $x = \sum_{i=1}^n x_i$ — общее количество организмов всех видов, присутствующих в биоценозе.

Индекс C_{uba} изменяется в диапазоне

$$n + \frac{1}{n} < D < n + 1.$$

При этом целая часть $[D]$ индекса совпадает с численностью видов

$$[D] = n.$$

Его дробная часть $\{D\}$ заключена в диапазоне

$$\frac{1}{n} < \{D\} < 1$$

и ответственна за равномерность распределения численности организмов по видам. Если $\{D\}$ близко к единице, то это указывает на факт равномерного распределения организмов по всему набору видов:

$$x_1 \approx x_2 \approx x_3 \approx \dots \approx x_n.$$

Если же $\{D\}$ близко к $1/n$, то основная численность организмов представлена одним видом. Таким образом, в индексе C_{uba} заложена информация, как о количестве видов, так и об их численном распределении по видам, причем в отличие от индекса Шеннона индекс C_{uba} эти две характеристики демонстрирует отдельно: целая часть индекса C_{uba} характеризует количество видов, а дробная — их численное богатство. Некоторое неудобство практического использования индекса C_{uba} связано с диапазоном изменения дробной части $\{D\}$, левый предел которой зависит от количества видов n . При сравнении двух популяций с разным количеством видов n_1 и n_2 следует помнить, что при численном преобладании одного вида в биоценозе дробные части соответствующих индексов C_{uba} будут различными:

$$\{D_1\} = \frac{1}{n_1}, \quad \{D_2\} = \frac{1}{n_2},$$

хотя оба указывают на одну и ту же предельную неравномерность распределения организмов по видам. Чтобы избежать этого недостатка, предлагается модифицированный индекс C_{uba}.

3.1.2.3. Модифицированный индекс C_{uba}. Модифицированный индекс C_{uba} (D_m) (Жмур, 2000) рассчитывается по формуле:

$$D_m = n + Y_m, \quad (3.4)$$

где величина Y рассчитывается по формуле 3.3 и относится к традиционному индексу C_{uba}:

$$Y_m = \frac{1}{1 - \frac{1}{n}} \left(Y - \frac{1}{n} \right). \quad (3.5)$$

Диапазон возможного изменения модифицированного индекса *Cuba*

$$n < D_m < (n+1)$$

практически тот же. Его целая часть $[D_m]$ по-прежнему совпадает с количеством видов в популяции

$$[D_m] = n.$$

Однако дробная часть $\{D_m\}$, ответственная за равномерность распределения организмов по видам, уже не зависит от количества видов и заключена в диапазоне

$$0 < \{D_m\} < 1.$$

Чем ближе $\{D_m\}$ к нулю, тем больше численная неравномерность видов. Если же $\{D_m\}$ близко к единице (0,7–0,9), то это указывает на равномерность распределения численности организмов по всем видам. Например, индекс *Cuba* равный 29,4 означает: число видов равно 29, равномерность распределения численности — 0,4. Для более детального изучения чувствительности индекса *Cuba* *D* и модифицированного индекса *Cuba* D_m , представим расчеты для *D* и D_m для тех же условий, что даны на рисунках 3.42 и 3.43. В нашем случае наибольший интерес представляет дробная часть индексов *D* и D_m так как их целые части совпадают.

На рис. 3.44 представлены зависимости дробной части индекса *Cuba* $\{D\}$ и модифицированного индекса *Cuba* $\{D_m\}$ от доли особей *p*, приходящихся на один вид и на три вида (рис. 3.45) соответственно, для традиционного индекса *Cuba* $\{D\}$.

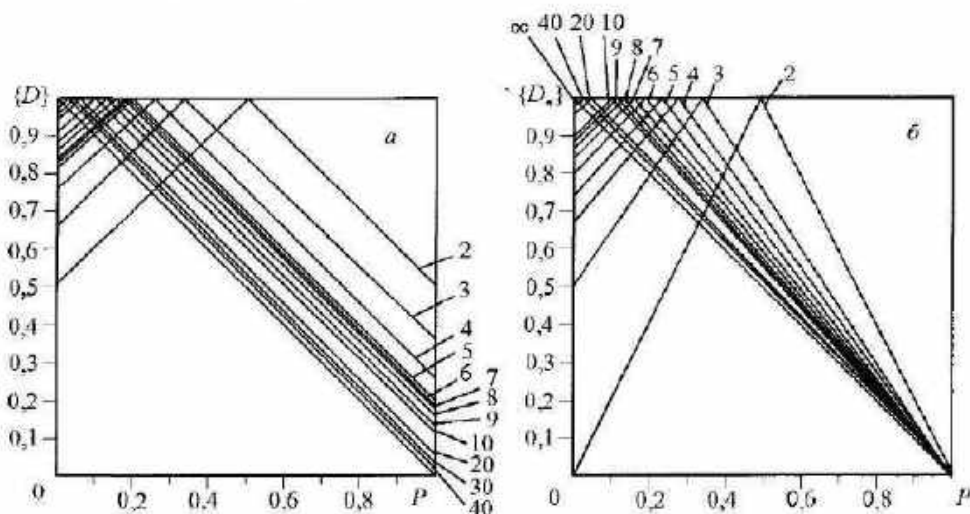


Рис. 3.44. Зависимость дробной части индекса *Cuba* от *p* при различных *n*: *a* — индексе *Cuba*; *b* — модифицированный индекс *Cuba* (*n* — количество видов; на 1-м виде доля особей составляет величину *p*; остальные особи равномерно распределены по (*n* - 1)-му виду)

Из рис. 3.44 следуют свойства:

1. Максимум $\{D\} = 1$ соответствует равномерному распределению особей по всем видам.

2. Отклонение от равномерного распределения уменьшает значение $\{D\}$ по линейному закону. Причем наклон всех линий одинаков и составляет 45° . Это соответствует одинаковой чувствительности $\{D\}$ к вариациям p во всем диапазоне изменений. Данное свойство справедливо как для одного, так и для трех выбранных видов (см. рисунки 3.44 а и 3.45). Следовательно, линейность изменения $\{D\}$ при отклонении от равномерного распределения особей по видам в общем случае не связана с количеством особей (выбранных) видов, а является общим свойством индекса Суса. Любое отклонение в численной выравненности видов будет отражаться на изменении индекса Суса.

3. При фиксированном количестве видов (цифры на рисунках означают количество видов) минимальное значение $\{D\}$ соответствует $p = 1$ (см. рисунки 3.44а и 3.45).

Согласно свойству 2 дробная часть индекса Суса $\{D\}$ является очень удобной характеристикой для изучения динамики распределения особей по видам, особенно если общее количество видов не меняется. В отличие от индекса Шеннона, чувствительность $\{D\}$ к изменению распределения особей по видам одинакова во всем диапазоне p и не зависит от числа видов. Однако при изменении количества видов скачком меняется $\{D\}$.

Чтобы избежать части вышеописанных неудобств, предлагается модифицированный индекс Суса D_m , дробная часть которого изображена на рис. 3.44б. Расчет $\{D_m\}$ и $\{D\}$ на рис. 3.44 производился при одинаковых условиях. Как следует из рис. 3.44 б чувствительность $\{D_m\}$ к вариациям p одинакова во всем диапазоне $0 < p < 1$, но зависит от количества видов. Чем больше количество видов, тем менее чувствителен $\{D_m\}$, но в пределе при $n \rightarrow \infty$ чувствительности $\{D\}$ и $\{D_m\}$ совпадают.

Последнее свойство означает, что при большом количестве видов $n > 30$ индексы Суса и модернизированного Суса практически совпадают. Кроме того, при равномерном или близком к равномерному распределению численности особей по видам D и D_m тоже близки независимо от количества видов.

Однако, как показали результаты экспериментальных исследований биоценозов активного ила с разными значениями индекса Суса на сооружениях биологической очистки, работающих в различных условиях, модифицированный индекс Суса D_m более удобен для использования при неравномерном распределении особей по видам,

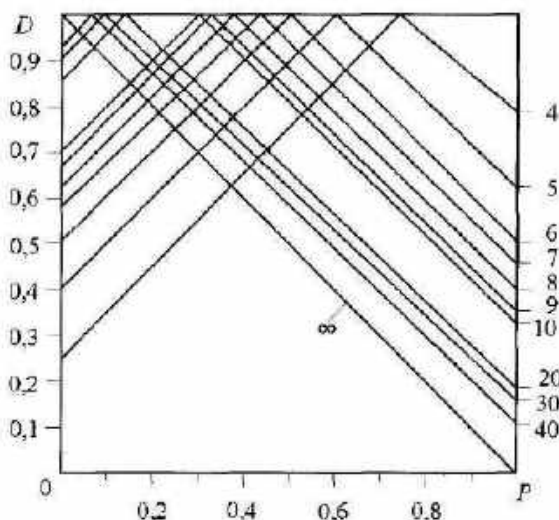


Рис. 3.45. Зависимость дробной части индекса Суса от p при различных n (n — количество видов; на 3-х видах общая доля особей составляет величину p , распределенных равномерно на каждом из 3-х видов; остальные особи равномерно распределены по оставшимся $(n - 3)$ -м видам)

когда $\{D_m\}$ близко к нулю, т.е. в нарушенных биоценозах в результате антропогенного стрессирования. Результаты многолетних наблюдений за работой различных городских сооружений биологической очистки позволили охарактеризовать и предложить следующие критерии благополучия в биологических сообществах, основанные на дробной части модифицированного индекса $Cuba$, а, следовательно, на показателе выравниваемости распределения численности видов в биоценозе:

если $\{D_m\}$ находится в диапазоне $0 < \{D_m\} < 0,2$, то можно судить о минимальной выравниваемости и максимальном доминировании одного или двух видов в биоценозе, что характеризует сильное разрушение активного ила;

в диапазоне от $0,2 < \{D_m\} < 0,4$ происходит последовательное выравнивание обилия видов, и основная численность особей распределяется на достаточно большой доле видов (порядка половины всех видов);

диапазон $0,4 < \{D_m\} < 1$ соответствует практически равномерному распределению количества особей по видам или максимальной их выравниваемости и характеризует благополучие условий функционирования биоценоза.

Данные по изменению модифицированного индекса в нарушенном биоценозе очистных сооружений г. Троицка представлены в 3.1.3.5.2.

Приведем пример расчета модифицированного индекса $Cuba$ для биоценоза активного ила, представленного в табл. 3.10, по результатам анализа отобранной пробы от 2.03.88 г.

По результатам гидробиологического контроля составим таблицу, в которой: в первом столбце — нумерация видов, во втором — количество особей (x_i), соответствующее данному виду с номером i , столбцы 3 и 4 рассчитываются.

Общее количество особей x — сумма всех значений второго столбца: $x = \sum_{i=1}^n x_i$.

В нашем примере $n = 29$ и $x = 11186$. Поместим значение x в последней строке столбца 2.

Значения третьего столбца x_i/x рассчитываются и означают долю особей, приходящихся на каждый вид.

Сумма значений этого столбца равняется единице. С учетом округления при расчетах указанная сумма может чуть-чуть отличаться от единицы. В нашем случае эта сумма оказалась равной 1,0003, что вполне допустимо.

Все расчеты рекомендуется проводить до 5-го знака после запятой, и только после этого округлять до 4-го знака.

В четвертом столбце поместим значения величин $1/n - x_i/x$, где n — общее количество видов, а x_i/x — берутся из третьего столбца. В нашем примере $1/n = 0,0345$. В последней строке четвертого столбца поместим сумму всех значений этого столбца:

$\sum_{i=1}^n (1/n - x_i/x)$. В нашем случае эта сумма равняется 0,8078.

Расчет дробной части индекса ($Cuba$) Y производится по формуле (3.3):

$$Y = 1 - \frac{1}{2} \sum (1/n - x_i/x).$$

i	x_i	x_i/x	$1/n - x_i/x$
1	2140	0,1913	0,1568
2	310	0,0277	0,0068
3	1230	0,1100	0,0755
4	460	0,0411	0,0066
5	607	0,0543	0,0198
6	200	0,0179	0,0166
7	307	0,0274	0,0071
8	80	0,0072	0,0273
9	300	0,0268	0,0077
10	200	0,0179	0,0166
11	400	0,0358	0,0013
12	1000	0,0894	0,0549
13	1380	0,1234	0,0889
14	200	0,0179	0,0166
15	300	0,0268	0,0077
16	300	0,0268	0,0077
17	300	0,0268	0,0077
18	80	0,0072	0,0273
19	300	0,0268	0,0077
20	300	0,0268	0,0077
21	200	0,0179	0,0166
22	300	0,0268	0,0077
23	12	0,0011	0,0334
24	40	0,0036	0,0309
25	80	0,0072	0,0273
26	40	0,0036	0,0309
27	40	0,0036	0,0309
28	40	0,0036	0,0309
29	40	0,0036	0,0309
Σ	11186	1,0003	0,8078

Для значений, взятых из таблицы, имеем:

$$Y = 1 - \frac{1}{2} \cdot 0,8078 = 0,5961.$$

Расчет дробной части модифицированного индекса Сива рассчитывается по формуле (3.5) из соотношения:

$$Y_m = \frac{Y - 1/n}{1 - 1/n}.$$

В нашем примере

$$Y_m = \frac{0,5961 - 0,0345}{1 - 0,0345} = \frac{0,5616}{0,9655} = 0,5817.$$

Округлим полученное значение до 2-х знаков после запятой $Y_m = 0,58$.

Модифицированный индекс D_m вычисляется по формуле (3.4). В нашем случае $D_m = 29 + 0,58 = 29,58$.

Целая часть модифицированного индекса S_{iBa} равна 29, т.е. количество видов в биоценозе довольно велико, дробная часть равна 0,58, что соответствует $0,4 < \{D_m\} < 1$ практически равномерному распределению количества особей по видам. Полученные значения модифицированного индекса S_{iBa} характеризуют биоценоз активного ила как богатый, функционирующий в благоприятных условиях биологической очистки.

В следующих разделах более подробно и на конкретных примерах будет показано как модифицированный индекс S_{iBa} позволяет охарактеризовать разнообразные краткосрочные изменения, происходящие в процессе биологической очистки.

3.1.3. Условия формирования и функционирования экосистемы активного ила.

Облик или своеобразие биоценоза активного ила, его седиментационные характеристики и биопродуктивность зависят от экологических условий, в которых он функционирует. Экологические условия в аэротенках обеспечиваются совокупностью многочисленных воздействующих на активный ил факторов, определяемых конструктивными особенностями сооружений, условиями их эксплуатации и составом очищаемых сточных вод. Основные факторы и параметры процесса очистки, воздействующие на свойства активного ила схематично представлены на рис. 3.46.



Рис. 3.46. Основные факторы и параметры процесса очистки сточных вод, воздействующие на биохимические и седиментационные характеристики активного ила

Способность активного ила к биосорбции и биохимическому окислению загрязняющих веществ значительно превышает возможности природных экосистем в трансформации загрязнения. Активный ил способен переработать в короткие сроки значительные массы органических загрязняющих веществ. При этом задача обеспечения высокого качества очистки сводится к поддержанию удовлетворительного физиологического состояния активного ила и его ферментативной активности.

Понятие «физиологическое состояние организмов активного ила» включает в себя

сумму морфологических, биохимических и физиологических показателей, которые, в конечном счете, выражаются в трех взаимосвязанных процессах: росте, потреблении субстрата и дыхательной активности. Скорость роста организмов активного ила регистрируется по дозе (концентрации) ила и его ежесуточному приросту. Скорость потребления субстрата определяется по изменению содержания органических загрязняющих веществ в очищаемой воде, т.е. по эффективности изъятия из сточных вод органических загрязнений, регистрируемых показателями ХПК, БПК и др. Дыхательная активность ила определяется по скорости респирации или интенсивности потребления кислорода из иловой смеси. В процессе эксплуатации очистных сооружений регистрируется множество дополнительных данных, характеризующих качество очищаемых сточных вод и параметры технологического процесса механической и биологической очистки, что связано с необходимостью комплексного контроля всех процессов прямо или косвенно влияющих на физиологическое состояние организмов активного ила, а, следовательно, — на результат очистки.

Диагностика состояния активного ила и выявление причин, неблагоприятно на него воздействующих, — центральная задача при эксплуатации сооружений биологической очистки. Чтобы успешно решить эту задачу необходимо хорошо представлять условия формирования и функционирования экосистемы ила и регулировать воздействующие на них факторы.

3.1.3.1. Экологические факторы, определяющие развитие и популяционную динамику активного ила. Активный ил функционирует в условиях многокомпонентного воздействия сложного комплекса абиотических (в основном антропогенной природы) и биотических факторов. Основные экологические факторы, определяющие структуру биоценоза, его функциональную активность и флокуляционные свойства приведены в табл. 3.4.

Таблица 3.4

Экологические факторы, определяющие развитие активного ила

<i>Абиотические (антропогенные) факторы</i>	<i>Биотические факторы</i>
Тип сооружения, определяющий размер биотопа и изначальные условия уровня формирующегося биоценоза (окислительная мощность аэротенков, удельная нагрузка на ил, возраст ила)	Автохтонная микрофлора и фауна
Комбинация химического состава очищаемых сточных вод	Аллохтонная микрофлора и фауна
Сбалансированность питательных веществ в составе сточных вод, поступающих на очистку	Скорость репродукции
Токсиканты, присутствующие в сточных водах	Взаимоотношения хищник ↔ жертва
Кислородный режим и интенсивность перемешивания иловой смеси в аэротенке	
Температура, pH очищаемых сточных вод	

Абиотическими (антропогенными) факторами, воздействующими на биоценоз ила, являются: температура, состав очищаемых сточных вод и наличие в них токсичных веществ, влияющих на жизнедеятельность микроорганизмов; фактические концентрации и разнообразие растворенных питательных веществ, используемых микроорганизмами для роста; содержание растворенного кислорода и иловой смеси и т.п.

Особенности формирования основных абиотических факторов и их влияние на активный ил подробно рассматривались во второй главе.

Удовлетворительное функционирование активного ила в значительной степени определяется технологическим режимом эксплуатации очистных сооружений (табл. 3.4), где решающее значение имеют нагрузки на активный ил, возраст ила, окислительная мощность аэротенков, период и интенсивность аэрации, регенерация ила (см. п. 1.2.1). Нарушения в режиме эксплуатации сооружений в первую очередь сказываются на хлопьеобразовании и осаждаемости активного ила.

Проблемы нарушения осаждаемости активного ила тесно связаны с качеством очищенных вод, поскольку при ухудшении седиментационных характеристик ила, он плохо отделяется от очищенной воды и вымывается из вторичных отстойников. Это приводит не только к ухудшению качества очищенной воды, но и к значительному уменьшению количества функционирующего ила в аэротенках, увеличению влажности избыточного активного ила и увеличению затрат на обработку осадка.

3.1.3.1.1. Оптимальное соотношение содержания органических веществ и биогенных элементов в сточных водах. На процесс флокулообразования влияет состав очищаемых сточных вод и в первую очередь баланс присутствующих в них основных питательных веществ. Необходимое количество и оптимальное соотношение органических веществ и биогенных элементов в сточных водах, поступающих на биологическую очистку, — обязательное условие удовлетворительного функционирования и хорошей осаждаемости активного ила.

Идеальным субстратом для роста и развития гетеротрофных бактерий являются бытовые сточные воды. Содержание основных питательных веществ в них характеризуется соотношением: $\text{БПК}_5 : \text{N} : \text{P} = 100 : 17 : 5$.

СНиП 2.04.03-85 рекомендует для сточных вод смешанного состава (бытовых и промышленных) содержание органических веществ и основных биогенных элементов в пропорции: $\text{БПК}_5 : \text{N} : \text{P} = 100 : 5 : 1$.

Кроме этих наиболее важных веществ, для построения белка бактериальных клеток активного ила дополнительно требуются серо-, железосодержащие соединения и микроэлементы. Содержание накопленных в биомассе активного ила разнообразных жизненно необходимых веществ можно проконтролировать с помощью гидрохимического анализа возвратного или избыточного ила.

Результаты гидрохимического контроля избыточного ила очистных сооружений г. Челябинска, полученные методом атомно-абсорбционной спектроскопии, представлены в табл. 2.54. Накопление биогенных элементов в избыточном активном иле, как видно из таблицы, составляет по общему азоту 6,23, общему фосфору 1,44, общему калию 0,35, общей сере 0,6 и общему железу 1,4 %. Анализ многочисленных данных результатов гидрохимического контроля возвратного ила на городских очистных сооружениях в России показал, что если в очищаемых сточных водах дефицита биогенных веществ нет, то в активном иле накапливается в норме общего азота от 5 до 8 %, общего фосфора от 1,4 до 2,5 %, серосодержащих веществ от 0,7 до 1 % и железа от 0,7 до 1,5 %.

Полученные значения можно принять за необходимое количество биогенных элементов, расходуемое активным илом на синтез своей биомассы, и использовать эти

значения в расчетах баланса основных питательных веществ в очищаемых сточных водах.

Пример. Расчет баланса необходимых питательных веществ в осветленных сточных водах для обеспечения удовлетворительного функционирования активного ила.

На очистных сооружениях г. Нижнего Новгорода содержание загрязняющих веществ в осветленных сточных водах (см. табл. 2.31) по БПК₅ составляет 44,8, взвешенным веществам — 55, азоту аммонийных солей — 15,29 и фосфатам — 1,69 мг/дм³.

Представленные данные позволяют прежде всего сделать вывод о том, что в сточных водах, поступающих в аэротенки, наблюдается значительный дефицит органических веществ. Минимальное необходимое содержание органики, характеризуемое показателем БПК₅ должно составлять 90–100 мг/дм³, так как при ее содержании ниже минимального активный ил испытывает голодание.

Расчитаем прирост активного ила по формуле (1.56) без учета объема очищаемых сточных вод:

$$0,8 \cdot 55 \text{ г/м}^3 + 0,3 \cdot 44,8 \text{ г/м}^3 = 57,44 \text{ г/м}^3.$$

На синтез биомассы ила требуется 5–8 или в среднем 6 % общего азота, следовательно, для нашего случая азота потребуется:

$$57,44 \text{ г/м}^3 \cdot 0,06 = 3,44 \text{ г/м}^3.$$

Имеющееся содержание азота в осветленных сточных водах (15,29 г/м³) значительно превышает расчетное.

На синтез биомассы ила требуется 1,5 % фосфора, следовательно:

$$57,44 \text{ г/м}^3 \cdot 0,015 = 0,86 \text{ г/м}^3.$$

В осветленных водах содержание фосфора превышает в 2 раза необходимое расчетное количество.

Таким образом, на фоне значительного дефицита органических веществ в поступающих на очистные сооружения г. Нижнего Новгорода сточных водах, недостатка в биогенном питании нет.

Сделаем подобные расчеты для сточных вод, очищаемых на сооружениях нефтеперерабатывающего завода г. Самары. По данным среднедекадного анализа за ноябрь 1999 г. в осветленных водах содержится: взвешенных веществ — 59,8, БПК₂₀ — 108; азота аммонийных солей 17,1 и фосфатов 0,072 мг/дм³.

Прирост ила составит:

$$0,8 \cdot 59,8 \text{ г/м}^3 + 0,3 \cdot 108 \text{ г/м}^3 = 80,24 \text{ г/м}^3;$$

необходимое количество общего азота на синтез биомассы:

$$80,24 \text{ г/м}^3 \cdot 0,06 = 4,8 \text{ г/м}^3;$$

необходимое содержание фосфора на синтез биомассы:

$$80,24 \text{ г/м}^3 \cdot 0,015 = 1,2 \text{ г/м}^3.$$

В осветленных водах содержится избыток азота и недостаток фосфора.

Следовательно, для поддержания удовлетворительных условий синтеза биомассы активного ила, в аэротенки необходимо добавлять соединений фосфора (в пересчете на фосфор):

$$1,2 \text{ г/м}^3 - 0,072 \text{ г/м}^3 = 1,128 \text{ г/м}^3.$$

Если расчеты произведены неправильно и добавки биогенов избыточны, т.е. превышают потребности активного ила, результатом его «перекорма» будет являться загрязнение очищенных сточных вод вносимыми химическими соединениями азота или фосфора.

Как видно из приведенного примера, полученное расчетное соотношение органических веществ и биогенных элементов, необходимых для удовлетворительного функционирования активного ила, составляет:

$$\text{БПК} : \text{N} : \text{P} = 108 : 5,4 : 1,08,$$

что очень близко к рекомендуемому в СНиПе.

Подобным образом следует произвести расчеты необходимого содержания серы и железа для синтеза биомассы ила и сравнить полученные расчетные значения с содержанием этих веществ в осветленных сточных водах. Таким образом, можно выявить дефицитные биогенные вещества для активного ила и установить причину его плохих флокуляционных свойств и нарушений осаждаемости.

3.1.3.1.2. *Биотические факторы, определяющие развитие активного ила.* Биотические условия местообитания активного ила формируются достаточно сложно и, в первую очередь, определяются особенностями традиционной технологической схемы биологической очистки сточных вод. В аэротенк с осветленными водами поступают субстраты и различные виды почвенных, кишечных, водных и патогенных бактерий, разнообразные простейшие, многоклеточные организмы, их яйца, цисты, которые служат постоянным смешанным посевным материалом для формирования хлопьев активного ила. Не все организмы, поступающие с потоком сточных вод, приспособляются к определенным условиям аэротенка: часть из них погибает и их можно рассматривать как аллохтонные, часть инцистируется и сохраняется в иле до появления благоприятных экологических условий, которые способствуют их развитию.

На формирование сложного биоценоза ила оказывает влияние не только поток аллохтонной микрофлоры и фауны, но и автохтонные организмы (табл. 3.4), которые непрерывно возвращаются в аэротенк с рециркулирующим активным илом. Это организмы, которые сумели приспособиться к экологическим условиям аэротенка и, при удовлетворительном режиме эксплуатации, в значительной мере сохраняются в биоценозе. Постоянная рециркуляция ила увеличивает среднее время пребывания его в системе и позволяет микроорганизмам адаптироваться к сложному составу поступающих сточных вод.

Но существует и непрерывный отток из сооружений определенной части активного ила, который направляется на утилизацию. Это позволяет биомассе обновляться и поддерживать микроорганизмы в активной фазе роста, повышая скорость репродукции.

Перемешивание сточных вод, которое обеспечивается непрерывной подачей воздуха в иловую смесь, равномерно распределяет смешанную популяцию организмов ила в занимаемом пространстве и позволяет обеспечивать жизнедеятельность популяции с высокой плотностью.

Столь своеобразные (в сравнении с природными) условия существования создают активный ил и определяют благополучие процесса биологической очистки, формируя определенное качество очищенных сточных вод.

3.1.3.2. *Структура и свойства хлопьев активного ила. Механизмы седиментации.* Способность активного ила к хлопьеобразованию, осаждаемости и последующему уплотнению, его влагоотдающие свойства — взаимосвязанные, наиболее важные характеристики ила, играющие решающую роль в обеспечении качества биологической очистки и свойств осадков сточных вод.

При нормально идущих процессах очистки масса активного ила представляет собой хлопья с плотностью в среднем $1,1-1,37 \text{ г/см}^3$ и размером от 53 до 212 мкм (Da-Nongli, Ganczarzyk, 1988). Бактериальные клетки, расположенные внутри, на поверхности хлопьев могут быть представлены незначительным количеством не связанных с хлопьями одиночных бактерий: палочками, кокками, спирохетами и микроколониями из палочек. Рост бактерий в хлопьях значительно превышает рост диспергированных бактерий, так как питательные вещества адсорбируются хлопьями, и в них создаются условия избыточного питательного субстрата. Крупные, компактные хлопья ила хорошо осаждаются во вторичных отстойниках, увлекая за собой мелкие

дисперсные хлопья, недоокисленные загрязняющие вещества и т.д., дополнительно очищая тем самым сточные воды. Активный ил только в флокулированном состоянии может удерживаться во вторичных отстойниках, накапливаться в аэротенках (за счет возврата необходимого объема) и обеспечивать высокие скорости окисления загрязняющих веществ. По существу, качество очищенных вод определяется способностью активного ила к флокуляции.

Хорошо флокулирующие, сформировавшиеся хлопья позволяют интенсифицировать следующие процессы:

сорбции загрязняющих веществ на поверхность хлопьев за счет увеличения их массы;

биохимического окисления загрязняющих веществ из-за повышения биомассы флокулообразующих, наиболее биохимически активных, и снижения биомассы сорных, патогенных бактерий;

нитрификации за счет сокращения выноса ила из вторичных отстойников и снижения потерь нитрификаторов;

сохранения ила в системе;

снижения мутности за счет развития простейших, связанных с хлопьями.

Процесс образования хлопьев и их последующей агрегации (укрупнения) зависит от нескольких причин, среди которых наиболее важными являются:

удовлетворительное продуцирование флокулообразующими бактериями биополимерного геля;

поддержание достаточного возраста ила (чем старше ил, тем крупнее хлопья);

удовлетворительное перемешивание ила и снабжение его растворенным кислородом;

допустимое количество и сочетание токсикантов в сточных водах;

незначительная степень развития в активном иле питчатых или пенообразующих организмов.

Клетки гетеротрофных бактерий активного ила при контакте с загрязняющими веществами сточных вод окружают себя слоем слизисто-тягучего биополимерного геля (вязкого коллоидного раствора). Объем выделяемого геля распределяется вокруг клеток и хлопьев активного ила, защищая их от неблагоприятного воздействия сточных вод, участвуя в процессе флокуляции (слипания) хлопьев между собой, и играет доминирующую роль в обеспечении сорбции загрязняющих веществ и их трансформации внутрь микробных клеток (рис. 3.47). Биополимерный гель активного ила имеет высокую молекулярную массу (более 10000 а.е.м.), по своему химическому составу он чаще всего представлен аминокислотами и полисахаридами, включающими глюкозу, галактозу, аминсахара. В состав биополимерного геля кроме гликопротеинов (сложных комплексов сахаров и белков) входят также экзоферменты клеток ила, полипептиды, клетчатка и др. К полисахаридпродуцирующим бактериям активного ила относятся роды *Zoogloea*, *Pseudomonas*, *Aeromonas*, *Acinetobacter*, *Micrococcus*, *Paracoccus*.

Секреция в окружающую среду биополимерного геля осуществляется после предварительного внутреннего синтеза полимеров.

Участие полимеров в хлопьеобразовании было показано на бактериях *Zoogloea ramigera* (Crabtree et al., 1966). Было отмечено, что биофлокуляция связана у бактерий

с внутриклеточным накоплением полимера *PHB* (аббревиатура в английском написании поли- β -гидроксимасляной кислоты), которое стимулируется наличием в среде углеводов и пептидов.

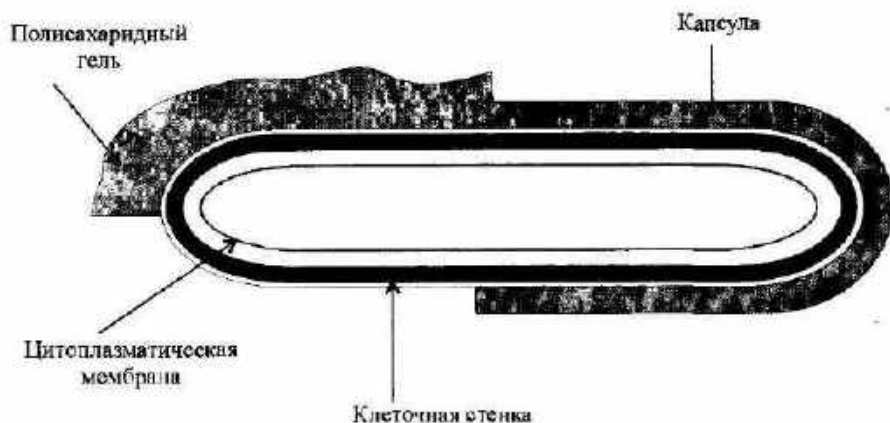


Рис. 3.47. Схематическое строение бактериальной флоккулообразующей клетки

Для характеристики доли таких веществ в сточных водах на практике удобно использовать значения растворенных органических веществ по показателю ХПК в фильтрованной пробе. Чем больше значение ХПК в фильтрованной пробе (обычно оно составляет не менее чем одну четвертую часть от ХПК в натуральной), тем более благоприятны эти сточные воды для процесса хлопьеобразования. Таким образом, по результатам выполненных измерений фильтрованной пробы ХПК в осветленных водах уже можно с определенной долей вероятности предположить эффективность процесса хлопьеобразования у активного ила в аэротенках. Осветленные сточные воды с содержанием растворимых легкоразлагаемых органических загрязняющих веществ (по ХПК в фильтрованной пробе) ниже, чем 50 мг/дм^3 , очень неблагоприятны для процесса хлопьеобразования. С повышением этого показателя до $70\text{--}200 \text{ мг/дм}^3$ вероятность улучшения хлопьеобразования при очистке таких сточных вод возрастает. Это справедливо только для сточных вод, в которых ХПК в фильтрованной пробе представлено растворимыми формами легкоокисляемых веществ. В растворимых формах могут присутствовать также сложноокисляемые, инертные к биохимическому окислению и восстанавливаемые вещества, но их доля обычно очень незначительна. Например, бензапирен инертен к биохимическому окислению, находится в растворимом состоянии, однако его количественное содержание показателем ХПК практически не регистрируется.

Если значительная доля сложноокисляемых и инертных к биохимическому окислению веществ содержится в очищаемых сточных водах это можно определить по значительной разнице между показателями БПК и ХПК (по низким значениям БПК и высокому содержанию ХПК в фильтрованной пробе) в сточных водах после полной биологической очистки.

В благоприятных условиях хлопьеобразования быстрое изъятие из сточных вод в процессе биосорбции легкоокисляемых соединений в начальный момент очистки ведет к удовлетворительному образованию внутриклеточных полимеров. Накопленные

и преобразованные бактериями полимеры затем выделяются клетками в окружающую среду в виде биополимерного геля. По мере его накопления клетки начинают агрегировать и становятся ядрами более крупных хлопьев, присоединяя к себе другие клетки бактерий.

Известно, что процесс хлопьеобразования зависит от применяемой конструкции аэротенков. Немецкий гидробиолог Эйкелбум в 1991 г. провел эксперименты, в которых было показано, что в аэротенках-вытеснителях за первые 10 мин контакта активного ила со сточными водами из воды извлекается 85–92 % загрязняющих веществ, характеризуемых показателем ХПК, а в смесителях только 24–36 %. Значит, процесс биосорбции, который зависит в основном от гелеобразования, в смесителях обеспечивается хуже. Для эффективного гелепродуцирования активному илу необходимы высокие концентрации легкоокисляемой органики, что лучше всего обеспечивается в первых коридорах аэротенков-вытеснителей.

Какие же свойства будут у активного ила, функционирующего в аэротенках-смесителях на поселковых сооружениях малой канализации очищающих сточные воды с низкими и средними концентрациями органических загрязняющих веществ? Низкопродуктивное гелеобразование, дефлокуляция хлопьев и развитие периодического вспухания, что мы и наблюдаем на каждом втором таком сооружении.

Однако при повышении содержания органических загрязняющих веществ в поступающих на биологическую очистку сточных водах сверх оптимального, флокуляция хлопьев тоже может нарушаться за счет превышения удельной нагрузки на активный ил. В таких случаях, т.е. при содержании органических загрязняющих веществ в осветленных водах выше 800 мг/дм³ по ХПК, для поддержания удовлетворительного хлопьеобразования необходимо более равномерное и быстрое распределение высокой удельной нагрузки на активный ил и применение аэротенков смесителей в этом случае предпочтительно.

Накопление внутри клетки *РНВ* и гелеобразование придает активному илу уникальные свойства, а именно: защищает организмы от неблагоприятного воздействия загрязняющих веществ и выедания представителями следующего трофического звена; сохраняет массу ила в системе, способствуя его отделению от очищенной воды во вторичных отстойниках; интенсифицирует процесс сорбции загрязняющих веществ активным илом на первых стадиях очистки. По существу гель играет роль, схожую с ролью иммунной системы у позвоночных животных. Все показатели удовлетворительного состояния активного ила и эффективности биологической очистки зависят в первую очередь от процесса хлопьеобразования и седиментации подобно тому, как у человека состояние иммунитета является наиболее важной интегральной характеристикой здоровья.

Благоприятный процесс гелеобразования зависит от продолжительности биологической очистки и благополучия стадии эндогенного дыхания, которая завершает процесс полной биологической очистки, протекающий в несколько стадий. Однако на стадии эндогенного дыхания, если она избыточно продолжительна, активный ил испытывает голодание, происходит истощение внутриклеточной *РНВ* и ил потребляет запасы органики непосредственно из окружающего его биополимерного геля, в результате гелеобразование снижается, хлопья измельчаются. Это происходит на низко-

нагружаемых сооружениях, где велика доля сложноокисляемых и инертных к биохимическому окислению загрязняющих веществ в очищаемых сточных водах, а стадия регенерации ила избыточно продолжительна. Увеличение процента регенерации ила сверх оптимального для восстановления его сорбционной способности в этом случае дает не положительный, а отрицательный результат, так как инертные вещества не окисляются, и активный ил голодает.

Ил с хорошими свойствами хлопьеобразования должен быть обеспечен хорошим перемешиванием и достаточным содержанием растворенного кислорода. Чем старше ил, тем крупнее его хлопья, тем больше внутри хлопьев накапливается различных газов — продуктов метаболизма. Чем крупнее хлопья, тем интенсивнее необходимо перемешивать активный ил, чтобы обеспечить удовлетворительное снабжение их кислородом и удаление образовавшихся в результате обмена веществ внутри хлопьев газов. При вялом перемешивании и нехватке кислорода удовлетворительный массообмен не обеспечивается, хлопья ила могут разрушаться газами, накопленными внутри них. Кроме того, при этом увеличивается прирост ила, ил чаще отружается, в результате избыточно омолаживается и хлопья измельчаются. Недостаток кислорода, как правило, способствует увеличению прироста ила и его омоложению.

На процесс флокуляции хлопьев ила отрицательно влияет как высокое содержание в очищаемых сточных водах инертной к биохимическому окислению и сложноокисляемой органики (хлопья не образуются), так и наличие промышленных поллютантов свыше допустимого предела, сверх адаптационных возможностей ила (образовавшиеся хлопья под действием токсикантов измельчаются или разрушаются).

Нарушения хлопьеобразования и осаждаемости активного ила выражаются несколькими характерными и легко определяемыми формами, которые необходимо правильно идентифицировать, с целью уточнения вызывающих причин и правильного выбора мероприятий по устранению и профилактике.

Можно охарактеризовать шесть наиболее распространенных форм нарушения хлопьеобразования и седиментации активного ила.

1. **Диспергирование нормальных хлопьев и их измельчение.** Плохое осаждение ила при сохранении размеров основной массы хлопьев в оптимальных пределах (50–100 мкм), хлопья компактные, сферические, но много мелкодиспергированных включений в надильовой воде, хлопья не прочны, легко разрушаются. При отстаивании в цилиндре ил быстро разделяется на две части. Большие хлопья быстро осаждаются, но присутствует много включений в надильовой воде, в результате зона осветления не образуется из-за наличия мелких частиц. Ил легко выносятся из вторичных отстойников, при этом трудно поддерживать необходимую дозу возвратного ила, сохранять ил в системе и обеспечивать необходимый возраст и прирост активного ила. Разрыв и дефлокуляция хлопьев происходит при недостатке аэробности и плохом перемешивании иловой смеси, при внезапном неблагоприятном воздействии (токсиканты, резкие изменения *pH* и температуры).

2. **Микрофлокуляция хлопьев.** Хлопья достигают размера не более 10–20 мкм при норме от 50 до 200 мкм (Wagner, 1997), не агрегируют и не укрупняются. Такой ил обычно встречается при очистке сточных вод, содержащих токсичные вещества (ЦБК, фармацевтические фабрики, химические комбинаты и т.д.), которые

не способствуют хлопьеобразованию из-за подавления процесса гелеобразования. Кроме того, микрофлокуляция может быть обусловлена низкими нагрузками на активный ил, так называемый «голодающий» ил; наличия механического разрушающего эффекта высокоскоростными механическими аэраторами, насосами с избыточной мощностью откачивающими возвратный ил и т.д.

3. Денитрификация хлопьев и их всплывание на поверхность отстойников. Денитрификация происходит за счет образования газообразного азота в уплотняющихся хлопьях на дне отстойников. При наблюдении в цилиндре отмечается 2 фазы:

а) активный ил хорошо и быстро осаждается на дно, хорошо уплотняется и образует прозрачную надилловую воду;

б) менее чем за 1–1,5 ч отстаивания ил наполняется пузырьками воздуха и всплывает со дна цилиндра.

В отстойниках ил всплывает в виде крупных хлопьев с черными краями обычно в дневное время, особенно часто в летний период. Более подробно это явление и меры устранения рассматриваются в подп. 2.4.1.1.

4. Гелевое вспухание ила. Избыточное гелеобразование флокулообразующими бактериями ила при высоком содержании в сточных водах, инертных к биохимическому окислению промышленных поллютантов (см. п. 3.2.1).

5. Нитчатое вспухание ила, т.е. увеличение его объема при сохранении или даже при резком сокращении биомассы по причине разрастания организмов с нитчатой структурой (хламидобактерий, цианобактерий и гифомицетов).

Потери дозы ила по массе обусловлены угнетением и гибелью флокулообразующих бактерий, процветанием на освободившемся пространстве нитчатых организмов, которые не удерживаются во вторичных отстойниках и ил выносятся с очищенной водой (см. п. 3.2.2).

6. Пенообразование в аэротенках за счет повышенного содержания моющих средств в очищаемых сточных водах и низкой дозы по массе активного ила.

Пенообразование во вторичных отстойниках (возможно и в аэротенках) за счет подъема на их поверхность густой пенящейся массы ила, которое происходит в результате разрастания в активном иле актиномицетов (см. подп. 1.2.2.1).

3.1.3.3. Принципы биохимического окисления загрязняющих веществ в процессах с активным илом. Современные представления о функционировании бактерий и особенностях их биосинтеза (Wagner, 1997) позволяют описать процессы биохимического окисления загрязняющих веществ с активным илом более подробно, чем это было сделано в предыдущих исследованиях (Гюнтер, 1973; Карелин и др., 1973; Жмур, 1997)

Справедливым остается многократно подтвержденное положение о том, что процесс биохимического окисления органических загрязняющих веществ, присутствующих в сточных водах, следует рассматривать, как многостадийный, последовательный и мультибактериальный.

После смешения сточных вод с активным илом частички загрязняющих веществ включаются в хлопья активного ила, и происходит несколько процессов:

адсорбция взвешенных и коллоидных веществ на поверхность хлопьев;

- осмос растворенных биodeградебельных соединений организмами ила;
- аккумуляция низкомолекулярных органических веществ и биodeградебельных соединений и ассимиляция их активным илом;
- сорбция высокомолекулярных растворимых органических веществ и их последующее окисление в процессе гидролиза;
- сорбция веществ, инертных к биodeградации (металлы, пестициды, органические поллютанты) и накопление их в активном иле.

Обмен веществ у организмов активного ила, стадии биохимической очистки и скорость респирации непосредственно связаны прямо пропорциональной зависимостью.

Прежде чем описывать основные стадии биохимического разложения загрязняющих веществ рассмотрим фазы респираторной активности ила в респирометре Варбурга.

Обратимся к рис. 3.48, на котором сплошной линией обозначена скорость респирации активного ила в нормальных условиях биохимического окисления загрязняющих веществ (легкоокисляемый субстрат, отсутствие токсикантов в сточных водах, достаточная концентрация активного ила) и штриховой линией — в присутствии токсикантов. Как показано на рисунке, в нормальных условиях в первые часы контакта активного ила со сточными водами наблюдается фаза максимальной интенсивности респирации, которая последовательно возрастает в течение 2-х ч, затем наступает фаза снижения скорости потребления кислорода, которая продолжается 4–5 ч, и в заключении фаза эндогенного дыхания, когда скорость респирации перестает нарастать и стабилизируется. При биохимическом окислении сточных вод в присутствии промышленных токсикантов наблюдается кратковременная фаза запаздывания, когда дыхательная активность ила блокируется, в данном примере на 1–1,5 ч, а затем восстанавливается и протекает с сохранением тех же трех фаз скорости респирации.

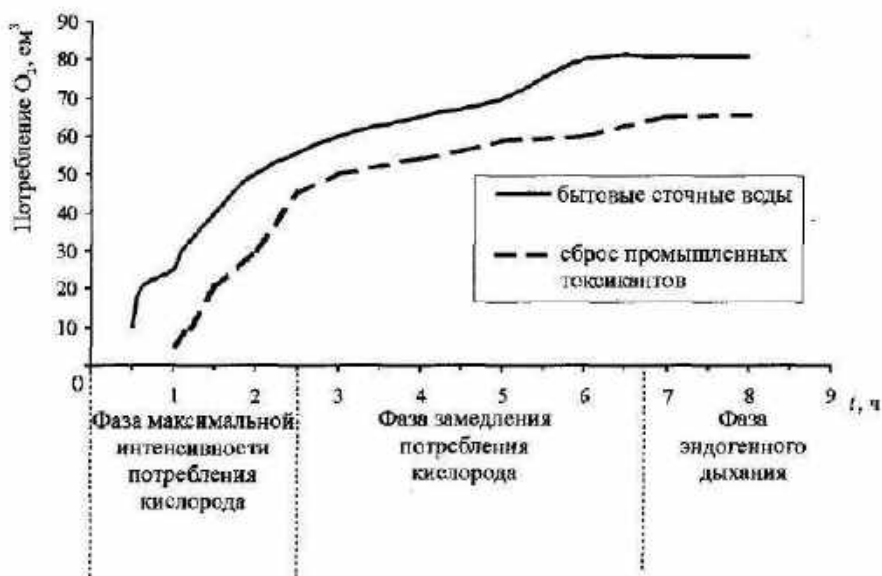


Рис. 3.48. Респираторная активность ила в приборе Варбурга при очистке сточных вод разного состава

В соответствии со скоростью респирации активного ила протекает процесс биохимического разложения загрязняющих веществ, у которого также можно наблюдать три основные стадии.

На первой стадии, сразу же после смешения сточных вод с активным илом, на его поверхности происходят быстрая адсорбция загрязняющих веществ и их коагуляция (укрупнение частиц пеллук органические вещества), причем адсорбция обеспечивается как хемосорбцией, так и биосорбцией с помощью биополимерного геля активного ила и благодаря огромной поверхности бактериальных клеток и хлопьев ила. Таким образом, на первой стадии очистки загрязняющие вещества в сточных водах удаляются благодаря механическому изъятию их активным илом из воды и началу процесса биоокисления растворенной наиболее легкоразлагающейся органики эндоферментами активного ила (внутриклеточно).

Изъятие активным илом легкоокисляемых органических веществ из сточных вод происходит с большой скоростью путем пассивного транспорта или обычного осмоса и диффузии этих веществ через полупроницаемые мембраны клеток микроорганизмов. Наличие и доля легкоокисляемой органики в очищаемых сточных водах определяют благополучие продуцирования клетками ила полисахаридного геля, а, следовательно, седиментационные свойства активного ила.

Значительное содержание загрязняющих веществ в неочищенных сточных водах способствует на первой стадии высокой кислородпоглощаемости, что приводит к практически полному потреблению кислорода в зонах непосредственного поступления сточных вод в аэротенки. На первой стадии за 0,1–1,0 ч контакта ила с очищаемыми сточными водами содержание органических загрязняющих веществ, характеризуемых показателем БПК₅, снижается на 50–60 %.

Сложные органические вещества способны проникнуть внутрь бактериальной клетки только в результате предварительного гидролиза путем уже активного транспорта, т.е. движения ионов внутрь клетки против градиента концентрации за счет энергии дыхания. Большая часть сорбированных на активном иле веществ в естественном виде непригодна для внутриклеточного метаболизма. Молекулы органических веществ слишком велики, чтобы свободно проникать через клеточные мембраны.

Полисахариды, липиды, протеины являются органическими полимерами с большой молекулярной массой. Их деградацию до мономеров обеспечивают ферменты гидролазы (рис. 3.49).

Разложение и усвоение сложных органических полимеров происходит в результате 2 процессов: катаболизма – реакций распада, обеспечивающих энергетический обмен в клетках, и анаболизма (синтеза новой биомассы, который в очистке принято обозначать приростом ила). Катаболизм делится на 3 фазы:

- образование мономеров;
- транспорт мономеров в клетки;
- фаза продуцирования энергии.

На второй стадии полной биологической очистки продолжается биосорбция загрязняющих веществ и идет их активное окисление экзоферментами (ферментами, выделяемыми активным илом в окружающую среду). Это свойство ферментов производимых низшими организмами и способных катализировать реакции превращения

органических веществ как внутри клетки, так и вне ее наиболее производительно, поскольку позволяет бактериям как в воде, так и в почве разлагать большую часть синтезируемого на земле органического вещества путем внеклеточной гидролитической ферментации.

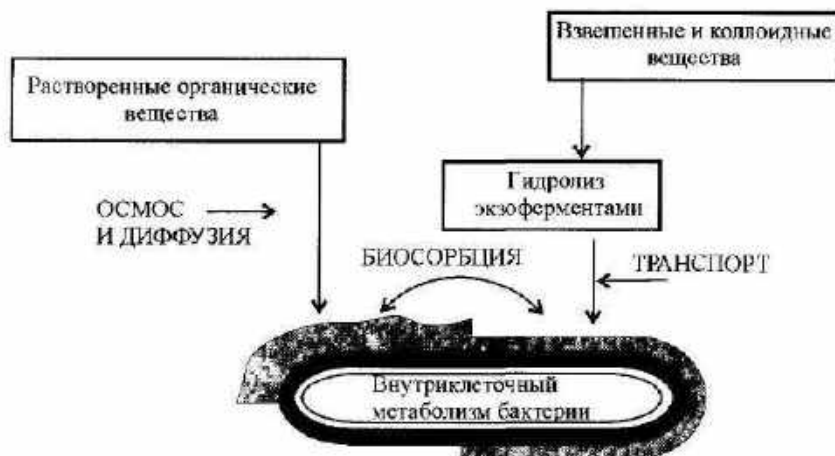


Рис. 3.49. Изъятие и ферментативное окисление органических веществ бактериями активного ила

Ферменты, выделенные активным илом в иловую смесь, вступают во взаимодействие с субстратом, образуя фермент-субстратный комплекс, причем определенные ферменты действуют только на определенные субстраты, «узнавая» и расщепляя свой специфический.

При поступлении на биологическую очистку абсолютно новых субстратов, с которыми бактерии активного ила не сталкивались в течение всей своей эволюции, требуется некоторое время контакта, после чего микроорганизмы начинают вырабатывать ферменты, способные разлагать незнакомые вещества. Таким образом, происходит индуцирование ферментных систем на разложение нового субстрата. После образования фермент-субстратного комплекса и гидролиза полимеров до мономеров последние транспортируются к поверхности клетки бактерий и затем внутрь ее. Ферменты активного ила катализируют, т.е. в десятки тысяч раз убаыстряют биохимическое окисление загрязняющих веществ. В конце процесса фермент снова (в неизменном виде) вступает во взаимодействие с субстратом, что может происходить многократно (ферменты живут дольше самих бактерий), если нет факторов его повреждающих (ингибирующая температура 40 °С, pH, токсиканты).

Таким образом, биоценоз активного ила формируется из наиболее устойчивых к данным сточным водам бактериальных штаммов с соответствующими пищевыми потребностями. Эффективность очистки обеспечивается наличием многокомпонентных ферментных систем. Важно, чтобы в системе очистки присутствовали организмы, способные одновременно окислять разнообразные субстраты. В этом преимущество активного ила с большим разнообразием бактериальных популяций при очистке сточных вод смешанного состава перед культурами, адаптированными к отдельным видам загрязняющих веществ.

На второй стадии биологической очистки благодаря снизившейся концентрации

загрязняющих веществ, начинает восстанавливаться активность ила, которая была подавлена к концу первой стадии. Скорость потребления кислорода на этой стадии меньше, чем в начале процесса, и в воде накапливается растворенный кислород. В случае благополучия второй стадии экзоферментами окисляется до 75 % органических загрязняющих веществ, характеризуемых показателем БПК₅. Продолжительность этой стадии различна в зависимости от состава очищаемых сточных вод и составляет от 2,0 до 4,0 часов.

На третьей стадии очистки происходит окисление сложноокисляемых соединений, превращение азота аммонийных солей в нитриты и нитраты, регенерация активного ила.

В зависимости от содержания в очищаемых сточных водах органических загрязняющих веществ — на этой стадии очистки скорость потребления растворенного кислорода может или несколько снизиться или (как правило) стабилизируется. Наступает фаза эндогенного дыхания, т.е. минимальной потребности в кислороде, которая еще более сокращается при голодании активного ила.

Общая продолжительность процесса в аэротенках составляет 6–8 ч для бытовых и может увеличиваться до 10–20 ч и более при совместной очистке бытовых и производственных сточных вод. Продолжительность третьей стадии, таким образом, составляет от 4 до 6 ч при очистке бытовых сточных вод и может удлиниться до 15 и более часов для сточных вод сложного промышленного состава.

Благополучие фазы эндогенного дыхания определяется окислительной мощностью аэротенков, величиной трофической нагрузки и возрастом активного ила. Увеличение возраста активного ила, времени его пребывания в системе очистки, падение удельной нагрузки на него продлевает фазу эндогенного дыхания и создает благоприятный режим для ее протекания, что не приводит к нарушению гелеобразования и флокулирующие свойства ила улучшаются. Внезапное увеличение нагрузки, сокращение возраста, токсические вещества, присутствующие в поступающих на очистку сточных водах, голодание ила оказывают подавляющее воздействие на процесс ферментативного окисления в целом и на фазу эндогенного дыхания.

Таким образом, флокуляция хлопьев, а, следовательно, эффективность очистки, зависит от характеристик поступающих сточных вод, условий ведения технологического процесса в совокупности обеспечивающих благоприятное протекание трех последовательных стадий биологической очистки.

3.1.3.4. Основные типы экосистемы аэротенков и уровни организации биоценозов активного ила. Индикаторная оценка состояния процесса биологической очистки. Каждый тип биоценоза обладает определенной стабильностью и имеет специфический облик. Под влиянием многочисленных разнообразных факторов, влияющих на его функционирование, биоценоз претерпевает динамические изменения, которые в зависимости от интенсивности воздействия можно представить в форме двух основных адекватных откликов: флуктуаций и сукцессий. При этом биоценоз может усложняться или упрощаться в определенных рамках в зависимости от экологических условий его развития.

Флуктуации надо понимать, исходя из того, что на фоне изменчивых абиотических факторов биоценоз активного ила не может существовать в статическом

состоянии, и флуктуации популяций происходят ежедневно или еженедельно, что следует рассматривать как обычные физиологические изменения в процессе функционирования для поддержания устойчивого состояния (гомеостаза) экосистемы ила. Следствием этого является сохранение типа биоценоза и обеспечение скорости и эффективности биохимического окисления загрязняющих веществ на определенном уровне.

Таким образом, при нормальных условиях функционирования активного ила на фоне незначительно меняющегося состава очищаемых сточных вод и технологического режима работы сооружений удовлетворительно обеспечивается процесс очистки благодаря сложной физиологической системе буферных гомеостатических механизмов.

Регрессивные флуктуационные изменения происходят под влиянием неблагоприятных факторов, не превышающих порога допустимого воздействия, т.е. биоценоз упрощается, но не значительно, и сохраняет способность к самопроизвольному восстановлению. Такие незначительные и краткосрочные потери в целом повышают устойчивость активного ила.

Сукцессии характеризуются более значительными изменениями в биоценозе. Сукцессия — последовательная замена одного биоценоза (основного его ядра или основных групп организмов) на другой под влиянием изменения экологических условий обитания в пределах аэротенка. Среди факторов, провоцирующих сукцессию: резкие или значительные изменения в нагрузке на активный ил по органическим загрязняющим веществам, аварийные сбросы, вывод сооружений из стабильного рабочего режима и т.п.

Следует различать первичную сукцессию и вторичную, а также прямую и обратную. Первичная сукцессия наблюдается при запуске очистных сооружений в работу при наращивании активного ила. Вторичная сукцессия происходит при восстановлении нарушенного биоценоза в результате аварии на сооружениях, когда активный ил разрушается, но не полностью, т.е. сохраняются устойчивые виды, а чувствительные гибнут, и восстановление предполагает возврат системы к нормальному структурному уровню. При полном разрушении биоценоза, после экстремально высокого неблагоприятного воздействия (гибнет практически все население), восстановление биоценоза протекает не в виде вторичной сукцессии (регенерации), а через механизм первичной сукцессии, в виде наращивания активного ила.

Прямая сукцессия — это последовательное улучшение, совершенствование биоценоза, увеличение в нем видового разнообразия. Обратная — противоположный процесс сокращения видоразнообразия, упрощение биоценоза, нарушение его структурной целостности, накопление в нем наиболее устойчивых к неблагоприятным факторам видов.

Сукцессионные изменения так же, как и флуктуация, могут быть краткосрочными, но чаще всего они более долгосрочны. При переходе от одной фазы сукцессии к другой биоценоз претерпевает более значительные изменения, что сопровождается его заметной структурной перестройкой, снижением или повышением функциональной активности (определяющей качество очистки сточных вод) и изменением общей адаптационной устойчивости к воздействию неблагоприятных факторов. Перестройка

приводит к образованию новой модификации ила, наиболее полно отражающей экологические условия, в которых находится активный ил.

Под устойчивостью активного ила следует понимать совокупность его свойств, позволяющих противостоять различным антропогенным неблагоприятным воздействиям. Устойчивость активного ила возрастает с повышением сложности биоценоза, видового разнообразия и времени его генетического развития. Абсолютная устойчивость невозможна из-за динамичности развития биоценоза и постоянных разнообразных воздействующих на него факторов, которые приводят к определенным изменениям устойчивости. Краткосрочное, превышающее порог устойчивости, действие стрессора на активный ил приводит к сукцессионной перестройке, в целом снижающей потенциальную мощность экосистемы, в результате чего формируется сообщество активного ила с более низким уровнем организации, обеспечивающее более низкое качество биологической очистки, но наиболее устойчивое к данным экологическим условиям.

Характеристика особенностей сукцессионного процесса экосистемы активного ила позволяет рассматривать вопросы допустимой интенсивности антропогенного воздействия для данного функционирующего активного ила.

На каждом очистном сооружении формируется свой специфический биоценоз активного ила, который может быть подразделен на три основных типа: с низким, средним и высоким деструкционным потенциалом.

Деструкционный потенциал (способность ила к биохимическому ферментативному окислению органических загрязняющих веществ и нитрификации) может быть описан характерным уровнем видового разнообразия и адаптационными свойствами активного ила, обеспечивающими ему специфическую устойчивость и возможность формировать определенное качество биохимической очистки сточных вод.

Уровень развития биоценоза активного ила, его деструкционная мощность определяется воздействием трех основных составляющих (см. рис. 3.46):

составом сточных вод (трофность, сбалансированное содержание биогенных элементов, присутствие токсических веществ);

технологическим совершенством конструкции очистного сооружения;

режимом эксплуатации сооружений.

Суммарный результат действия перечисленных факторов выражается таким параметром как окислительная мощность аэротенков, которая характеризует трофическую нагрузку, эффективность биохимической деструкции загрязняющих веществ и объем биотопа функционирующей экосистемы.

Из-за многофакторности условий развития экосистемы кроме основных типов биоценозов активного ила имеется непрерывный ряд переходных типов с характерными структурными и физиологическими особенностями. Каждый из выделенных основных типов может быть описан следующим образом.

Тип 1. Низкий деструкционный потенциал активного ила обеспечивает минимально возможную емкость поглощения загрязняющих веществ. Активный ил работает на неполное окисление органических загрязняющих веществ. Снижение БПК_{полн} в процессе очистки сточных вод не превышает 90 %. В биотопе преобладают восстановительные процессы. Окислительная мощность в диапазоне от 1,5 до 1,1 кг/(м³·сут) (рис. 3.50).



Рис. 350. Соотношение индекса видового разнообразия активного ила, окислительной мощности аэротенков, интенсивности нитрификации и эффективности удаления органических загрязняющих веществ (БПК) из сточных вод

Сооружения биологической очистки, работающие в режиме неполного окисления, как правило, имеют высокие удельные нагрузки (400–600 мг БПК на грамм активного ила). При этом формируется биоценоз с бедным видовым разнообразием (5–16 видов) простейших и численным преобладанием отдельных групп, таких как жгутиконосцы, раковинные амёбы, нитчатые бактерии, крупные свободноплавающие инфузории, бентосные раковинные амёбы, мелкие корненожки. Хищники полностью отсутствуют. Среди свободноплавающих инфузورий доминируют роды *Colpidium* и *Paramecium*, причем численность их достигает 2,5 тыс. на 1 г сухой массы ила. Прикрепленные инфузории встречаются редко. Это, как правило, *Vorticella microstoma*. Среди брюхоносличных инфузорий наблюдается, в основном, только *Aspidisca costata*, как наиболее экологически пластичный вид.

Присутствует *Zoogloea ramigera*, но численность ее не достигает в данном типе илов более 1000 шт. на 1 г сухой массы ила. Особенно многочисленны мелкие жгутиконосцы, которые развиваются в таких илах до 50 и более тыс. шт. на 1 г сухой массы ила. Численность бактерий в хлопьях ила находится на уровне максимальной концентрации живых клеток в единице объема. Хлопья ила достаточно сформированы, крупные, плотные. Все виды с широкой экологической пластичностью. При перегрузках ила по органическим загрязняющим веществам окислительной мощности аэротенков недостаточно, чтобы ликвидировать преобладание восстановительных процессов. Нарушается баланс сорбции и окисления загрязняющих веществ, биологическое равновесие в биоценозах активного ила, что приводит обычно к чрезмерному развитию нитчатых организмов. Такой биоценоз обладает низкой устойчивостью к неблагоприятным факторам и слабым потенциалом естественного восстановления, флуктуации популяций значительные, потери отдельных видов под влиянием стрессирующих факторов приводят к нарушению функционирования системы, снижению деструктивной способности, понижению качества очистки. Такие сообщества сильно зависимы

от нестабильности среды, функционируют неслаженно, неустойчиво, формируя, в результате, низкое качество очищенных вод. Нитрификация на таких сооружениях наблюдается редко (в основном в летний период и при снижении нагрузок) по причине недостаточно эффективного изъятия углеродсодержащей органики.

Тип 2. Средний деструкционный потенциал активного ила — это наиболее распространенный биоценоз на действующих городских сооружениях с аэротенками. Диапазон окислительной мощности сооружений со средним деструкционным потенциалом от 1,09 до 0,3 кг/(м³ · сут). Диапазон удельных нагрузок на активный ил по органическим загрязняющим веществам от 150 до 500 мг/г, но наиболее часто сооружения работают при нагрузке в диапазоне 250–300 мг/г. В этих условиях обеспечивается полное окисление растворенных органических веществ. Такие сооружения обычно очищают сточные воды комбинированного состава (бытовые и производственные), причем производственные сточные воды составляют не менее 50–60 % от объема очищаемых сточных вод. Неоднородное, многокомпонентное загрязнение среды обитания дает возможность организмам ила приобрести и сохранять необходимый уровень приспособленности в широком спектре непрерывно меняющихся условий. Биоценозы на таких очистных сооружениях разнообразны по видам, динамичны, подвижны и чутко реагируют на внешнее воздействие. При нормально протекающем процессе очистки в них отсутствуют численно доминирующие виды или такое доминирование минимально. Численность видов простейших и многоклеточных организмов возрастает и составляет в среднем от 13 до 25. В удовлетворительных условиях видовое разнообразие может повышаться до 30 и более. С повышением содержания растворенных органических загрязняющих веществ в поступающей на очистку воде, а также при периодически возникающем нарушении баланса между их сорбцией и окислением, в биоценозах происходят изменения в виде деградации. Деградация сопровождается увеличением общей численности и морфологического разнообразия бактерий, несвязанных с хлопьями активного ила, снижением численности флокулообразующих, и одновременно сокращением видового разнообразия простейших при парастании численности устойчивых видов. Например, возрастает численность бесцветных жгутиконосцев одноклеточных и неприкрепленных форм, одновременно возрастает также численность пилчатых бактерий и раковинных амёб. В активном иле преобладают свободноплавающие инфузории, в то же время прикрепленные формы инфузорий представлены экологически пластичными видами (устойчивы к высоким содержаниям растворенных органических веществ, недостатку кислорода и т.д.), присутствуют коловратки, толерантные к неблагоприятным условиям, черви.

Нитрификация в активном иле со средним деструкционным потенциалом, как правило, удовлетворительная, а в летний период значительно развивается (содержание нитратов в очищенных водах более 20 мг/дм³). Численность хищников в активном иле связана с наличием и интенсивностью процесса нитрификации. При подавлении процесса нитрификации в аэротенках численность хищников в активном иле снижается.

Тип 3. Высокий деструкционный потенциал активного ила обеспечивает максимально возможную емкость поглощения загрязняющих веществ, которая последовательно снижается у активного ила со средним и низким деструкционным

потенциалом. Окислительная мощность аэротенков с высоким деструкционным потенциалом активного ила составляет 0,29–0,01 кг/(м³·сут) (см. рис. 3.50).

Переход от биоценоза со средним деструкционным потенциалом к высокому сопровождается следующими закономерностями: улучшение флокулирующих свойств и способности к седиментации у активного ила; усложнение структуры и насыщение видами при отсутствии численного преобладания отдельных видов; повышение стабильности биоценоза и его устойчивости на фоне действия неблагоприятных факторов; повышение ферментативной активности ила, что, в целом, обеспечивает высокое качество очистки.

При удельных нагрузках 80–150 мг/г обеспечивается полное окисление и нитрификация азотсодержащих загрязнений. При полном окислении поступающих на очистку растворенных органических веществ, ненарушенном балансе их сорбции и окислении, низких нагрузках на активный ил и развитом процессе нитрификации формируется наиболее экологически совершенный биоценоз — нитрифицирующий активный ил. Нитрифицирующие хлопья ила крупные, компактные, хорошо оседающие, наполненные пузырьками газа. Наблюдается самопроизвольная флотация ила (после его отстаивания в лабораторном цилиндре), вызванная процессами денитрификации.

Биоценоз нитрифицирующего активного ила характеризуется наиболее сложной экологической структурой с высоким таксономическим разнообразием (до 45 видов простейших) без численного преобладания отдельных видов. Нитчатые бактерии, мелкие бесцветные жгутиконосцы, мелкие формы как голец, так и раковинных амёб практически полностью вытесняются из биоценоза или их численность минимальна. Из инфузорий преобладают брюхохоресничные и прикрепленные формы, жизнедеятельность которых тесно связана с хорошо сформированными, флокулированными хлопьями активного ила. Подкласс *Peritricha* представлен богатым разнообразием одиночных (*Vorticella*), колониальных (*Epistylis*, *Zoothamnium*, *Opercularia*, *Carchesium*) родов. Разнообразна фауна раковинных бентических амёб (*Arcella*, *Centropyxis*, *Diffugia*, *Euglypha*). Присутствуют представители последнего, высшего звена — хищники, что положительно влияет на степень очистки воды от органических загрязняющих веществ за счет повышения интенсивности обмена. В нитрифицирующем иле всегда присутствуют (не достигая массового развития) хищные коловоротки, сосущие инфузории (Беляева, Гюнтер, 1971), хищные грибы и черви рода *Chaetogaster*. Периодически встречаются тихоходки.

В целом, в илах, с высоким деструкционным потенциалом за счет богатого видового разнообразия, расширяется возможность ила адекватно реагировать на неблагоприятные воздействия и увеличивается его способность поддерживать эффективное и устойчивое качество очистки. При воздействии концентрированных производственных сточных вод биоценоз устойчиво сохраняет свою структурную целостность и удовлетворительный уровень ферментативного окисления (табл. 3.5). Разрушение стабильности и способности к быстрому восстановлению у такого биоценоза возможно только при чрезвычайном воздействии: в результате резкого возрастания удельной нагрузки на активный ил, воздействия сильно токсичных (при аварийных сбросах) сточных вод, при дефиците и дисбалансе питательных веществ.

Таблица 3.5

**Устойчивость основных типов биоценоза активного ила
к неблагоприятному воздействию основных факторов жизнеобеспечения**

Тип экосистемы по деструкционному потенциалу	Токсичность	Трофические нагрузки	Недостаток растворенного кислорода в иловой смеси
Высокий	Разрушение быстрое, возможны необратимые изменения. Самовосстановление (регенерация) занимает длительный период независимо от интенсивности произведенного воздействия	Устойчивость высокая	Устойчивость высокая
Средний	Устойчивость высокая к действию токсиантов. Однако при интенсивном воздействии необратимые изменения возможны. Самовосстановление зависит от интенсивности воздействия и своевременности проведения рекультивационных мероприятий	Устойчивость переменная	Устойчивость низкая
Низкий	Устойчивость высокая. Необратимых изменений, как правило, не наблюдается. Самовосстановление быстрое, не более 2-х недель	Устойчивость низкая. Разрушение биоценоза быстрое	Устойчивость чрезвычайно низкая

Характерные типы биоценоза активного ила формируются в своеобразных экологических условиях, обеспечивающих определенное качество очистки, предусматриваемое в проекте очистных сооружений. На фоне описанных общих закономерностей биоценоз активного ила на каждом очистном сооружении своеобразен по своей структуре, адаптационным свойствам и уникален, поскольку состав сточных вод и режим эксплуатации каждого конкретного сооружения специфичны, а их конструкция относится к одному из нескольких определенных типов.

Постоянно меняющиеся условия среды, в которых находится активный ил, создают предпосылки для адаптации, как в сторону усложнения, так и в сторону упрощения сообщества. Трофической ролью, устойчивостью к неблагоприятным факторам, адаптационной изменчивостью объясняется индикаторное значение различных групп активного ила.

Богатое видовое разнообразие (не менее 25 видов простейших) организмов активного ила свидетельствует о благополучии биологической системы аэротенка, высокой эффективности очистки и устойчивости биоценоза к повреждающему воздействию токсичных сточных вод.

Чем проще биоценоз активного ила, тем он менее стабилен и больше подвержен разрушению.

В условиях, благоприятных для процесса биологической очистки, количество видов в биоценозе возрастает и повышается равномерность их численного распределения.

Усложнение биоценоза (по мере улучшения качества биохимической очистки) сопровождается последовательным включением в него все более совершенных видов вплоть до хищников: зооглеи → нитчатые бактерии → мелкие жгутикопосцы → мелкие раковинные амёбы → свободноплавающие инфузории → брюхохоресничные

инфузории → прикрепленные и сосущие инфузории → коловратки → черви → водные клещи → другие представители третьего трофического уровня.

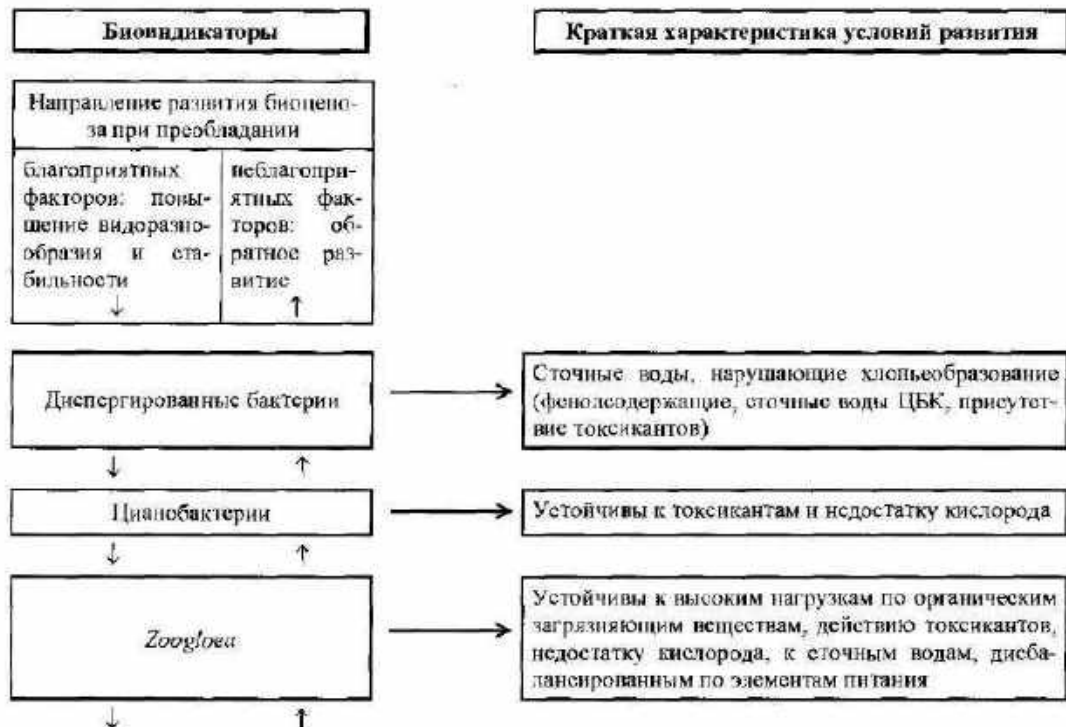
С сукцессионной перестройкой в активном иле по мере изменения удельных нагрузок тесно связаны флокуляционные свойства ила. В условиях устойчивых нагрузок на активный ил, при отсутствии токсичных примесей в сточных водах, поступающих на очистку, значительная часть микробной популяции связана с хлопьями активного ила. Хлопья ила крупные, компактные, хорошо флокулирующие. В биоценозе возрастает численность организмов, непосредственно связанных с хлопьями, — ползающих брюхоресничных инфузорий, прикрепленных инфузорий, нематод, коловраток и т.д.

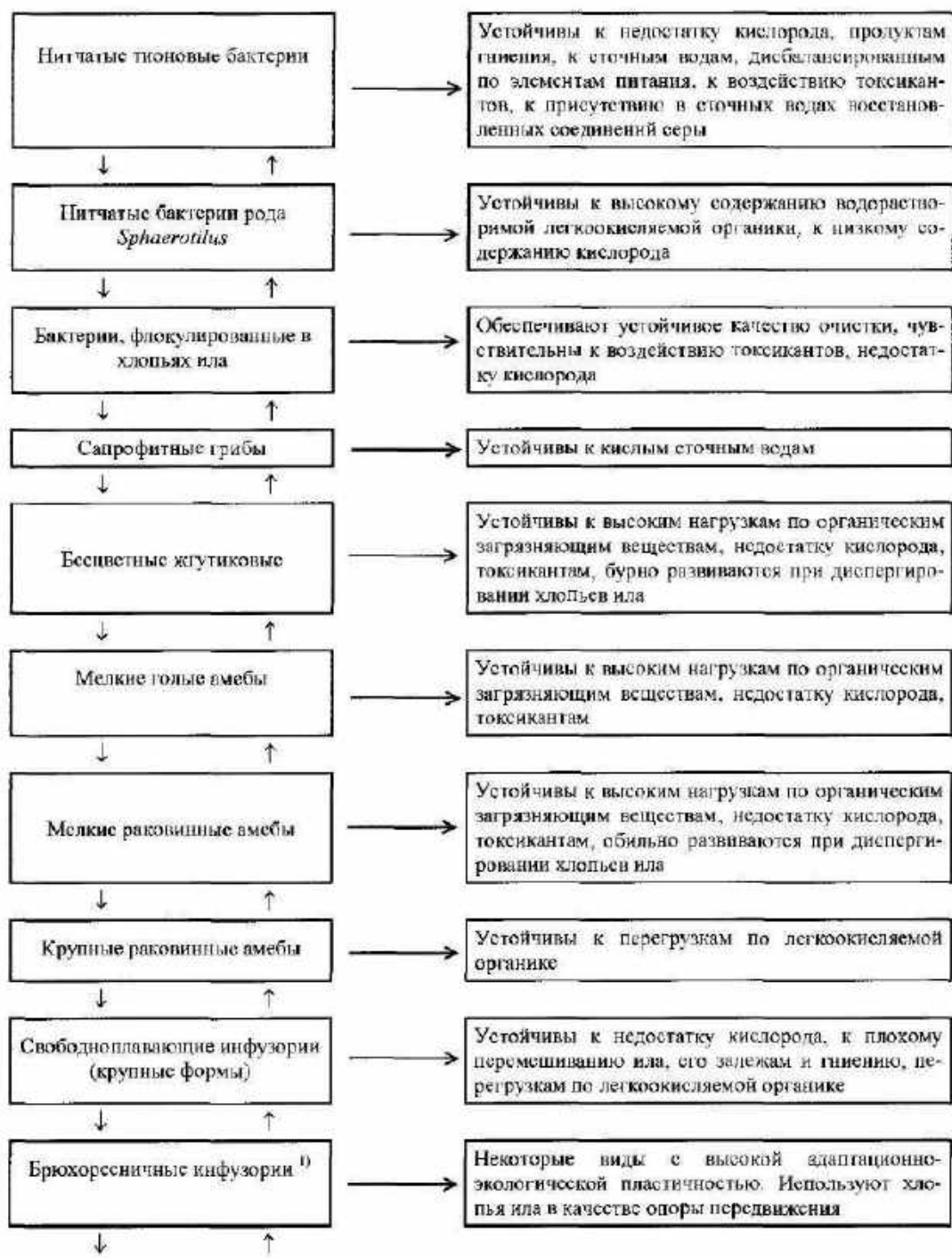
Однако в неблагоприятных условиях перегрузок при поступлении на очистку токсичных сточных вод и при различных нарушениях технологического режима очистки хлопья активного ила разрушаются. Количество бактерий, включенных в хлопья, сокращается, хлопья измельчаются, возрастает число бактерий, не связанных с хлопьями активного ила, и, следовательно, возрастает число их поедателей — свободноплавающих инфузорий, мелких раковинных амёб, некоторых видов жгутиконосцев, а также осмотрофно питающихся простейших, которые занимают ниши погибших флокулообразующих бактерий. Биоценоз претерпевает обратное развитие.

Последовательная смена популяций при сукцессионной перестройке биоценоза активного ила представлена в табл. 3.6.

Таблица 3.6

Последовательная смена таксонов в формирующихся биоценозах (при численном преобладании усиливается индикаторная роль)





¹⁾ Дальнейшее развитие биоценоза сопровождается накоплением видов, связанных с развитием, формированием хорошо флокулирующих хлопьев активного ила. Виды, указанные далее, последовательно включающиеся в биоценоз, непосредственно связаны с хлопьями, они опираются, прикрепляются, ползают по ним и питаются бактериями или простейшими, живущими в хлопьях. При появлении брюхогоссиичных инфузорий можно говорить об обеспечении биологической очистки, когда прозрачность надфиловой воды составляет не менее 12–15 см.



При биоиндикаторной оценке сукцессионной перестройки активного ила важно опираться на информацию, основанную на учете обилия видов, т.е. численного значения каждого. Эта информация более ценна, чем данные о качественной структуре биоценоза, о наличии или отсутствии какого-либо вида.

По численности виды биоценоза можно распределить на доминантные, субдоми-

нантные, второстепенные редкие и совсем редкие (случайные). На разных стадиях сукцессии доминирующие виды разные, что сопровождается определенным качеством очистки.

Так, на начальных стадиях первичной сукцессии (паращивание активного ила при пуске сооружений в рабочий режим) доминирующими видами являются нитчатые бактерии, *Zoogloea*, осмотрофные простейшие, свободноплавающие инфузории; на стадии сформировавшегося сообщества в активных илах со средним деструкционным потенциалом доминируют брюхожесничные и прикрепленные инфузории, раковинные амёбы, колоставки бактериофаги. Сформировавшееся сообщество в активных илах с высоким деструкционным потенциалом характеризуется доминированием бактериофагов и хищников и практически полным вытеснением из биоценоза осмотрофных простейших и нитчатых бактерий.

Экосистема активного ила на внешнее неблагоприятное воздействие (комплекс отрицательных антропогенных факторов, в том числе действие токсикантов) отвечает традиционным комплексом реакций, закрепленных в процессе развития данного биоценоза.

Структурные преобразования биоценоза происходят на фоне изменчивых параметров внутри биотопа (изменение количества и качества очищаемых сточных вод, нарушения в технологическом режиме эксплуатации), а, следовательно, биоценоз непрерывно адаптационно изменяется.

Кроме основных факторов (окислительная мощность, органическое загрязнение, время формирования биоценоза), на видовое разнообразие и функциональное состояние активного ила влияют многочисленные постоянно флуктуирующие факторы, из которых трудно выделить отдельные. Как правило, все они тесно взаимосвязаны, дополняют, маскируют и изменяют воздействие друг друга. Так, например, при возрастании нагрузок на активный ил, а также при воздействии токсичных сточных вод в иловой смеси резко возрастает кислородпоглощаемость, что приводит к изменению функционального состояния активного ила и структурным изменениям, характеризующим дефицит кислорода в иловой смеси. В массе развиваются толерантные к недостатку кислорода бесцветные жгутиконосцы, свободноплавающие инфузории, нитчатые бактерии. При гидробиологическом исследовании легко выявляются признаки угнетения прикрепленных инфузурий и колоставок.

Противостоять отрицательному антропогенному стрессирующему воздействию и снизить тем самым нагрузку на природные водоемы — основная барьерная функция и главное назначение сооружений биологической очистки.

Анализ и прогноз функционирования экосистемы ила в практической эксплуатации сооружений биологической очистки очень важен, поскольку характеризует состояние барьерного биохимического механизма, защищающего природные водоемы от непосредственного антропогенного воздействия. В случае ослабления устойчивости активного ила и его разрушения при превышении допустимой антропогенной нагрузки, вся ее тяжесть падает непосредственно на природные биоценозы.

3.1.3.5. Динамические изменения в биоценозе активного ила при воздействии токсикантов. Реакция со стороны биоценоза на стрессовые воздействия чрезвычайно разнообразна и зависит от их интенсивности, повторяемости, а также от

адаптационных и флокуляционных свойств активного ила.

При описании реакции биоценоза активного ила на неблагоприятное воздействие существует ряд трудностей, с которыми не встречались исследователи природных экосистем, относительно стабильных во времени и в меньшей степени подвергаемых антропогенному стрессированию. В аэротенках:

множество вариантов пусковых механизмов стрессирующего влияния, создающих условия, как для существенных, так и для незначительных, но постоянных структурных изменений в биоценозе ила;

высокая динамичность антропогенных провокаций и значительная изменчивость экосистемы ила;

многочисленность и краткосрочность происходящих изменений.

Определение допустимого порога антропогенного воздействия и оценка состояния биоценоза ила — необходимое условие оперативного управления процессом очистки и обеспечения качества биологической очистки на условно оптимальном уровне.

Однако реальные оценки нормального функционирования активного ила, степени его повреждения и выхода за пределы условной нормы могут быть получены индивидуально для каждого очистных сооружений путем долговременных комплексных наблюдений. Главная задача — определить допустимую или критическую нагрузку.

Относительно допустимой нагрузки по содержанию в сточных водах, например, токсикантов можно утверждать определено лишь одно: «чем меньше, тем лучше». И чем меньше колебания в составе сточных вод, поступающих на очистку, тем лучше для обеспечения стабильного, эффективного процесса биологической очистки.

Сооружения биологической очистки предназначены для биохимического окисления биоразлагаемых органических загрязняющих веществ. В этом смысле в очищаемые сточные воды не должны попадать такие поллютанты как, например, металлы, поскольку эти соединения не подвергаются биохимической деградации, а только адсорбируются на иле, изменяют свою форму существования, в отдельных случаях метилируются, повышая свою токсичность. Устойчивые поллютанты накапливаются в возвратном активном иле, создавая дополнительную внутреннюю нагрузку на активный ил, накапливаются в осадках сточных вод, затрудняя их использование и загрязняя окружающую среду.

Тем не менее, проблема поступления сточных вод от промышленных предприятий, содержащих металлы и другие биохимически неразлагаемые поллютанты, в системы городской канализации и далее на сооружения биологической очистки существует во всем мире и только в самые последние годы появились предложения по осуществлению мероприятий для ее решения (Эдмондсон, 1998).

Благодаря высокой сорбционной способности активного ила и высокой емкости поглощения загрязняющих веществ, он служит мощным биохимическим барьером, предупреждающим попадание значительной доли загрязняющих веществ в природные водоемы. Однако, и в этих условиях водоемы интенсивно загрязняются антропогенными поллютантами. Учитывая вышесказанное, наиболее научно-обоснованной рекомендуемой безопасной нагрузкой по содержанию инертных к биохимическому окислению и токсичных веществ для активного ила могла бы быть только нулевая. Но с экономических позиций, а также при отсутствии доступных и надежных

технологий по удалению токсикантов из сточных вод (перед их сбросом в системы канализации) до настоящего времени остаются актуальными вопросы определения критической величины токсичной нагрузки на активный ил.

Более того, можно назвать немало примеров удовлетворительного функционирования активного ила в условиях сложного промышленного состава сточных вод, а богатое видовое разнообразие активного ила в значительной степени определяется многокомпонентным составом загрязняющих веществ, присутствующих в сточных водах. Поэтому задача определения допустимой нагрузки на ил по содержанию в сточных водах промышленных токсикантов сводится к тому, что для каждого конкретного сооружения в процессе их эксплуатации необходимо определять некий оптимум содержания токсикантов как по концентрации, так и по их разнообразию в сточных водах, поступающих на биологическую очистку, когда это содержание не превосходит некоторого предельно допустимого значения. Основная трудность при этом заключается в том, что активные илы обладают разной степенью устойчивости к конкретным загрязняющим веществам, а общий уровень «здоровья» экосистемы определяется несколькими параметрами, весьма переменными.

Самоочищающая способность биоценоза активного ила по отношению к токсичным веществам проявляется в адаптации организмов к аномально высоким концентрациям веществ и формировании наиболее устойчивых популяций, ограничении доступа токсикантов к клеткам гетеротрофных флокулообразующих бактерий и обезвреживании действия путем образования биополимерного защитного геля, блокирующего токсиканты путем ферментативного преобразования соединений.

3.1.3.5.1. *Состояние биоценоза активного ила, характеризующее условную норму.* Для сооружений биологической очистки исходная экологическая норма различна как для разных условий в аэротенках и разных функционирующих илов, так и значительно варьирует для одного и того же ила. Норма или экологическое здоровье активного ила — это качество среды при котором обеспечивается нормальное его функционирование, когда активный ил адаптируется к неблагоприятной среде, преодолевая стрессовые воздействия. Стресс — это последствие попытки экосистемы активного ила преодолеть неблагоприятное воздействие и, в результате, выход ее за пределы нормы или разрушение.

Биологическая оценка условной нормы активного ила должна быть основана на первоначальном прагматическом выборе «нормального» наиболее характерного состояния экосистемы в условиях средней антропогенной нагрузки, наименьших флуктуаций по содержанию поступающих на очистку загрязняющих веществ, при обязательном условии удовлетворительного технического состояния очистных сооружений. При этом устанавливаются наиболее важные параметры экосистемы и далее в процессе функционирования регистрируются положительные и отрицательные отклонения.

На сооружениях, относительно долго и устойчиво функционирующих, понятие «нормы» в структуре биоценоза совпадает с понятием наиболее характерного (по структурным особенностям) относительно устойчивого и наиболее долго доминирующего на данных сооружениях биоценоза.

Состояние нормы для активного ила можно охарактеризовать как поддержание

устойчивости биохимических процессов окисления загрязняющих веществ и нитрификации в чрезвычайно нестабильных условиях функционирования экосистемы. Эта устойчивость обеспечивается условной структурной стабильностью биоценоза ила. При ухудшающемся режиме жизнеобеспечения активный ил проявляет признаки угнетения, но сохраняет способность к восстановлению при улучшении качества сточных вод, поступающих на очистку или при нормализации режима эксплуатации.

Седиментационные характеристики активного ила изменяются в диапазоне установленной для данной экосистемы нормы, т.е. происходящие ухудшения осаждаемости активного ила компенсируются возможностями вторичных отстойников удовлетворительного отделения ила от очищенной воды. Прирост ила соответствует расчетным значениям. На биоценоотическом уровне в состоянии нормы сохраняется видовое разнообразие на фоне структурных флуктуаций при изменяющихся условиях жизнеобеспечения. Когда практически отсутствуют численно доминирующие виды, а исчезновение или появление в биоценозе дополнительных видов не сказывается на его функциональной активности, и качество очистки не ухудшается.

Для природных экосистем принято, что чем больше видов входит в сообщество, тем выше экологическое качество среды, в которой оно функционирует, и сама биологическая система при этом стабильна. Биологический закон видового разнообразия в естественных экосистемах определяет максимальное видовое разнообразие в экосистеме как наиболее ее устойчивое состояние.

В отличие от природных систем у активного ила состояние нормы не всегда сопровождается максимальным видовым разнообразием. Так, например, на очистных сооружениях г. Владимира в удовлетворительных условиях функционирования ила в биоценозе присутствует от 24 до 29 видов индикаторов. В определенные периоды численность видов возрастает до 35, однако, это очень кратковременное и нестабильное состояние экосистемы и при незначительных изменениях в процессе биологической очистки биоценоз быстро возвращается к исходному обилию видов, которое не превышает 29. Приведенный пример показывает, что активный ил функционирует в более сложных условиях, чем природные биоценозы, и в этих условиях, для сохранения устойчивости, экосистеме ила необходим переход на более низкий уровень организации с потерей видового разнообразия, когда сохраняется наибольшее число видов, высокоотолерантных и наиболее приспособленных к экологическим условиям обитания. Оптимальные условия для активного ила такие, при которых сохраняется устойчивость его популяций. Нет двух абсолютно одинаковых биоценозов активного ила, которые мы можем сравнивать, используя какой-либо один универсальный параметр. В то же время, существуют характерные черты биоценозов, функционирующих в определенных технологических режимах эксплуатации и очищающих сточные воды сходного состава. Отсюда следует, что нормы для активного ила должны быть разделены на типовые и индивидуальные. Как было показано в подп. 3.1.3.4, типовая норма непосредственно связана с окислительной мощностью, значение которой в определенных диапазонах дает нам возможность выделить три основных типа биоценоза активного ила. Так, например, для очистных сооружений г. Троицка типовой нормой является биоценоз ила со средним деструкционным потенциалом, для которого число видов находится в диапазоне от 13 до 25 (см. рис. 3.50).

Индивидуальная норма, несомненно, сужает, но иногда и расширяет этот диапазон, что может служить диагностическим признаком происходящих изменений. Так, для Троицких сооружений, например, индивидуальная норма по количеству видов в биоценозе составляет от 22 до 29.

Для определения индивидуальной нормы и допустимой степени отклонения от нее используется несколько групп показателей:

на организменном уровне: изменения функционального состояния и поведенческих реакций простейших и многоклеточных организмов;

на популяционном уровне: изменение продуктивности биоты или прироста активного ила; а также изменение флокулообразования и седиментационных характеристик активного ила;

на биоценотическом уровне: изменение устойчивости и структурной целостности биоценоза активного ила, сохранение оптимального видового разнообразия.

Разные группы показателей состояния активного ила имеют разные скорости реакции на неблагоприятное внешнее воздействие и имеют различные пороги чувствительности.

С точки зрения быстроты развития отклика наиболее чувствителен организменный уровень. Это связано с тем, что индивидуальная реакция гидробионтов более оперативна. На неблагоприятное воздействие организм отвечает прежде всего аномальным поведением. Чем больше воздействие, тем хуже состояние организма и более аномально его поведение. При воздействии улетающих факторов на организм, он, в свою очередь, практически мгновенно реагирует изменением формы тела, быстроты движения, пищевой активности и т.д., но только до тех пор, пока величина влияния не превысила порога адаптации, после чего организм погибает. Или же он отмирает по истечению времени жизни, а его потомки будут изменяться уже относительно новых условий. Но точность, скорость отклика на воздействие, у организма будет выше, чем на популяционном или биоценотическом уровне. При воздействии токсикантов организмы активного ила реагируют изменением состояния респираторного, коловращательного аппарата, образованием цист и характерными поведенческими реакциями, указывающими на ухудшение условий окружающей их среды.

Причем, наиболее оперативно и характерно реагируют организмы, стоящие на вершине трофической пирамиды, так как на них влияют стрессоры не только внешней среды, но и трофических связей. Поэтому для диагностики происходящих изменений на организменном уровне наиболее ценными индикаторами активного ила являются хищники и вторичные консументы.

В популяции порог адаптации несколько выше, чем у индивидуальных организмов, так как популяция существует более длительный срок, а адаптационные изменения закрепляются в наследстве. По сравнению с организмом у популяции больше инертность и отклик на давление среды будет развиваться медленнее, хотя и сохраняется он дольше. Это связано с тем, что популяция — совокупность особей одного и того же вида, каждый из которых обладает индивидуальной устойчивостью, а отклик заметен когда среагировали все или большинство организмов; например, исчезли из биоценоза все прикрепленные инфузории *Epistylis epibioticum*.

Антропогенные стрессоры могут влиять на все признаки популяций активного

ила; наибольшее значение имеют: сокращение или усиление флокулообразования у сапрофитных бактерий, изменение продуктивности отдельных популяций и, как следствие, — сокращение прироста ила.

Биоценозы отличаются от популяций тем, что, как правило, состоят из популяций нескольких видов и поэтому включают элементы двух категорий: виды и популяции.

Чтобы заметить воздействие неблагоприятных факторов на биоценоз, нужно, чтобы изменилось его видовое богатство, равномерность распределения видов, что говорит о большей величине нагрузки по сравнению с той, которая вызывает популяционные изменения в активном иле. Биоценозические изменения под воздействием стрессоров будут происходить только после того, как перейдена граница адаптационной способности, и система становится нестабильной. Экологические особенности развития биоценоза в пределах нормы, выражаются в масштабе флуктуаций, связанных с нестабильностью среды обитания и периодическим антропогенным стрессированием незначительной интенсивности. Это сопровождается сохранением целостности звена гетеротрофных флокулообразующих бактерий, удовлетворительной способностью ила осаждаться и уплотняться во вторичных отстойниках и процессом эффективного биохимического окисления загрязняющих веществ и нитрификации в очищаемых сточных водах.

Характер происходящих изменений активного ила на разных уровнях и необходимое время на стабилизацию отклика приведены в табл. 3.7.

Таблица 3.7

Время развития отклика и характер изменений на разных уровнях активного ила в ответ на аварийный сброс токсичных загрязняющих веществ

Время регистрации отклика	Характер изменений
Минуты	Организменный уровень: поведенческие реакции; ферментативная активность ↓
Часы	Физиологические изменения: скорость потребления субстрата; скорость респирации ↓
Сутки	Популяционный уровень: сокращение прироста ила; нарушение флокулообразования и седиментационных характеристик ↓
Сутки	Биоценозический уровень: снижение видового разнообразия ↓
От нескольких суток до месяца	На всех уровнях: в период аварийного сброса, если он продолжителен, и в восстановительном периоде сохраняются изменения

3.1.3.5.2. *Формы разрушения активного ила при воздействии токсиантов.* Неравные исходные функциональные возможности разных типов экосистемы активного ила, а

также интенсивность и продолжительность токсического действия определяют неодинаковые формы реагирования и характер изменений при воздействии на ил токсикантов. Можно выделить три основные группы происходящих изменений:

1. структура и основные функциональные возможности биоценоза сохраняются или изменяются незначительно;
2. коренным образом меняется структура и функционирование экосистемы;
3. происходит полная деградация биоценоза:
 - а) с сохранением возможности самовосстановления,
 - б) с потерей способности к самовосстановлению после прекращения стрессирующего воздействия.

В случае (1) в биоценозе активного ила происходят изменения на уровне звена простейших организмов. Целостность хлопьев ила и численное обилие флокулообразующих бактерий сохраняется или изменяется незначительно, поэтому биоценоз при прекращении неблагоприятного воздействия быстро восстанавливается. В случаях (2) и (3) происходят нарушения и существенные изменения на уровне флокулообразующих бактерий: снижение численности, нарушение активности и гелеобразования у бактерий, разрушение хлопьев активного ила.

Интенсивность поражения токсикантами активного ила можно определить по степени разрушения звена флокулообразующих бактерий (сокращению их численности) и (или) по нарастанию численности устойчивых к токсикантам популяций.

При разрушении звена флокулообразующих бактерий средней степени освободившиеся пищевые ниши занимают осмотрофные простейшие, при разрушении сильной степени ниши занимают наиболее устойчивые к любым неблагоприятным факторам шитчатые хламидобактерии или цианобактерии.

Таким образом, обеспечение эффективной биологической очистки — это поддержание динамического равновесия в экосистеме и сохранение целостности звена гетеротрофных флокулообразующих бактерий активного ила.

При нарастающем токсическом воздействии на активный ил при аварийных сбросах промышленных токсикантов можно наблюдать последовательные стадии происходящих изменений в биоценозе. Отклик выражается в структурной перестройке и в переходе от условной нормы к состоянию риска (существенных, но обратимых изменений); затем к состоянию кризиса (система переходит на наиболее примитивный уровень развития) и далее к состоянию депрессии или разрушения.

На уровне определенных стадий биоценологических изменений наблюдается также последовательность развития отклика активного ила. Так, например, состояние риска проходит несколько стадий:

на первой стадии из биоценоза исчезают представители высшего трофического уровня и чувствительные к токсическому действию организмы (хищники, колероватки, прикрепленные инфузории);

на второй стадии прирост ила сокращается из-за увеличения его потерь и уменьшения продуктивности флокулообразующих бактерий;

на третьей стадии толерантные формы (жгутиконосцы, раковинные планктонные амёбы) накапливают численность и занимают освободившиеся экологические ниши, в результате структура биоценоза упрощается.

Рассмотрим на конкретном примере происходящие изменения в активном иле под воздействием токсикантов для случая (2) — коренные изменения структуры биоценоза и функционирования экосистемы ила и случая (3) — полная деградация биоценоза. В качестве примера используем результаты наблюдений, проведенных на очистных сооружениях г. Троицка с марта 1987 по март 1999 гг. (12 лет).

В табл. 3.8 представлены основные технологические параметры сооружений, по значениям которых можно определить, что формирующийся активный ил сооружений биологической очистки г. Троицка можно отнести к илу со средним деструкционным потенциалом.

Таблица 3.8

Основные технологические параметры очистных сооружений г. Троицка

Технологический параметр	Числовое значение параметра
Объем сточных вод, м ³ /сут	25000
Процентное соотношение бытовых и промышленных сточных вод	20 : 80
Нагрузка БПК ₅ на сухую массу ила, кг/кг сут	0,118–0,265
Время пребывания активного ила, ч	9,6
Период аэрации, ч	4,3
Возраст ила, сут	от 7 до 10
Содержание растворенного кислорода в иловой смеси, мг/дм ³	от 1,4 до 5,5
Прозрачность ивловой воды, см	от 20 до 25
Иловой индекс, см ³ /г	в норме — 72–135, патологические изменения, включая вспухание — 140–300
Окислительная мощность, кг/(м ³ · сут)	0,597

В табл. 3.9 представлены данные гидрохимического качества очищаемых сточных вод. Очистные сооружения, в основном, функционируют в стабильном и удовлетворительном режиме эксплуатации при чрезвычайно изменчивом качестве сточных вод, поступающих на очистку.

Широкий диапазон колебаний объема сточных вод, поступающих на очистку, и их гидрохимического качества, определяются тем, что 80 % очищаемых сточных вод г. Троицка — это сточные воды промышленных предприятий, локальные очистные сооружения на которых отсутствуют.

Основные токсические вещества, присутствующие в сточных водах и вызывающие регулярное стрессирование активного ила, — СПАВ, нефтепродукты, металлы, содержание которых по многолетним наблюдениям в обычных условиях составляет: СПАВ от 0,7 до 1,0, нефтепродуктов от 0,03 до 1,5, меди от 0,01 до 0,05, железа до 2,0, пикелы до 0,01 мг/дм³. При таком содержании загрязняющих веществ в сточных водах поступающих на очистные сооружения, — отрицательного влияния на процесс биологической очистки и функционирование активного ила не выявляется, активный ил поддерживается в условно нормальном состоянии. По модифицированному индексу *Cuba* индивидуальная норма для очистных сооружений г. Троицка была установлена за 12-летний период наблюдений от 22 до 29 по целой части и от 0,4 до 0,7 по дробной части

индекса. Данные гидробиологических наблюдений представлены в табл. 3.10

Таблица 3.9

Диапазон содержания загрязняющих веществ в очищаемых сточных водах на сооружениях г. Троицка за I квартал 1999 г.

Определяемые ингредиенты	Стояные воды, поступающие на очистку, мг/дм ³	Сточные воды очищенные, мг/дм ³	Содержание металлов в возвратном иле, мг/кг	Содержание металлов в сточных водах, сбрасываемых в канализацию от предприятий, мг/дм ³
БПК ₅	95-180	1,65-4,95	Не измерялось	Не измерялось
ХПК	178-356	32-45,6	То же	То же
Взвешенные в-ва	58-136	3,2-11,6	— " —	— " —
Азот аммонийных солей	18,7-36,3	0,27-0,92	— " —	— " —
Нитриты	0-0,1	0,003-0,01	— " —	— " —
Нитраты	0	12,2-13,9	— " —	— " —
Фосфаты	4,0-8,4	3,8-7,1	— " —	— " —
Хлориды	41-56	70-120	— " —	— " —
Нефтепродукты	0,5-1,0	0-0,05	— " —	— " —
СПАВ	0,6-0,7	0-0,11	— " —	— " —
Медь	0,005-0,02	0-0,01	554	0,02-0,39
Железо	1,0-1,8	0,23-0,65	Не измерялось	Не измерялось
Никель	0-0,01	0-0,01	78	0,12-3,2
Цинк	Не измерялось	Не измерялось	1568	Не измерялось
Свинец	Не измерялось	Не измерялось	133,6	То же
Хром общ.	Отсутствие	Отсутствие	Не измерялось	Не измерялось
Растворенный кислород	Не измерялось	2,8-7,0	То же	То же

Наиболее существенные нарушения биологической очистки на очистных сооружениях г. Троицка происходили по причине превышения содержания нефтепродуктов и металлов в поступающих на очистку сточных водах в результате аварийных сбросов сточных вод промышленных предприятий города. Так в апреле 1988 г. был зарегистрирован наиболее существенный аварийный сброс нефтепродуктов. Нефтепродукты в очищаемых сточных водах на этих очистных сооружениях практически постоянно присутствуют, поэтому активный ил хорошо адаптирован к ним. Неоднократно регистрируемое содержание нефтепродуктов в поступающих на очистку сточных водах до 13,6 мг/дм³ не вызывало заметного угнетения активного ила. Однако, 23.04.88 г. в результате аварийного сброса, их содержание возросло до 31,6 мг/дм³, что сопровождалось ухудшением гидрохимического качества очищенных сточных вод, частичной гибелью активного ила, ухудшением его седиментационных характеристик и структурной перестройкой в биоценозе.

Индекс видового разнообразия, упал с 26,49 до 19,32 (см. табл. 3.10) уже на пятые

сутки после зарегистрированного аварийного сброса нефтепродуктов. Общая биомасса флокулообразующих бактерий сократилась с 2060 до 600 мг/дм³, а численность осмотрофно питающихся бесцветных жгутиконосцев (рис. 3.51) и бактериофагов мелких раковинных амёб возросла почти в три раза.

Таблица 3.10

Состав населения активного ила и его видовое разнообразие на сооружениях биологической очистки г. Троицка в состоянии нормы, риска, кризиса и разрушения

Таксон	Численность организмов на грамм сухого ила, экз.								
	1988 г.					1999 г.			
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
	2.03	21.04	28.04	3.05	11.05	29.01	8.02	10.03	20.04
Состояние биоценоза	норма	норма	риск	восстановление	норма	норма	кризис	разрушение	восстановление
Биомасса бактерий, мг/дм ³ (прямой счет элифлуоресцентным методом) ¹⁾	2140	2060	600	900	1920	2440	670	480	1560
Бесцветные серобактерии	310	1406	4484	2496	144	30	12210	22000	1667
Пятчатые бактерии рода <i>Sphaerotilus</i>	1230	769	649	816	1440	1667	1332	250	515
<i>Zoogloea ramigera</i>	460	38	59	48	48	60	888	— ²⁾	—
<i>Zoostigophorea</i> б/цв.	607	874	2065	864	720	1970	—	—	1970
<i>Bodo globosus</i>	200	38	—	—	—	30	—	—	57
Подкласс <i>Gymnamoebia</i>	307	152	300	528	96	30	500	—	29
<i>Peranema trichophorum</i>	80	38	—	—	—	30	—	—	—
<i>Centropixis aculeata</i>	300	—	300	476	—	330	—	—	—
<i>Arcella discoidea</i>	200	192	—	238	360	666	444	125	200
<i>Pamphagus hyal.</i>	400	114	300	48	360	1000	—	150	57
<i>Gromia neglecta</i>	1000	769	2537	1200	528	666	5106	750	1142
<i>Actinophrys sol.</i>	1380	152	590	96	—	1333	20740	—	—
<i>Euglypha acanthophora</i>	200	—	239	—	—	150	700	—	85

Окончание таблицы 3.10

<i>Diffugia</i> sp.	300	—	590	200	—	—	500	—	—
<i>Carchesium</i> <i>polypletum</i>	—	152	—	476	500	212	—	—	714
<i>Opercularia</i> <i>coarctata</i>	300	269	500	714	500	60	222	—	257
<i>Epistylis</i> <i>plicatilis</i>	300	115	—	238	—	212	—	—	142
<i>Thuricola</i> <i>similis</i>	80	77	—	380	600	—	—	—	114
<i>Vorticella</i> <i>microstoma</i>	—	150	500	—	—	60	—	—	85
<i>V. aerotenci</i>	—	—	—	96	—	—	—	—	57
<i>V. campanula</i>	300	—	—	—	380	120	—	—	—
<i>Aspidisen</i> <i>costata</i>	300	115	300	190	380	240	—	—	200
<i>A. turrita</i>	—	—	—	—	—	—	332	—	28
<i>Litonotus</i> <i>carinatus</i>	200	77	500	500	615	330	600	—	114
<i>Coleps</i> sp.	300	77	500	500	615	330	400	—	—
<i>Tokophrya</i> <i>molitis</i>	12	—	—	—	—	—	—	—	28
<i>Keratella</i> <i>quadriata</i>	40	76	—	—	—	60	—	—	—
<i>Rotaria</i> <i>rotatoria</i>	80	115	59	190	144	60	222	—	85
<i>Lecane</i> sp.	40	38	—	—	48	120	—	—	—
<i>Monastyla</i> sp.	40	38	—	—	—	—	—	—	—
<i>Gastrotricha</i> sp.	40	76	—	48	48	—	—	—	—
<i>Nematodes</i> sp.	40	38	59	—	—	—	—	—	28
<i>Mycophyta</i> <i>saprophytum</i>	40	38	—	48	48	60	222	—	85
Иловый индекс, см ³ /г	72	88	135	110	95	90	153	224	110
Индекс Шеннона	4,18	3,71	3,36	3,76	4,13	3,63	2,14	0,6	3,26
Индекс <i>Cuba</i> <i>mod.</i>	29,58	26,49	19,32	22,61	25,65	25,47	16,27	7,10	22,41

¹⁾ В расчете индекса видового разнообразия не используется.

²⁾ Прочерк означает: не обнаружено.

Иловой индекс возрос с 88 до 135 см³/г. Эффективность биологической очистки по основным гидрохимическим общесанитарным показателям снизилась до 15–30 %, прирост ила не соответствовал расчетному показателю и значительно снизился.

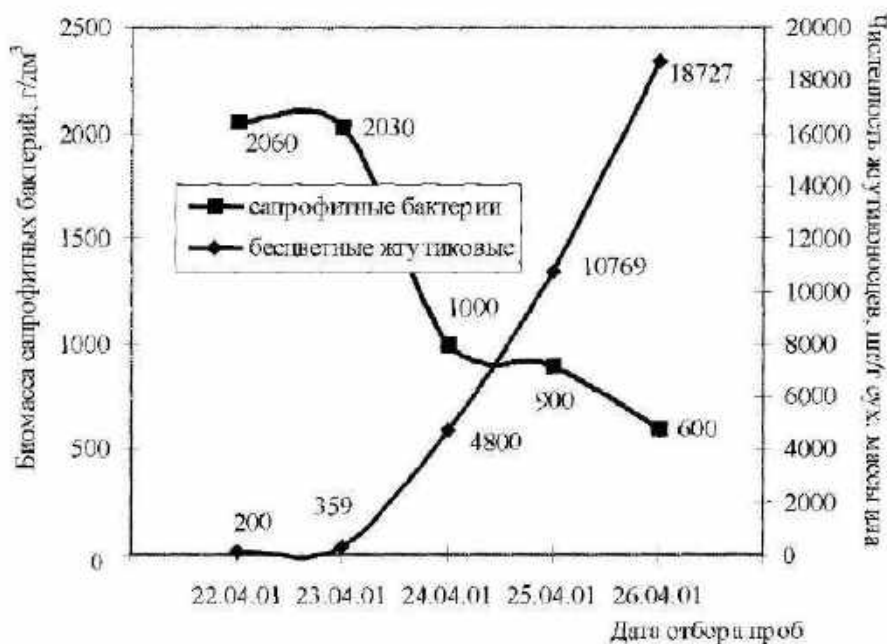


Рис. 3.51. Возрастание численности бесцветных жгутиконосцев и сокращение биомассы флокулообразующих бактерий в результате воздействия на активный ил аварийного сброса нефтепродуктов (очистные сооружения г. Троицка)

Почти полное восстановление активного ила произошло через 9 сут после аварийного сброса, когда индекс видового разнообразия повысился до 22,61.

Учитывая характер и степень поражения биоценоза, возникшее ухудшение качества биологической очистки и краткие сроки, потребовавшиеся на самовосстановление активного ила, его состояние в этот период было охарактеризовано как состояние риска. Состояние риска в активном иле определено как биоценотические изменения, характеризующиеся нарушением целостности гетеротрофного звена бактерий ила и накоплением численности простейших с осмотротфным типом питания, а также исчезновением из биоценоза представителей высших трофических уровней. В состоянии экологического риска экосистема аэротенков характеризуется заметным снижением продуктивности (прироста ила) и устойчивости. В этот период наблюдается максимум нестабильности, но с еще обратимыми нарушениями. Происходит сокращение видового разнообразия по целой части индекса *Cuba* на 30–40 %.

После прекращения поступления токсикантов на сооружения биологической очистки период регенерации активного ила из состояния риска занимает не более двух недель.

С февраля по март 1999 г. на очистных сооружениях г. Троицка в активном иле произошли изменения, позволяющие предположить аварийные сбросы сильно действующих токсических веществ.

Иловой индекс увеличился в среднем в два раза по сравнению с обычно

наблюдаемым в процессе эксплуатации этих очистных сооружений. В поступающей на биологическую очистку воде содержание меди составляло не более 0,5 и цинка не более 0,01 мг/дм³ за весь период наблюдений, что не превышало допустимые нормы для сооружений биологической очистки (Методические рекомендации..., 2001). Происходящие в активном иле значительные изменения, свидетельствующие о токсическом воздействии, побудили расширить поиск токсикантов и выполнить измерения содержания никеля и меди в промышленных сточных водах, поступающих в канализацию и в возвратном активном иле (см. табл. 3.9).

Накопление металлов в возвратном иле составило по меди до 554, по никелю — до 78, по цинку — до 1568, по свинцу — до 133,6 мг/кг сухой массы ила.

Влияние металлов на биологическую очистку в аэротенках Троицких очистных сооружений, в первую очередь, проявилось в торможении процессов нитрификации, существенном ухудшении качества биологической очистки (содержание взвешенных веществ в очищенной воде превысило установленную норму в 2 раза, БПК₅ в 3 раза).

Реакция на «металлический стресс» у активного ила выражалась в изменении его функционального состояния, в структурных биоценологических изменениях и сопровождалась последовательным ухудшением осаждаемости ила (рис. 3.52) (индекс возрос с 90 до 224 см³/г) и сокращением его прироста вплоть до полной потери продуктивности.

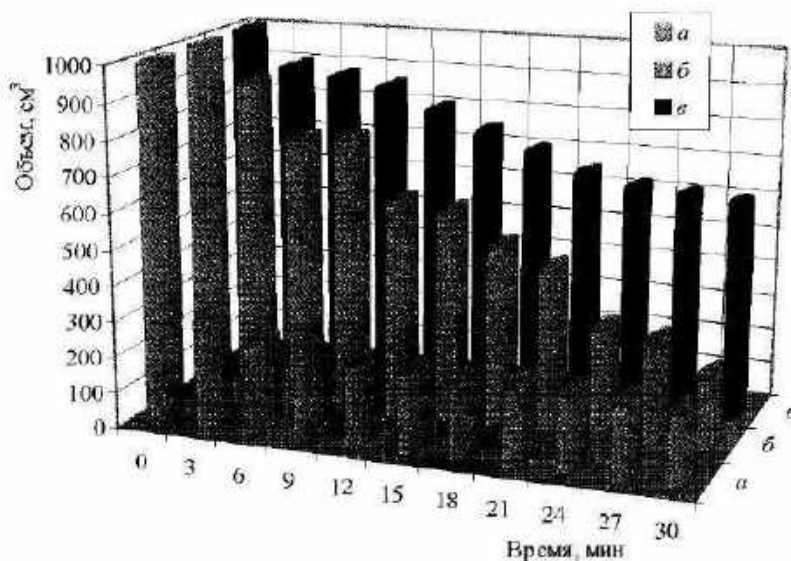


Рис. 3.52. Осаждаемость активного ила г. Троицка: а — в нормальных условиях, б — при нарушении седиментационных характеристик, в — в период развития хламидобактериального вспухания

Угнетение функционального состояния активного ила при стрессирующем влиянии поступающих на очистку солей тяжелых металлов проявлялось в виде последовательно развивающемся угнетении организмов разного уровня развития.

Так у *Sphaerotilus* (свободноплавающих и брюхогребных) на первой стадии стрессирования повышалась двигательная активность, изменялась форма тела (выпячивание

эндоплазмы, приобреталась шарообразная форма, тело сильно вакуолизировалось, а затем сжималось и деформировалось), затем движение замедлялось (сохранялось только движение ресничек), потом полностью прекращалось и при сильном воздействии инфузории лизировались.

У прикрепленных инфузорий реакция несколько другая. Довольно быстро раздувались и отрывались зооиды, закрывались ресничные диски и крышки у домиков, интенсивно сокращались мускулы у оставшихся без зооидов стебельков.

У коловраток тело съеживалось, собиралось в комок, прекращали работать коловратательный аппарат и челюсти. Панцирные коловратки теряли панцирь. Черви на первых стадиях стресса энергично извивались, затем вытягивались, обездвиживались и постепенно лизировались, начиная с заднего конца тела.

При сильном воздействии удовлетворительное состояние сохранялось только у нитчатых форм хламидобактерий, *Beggiatoa* продолжали скользить, и только при нарастающей интенсивности стресса нити хламидобактерий распадались на более мелкие куски. Первыми исчезли из биоценоза более сложно организованные простейшие и многоклеточные. Они проявили максимальную чувствительность к стрессирующему воздействию. *Flagellata* же, даже при чрезвычайно сильном воздействии, обездвиживались, инцистировались, но сохранялись.

Наблюдалась значительная потеря видового разнообразия, сильное снижение продуктивности флокулообразующих бактерий и замена их на наиболее примитивных хламидобактерий. Состояние ила последовательно ухудшалось вплоть до полного разрушения. Такие значительные структурные изменения были определены как критическое состояние биоценоза активного ила.

Состояние кризиса в активном иле определено как глубокие структурные биоценологические изменения, которые характеризуются практически полным разрушением флокулообразующих бактерий и замещением их наиболее устойчивыми к воздействию токсикантов цианобактериями или хламидобактериями, с последующим развитием вспухания ила.

Состояние кризиса активного ила на очистных сооружениях г. Троицка развивалось в несколько стадий:

на первой стадии из биоценоза исчезли представители высшего трофического уровня и чувствительные к токсическому действию организмы (хищники, коловратки, прикрепленные инфузории);

на второй стадии прирост активного ила сокращался из-за увеличения потерь плохо осаждающегося активного ила и уменьшения продуктивности гетеротрофного звена активного ила. Индекс ила, как правило, превышал $200 \text{ см}^3/\text{г}$;

на третьей стадии численность флокулообразующих бактерий сократилась, а толерантные формы (сначала раковинные планктонные амёбы, а затем нитчатые хламидобактерии) накапливали численность и занимали освободившиеся экологические ниши, в результате структура биоценоза упрощалась.

Состояние кризиса сопровождалось сильным снижением продуктивности гетеротрофного звена бактериальных популяций и значительной потерей видового разнообразия. Изменения труднообратимые, сокращение видов в биоценозе составило более 40 %.

При продолжающемся нарастании интенсивности воздействующих стрессующих факторов изменения в биоценозе характеризуются уменьшением уровня суммарной биомассы активных (живых) гетеротрофных бактерий ила, распадом ценоза, потерей биохимической активности ила, диспергированием и, наконец, его деградацией.

Деградация биоценоза активного ила (при продолжающемся усилении антропогенного воздействия) характеризуется следующими явлениями:

- упрощением структуры биоценоза, обеднением его качественного состава до минимума;
- максимальным сокращением суммарной биомассы флокулообразующих активных бактерий и, соответственно, полным прекращением продуцирования ими биополимерного геля;
- прекращением накопления новых устойчивых видов в биоценозе.

В стадии деградации в активном иле Троицких очистных сооружений отсутствовали доминирующие виды, хлопья ила диспергированы, нитчатые организмы разрушены, вынос ила из вторичных отстойников составил более 40 мг/дм³ взвешенных веществ. Ил не прирастал, доза ила резко падала (составляла менее 1 г/дм³ при норме 2–3 г/дм³), биологическая очистка не обеспечивалась.

На рисунках 3.53 и 3.54 построены диаграммы, отражающие динамику происходящих изменений в биоценозе активного ила очистных сооружений г. Троицка под воздействием токсикантов. Количество видов в биоценозе в условиях нормы составляло по целой части модифицированного индекса *Cuba* от 25 до 29, в условиях аварийного сброса нефтепродуктов снизилось до 16, а в стадии кризиса достигло минимального значения 7 (рис. 3.53).

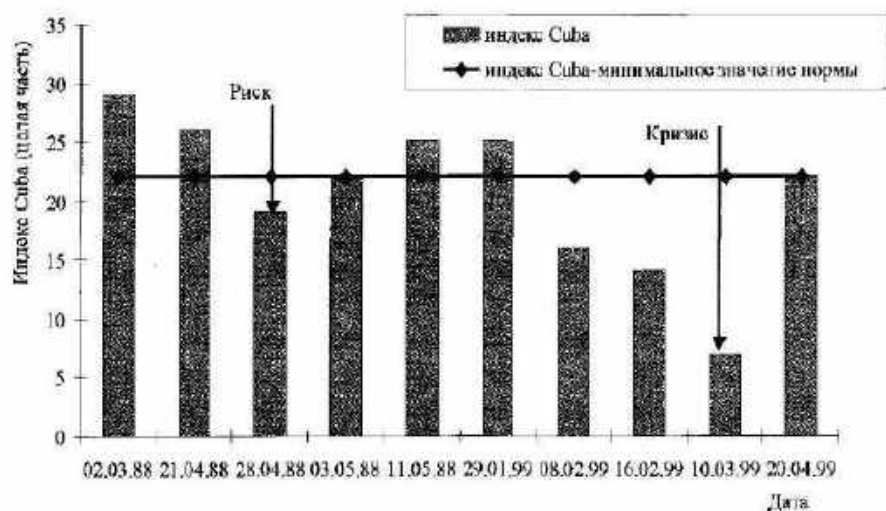


Рис. 3.53. Изменение видового разнообразия по индексу *Cuba* (целой части) в биоценозе ила в состоянии нормы, риска, кризиса (очистные сооружения г. Троицка)

Распределение видов по численности (рис. 3.54) при неблагоприятном воздействии изменялось в виде снижения дробной части индекса видового разнообразия с нормальных значений 0,49–0,65 до 0,1–0,32 (см. подп. 3.1.2.3) в периоды кризиса и риска.

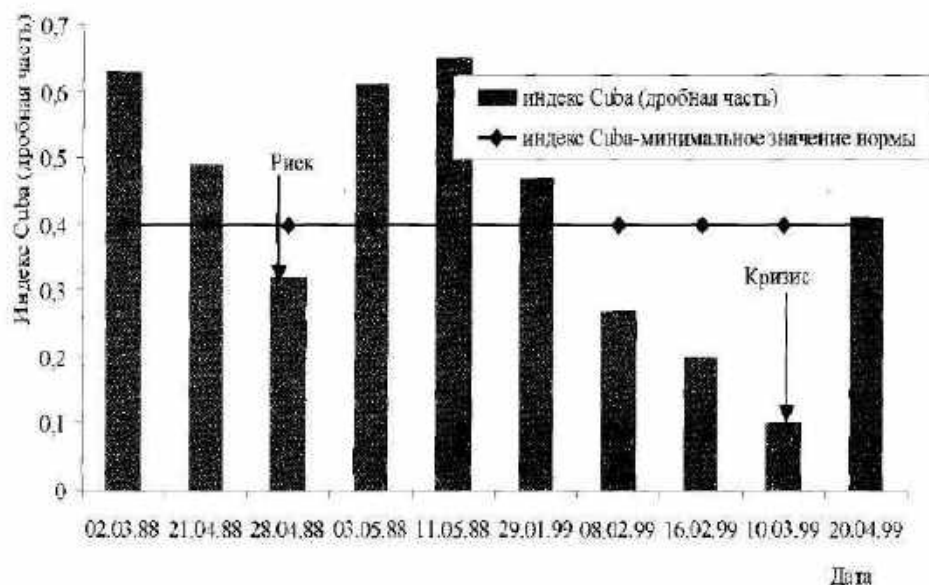


Рис. 3.54. Динамика равномерности распределения видов по индексу Sива в биоценозе ила в состоянии нормы, риска, кризиса (очистные сооружения г. Троица)

Общие характерные особенности экологического неблагополучия экосистемы активного ила при нарастании интенсивности антропогенного стрессирования выражаются в последовательно сменяющихся стадиях развития биоценоза. Одна из первых реакций на воздействие стрессора – подавленное функциональное состояние организмов активного ила, нарушение морфологических свойств отдельных организмов, входящих в состав биоценоза. Эта реакция наиболее ранняя и она в дальнейшем сопровождается выпадением отдельных популяций, сокращением видового разнообразия и накоплением численности наиболее устойчивых видов.

Главный признак существенных изменений в биоценозе активного ила под влиянием антропогенных стрессоров – нарушение продукционно-деструкционных процессов, которое возникает и развивается за счет снижения активности и разрушения звена флокулообразующих бактериальных популяций, сопровождается ухудшением седиментационных и флокуляционных свойств активного ила и снижением его прироста.

Эти изменения сопровождаются ухудшением качества очистки.

Уровни нарушения в экосистеме активного ила при антропогенном стрессировании и характер происходящих изменений в биоценозе представлены в табл. 3.11.

Предлагаемая система параметров нарушений биоценоза активного ила позволяет реализовывать количественный подход к оценке состояния поврежденных экосистем.

Характер происходящих биоценологических изменений при токсическом воздействии на активный ил, а также скорость восстановления зависит от:

интенсивности и продолжительности антропогенного стрессирования;

стартовых возможностей экосистемы различного уровня организации и соответственно устойчивости;

превышения порога адаптационной устойчивости в результате воздействия стрессора.

Таблица 3.11

Уровни нарушений и характер отклика активного ила при антропогенном стрессировании

Показатели состояния активного ила	Условная норма	Состояние риска	Кризис	Депрессия
Биоценологические изменения	Изменения флуктуирующие. Исчезает не более 20 % видов при неблагоприятных воздействиях	Сокращение видов 30-40 %	Сокращение видов на 40 % и более	Количество видов минимально, исчезновение доминирующих, присутствие случайных видов
Популяционные изменения	Прирост активного ила, соответствует расчетному, в пределах нормы	Сокращение гелеобразования и снижение прироста ила за счет угнетения флокулообразующих бактерий. Нарушение седиментационных и флокуляционных свойств ила. Повышение илового индекса	Вязкое ила превышает прирост. Значения индекса нестабильны и существенно превышают норму	Резкое сокращение прироста ила. Невозможность поддержания необходимой дозы ила регулированием технологического режима. Иловой индекс достигает максимальных значений
Эффективность биологической очистки	В диапазоне допустимых отклонений	Неустойчивое качество очистки или оно не соответствует установленным проектным нормам	Резкое ухудшение качества очистки	Биологическая очистка не обеспечивается

При всем многообразии ответных реакций со стороны биоценоза на неблагоприятное токсическое воздействие в основном формируется два вида отклика в восстановительном периоде в зависимости от интенсивности воздействия и адаптационной устойчивости активного ила:

1) сокращение видового разнообразия, функционирование на более низком уровне развития биоценоза, но с сохранением устойчивости к неблагоприятным факторам, а затем возврат к первоначальному уровню;

2) сокращение видового разнообразия и функционирование сообщества с более низким уровнем организации.

Таким образом, происходят как обратимые структурные, так и необратимые преобразования биоценоза ила с переходом его на более низкий уровень организации и возникновением очередной модификации ила.

Самовосстановление активного ила после стадии кризиса и разрушения, как правило, невозможно, требуется проведение рекультивационных мероприятий. Если восстановление протекает самопроизвольно, то оно занимает длительный период — более месяца и реализуется в виде первичного наращивания активного ила, когда на первой стадии восстановления сокращается численность нитчатых хламидобактерий или цианобактерий, появляются бесцветные жгутиконосцы, мелкие голые и

раковинные амебы, бактерии рода *Zoogloea*. Затем происходит последовательное, прогрессирующее развитие биоценоза, в котором усложняется экологическая структура, повышается таксономическое разнообразие и постепенно снижается численность организмов с высокой толерантностью к неблагоприятным факторам (нитчатые бактерии, не связанные с хлопьями ила и патогенные бактерии, бесцветные жгутиконосцы, крупные формы свободноплавающих инфузорий и т.д.). Устойчивые виды постепенно замещаются более чувствительными к неблагоприятным факторам: мелкими свободноплавающими инфузориями, крупными формами голых и раковинных амеб. Появление в биоценозе брюхохоресничных инфузорий свидетельствует о восстановлении способности ила к флокуляции, образовании хлопьев активного ила и улучшении его очищающих свойств.

Таблица 3.12

**Индикаторная оценка процесса биологической очистки
и рекомендации по устранению выявленных нарушений¹⁾**

Основная (доминирующая) причина, вызывающая нарушения	Биоиндикаторы (изменение численности показательных видов)	Мероприятия по ликвидации воздействия и его последствий
1	2	3
Токсичные сточные воды	Возрастание численности: диспергированных бактерий, не связанных с хлопьями ила; зооплейных форм; мелких раковинных планктонных амеб; нитчатых серобактерий (роды <i>Thiothrix</i> , <i>Beggiatoa</i> , тип O21 N) или цианобактерий; инцистированных форм простейших	Устранить поступление токсиканта (инспекторская деятельность на промышленных предприятиях). Улучшить первичное отстаивание сточных вод (чаще отгружать осадок из первичных отстойников, реагентное осаждение токсикантов в период воздействия). Усилить аэрацию. Сократить объем ила, удаляемого на утилизацию. Заразить аэротенки здоровым (отобраным из других сооружений) илом (1 дм ³ ила на 1 м ³ аэротенка). Провести реконструкцию первичных отстойников для обеспечения ацидофикации сырого осадка (см. 2.4.1.3.3)
Высокие нагрузки на ил по легкоокисляемым органическим загрязняющим веществам	Возрастание численности: нитчатых бактерий рода <i>Sphaerotilus</i> ; всех видов бесцветных раковинных амеб; крупных свободноплавающих инфузорий	Увеличить концентрацию активного ила в аэротенках. Увеличить объем регенераторов до 50 %. Улучшить аэрацию
Снижение аэробности	Возрастание численности: мелких голых амеб; мелких бесцветных жгутиковых; крупных свободноплавающих инфузорий бактериофагов; нитчатых серобактерий. Увеличение прироста ила	Повысить интенсивность аэрации. Ликвидировать зоны застоя ила. Повысить эффективность первичного отстаивания сточных вод

¹⁾ В таблице использованы данные из работы: «Рекомендации по проведению оперативного гидробиологического контроля на сооружениях биологической очистки с аэротенками». М.: ЦБНТИ Минводхоза СССР, 1987 (с модификациями, существенными изменениями и дополнениями).

Окончание табл. 3.12

1	2	3
Плохая циркуляция ила из вторичных отстойников в аэротенки, тинные осадки в первичных отстойниках, затывание ила в аэротенках за счет плохого перемешивания и образования зон застоя, т.е. комплекс причин, вызывающих нарушение массообмена в хлопьях ила	Доминирование численности крупных свободноплавающих бактериофатов над численностью прикрепленных инфузорий. Возрастание численности бесцветных жгутиковых, возможно нитчатых тионовых бактерий. Увеличение прироста ила	Повысить интенсивность аэрации. Динамизировать зоны застоя ила. Повысить эффективность первичного отстаивания сточных вод. Улучшить циркуляцию ила. При хроническом нарушении массообмена в хлопьях — установить дополнительно механические аэраторы (мешалки) на поверхности аэротенков или дополнительные аэрационные элементы
Отсутствие или снижение эффективности процесса нитрификации	Уменьшение численности или исчезновение: прикрепленных инфузорий; представителей III трофического уровня (хищных грибов, коллаток, тихоходок, сосущих инфузорий)	Подавать воздух в начало аэротенка (вытеснителя) и в регенератор в 2-3 раза больше, чем в другие зоны. Улучшить аэрацию. Увеличить дозу ила. Сократить объем удаляемого избыточного ила. Тщательно контролировать и предупреждать поступление токсичных веществ
Дисбалансированное питание для активного ила (недостаток легкоокисляемой органики и нарушение пропорционального соотношения в содержании биогенных веществ в осветленных водах)	Увеличение численности: зооглейных форм бактерий; нитчатых серобактерий; цианобактерий; недостаточный прирост ила	Провести реконструкцию первичных отстойников для обеспечения аэрификации сырого осадка, при сохранении дефицита питания - подкармливать ил необходимыми веществами в расчетных количествах (см. подп. 3.1.3.1)

Возможность и скорость восстановления состава и структуры биоценоза активного ила после разрушения зависит от восстановительного потенциала активного ила, а также от применения или не применения комплекса мероприятий, смягчающих последствия и обеспечивающих его удовлетворительное состояние. Рекомендации по рекультивационным мероприятиям при различных неблагоприятных воздействиях на активный ил приведены в табл. 3.12.

3.1.3.6. Определение токсикогенной нагрузки от промышленных предприятий, сбрасывающих сточные воды в системы канализации. Сточные воды городской канализации, поступающие на сооружения биологической очистки, содержат многокомпонентную смесь различных промышленных поллютантов. Гидрохимический контроль состава сточных вод не выявляет суммарный эффект их опасности для активного ила. Объективными показателями, оценивающими комбинированное действие набора загрязняющих веществ, могут быть только отклик биоценоза активного ила и реакция тестовых организмов на токсичность сточных вод.

Говоря о комбинированном действии загрязняющих веществ на живые организмы, следует учитывать особенности действия токсикантов при их разнообразном сочетании в сточных водах. Несколько токсикантов, присутствующих в сточных водах, могут действовать аддитивно, т.е. их общий токсичный эффект равен сумме эффектов

каждого из них, действующего изолированно; или синергически (потенцирующе), когда общий эффект действия токсикантов превышает сумму их изолированных воздействий; или антагонистически, когда эффект суммы токсикантов меньше суммы их действия по отдельности. Следует еще раз подчеркнуть, что ни один из существующих методов физико-химического анализа не дает возможность выявить комбинированное действие и оценить его характер, поэтому в качестве дополнительного контроля воздействия промышленных сбросов на процесс биологической очистки необходимо применять методы биотестирования сточных вод.

В качестве методов биотестирования для контроля качества сточных вод пригодны практически любые, широко применяемые в практике токсикологических испытаний (определение токсичности по жизнедеятельности дафний, цериодафний, инфузорий; определение токсичности по ингибированию темпа роста водорослей и др.). Наиболее распространенным на сооружениях биологической очистки является метод оценки токсичности сточных вод по дегидрогеназной активности ила.

Установлено, что токсиканты, присутствующие в сточных водах, замедляют скорости ферментативных процессов или полностью блокируют ферментные системы, причем подавление ферментативной активности ила отмечается задолго до падения эффекта очистки (Lenhard, 1965).

Результаты, полученные с использованием метода дегидрогеназной активности ила, хорошо коррелируют с результатами, полученными при исследовании сточных вод на дафниях, цериодафниях, инфузориях и водорослях.

С целью выявления предприятий, сточные воды которых в наибольшей степени воздействуют неблагоприятно на процесс биологической очистки, проводится контроль сточных вод, сбрасываемых в канализацию с определением объема токсикогенной нагрузки от каждого абонента.

Для оценки вносимой токсикогенной нагрузки от каждого предприятия, сбрасывающего сточные воды в городскую канализацию, проводится расчет вносимого объема загрязнения с учетом токсичности сточных вод по формуле $T = QIt$, где T — токсикогенная нагрузка; I — безвредное разбавление сточных вод, установленное экспериментально по 100 % выживанию тест-объектов; Q — объем сточных вод, сбрасываемых в канализацию, м³/сут; t — продолжительность сброса, сут.

Примеры результатов такого расчета приведены в таблице 3.13.

Полученные результаты дают возможность ранжировать предприятия по степени интегральной опасности для систем городской канализации и биологической очистки с учетом токсичности вносимых в канализацию сточных вод, а также их объемов. После выявления наиболее опасных загрязнителей разрабатываются мероприятия по выявлению основных токсичных веществ в сточных водах предприятий, источников их поступления, а также мероприятия по удалению этих веществ из технологических циклов или непосредственно из сточных вод с использованием экономически оправданных и технически совершенных технологий.

Таковыми мероприятиями могут быть:

изменение технологии отдельных процессов с целью исключения попадания в сточные воды высокотоксичных химических соединений, выбор максимально безвредной технологии;

сбор высокотоксичных, но небольших по объему сточных вод в накопительные

емкости для последующей их утилизации, обезвреживания и размещения в специально отводимых местах;

локальная физико-химическая очистка отдельных высокотоксичных потоков сточных вод, поступающих от цехов, производственных циклов;

строительство усреднителей сточных вод для достижения необходимого уровня разбавления наиболее токсичных потоков сточных вод менее токсичными (в том числе хозяйственными) с целью исключения залповых сбросов высокотоксичных потоков сточных вод на биологические очистные сооружения.

Таблица 3.13

**Объемы токсикогенной нагрузки,
вносимой сбросом сточных вод в городскую канализацию**

Промышленное предприятие	Объем сброса сточных вод в канализацию Q , м ³ /сут	Индекс безвредного разбавления I	Продолжительность сброса за год t , сут	Объем токсикогенной нагрузки T , 10 ⁵ м ³
Хлебозавод им. Тельмана	1000	12	365	43,8
Лакокрасочный завод	15000	7	365	383,3
Мясокомбинат	7000	40	365	1022,0
Фабрика текстильных изделий	6700	19	90	114,6
Крановый завод (локальные очистные сооружения)	21000	9	365	689,9
Прачечная, химчистка	12000	90	365	39,42
Склад ГП	500	2	365	3,7
Фабрика обработки кожи	11000	150	365	6022,5
Молокозавод	5000	13	365	237,3
Фабрика «Ударник»	4600	16	365	268,6
Стеклозавод (локальные сооружения)	12600	17	365	781,8

Промышленным предприятиям проведение токсикологического контроля позволяет сокращать затраты на природоохранные мероприятия за счет раннего выявления опасности сбрасываемых сточных вод и возможности осуществлять селективный поиск наиболее опасных токсикантов, используемых при производстве продукции и попадающих в сточные воды.

3.2. Вспухание активного ила

Вспуханием называется изменение свойства состояния активного ила в неблагоприятных условиях функционирования, характеризующееся увеличением его объема и ухудшением седиментационных свойств. Процесс вспухания вызывается нарушением нормального развития флокулообразующих бактерий, у которых или активизируется гелеобразование (гелевое вспухание), или оно нарушается, флокулообразующие бактерии гибнут и замещаются более устойчивыми к неблагоприятным экологическим условиям организмами с нитчатой структурой. Это приводит к ухудшению седиментационных свойств активного ила, нарушается одна из его важнейших функций — удовлетворительного отделения от очищенной воды. В результате активный

ил не осаждается во вторичных отстойниках, а непрерывно выносится с очищенной водой, загрязняя тем самым природный водоем, принимающий очищенные сточные воды. Кроме того, при вспухании ила увеличивается влажность избыточного ила, за счет повышения содержания связанной воды в нем, и осложняется его утилизация.

Вспухание ила представляет серьезную проблему при эксплуатации сооружений биологической очистки, поскольку не существует удовлетворительных конструкций отстойников, позволяющих отделить вспухший ил от очищенной воды. В результате выноса активного ила на очистных сооружениях увеличиваются его потери, и тем самым сокращается необходимый прирост биомассы. Это приводит к снижению эффективности биохимического окисления загрязняющих веществ и дополнительному ухудшению качества биологической очистки.

Вспухание активного ила может быть эпизодическим и хроническим. Если причины, вызывающие вспухание, действуют непродолжительно, это способствует возникновению эпизодического вспухания, которое характеризуется внезапным началом, быстрым подъемом, интенсивным, но коротким развитием.

Хроническое вспухание долго длится или часто повторяется, что приводит к вырождению биоценоза, постепенному ухудшению и постоянно неудовлетворительному качеству очистки.

По характеру изменений, происходящих в активном иле, вспухание подразделяется на два основных типа:

а) гелевое (нитчатое) — развивается вследствие чрезмерного (избыточного) продуцирования внеклеточного биополимера (геля) гетеротрофными бактериями активного ила в ответ на присутствие в сточных водах сложноокисляемых или биохимически неокисляемых веществ промышленного происхождения;

б) нитчатое — развивается вследствие резкого увеличения численности нитчатых форм организмов (хламидобактерий, сапрофитных грибов, цианобактерий). Увеличение выноса взвешенных веществ из вторичных отстойников, в результате накопления нитчатых микроорганизмов в активном иле, составляет от 30 до 600 % от нормы. Степень выноса зависит от интенсивности вспухания и конструктивных особенностей вторичных отстойников.

3.2.1. Гелевое вспухание активного ила. Флоккулообразующие бактерии активного ила в обычных условиях биологической очистки секретируют биополимерный гель, который защищает их от неблагоприятного воздействия сточных вод и участвует в процессе гидролиза загрязняющих веществ сложного состава и их транспорте внутрь клеток. Гелевое вспухание возникает при нарушении нормального механизма окисления органических веществ гетеротрофными гелепродуцирующими бактериями.

В тех случаях, когда в очищенных сточных водах содержится значительная доля сложноокисляемых и инертных к биохимическому окислению веществ, активный ил выделяет избыточное количество внеклеточного биополимера (геля) для обеспечения защиты от неблагоприятного воздействия, усиления процесса сорбции и налаживания механизма разложения сложноокисляемой органики. В результате между бактериальными клетками ила накапливается много коллоидного рыхлого вещества, которое значительно увеличивает общий объем хлопьев ила. При этом общий объем иловой массы превышает объем твердых компонентов в 40–200 и более раз. Развивается гелевое вспухание ила.

Гелевое вспухание легко диагностируется при микроскопировании активного ила, если его вызывают бактерии рода *Zoogloea*. Развитие вспухания, вызванное бактериями рода *Zoogloea ramigera*, было зарегистрировано еще в 1958 г. Н.А. Базякиной, которая связала его возникновение с недостатком растворенного кислорода в иловой смеси. При преобладании других родов гелеобразующих бактерий установить вспухание можно только по ухудшению седиментации ила при отстаивании в цилиндре. Специфической особенностью такого ила является: бедное видовое разнообразие; пониженные окислительные свойства и высокая степень кислородпоглощения; рыхлость и прозрачность хлопьев. Нитчатые бактерии в таком иле присутствуют в незначительном количестве или отсутствуют полностью.

Высокая кислородпоглощаемость активного ила при развитии гелевого вспухания сопровождается пониженными значениями содержания растворенного кислорода в иловой смеси (иногда на фоне удовлетворительной подачи воздуха в аэротенки). Это обусловлено тем, что значительная часть подаваемого кислорода воздуха расходуется на хемоокисление промышленных подлюктов и повышенные потребности активного ила в кислороде. Дефицит кислорода возникает в результате блокирования токсикантами дыхательных пигментов и ферментов у организмов ила.

3.2.2. Нитчатое вспухание активного ила. Чрезмерное развитие и накопление в активном иле организмов с нитчатой структурой в практике биологической очистки получило название нитчатое вспухание ила. Нитчатые организмы (хламидобактерии, цианобактерии и гифомицеты) чрезвычайно устойчивы к разнообразным неблагоприятным факторам (токсикантам, недостатку кислорода, дисбалансу питательных веществ в сточных водах, температуре и pH). Они практически постоянно присутствуют в нормально функционирующем активном иле (рис. 3.55) и только в определенных условиях достигают максимальной численности, вызывая вспухание ила (рис. 3.56).

Нитчатое вспухание ила в настоящее время является наиболее распространенной патологией в мировой практике биологической очистки сточных вод (Wagner, 1997).

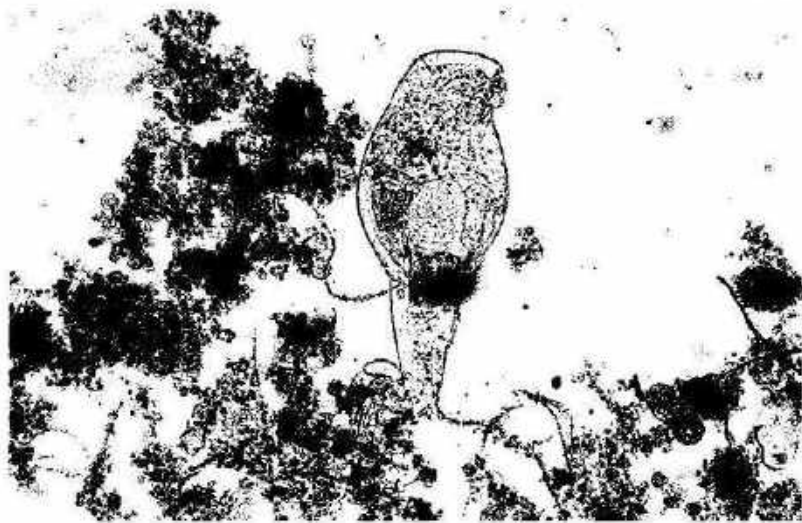


Рис. 3.55. Активный ил, функционирующий в нормальных условиях. Хламидобактерии присутствуют, но вспухания не вызывают

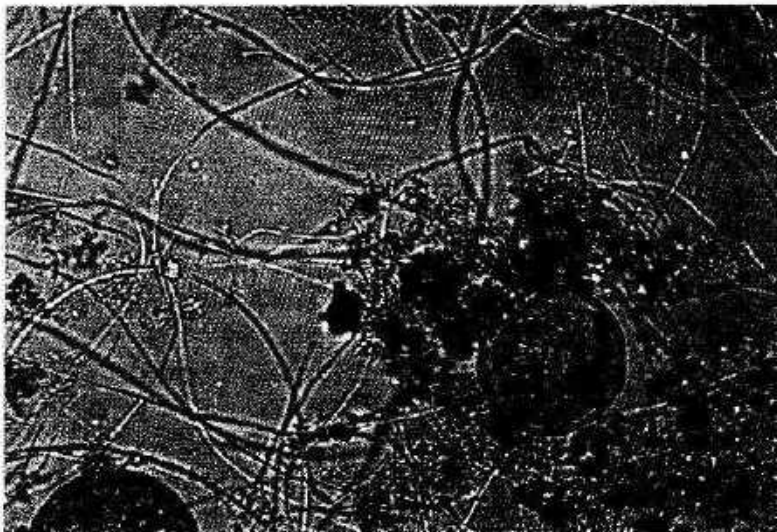


Рис. 3.56. Хламидобактериальное вспухание активного ила

Литературные данные по вопросу нитчатого вспухания многочисленны и противоречивы. Не существует единого мнения о причинах, механизмах развития вспухания и, главное, отсутствует система мероприятий для его профилактики и подавления, отработанная с учетом экологических условий в аэротенках и физиологических особенностей нитчатых микроорганизмов. В то же время очевидным является то, что нитчатое вспухание ила — это следствие нарушения внутреннего динамического равновесия в экосистеме ила, когда при изменении экологических условий в аэротенках формируется более примитивный, но устойчивый к данным условиям биоценоз, и он существует до тех пор, пока условия не изменятся в лучшую сторону.

Несмотря на примитивность биоценоза ила при развитии нитчатого вспухания, иногда вспухший ил, хотя и плохо осаждается, но очищает сточные воды очень эффективно, что особенно характерно для хламидобактерий рода *Sphaerotilus*. Нитчатые образования создают рыхлые открытые хлопья с развитой поверхностью и высокой окислительной способностью. При исследовании вспухшего ила в лабораторном цилиндре легко заметить, что надильовая вода, как правило, очень чистая и прозрачная. Однако отсутствие надежных конструкций вторичных отстойников, обеспечивающих отделение вспухшего ила от очищенной воды, не позволяет воспользоваться свойством нитчатых организмов хорошо очищать сточные воды.

В предыдущем разделе вспухание ила было отнесено к кризисному состоянию экосистемы ила, которое возникает при превышении порога стрессирующего антропогенного воздействия и сопровождается значительными изменениями в составе биоценоза. Численность флокулообразующих бактерий сокращается до минимума, а более устойчивые к неблагоприятным факторам хламидобактерии, цианобактерии или грибы занимают их экологическую нишу.

3.2.2.1. Причины, вызывающие нитчатое вспухание активного ила и основные факторы, способствующие его развитию. Состав микробного сообщества активного ила — результат значительной конкуренции за источники питания и энергии. На

конкурентную борьбу организмов активного ила влияют многочисленные факторы внешней среды (*pH*, температура, состав сточных вод), а также факторы, присущие процессам биологической очистки с активным илом (возраст ила, окислительная мощность аэротенков, содержание растворенного кислорода, концентрация биогенов и т.п.).

В активном иле, несмотря на многочисленные роды присутствующих микроорганизмов, наиболее сильная конкуренция за потребление субстрата существует между флокулообразующими бактериями и осемотрфными простейшими и/или нитчатыми организмами. Доминирование той или другой группы определяется благополучием экологических условий в аэротенках.

Преобладающий рост нитчатых организмов в активном иле происходит в соответствии с принципами конкуренции видов в смешанной популяции с высокой плотностью населения. Концентрация микроорганизмов в обычных условиях достигает 10^{10} – 10^{11} клеток в 1 см^3 иловой смеси, что значительно превышает биомассу организмов в природных средах. Хлопья активного ила представляют собой сложные микробные ассоциации, внутри которых складываются разнообразные взаимоотношения, включая конкурентные и антагонистические. Характер конкурентных отношений у бактерий и различных систематических групп ила на фоне избытка пищи и непрерывно подаваемого кислорода определяется биологическими особенностями микроорганизмов, развивающихся при постоянной смене экологических условий обитания (нагрузки на активный ил, наличие токсикантов и т.д.).

Этиология развития нитчатого вспухания активного ила связана с физиологическими особенностями хламидобактерий, цианобактерий, грибов. Среди этих особенностей — устойчивость к воздействию неблагоприятных факторов и высокая приспособляемость к выживанию в различных экстремальных условиях среды. В критических экологических условиях, когда подавляется жизнедеятельность антагонистов нитчатых бактерий и почти полностью отсутствует конкуренция, они занимают доминирующее положение. Колоссальный потенциал устойчивости и отсутствие в активном иле видов, потребляющих нитчатые формы, способствует их быстрому накоплению и преимущественному развитию.

Флокулообразующие бактерии относятся к *R*-стратегам, для них характерны высокие удельные скорости роста и потребления субстрата. Хламидобактерии (*K*-стратегии) обладают низкими скоростями роста и потребления субстрата, но высокой устойчивостью к его избыточному или низкому содержанию (Wagner, 1997). *R*-стратеги — микроорганизмы с высокой скоростью размножения, быстрой сменой поколений и хорошо выраженной адаптационной устойчивостью к условиям обитания. В благоприятных экологических условиях *R*-стратеги (флокулообразующие бактерии) получают значительное преимущество за счет высоких скоростей роста и потребления субстрата, хламидобактерии и цианобактерии в таких илах или полностью вытесняются или не достигают значимого численного развития. Условия, искусственно создаваемые в аэротенках-вытеснителях в обычных условиях, в наибольшей степени способствуют развитию флокулообразующих гетеротрофов, так как их физиологические особенности соответствуют последовательному развитию трех фаз очистки сточных вод (сорбции загрязняющих веществ, простого осмоса и гидролиза экзоферментами ила

и фазы эндогенного дыхания или регенерации ила). Окисление загрязняющих веществ, протекающее в три фазы — типичный механизм биохимического разложения загрязняющих веществ гетеротрофными флокулообразующими бактериями.

В удовлетворительных экологических условиях, а также при незначительном воздействии неблагоприятных факторов в биоценозе активного ила преимущественное развитие получают гетеротрофные флокулообразующие бактерии. Присущая им более высокая скорость размножения и потребления субстрата в нормальных условиях биологической очистки позволяет конкурентно вытеснить и ингибировать развитие нитчатых организмов, плотность которых понижается до минимальных значений. Условия, угнетающие рост гетеротрофных флокулообразующих бактерий, приводят к их вытеснению и доминированию нитчатых бактерий, более устойчивых к воздействию неблагоприятных факторов.

Такая бактериостатическая форма пассивного антагонизма между флокулообразующими и нитчатыми организмами активного ила является двусторонней, поскольку они поочередно вытесняют друг друга при смене экологических условий обитания и наличии преимуществ для своего развития.

Резкое возрастание максимальной плотности хламидобактерий или цианобактерий в активном иле свидетельствует о значительном сдвиге в структуре микробных ценозов и, в первую очередь, о существенном угнетении флокулообразующих бактерий ила. К условиям, способствующим развитию нитчатого вспухания, следует, в первую очередь, отнести высокие нагрузки на активный ил, наличие токсикантов, подкисление и дисбаланс питательных веществ в очищаемых сточных водах.

Развитие вспухания — это адаптация биоценоза активного ила к неблагоприятным условиям. Таким образом, в биореакторах непрерывно происходит самопроизвольная селекция организмов ила, формирующая рост, накопление отдельных групп, наиболее приспособленных к конкретным экологическим условиям. Интенсивность селекции зависит от физиологических характеристик отдельных групп организмов. К основным таким характеристикам можно отнести: 1) специфическую скорость размножения, 2) скорость поглощения субстрата, 3) способность к накоплению и сохранению субстрата и продуктов метаболизма, 4) устойчивость к недостатку растворенного кислорода и токсикантам (табл. 3.14), 5) устойчивость к недостатку биогенных веществ.

Характерными физиологическими особенностями хламидобактерий являются: медленное потребление субстрата и, поэтому, толерантность к высоким содержаниям растворенных органических загрязняющих веществ в окружающей среде; более низкий уровень метаболизма и устойчивость к воздействию токсикантов в сравнении с гетеротрофной микрофлорой. Устойчивость к токсикантам особенно выражена у серобактерий и цианобактерий. При воздействии токсикантов значительная часть флокулообразующих бактерий погибает, нарушается флокуляция хлопьев ила и повреждается система образования биополимерного геля клетками гетеротрофных бактерий, что усугубляет диспергирование хлопьев и повышает возможность доступа токсикантов непосредственно к бактериальным клеткам, а это приводит к еще большему снижению численности бактерий, связанных с хлопьями ила. На рис. 3.57 представлена фотография вспухшего активного ила, где клетки всех присутствующих бактерий окрашены флуоресцирующим красителем и хорошо видны. В плохо сформированных,

неуплотненных хлопьях ила видны единичные клетки гетеротрофных бактерий, биомасса которых не превышает 350 мг/дм^3 , что для активного ила является критически низкими значениями. В то же время нитчатые серобактерии процветают, их численность превышает 20 тыс. на грамм сухой массы ила.

Таблица 3.14

Основные различия в физиологических характеристиках флокулообразующей микрофлоры и хламидобактерий активного ила ¹⁾

Характеристики	Флокулообразующие бактерии	Хламидобактерии
Скорость потребления субстрата	Высокая	Низкая
Специфическая скорость размножения	Высокая	Низкая
Скорость разложения субстрата с помощью ферментов	Высокая	Низкая
Снижение специфической скорости размножения в низкоконцентрированных субстратах	Значительное	Умеренное
Устойчивость к токсикантам	Низкая	Высокая
Устойчивость к голоданию	Низкая	Высокая
Снижение специфической скорости размножения при низких концентрациях растворенного кислорода	Значительное	Умеренное
Способность интенсивно сорбировать органические вещества в среде с избыточным их содержанием	Высокая	Низкая
Способность использовать нитраты как акцептор электронов	Да	Нет
Обильное потребление фосфора, потребность в его достаточном содержании	Да	Нет
Устойчивость к недостатку или избытку биогенных веществ	Низкая	Высокая
Устойчивость к недостатку или избытку легкоокисляемой органики	Низкая	Высокая

В момент токсического воздействия промышленных поллютантов на активный ил у флокулообразующей микрофлоры возникает эффект асфиксии (дефицита кислорода) в связи с тем, что их дыхательные пигменты блокируются токсикантами.

Для нитчатых бактерий характерны тонкие нити диаметром 1–60 мкм, поэтому они снабжаются растворенным кислородом лучше, чем бактерии во флокулах ила диаметром от 100 до 400 мкм (Chudoba, 1985). Эта особенность позволяет хламидобактериям успешно конкурировать с флокулообразующей микрофлорой в борьбе за растворенный кислород.

Несмотря на схожие физиологические характеристики всех родов хламидобактерий, указанных в табл. 3.14, каждый род имеет свои специфические особенности и определенную устойчивость к воздействию разнообразных факторов. Поэтому при доминировании какого-либо фактора возникает вспухание, вызываемое определенным родом бактерий, наиболее приспособленных к конкретным экологическим условиям, что позволяет при определении рода доминирующих нитчатых организмов уточнить причины вспухания и разработать мероприятия по его подавлению.

¹⁾ Таблица приведена с существенными изменениями по исследованию Sykes J.C. The use of biological selector technology to minimize sludge bulking. In: Biological nitrogen and phosphorus Removal: The Florida Experience, 1989, TREEO Center, University of Florida.

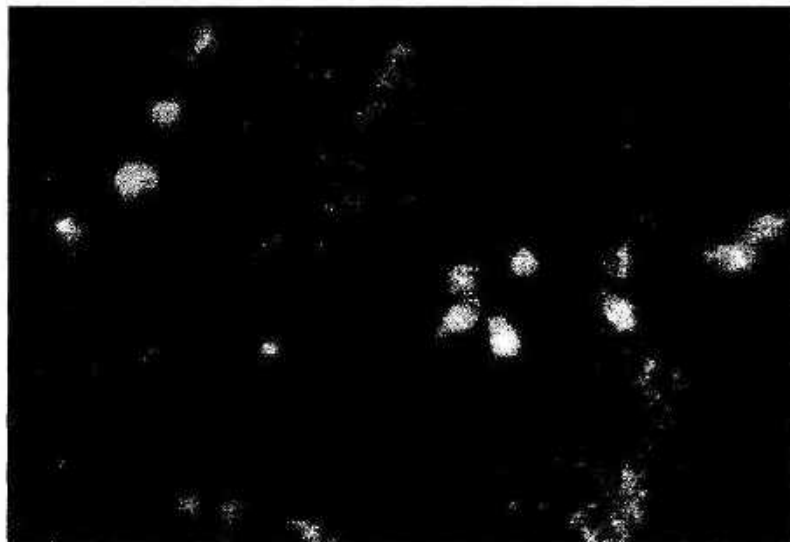


Рис. 3.57. Хламидобактериальное вспухание активного ила. Бактерии окрашены флуорескаминном

Основные причины вспухания можно определить как:

- токсическое действие промышленных поллютантов на активный ил, вызывающее токсический стресс у организмов активного ила;
- перегруженные органигенами сточные воды пищевой промышленности;
- дисбаланс содержания биогенных веществ в сточных водах (недостаток или избыток);
- сточные воды, содержащие соединения серы;
- сточные воды с *pH* менее 5,0.

В таблице 3.15 представлены данные, полученные при регистрации нитчатого вспухания на действующих сооружениях биологической очистки разной производительности и очищающих сточные воды разнообразного состава.

Как видно из таблицы, наиболее часто встречалось вспухание ила, обусловленное развитием хламидобактерий (представители родов *Sphaerotilus*, *Beggiatoa*, *Thiothrix*, Тип 021 N)

По частоте встречаемости в активном иле, в периоды развития вспухания, нитчатые организмы можно ранжировать в определенной последовательности (табл. 3.16).

Первый по распространенности вид нитчатого вспухания, вызываемый серобактериями родов *Thiothrix*, *Beggiatoa*, типом 021 N и др., возникает при наличии в очищаемых сточных водах токсичных веществ, действие которых не ограничивается только снижением ферментативной активности ила, но сопровождается нарушением процессов продуцирования биополимерного геля и флокуляции хлопьев ила и накоплением в иле устойчивых к токсикантам хламидобактерий или цианобактерий. Этот вид вспухания провоцируется низкими нагрузками на активный ил, т.е. недостаточным содержанием органигенов в очищаемых сточных водах.

Из тяжелых металлов, попадающих в сточные воды, таких как кадмий, ртуть, медь, свинец, легче всего поглощается биотой медь (Эйхенбергер, 1993). На городских очистных сооружениях медь постоянно присутствует и значительно накапливается в

возвратном иле, однако в довольно высоких концентрациях хорошо переносится организмами ила, ее активация как токсиканта происходит за счет присутствия синергистов: цинка и никеля. Наличие меди и никеля или меди и цинка в очищаемой воде в концентрациях, превышающих емкость ила, как правило, сопровождается вспуханием активного ила.

Таблица 3.15

**Доминирующие роды хламидобактерий
и установленная основная причина, вызывающая вспухание**

Очистные сооружения	Основные технологические характеристики процесса очистки	Доминирующие хламидобактерии	Установленная причина вспухания
г. Пермь/Шиль	Смесители без регенерации, нагрузки 0,14–0,18 кг/(кг·сут), возраст ила 3 сут, растворенный кислород 2,10 мг/дм ³	<i>Thiothrix</i> , тип 1701	Накопление в активном иле (мг/кг сухой массы ила): меди 115, цинка 1055, железа 21500
г. Троицк	Вытеснители с регенерацией, нагрузки 0,11–0,26 кг/(кг·сут), возраст ила 10 сут, растворенный кислород 3 мг/дм ³	<i>Thiothrix</i> , <i>Beggiatoa</i> тип 021 N	Накопление в активном иле (мг/кг сухой массы ила): меди 554, цинка 1568, никеля 78, свинца 133,6
г. Владимир	Вытеснители с регенерацией, нагрузки 0,16–0,25 кг/(кг·сут), возраст ила 5–7 сут, растворенный кислород до 4 мг/дм ³	<i>Thiothrix</i> Тип 0041	Металлы в сточных водах, поступающих в канализацию (мг/дм ³): цинка 68,4, меди 3,7, железа 94,0, кадмия 0,156, никеля 0,58
г. Ивановице-ва-Хане (Чешская республика)	Смесители без регенерации, нагрузки 0,5–0,8 кг/(кг·сут), возраст ила 2,5 сут, растворенный кислород 1,4–0,5 мг/дм ³	<i>Sphaerotilus natans</i>	Высокое содержание легкоокисляемой органики, характеризующейся БПК (до 1000 мг/дм ³) — сточные воды пивного завода
Сложский ЦБК	Вытеснители с регенерацией, нагрузки 0,1–0,2 кг/(кг·сут), возраст ила 8–10 сут, растворенный кислород 0,9–1,5 мг/дм ³	<i>Thiothrix</i> , <i>Sphaerotilus</i> , <i>Beggiatoa</i> , цианобактерии	Серосодержащие сточные воды, поступающие на очистку, сложный промышленный состав очищаемых сточных вод
ЦБК Юрмазы	Вытеснители с регенерацией, нагрузки 0,1–0,15 кг/(кг·сут), возраст ила 7 сут, растворенный кислород 2,0–3,0 мг/дм ³	<i>Fungi</i>	Кислые сточные воды pH 5,0 и менее

Концентрация металлов в возвратном активном иле в периоды интенсивного вспухания на различных сооружениях биологической очистки была зарегистрирована в следующих диапазонах: цинка от 75 до 31020, меди от 115 до 3350, никеля от 33 до 1317, алюминия от 15017 до 50000 мг/кг сухой массы ила.

Накопление алюминия и развитие вспухания при этом было вызвано

мероприятиями по совершенствованию качества очищаемых сточных вод — добавками металлосодержащих реагентов на стадии удаления фосфатов или обработки избыточного ила флокулянтами.

Таблица 3.16

Нитчатые микроорганизмы, наиболее часто вызывающие вспухание ила

Частота встречаемости в порядке убывания распространенности	Наименование таксонов
1	<i>Thiothrix</i> sp.
2	Тип 021 N
3	<i>Beggiatoa</i>
4	<i>Sphaerotilus natans</i>
5	Цианобактерии
6	Тип 1701
7	Тип 0041
8	<i>Fungi</i>

Способность тяжелых металлов к такому значительному накоплению в активном иле за счет биосорбции дает возможность, выполняя измерения непосредственно в возвратном иле, быстро выявить доминирующий токсикант и оценить общий перечень поступающих на биологическую очистку веществ, что не всегда удается при традиционном аналитическом контроле сточных вод.

Не только металлы действуют на активный ил как токсиканты, вспухание могут вызывать органические соединения: фенолы, формальдегид, нефтепродукты и другие вещества, которые присутствуют в очищаемых сточных водах и могут воздействовать как сложный многокомпонентный комплекс ядовитых веществ.

Второй по распространенности вид хламидобактериального вспухания вызывается бактериями рода *Sphaerotilus*, увеличивающими свою численность в иле по причине повышенного содержания легкоокисляемых загрязняющих веществ в сточных водах, которые активный ил адсорбирует, но окислить не успеваает. Такой вид вспухания наиболее распространен на сооружениях, очищающих сточные воды пищевой, консервной промышленности, пивоваренных и сахарных заводов.

Основная причина чрезмерного развития хламидобактерий рода *Sphaerotilus* в активном иле — это поступающие на очистку сточные воды, содержащие высококонцентрированные смеси органических загрязняющих веществ при коротком времени контакта их с активным илом, в результате возникающий дисбаланс между сорбцией загрязняющих веществ и их окислением биотой ила (Houtmeyers, 1978; Chudoba et al., 1982; Jenkins, 1984).

Органические вещества, поступающие в аэротенки, первоначально адсорбируются на поверхности иловых частиц, преобразуются экзоферментами, после чего трансформируются в клетку. Адсорбция загрязняющих веществ, как правило, занимает меньше времени, чем их окисление. В течение первых 0,5–2 ч контакта большинства растворенных органических загрязняющих веществ с активным илом происходит сорбция примесей активной биомассой (Busby, Andrews, 1975; Dold et al., 1980). Однако на их окисление требуется дополнительное время, которого часто недостаточно.

Сооружения пищевой промышленности, пивных, рыбных заводов, очищающие высококонцентрированные по легкоокисляемым органическим веществам сточные воды, построены, как правило, с расчетом на очень низкий возраст ила (см. табл. 3.15, г. Ивановице-на-Хане).

Скорость потребления субстрата у флокулообразующей микрофлоры высокая, а времени на окисление сорбированных илом загрязняющих веществ недостаточно, в результате происходит накопление неокисленных веществ, нарастает степень восстановленности среды и формируются полуанаэробные условия, к которым устойчивы хламидобактерии рода *Sphaerotilus*.

На фоне перегрузки активного ила по легкоокисляемым загрязняющим веществам и нарушения баланса между их сорбцией и окислением в иловой смеси возникает дефицит кислорода.

Потребление кислорода идет со скоростью, соответствующей высокой степени изъятия субстрата в начальный период сорбции загрязняющих веществ. Затем должно установиться равновесие между скоростью потребления кислорода и скоростью окисления субстрата, что соответствует завершению биоразложения сорбированного субстрата. Если такого равновесия не наступает, угнетаются гетеротрофные микроорганизмы и их экологическую нишу занимают хламидобактерии аэробы, которым свойственна низкая скорость сорбции и потребления субстрата, а также устойчивость к недостатку кислорода (Sezgin et al., 1978).

Как следует из описанного механизма развития вспухания, — основная причина чрезмерного роста бактерий рода *Sphaerotilus*: высокие нагрузки на активный ил по легкоокисляемой органике. Плохой режим смешения сточных вод с активным илом и недостаток кислорода в иловой смеси является сопутствующим и усугубляющим развитие данного вида вспухания фактором.

Как видно из табл. 3.15 содержание растворенного кислорода в иловой смеси при всех рассматриваемых случаях вспухания ила было дефицитным ($0,5 \text{ мг/дм}^3$) только на очистных сооружениях, очищающих высококонцентрированные сточные воды (пивного завода в г. Ивановице-на-Хане). В тех случаях, когда установленной причиной вспухания было токсическое воздействие на активный ил металлов, содержание растворенного кислорода в иловой смеси в периоды вспухания было выше установленной нормы ($1,5\text{--}2,0 \text{ мг/дм}^3$) и, как правило, составляло $2,5\text{--}3,5 \text{ мг/дм}^3$. В то же время, при гидробиологическом исследовании вспухшего активного ила отмечались явления специфической реакции гидробионтов на недостаток кислорода в иловой смеси, что можно объяснить воздействием токсикантов на дыхательные пигменты бактерий, дыхательные ферменты и ферментные системы простейших и многоклеточных организмов. Это позволяет отнести недостаток кислорода в активном иле при любых случаях нитчатого вспухания (какая бы причина его не вызывала) не к основным, а к сопутствующим факторам развития вспухания.

Третий вид нитчатого вспухания, вызываемого хламидобактериями или цианобактериями, провоцируется составом сточных вод, содержащих дефицит питательных веществ и дисбалансированных по элементам питания для активного ила.

Недостаток органики, азота и фосфора замедляет рост флокулообразующих бактерий и способствует массовому развитию нитчатых организмов с низкими потребностями к содержанию органических веществ в питательном субстрате. Такое вспухание ила

сопровождается снижением его окислительной способности и сокращением прироста ила. Этот вид вспухания распространен, например, на биологических очистных сооружениях нефтеперерабатывающих заводов по причине дефицита фосфора в сточных водах.

Доминирование цианобактерий и хламидобактерий в активном иле, функционирующем при недостатке азотсодержащих веществ в сточных водах, можно объяснить способностью этих организмов фиксировать азот из воздуха (Paerl, 1984), а также способностью удовлетворительно функционировать в среде с недостаточным содержанием биогенных веществ.

В тех случаях, когда избыточный ил подается в «голову» сооружений, дисбаланс питания для активного ила вызывается тем, что ил, направляемый в первичные отстойники, потребляет легкоокисляемую органику на стадии первичного отстаивания. В результате сточные воды поступают в аэротенки с избыточной наиболее ценной для питания частью органических загрязняющих веществ. Это также вызывает бурное развитие в иле аэротенков нитчатых бактерий, устойчивых к недостатку легкоразлагаемой органики в сточных водах и биогенных элементов.

Четвертый вид нитчатого вспухания связан со способностью серобактерий удовлетворительно функционировать в сточных водах, содержащих высокие концентрации серосодержащих соединений, окислять соединения серы и накапливать их в виде капелек внутри клеток (рис. 3.8). Нитчатые формы бесцветных серобактерий родов *Beggiatoa*, *Thiothrix* часто чрезмерно развиваются в сточных водах, содержащих восстановленные соединения серы и серосодержащие органические вещества. Этот вид вспухания распространен, например, на очистных сооружениях целлюлозно-бумажных комбинатов.

Пятый вид нитчатого вспухания, сапрофитно-грибковое, развивается в кислых сточных водах (при pH меньше 5,0). Основные причины нитчатого вспухания, а также основные и сопутствующие его развитию факторы приведены в табл. 3.17.

Таблица 3.17

Причины, вызывающие нитчатое вспухание активного ила

Основные факторы	Сопутствующие факторы
1. Высокие нагрузки на активный ил	1. Недостаток аэробности в аэротенках
2. Недостаток питательных веществ в сточных водах (органика, азот, фосфор)	2. Отсутствие или недостаточная регенерация ила
3. Токсичные сточные воды	3. Недостаточный возраст активного ила
4. Сточные воды с pH менее 5,0	4. Отсутствие режима вытеснения сточных вод в аэротенках-смесителях
5. Серосодержащие сточные воды	

3.2.2.2. Основные систематические признаки нитчатых микроорганизмов. По литературным данным вспухание ила вызывают около 30 видов нитчатых организмов (Chudoba, 1985; Wapner, 1997). Причем списки этих организмов в Европе, Америке и Южной Африке чрезвычайно разнятся и продолжают меняться и уточняться.

Нитчатые организмы были классифицированы (Eikelboom, 1975; Eikelboom, van Vijlsen, 1981) на 29 типов. В основу классификации было положено отношение к окрашиванию по Граму (рис. 3.58).

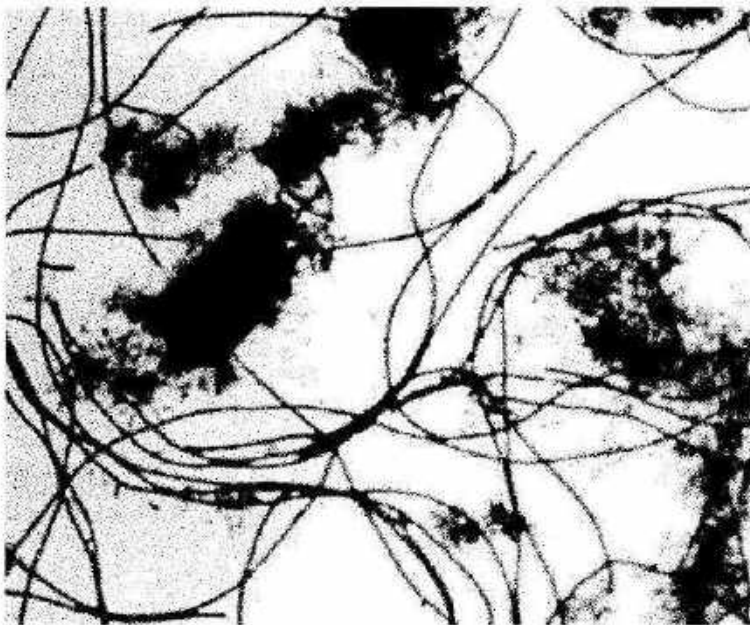


Рис. 3.58. Активный ил, окрашенный по Граму (Eikelboom, van Buijsen, 1983) (отрицательные по Граму бактерии окрашены в малиновый цвет, нитчатые бактерии, положительные по Граму — в фиолетовый)

Поскольку родовая принадлежность большинства нитчатых бактерий активного ила до настоящего времени не определена, авторы предложенной классификации существенно облегчили практику гидробиологических исследований, отказавшись от идентификации таксономических групп, так как морфологические характеристики этих бактерий чрезвычайно изменчивы и зависят от условий обитания или культивирования. Было предложено (Eikelboom, 1975) определять тип нитчатых бактерий. Споры о таксономической принадлежности нитчатых бактерий, начатые в 20-х годах прошлого столетия, активно продолжаются до настоящего времени (Blackall, 1994).

Специальные исследования, проведенные на рибосомах хламидобактерий при использовании флюоресценции (Wagner et al, 1994; Blackall, 1994) позволили существенно сократить список нитчатых, присутствующих в активном иле, объединив несколько таксонов в один.

В результате, список, предложенный Эйкелбумом (1981), был сокращен с 29 до 15–20 видов и продолжает уточняться. Все чаще высказывается мнение о широком распространении не более 7–8 видов нитчатых бактерий в активном иле (Ekama et al, 1997).

При развитии испухания в активном иле можно обнаружить одновременное присутствие различных родов нитчатых бактерий с обязательным преобладанием одного из них, наиболее характерного для данных экологических условий.

Несмотря на то, что список нитчатых организмов, предложенный Эйкелбумом, значительно сокращен, его определитель (рис. 3.59) остается наиболее приемлемым в практике гидробиологического исследования нитчатых микроорганизмов, так как позволяет наиболее просто определить родовую принадлежность нитчатых организмов, а, следовательно, наиболее точно установить основную причину возникновения испухания ила.

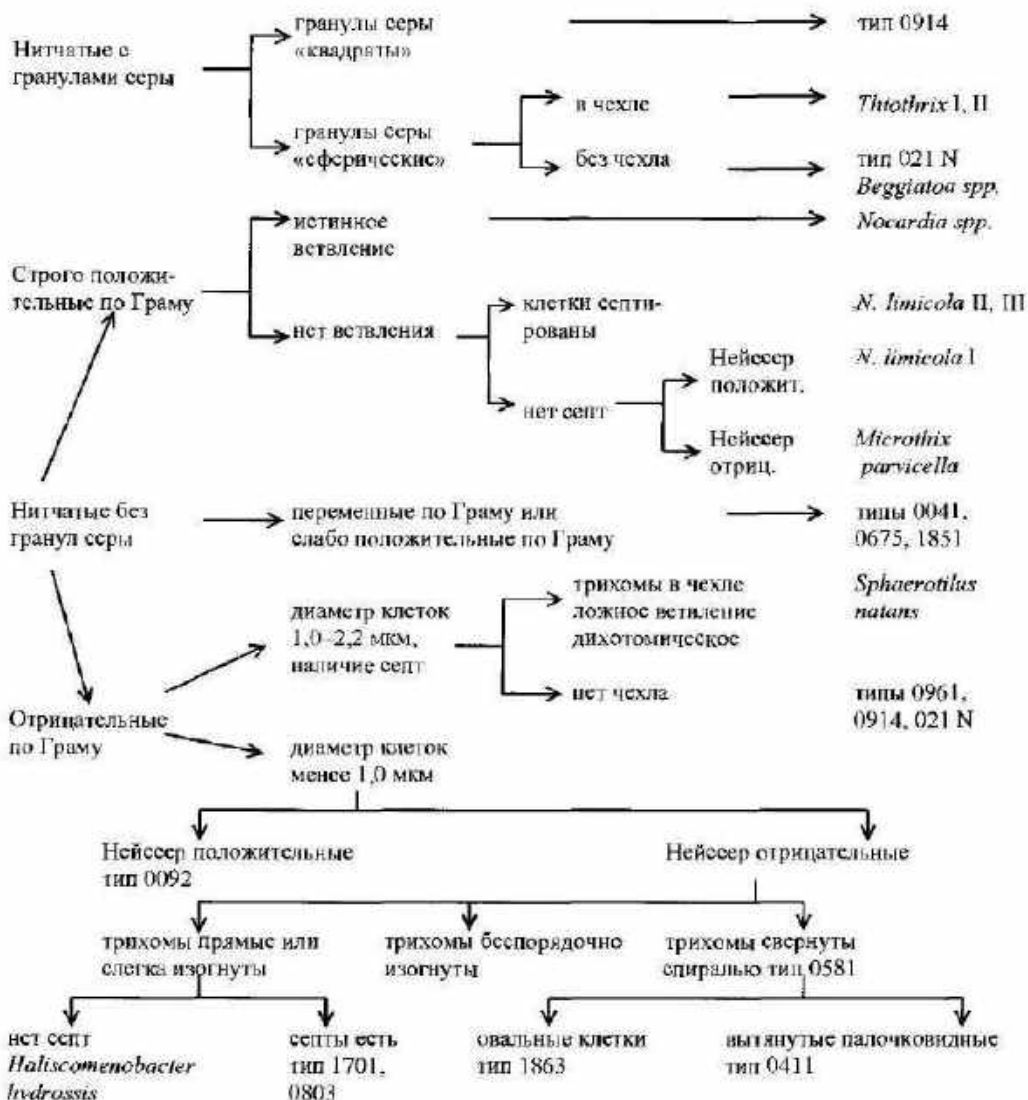


Рис. 3.59. Краткий определитель нитчатых микроорганизмов (адаптировано по Jenkins et al., 1984; Eikelboom, 1975)

При использовании определителя Эйкелбума диагностика родовой принадлежности проводится не только по отношению нитчатых организмов к красителям, но и по морфологическим свойствам хламидобактерий, цианобактерий и актиномицетов.

При определении родовой принадлежности нитчатых микроорганизмов следует учитывать следующие основные признаки:

форму нитчатых (прямая, изогнутая, закрученная);

размер нитей (диаметр 1–60 мкм, длина разнообразна: от 30 мкм до нескольких мм);

форму и размер клеток внутри нитей (квадратные, круглые, разные по длине);

ветвление нитей истинное у грибов и актиномицетов (*Nocardia*) и ложное у бактерий (*Sphaerotilus natans*);

подвижность нитей, их скольжение (*Beggiatoa* движется, скользя передним концом или петлеобразно);

наличие чехла, который выявляется при окрашивании микрокопируемого препарата 0,1 %-ным раствором кристаллического фиолетового;

наличие клеток гетеротрофной микрофлоры на поверхности нитчатых микроорганизмов (*Sphaerotilus natans*);

присутствие гранул серы (*Beggiatoa*, *Thiothrix*, тип 021N).

Хламидобактерии и цианобактерии характеризуются трихомным строением (см. рис. 3.7).

Морфология, плотность примыкания трихом, наличие гранул серы в клетке также являются родовыми признаками бактерий. Серобактерии родов *Thiothrix* и *Beggiatoa* накапливают в нитях гранулы аморфной серы и способны окислять ее минеральные соединения.

Основное отличие между этими наиболее распространенными серобактериями состоит в том, что клетки организмов рода *Beggiatoa* без чехла, способны к активному скользящему движению (рис. 3.60), а рода *Thiothrix*, неподвижны, трихомы расположены в чехле, часто прикрепляются к субстрату слизистым диском и клетки у основания несколько крупнее (рис. 3.61).

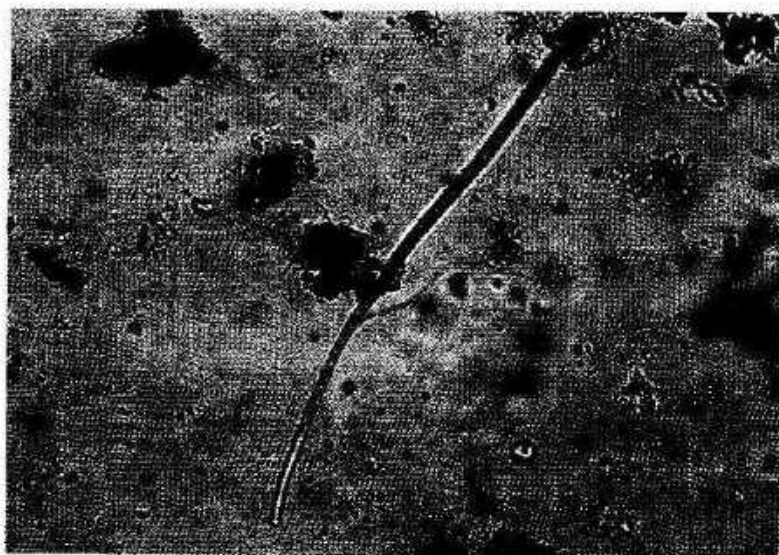


Рис. 3.60. Бесцветная серобактерия рода *Beggiatoa*

Как уже отмечалось, при доминировании в активном иле хламидобактерий рода *Sphaerotilus*, наблюдается высокое качество надильовой воды при отстаивании в цилиндре, что, по-видимому, связано не только с тем, что нитчатые образования создают рыхлые хлопья с развитой поверхностью и высокой окислительной способностью, но также с тем, что бактерии рода *Sphaerotilus* создают вокруг своих клеток оболочку, к которой прикрепляются отдельные клетки гетеротрофных бактерий, присутствующих в активном иле (рисунки 3.9, 3.62), и тем самым снижают мутность надильовой воды. Эта способность хламидобактерий присуща исключительно представителям

рода *Sphaerotilus*, что является дополнительным признаком, который можно использовать при определении родовой принадлежности.



Рис. 3.61. Бесцветные серобактерии рода *Thiobacillus*, прикрепленные к субстрату



Рис. 3.62. Гетеротрофные бактерии активного ила на поверхности нитчатых бактерий

В то же время, эта особенность бактерий рода *Sphaerotilus* служит причиной значительных потерь биомассы ила. При накоплении хламидобактерий флокулообразующая микрофлора агрегирует вокруг слизистой оболочки нитчатых структур, сами хламидобактерии одеваются «чехлом» из сапрофитных клеток. Хлопья ила теряют свою нормальную компактную структуру и приобретают вид filamentозной флокуляции. Это является причиной сокращения биомассы сапрофитных бактерий, которая

непрерывно уменьшается за счет избыточного выноса с нитчатыми бактериями из отстойников, что приводит к интенсивным потерям флокулирующих бактерий и нарастанию удельных нагрузок на активный ил и, следовательно, усугубляет вспухание.

Цианобактерии могут достигать значительной численности в процессе вспухания (рис. 3.63). Наиболее часто вызывают вспухание цианобактерии родов *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Microcystis*, *Nostoc*.

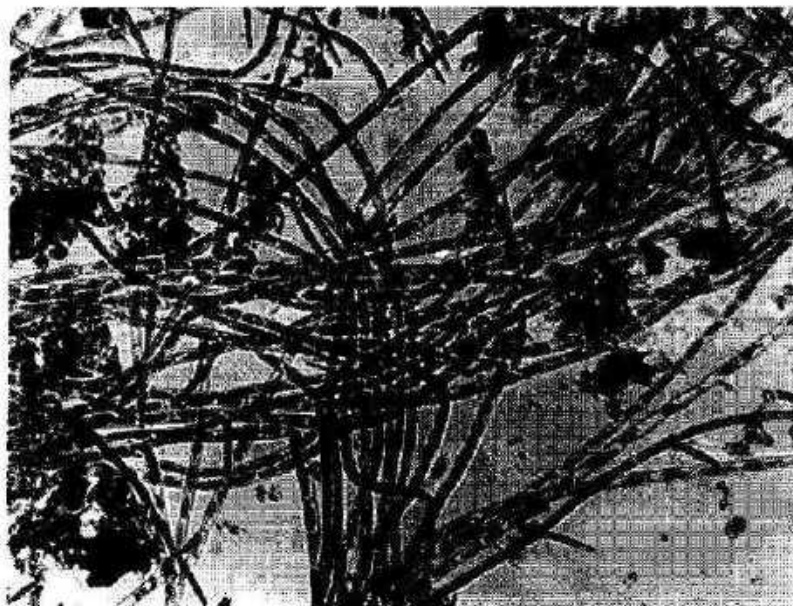


Рис. 3.63. Цианобактериальное вспухание активного ила

Цианобактерии — древнейшие организмы на Земле, наиболее приспособленные к чрезвычайно неблагоприятным условиям обитания. Так, например, они выдерживают замораживание, широко распространены в Антарктиде, где окрашиваются в черный цвет для максимального использования света. Также цианобактерии живут и в горячих источниках с температурой воды 74 °С (Определитель Берджи, 1997).

По морфологическим характеристикам (нитчатая трихомная форма строения, слизистый чехол вокруг трихом), способности к слизиобразованию, характеру скользящего движения, способу размножения цианобактерии очень схожи с нитчатыми серобактериями, поэтому некоторые гидробиологи (Pringsheim, 1958) относили нитчатых серобактерий к бесцветному варианту цианобактерий.

Разделить их в активном иле невероятно сложно, так как у цианобактерий нет хлоропластов, и хлорофилл разбросан по цитоплазме или отсутствует.

Цианобактерии способны усваивать свободный азот из атмосферы, и распространены при вспухании, вызываемом недостатком биогенных веществ в очищаемых сточных водах.

Сапрофитные грибы также способны вызывать вспухание активного ила (рис. 3.64) из-за нитчатого строения таллома, однако такое вспухание встречается достаточно редко, поскольку обусловлено специфическими причинами (низкие значения *pH* среды), редко присутствующими на сооружениях биологической очистки.

Причины, вызывающие вспухание ила и развивающиеся при этом биоиндикаторы представлены в табл. 3.18. Численность биоиндикаторов значительно возрастает при воздействии различных неблагоприятных факторов, вызывающих вспухание активного ила.

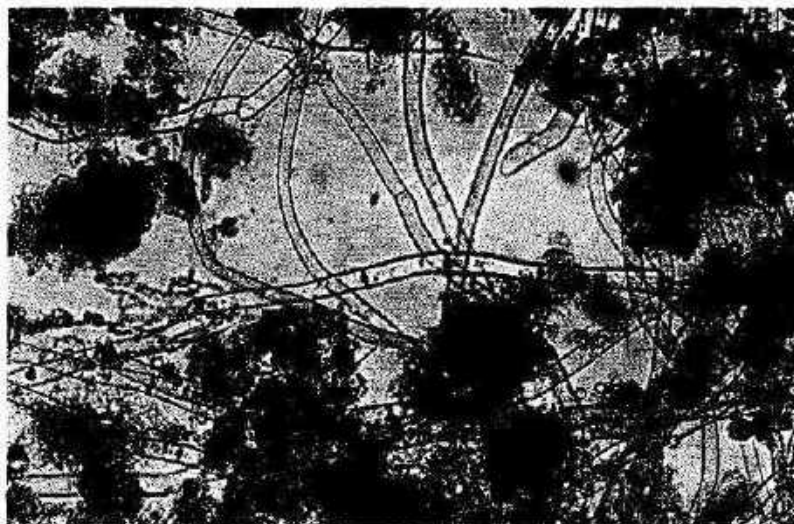


Рис. 3.64. Вспухание ила, вызванное сапрофитными грибами

Таблица 3.18

**Индикаторная оценка процесса биологической очистки
в условиях нитчатого вспухания ила**

Основная (доминирующая) причина, вызывающая вспухание	Биоиндикаторы
Токсичные сточные воды	Возрастание численности: нитчатых серобактерий родов <i>Thiothrix</i> , <i>Beggiatoa</i> тип 021 N или цианобактерий; диспергированных бактерий, не связанных с хлопьями ила; зооглейных форм, мелких раковинных планктонных амёб, инцистированных форм простейших
Высокие нагрузки на ил по легкоокисляемым органическим загрязняющим веществам	Возрастание численности: нитчатых бактерий рода <i>Sphaerotilus</i> ; всех видов бентосных раковинных амёб
Дисбалансированное питание для активного ила (недостаток легкоокисляемой органики и (или) нарушение пропорционального соотношения в содержании биогенных веществ в осветленных водах)	Возрастание численности: нитчатых серобактерий или цианобактерий, зооглейных форм бактерий; медленный прирост ила
Высокое содержание в очищаемых сточных водах различных соединений серы (главным образом восстановленных)	Возрастание численности: нитчатых серобактерий; мелких бесцветных жгутиковых
Кислые сточные воды	Возрастание численности сапрофитных грибов

3.2.2.3. Особенности развития нитчатого вспухания активного ила на действующих сооружениях биологической очистки. Несмотря на различие причин, вызывающих чрезмерный рост нитчатых бактерий, его возникновение, развитие и протекание очень схожи на разных сооружениях биологической очистки, правда, нельзя не отметить, что нередко можно наблюдать очень специфические особенности.

Рассмотрим характерную картину последовательного развития вспухания активного ила на примере очистных сооружений небольшого города Перемышля. На первых стадиях вспухания практически не выявляется изменений качества очистки сточных вод по гидрохимическим показателям, наблюдаемые отклонения от средних нормальных значений незначительны. В тоже время, при гидробиологическом контроле, на самых ранних стадиях вспухания ила, легко выявить увеличение численности нитчатых организмов. Так, на очистных сооружениях г. Перемышля численность хламидобактерий в активном иле вначале несколько увеличилась, постоянно нарастала и возросла со значений 2545 в апреле до 136455 шт./г сухого ила в августе 1999 г. (рис. 3.65), что сопровождалось значительным ухудшением седиментационных характеристик ила (иловой индекс с 239 в апреле поднялся до 722 см³/г в августе). На стадии такого повышения индекса ила качество очистки уже резко ухудшается за счет увеличения выноса взвешенных веществ из вторичных отстойников. Снижение эффективности биологической очистки и изменения в биоценозе активного ила происходили на фоне нарастания нагрузки на активный ил по содержанию в очищаемых сточных водах загрязняющих веществ. В указанный период в поступающих на очистку сточных водах возросли значения ХПК с 142 до 666 мг/дм³, взвешенных веществ с 61,0 до 376,4 мг/дм³ и БПК₅ с 40,5 до 252 мг/дм³.

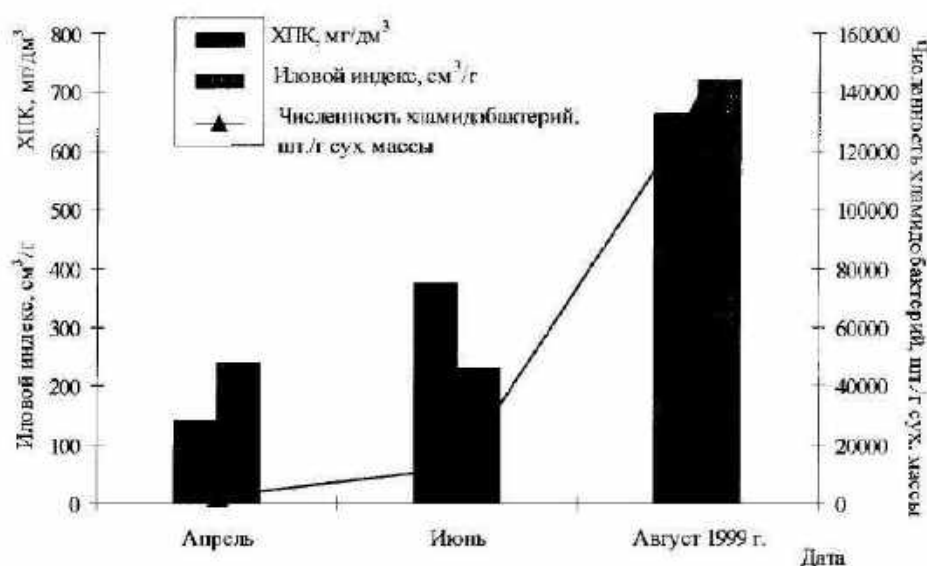


Рис. 3.65. Численность хламидобактерий в активном иле, иловой индекс и содержание загрязняющих веществ, характеризующихся показателем ХПК в поступающих на очистку сточных водах. Очистные сооружения г. Перемышля

Поскольку содержание металлов в сточных водах данных очистных сооружений систематически не измерялось (очистные сооружения небольшого города с незначительно развитым промышленным производством) для обнаружения основной причины вспухания был проанализирован возвратный активный ил, в котором было обнаружено: меди 115, цинка 1055, никеля 33 и железа 21500 мг/кг сухой массы ила, и таким образом установлена причина вспухания: резкое повышение нагрузки на активный ил по цинку и синергический токсический эффект взаимного действия меди и цинка на флокулообразующие гетеротрофные бактерии активного ила.

Последовательное ухудшение седиментационных характеристик активного ила — наиболее характерная особенность развития вспухания. Анализ всех наблюдаемых случаев показал, что иловой индекс в период вспухания на разных сооружениях изменялся в диапазоне 150–960 см³/г, что сопровождалось ухудшением качества биологической очистки по всем общесанитарным показателям, а степень снижения эффективности биологической очистки зависела от конструктивных особенностей вторичных отстойников.

Так, на очистных сооружениях г. Владимира в период вспухания активного ила содержание взвешенных веществ в очищенных сточных водах увеличилось по сравнению с периодом нормального функционирования в 2 раза, а на очистных сооружениях г. Волгограда в 6 раз и достигло 36 мг/дм³. В тех случаях, когда токсикант, вызывающий вспухание, продолжал поступать со сточными водами в аэротенки, интенсивность вспухания нарастала.

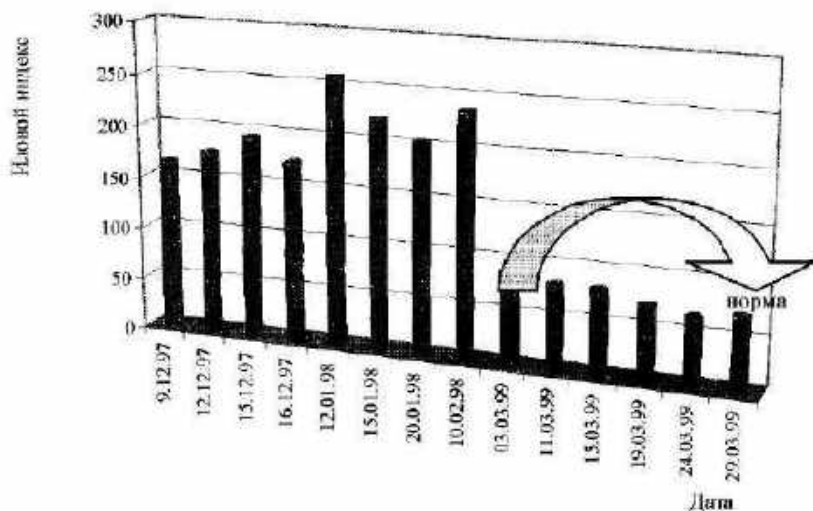


Рис. 3.66. Динамика илового индекса в периоды вспухания активного ила и в состоянии нормы. Очистные сооружения г. Владимира

Наиболее характерным примером регулярного возобновления вспухания активного ила (не реже 1–2 раз в год) являются очистные сооружения г. Владимира. На рис. 3.66 представлена динамика илового индекса в норме и в период вспухания ила

в таблицах 3.19–3.21 приведены данные гидрохимического качества сточных вод в период зарегистрированного вспухания в мае 1998 г., основные показатели технологического режима очистки и динамика структурных изменений биоценоза активного ила за тот же период.

По данным гидрохимического контроля (табл. 3.19) была установлена основная причина чрезмерного накопления хламидобактерий в активном иле: поступающие в канализацию сточные воды одного из заводов. Содержание в них цинка составляло 68, меди — 3,7, кадмия — 0,16 и никеля — 0,58 мг/дм³.

Таблица 3.19

Гидрохимическое качество очистки сточных вод на сооружениях г. Владимира в период развития вспухания в мае 1998 г.

Показатели загрязнения сточных вод	Поступающие на очистные сооружения сточные воды, мг/дм ³	Очищенные сточные воды, мг/дм ³	Концентрация металлов в сточных водах завода N при сбросе в канализацию, мг/дм ³
БПК ₅	93,0	22,0	0
Взвешенные вещества	105,8	15,3	—
Аммонийный азот	14,2	2,1	—
Нитриты	0,01	0,2	—
Нитраты	Не обнаружено	11,83	—
Фосфаты	6,7	6,5	—
Цинк	0,1	0,005	68,4
Медь	0,06	0,0095	3,7
Хром	0,038	Не обнаружено	Не обнаружено
СПАВ	1,44	0,172	То же
Нефтепродукты	1,6	0,06	—
Железо	1,0	0,07	94,0
Кадмий	Не обнаружено	Не обнаружено	0,156
Никель	Не обнаружено	Не обнаружено	0,58

¹⁾ Прочерк означает: не измерялось.

Очистные сооружения г. Владимира работают с регулярно повторяющимся хламидобактериальным вспуханием, вспышки которого были зарегистрированы в январе-феврале и мае-июне 1998 г. В 1998 г. не удалось зарегистрировать состояния нормы в биоценозе активного ила, и за условную норму был принят биоценоз функционирующий в наиболее благоприятном периоде — марте 1999 г., когда модифицированный индекс видового разнообразия *S₁₀₀* составлял 32,4. При этом хламидобактерии были вытеснены не полностью, их численность составляла 6050 шт./г сухого ила, что можно принять за условную норму, так как при интенсивном вспухании численность хламидобактерий на этих сооружениях достигает нескольких десятков тысяч (табл. 3.21).

Видовое разнообразие активного ила Владимирских сооружений составляет не менее 25 видов в условно благоприятных для данных сооружений условиях. Как видно из табл. 3.21, вспухание активного ила на первых этапах своего развития сопровождается нарастанием численности, не связанных с хлопьями мелких парящих

раковинных амёб *Gromia neglecta*, численность которых увеличивалась наряду с численностью хламидобактерий, что явилось следствием вытеснения из биоцепоза флокулообразующих бактерий, увеличения количества бактерий, не связанных с хлопьями ила — излюбленной пищи раковинных амёб.

Таблица 3.20

Технологические параметры очистных сооружений г. Владимира

Технологические характеристики	Диапазон изменения параметра в 1998 г.	Среднее значение параметра за 1998 г.
Очищаемый объем сточных вод, тыс. м ³ /сут	116,6–182,5	150,9
Процентное соотношение бытовых и промышленных сточных вод	40 : 60 $\left(\frac{\text{БПК}_5}{\text{ХПК}} = 0,4 \right)$	Не оценивалось
Нагрузки по БПК ₅ на сухую массу ила, кг/кг сут	0,16–0,25	0,17
Период аэрации, ч	6–8	6,8
Время пребывания активного ила, ч	6–9	7,5
Возраст ила, сут	5–7,3	6,85
Содержание растворенного кислорода в иловой смеси, мг/дм ³	1,6–6,0	Аэротенк — 3,0
		Регенератор — 1,4
		После вторичных отстойников — 4,9
Прозрачность надфиловой воды, см	16–30	25
Иловой индексе, см ³ /г	От 69 в норме до 300 и более при вспухании ила	Не оценивалось

Таблица 3.21

Видовое разнообразие и численность организмов активного ила в условиях интенсивного развития (1998 г.) и подавления вспухания (1999 г.) на очистных сооружениях г. Владимира

Таксон	Численность организмов на 1 г сухой массы ила, экз.	
	20 мая 1998 г.	2 марта 1999 г.
1	2	3
Хламидобактерии рода <i>Thiothrix</i>	13580	400
Тип 0041	365	2050
<i>Zoogloea ramifera</i>	52	77
<i>Zoogloea iwa</i>	104	—
<i>Zoomastigophorea</i> б/цвет.	885	192
Подкласс <i>Gymnamoebia</i>		
размерный диапазон 150–400 мкм	52	4
12–120 мкм	104	38
<i>Pamphagus hyalinum</i>	104	192

Окончание таблицы 3.21

1	2	3
<i>Arcella hemisphaerica</i>	104	154
<i>A. discoides</i>	104	269
<i>Centropyxis aculeate</i>	–	38
<i>Gromia neglecta</i>	22000	–
<i>Euglypha acanthophora</i>	156	–
<i>Actinophrys sol.</i>	52	–
<i>Carchesium polypinum</i>	540	1340
<i>Epistylis pilicantilis</i>	171	1807
<i>Vorticella microstoma</i>	–	38
<i>Aspidisca costata</i>	208	192
<i>A. lynceus</i>	–	38
<i>A. turrida</i>	–	154
<i>Euplotes affinis</i>	–	192
<i>Vorticella aerotenci</i>	–	38
<i>V. campanula</i>	–	76
<i>V. convallaria</i>	–	76
<i>V. microstoma</i>	–	158
<i>Chilodonella uncinata</i>	573	38
<i>Ch. cucullis</i>	–	538
<i>Tetrahymena sp.</i>	–	115
<i>Astasia sp.</i>	–	38
<i>Peranema</i>	–	4
<i>Aelosoma hemprichi</i>	–	38
<i>Rotaria rotatoria</i>	104	192
<i>Monostyla sp.</i>	–	38
<i>Notommata sp.</i>	–	38
<i>Fungi saprofitum</i>	–	115

¹⁾ Прочерк означает: не обнаружено.

Использование методов прямого счета бактерий с применением флуоресцирующих красителей позволило подсчитать клетки бактерий непосредственно в хлопьях ила, в результате чего было установлено, что биомасса флокулообразующих бактерий, связанных с хлопьями, сократилась в период вслухания и достигла минимальных значений, менее 100 мг/дм³. Количество бактерий, связанных с хлопьями ила обычно на данных сооружениях в благоприятных условиях функционирующего активного ила не менее чем в 5,2 раз превышает количество живущих вне хлопьев. В период вслухания это соотношение изменилось и биомасса живущих вне хлопьев ила бактерий в 30 раз превысила биомассу внутри хлопьев.

На рис. 3.67 представлены изменения модифицированного индекса *Saba* (целой части), характеризующего сокращение видового разнообразия в сравнении с условной нормой с 32 до 18 и изменения дробной части индекса, характеризующего снижение равномерности распределения видов с 0,4 до 0,1. Что свидетельствует о значительном повреждающем воздействии токсикантов на активный ил, который в результате претерпел существенную структурную перестройку.

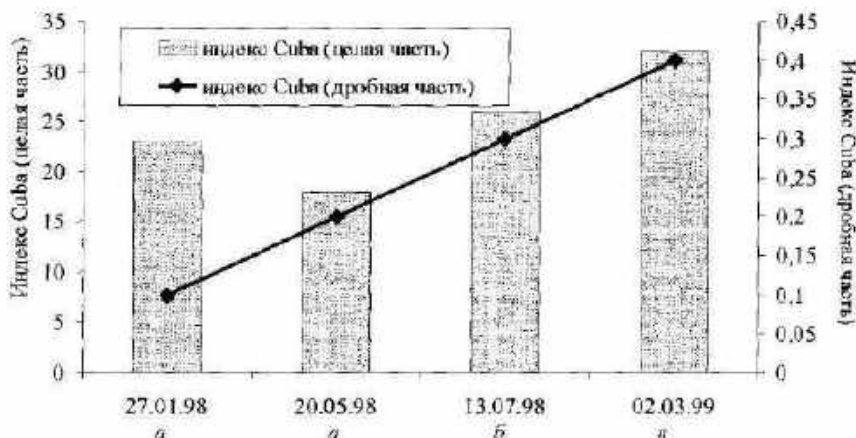


Рис. 3.67. Значения модифицированного индекса *Saba* в периоды: вспухания активного ила (а), восстановительном (б), и нормы или удовлетворительного состояния ила (в). Очистные сооружения г. Владимира

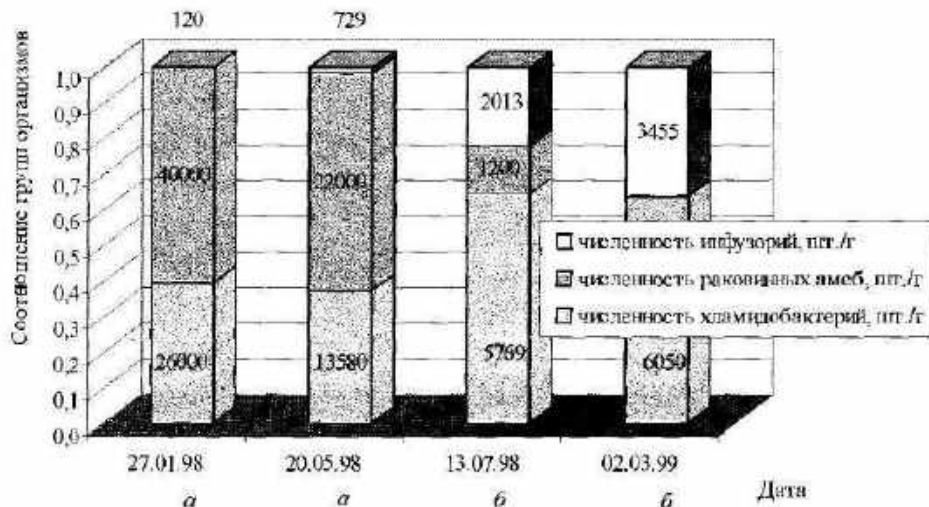


Рис. 3.68. Распределение основных таксономических групп организмов в период вспухания активного ила (а) и в период условной нормы (б). Очистные сооружения г. Владимира

Процентное распределение наиболее чувствительных к антропогенному стрессированию таксономических групп организмов активного ила в периоды вспухания на очистных сооружениях г. Владимира и в состоянии условной нормы (рис. 3.68)

наглядно отражает происходящие процессы. В периоды стрессирования пораженное звено флокулообразующих бактерий замещается хламидобактериями и иланктонными раковинными амебами, при этом численность прикрепленных инфузорий сводится к минимуму, а в восстановительном периоде численность прикрепленных инфузорий опять возрастает, в то время как раковинные корненожки вытесняются полностью.

Минимальная для данного активного ила численность хламидобактерий сохраняется и в восстановительном периоде, поскольку провоцирующий фактор вспухания ила (присутствие металлов в очищаемой воде) постоянно сохраняется.

Сравнительный анализ происходящих процессов в период вспухания, возникающего по разным причинам на различных сооружениях биологической очистки, позволяет выявить характерную специфику в каждом наблюдаемом случае.

В табл. 3.22 представлены структурные характеристики биоценозов активного ила различных сооружений биологической очистки в периоды развития вспухания активного ила.

Изменения в составе и численности отдельных групп микрофауны активного ила происходили в зависимости от факторов, вызывающих вспухание. Если причинами, вызвавшими вспухание, были перегрузки по легкоокисляемой органике (очистные сооружения г. Праги, Ивановице-на-Хане, Златоуста), видовое разнообразие микрофауны сохранялось, и происходили незначительные изменения в численности отдельных групп и в функциональном состоянии некоторых организмов ила.

Таблица 3.22

Видовое разнообразие и численность организмов активного ила при чрезмерном накоплении хламидобактерий

Таксон	Очистные сооружения				
	г. Златоуста	Слокского ЦБЗ	г. Ивановице-на-Хане	г. Праги (Sedlee)	г. Волгограда
1	2	3	4	5	6
	Численность организмов на 1 грамм сухого ила, экз.				
Общая численность бактерий (прямой счет эпифлуоресцентным методом)	$1,53 \cdot 10^8$	$1,1 \cdot 10^6$	не учитывались		
Бесцветные серобактерии рода <i>Thiothrix</i> , <i>Beggiatoa</i>	83	16167	1250	1440	— ¹⁾
Нитчатые бактерии рода <i>Sphaerotilus</i>	42001	1176	54112	37000	62095
<i>Zoogloea ramigera</i>	83	147	50	84	97
<i>Zoomastigophorea</i> б/цв	666	1000	244	117	14005
<i>Vodo globosus</i>	166	—	100	—	—
<i>Vodo sp.</i>	—	—	—	20	—
Класс <i>Lobosea</i> подкласс <i>Gymnamoebia</i> , размерный диапазон:	—	—	—	—	—
крупные 500–700 мкм	416	—	—	—	9
средние 150–400 мкм	333	—	—	4	195
мелкие 12–120 мкм	838	—	—	—	62

Окончание таблицы 3.22

1	2	3	4	5	6
<i>Centropyxis aculeata</i>	–	–	100	–	–
<i>Arcella hemisphaerica</i>	–	–	–	2400	–
<i>A. vulgaris</i>	–	–	–	–	201
<i>Pamphagus hyal.</i>	500	647	4400	1520	701
<i>Gromia neglecta</i>	17833	–	–	–	685
<i>Gromia fluviatilis</i>	–	–	50	–	–
<i>Euglypha laevis</i>	–	–	300	–	–
<i>Actinophrys sol.</i>	6	118	–	–	–
<i>Carchesium polypinum</i>	–	–	2550	124	47
<i>Opercularia coarctata</i>	2000	–	111	–	–
<i>Epistylis plicatilis</i>	83	–	–	–	–
<i>Vorticella microstoma</i>	–	294	100	52	44
<i>V. aerotenci</i>	–	33	650	92	–
<i>V. campanula</i>	–	33	500	224	–
<i>V. alba</i>	–	–	1450	–	–
<i>V. sp.</i>	416	100	700	–	–
<i>V. striata</i>	–	235	–	–	16
<i>Aspidisca costata</i>	750	133	1725	80	411
<i>A. lynceus</i>	–	–	400	16	75
<i>Litonotus carinatus</i>	–	–	–	48	312
<i>L. sp.</i>	83	–	–	8	195
<i>L. lamella</i>	–	118	150	–	547
<i>Tokophrya mollis</i>	–	–	1000	4	–
<i>Podophrya fixa</i>	833	–	–	–	–
<i>Colpidium colpoda</i>	–	–	–	–	912
<i>Paramecium caudatum</i>	2499	–	–	–	–
<i>Chilodonella sp.</i>	–	–	50	–	–
<i>Philodina sp.</i>	83	–	100	4	–
<i>Colurella sp.</i>	–	–	20	4	–
<i>Rotaria neptunia</i>	–	–	–	16	–
<i>Forbilus helveticus</i>	–	–	50	–	–
<i>Aelosoma hemprichi</i>	166	–	–	4	–
<i>Mycophyta</i>	–	–	–	80	302
Иловой индекс, см ³ /г	480	240	750	960	247

) Прочерк означает: не обнаружено.

Например, на сооружениях г. Ивановице-на-Хане за три недели наблюдений от начала чрезмерного развития хламидобактерий произошли незначительные изменения в качественном составе микрофауны. Сохранились практически все таксономические группы, входящие в состав биоценоза от начала внезапного поступления повышенных количеств загрязняющих веществ, когда удельные нагрузки на активный ил, выраженные показателем БПК₅, возросли от 0,047 до 1,7 г/г ила в сутки (в 36 раз). Численность бактерий рода *Sphaerotilus* после такого увеличения нагрузки быстро возросла и за 6 дней достигла 38112, а через 3 недели от начала воздействия неблагоприятных факторов — 54112 штук на 1 г сухого ила. Одновременно в 20,2 раза возросла численность бесцветных жгутиконосцев. Сохранились все виды раковинных амёб, их количество также увеличилось в 10,7 раза.

За весь период развития вспухания, класс *Peritricha* сохранялся за исключением вида *Epistylis pl.* и количественно преобладал над другими классами, крупные колонии прикрепленных инфузорий, были вытеснены из биоценоза, а одиночные зооиды рода *Vorticella* приобрели специфические изменения, характеризующие их обычную реакцию на повышенные содержания загрязняющих веществ (Бараусова, 1990; Гейспец, Никифорова, Богданов, 1990). Изменилась форма тела из вытянутой в цилиндрическую, уменьшился диаметр перистомы, снизилась активность адоральной зоны мембранелл и увеличилось число пищеварительных вакуолей. Присутствовали, но не достигали существенного развития такие чувствительные к загрязнению виды, как сосущие инфузории и коловратки. Доля крупных свободноплавающих инфузорий возросла.

Вспухание, возникающее по причине токсического воздействия на активный ил, наблюдается практически постоянно на очистных сооружениях ЦБК, очищающих сточные воды сложного состава, включая серосодержащие органические вещества.

Для подобных сооружений вспухание протекает сходно и характеризуется невысокой интенсивностью, регулярной возобновляемостью, постоянно плохим качеством очистки. Реакция со стороны микрофауны активного ила на токсианты иная и сводится к исчезновению из биоценоза наиболее чувствительных простейших, сокращению видового разнообразия и количественному накоплению отдельных таксономических групп с низкой организацией. Количество питчатых серобактерий в активном иле достигало на очистных сооружениях Слоцкого ЦБК 16176 штук на 1 г сухой массы ила. Общее число таксонов составляло 19, при количественном преобладании питчатых бактерий рода *Thiothrix* и *Sphaerotilus* и раковинных амёб. Класс *Peritricha* был практически вытеснен и представлен только одиночными зооидами со значительным численным преобладанием вида *Vorticella microstoma*. Свободноплавающие инфузории представлены мелкоразмерными группами. Значительное упрощение экологической структуры ила было связано с его реакцией на неблагоприятные факторы, угнетающие микрофауну аэротенков.

На рисунках 3.69 и 3.70 приведены значения модифицированного индекса *Cuba* по его целой и дробной части в периоды развития хламидобактериального вспухания на семи сооружениях биологической очистки.

Значительное сокращение видового разнообразия и равномерности распределения видов по модифицированному индексу *Cuba* произошли на сооружениях, где

вспухание возникло по причине воздействия токсикантов на активный ил (Слокский ЦБК, Волгоград, Перемышль, Владимир). Однако на тех сооружениях, где причиной вспухания послужили сточные воды с высоким содержанием легкоокисляемой органики, при отсутствии каких-либо токсических веществ, видовое разнообразие осталось в пределах нормы (рис. 3.69) и только равномерность распределения видов (рис. 3.70) значительно снизилась.

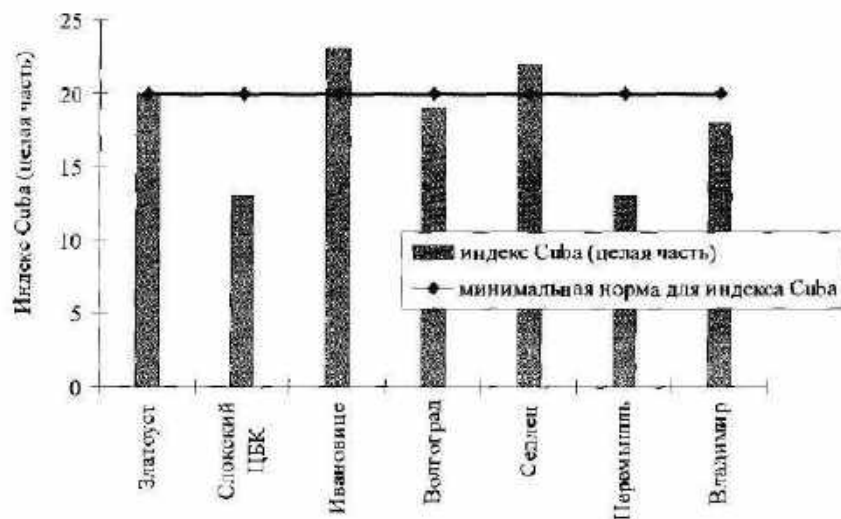


Рис. 3.69. Значения модифицированного индекса Сива (целая его часть) в периоды развития вспухания активного ила на различных сооружениях биологической очистки

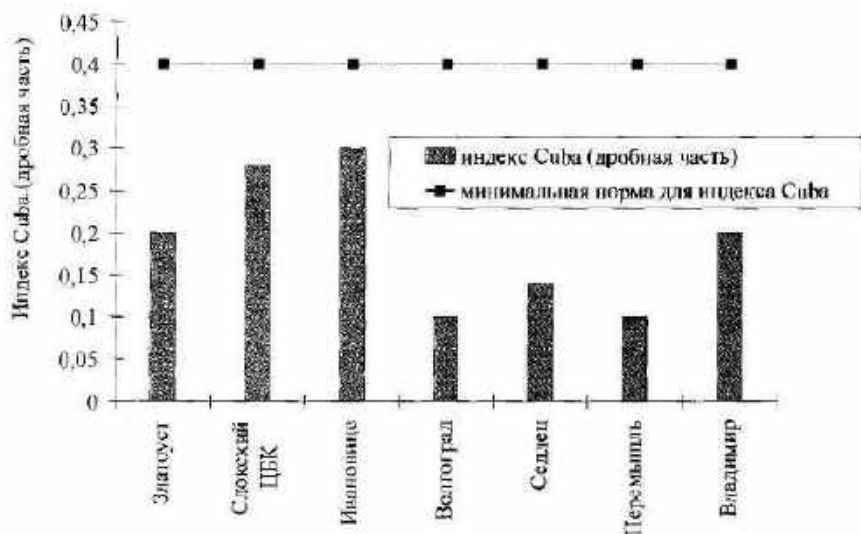


Рис. 3.70. Значения модифицированного индекса Сива (дробная его часть) в периоды развития вспухания активного ила на различных сооружениях биологической очистки

3.2.2.4. Специфические мероприятия по подавлению и профилактике нитчатого вспухания. Разработка мероприятий по профилактике возникновения и подавлению нитчатого вспухания имеет огромное значение, поскольку это связано с проблемами предупреждения интенсивного загрязнения природных водоемов, принимающих сточные воды городов и промышленных предприятий. Профилактика проще и дешевле, чем мероприятия борьбы с уже развившимся вспуханием ила.

Несмотря на то, что с вспуханием активного ила на сооружениях биологической очистки столкнулись с первых лет эксплуатации аэротенков (Arden, Lockett, 1922; Fowler, 1924; Захаров, 1938), эффективного метода борьбы с ним не предложено до сих пор (Bitton, 1994), а проблема вспухания становится все более актуальной в Европе, Америке, Южной Африке (Andreasen, Sigvardsen, 1993; Foot et al., 1994) и в последние годы в России в связи с восстановлением и развитием промышленного производства. Предлагаемые в настоящее время в мире мероприятия по борьбе с нитчатым вспуханием нельзя признать специфическими, поскольку они направлены на симптомы данной патологии, а именно на уничтожение нитчатых организмов в активном иле, а не на основные причины, вызывающие их чрезмерный рост.

Так, например, 50 лет назад был предложен и в наши дни наиболее широко используется для подавления вспухания в Европе и Америке (Chudoba, 1985; Bitton, 1994) метод хлорирования активного ила в аэротенках раствором хлорной извести до 20 мг/дм³ хлора.

Данный метод не дает надежного положительного эффекта, поскольку при этом невозможно избирательно уничтожить нитчатые бактерии. Хлор, как сильно действующий токсикант, угнетает весь биоценоз активного ила, нарушает его ферментативную активность и подавляет весь процесс очистки на 2–4 недели. Кроме того, в результате хлорирования активного ила резко возрастает токсичность очищенных сточных вод не только за счет самого хлора, но и за счет разрушения ила и продуктов его разложения.

На рис. 3.71 графически представлены данные экспериментов, полученных на реальных сточных водах с использованием хлорной извести в концентрации в 10 раз меньше рекомендуемой в литературе для подавления нитчатого бактериального вспухания. Поскольку процесс определения биохимического потребления кислорода наилучшим образом моделирует процессы биохимического окисления загрязняющих веществ в сточных водах на сооружениях биологической очистки, было проведено исследование влияния остаточного хлора на динамику БПК в течение пяти суток при доочистке сточных вод в лабораторной установке.

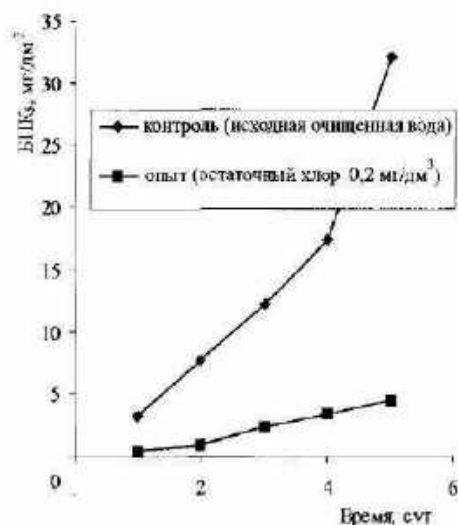


Рис. 3.71. Динамика снижения БПК₅ при дозе активного хлора 2 мг/дм³ (содержание остаточного хлора 0,2 мг/дм³)

Как видно из рисунка, содержание остаточного хлора $0,2 \text{ мг/дм}^3$ тормозило процесс потребления кислорода на 87,5 % в первые сутки и на 80–86 % в последующие сутки исследования.

Для заражения исследуемой воды использовался активный ил, не содержащий хламидобактерий, поэтому нельзя говорить ни о каком избирательном (как сообщается в литературе) действии хлора на нитчатые микроорганизмы и защищенности флокулообразующих бактерий внутри хлопьев активного ила (Bitton, 1994; Ekama et al., 1997).

Однако, накоплено немало практического опыта о результативности воздействия хлорирования на вспухший активный ил. В критической ситуации к этому методу можно прибегать. Хлорирование даст положительный эффект за счет гибели активного ила, так как при этом ил хорошо осаждается и его вынос сразу прекращается. А снижение содержания загрязняющих веществ в сточных водах происходит за счет сильных хемоокислительных свойств хлорной извести. При этом следует учитывать, что хлорирование, если поступление токсикантов не прекратилось, не может дать эффективного результата, поскольку не устраняет основные причины, вызывающие вспухание ила. Под воздействием хлора нитчатые бактерии погибают, однако главная причина, вызывающая вспухание, сохраняется, может периодически возобновлять действие, вспухание регулярно повторяется или постоянно присутствует на сооружениях. Таким образом, борьба с симптомами, последствием, а не с причинами, вызывающими вспухание, не может принести долговременных положительных результатов. Хлорирование ила эффективно в период, когда поступление токсикантов прекратилось, но восстановить флокулообразующую микрофлору не удастся и нитчатые бактерии продолжают процветать. Данный метод применяется как полная санация активного ила с последующим его наращиванием заново. С той же целью можно использовать метод повышения температуры сточных вод до $29\text{--}32 \text{ }^\circ\text{C}$.

В литературе предлагается также использовать в качестве мер борьбы с нитчатым вспуханием добавки перекиси водорода в концентрации $100\text{--}200 \text{ мг/дм}^3$ (Ekama et al., 1997). Такая обработка дает хорошие результаты, особенно если она проводится соединениями перекиси водорода с органическими веществами, например препаратом «Персоль» или аналогами, однако по экономическим соображениям данный метод практически недоступен на очистных сооружениях в России.

Поскольку вспухание активного ила является откликом биоценоза на неблагоприятные экологические условия для флокулообразующей микрофлоры (которая замещается более устойчивыми нитчатыми организмами), комплекс мер, разрабатываемых по борьбе с ним, должен предполагать, с одной стороны, стабильное улучшение экологических условий в аэротенках, а с другой — активизацию ферментативных свойств флокулообразующей микрофлоры, что позволит ей антагонистически вытеснять нитчатые организмы из биоценоза активного ила. Так как эти меры направлены как на ликвидацию основных причин вспухания (экологические условия аэротенка), так и на последствия, вызванные их воздействием (чрезмерный рост нитчатых организмов), получаемый эффект стабильно поддерживается, что обеспечивает существенное улучшение качества очистки сточных вод и предотвращает загрязнение природных водоемов.

Комплекс мероприятий, направленных на подавление вспухания активного ила, должен разрабатываться только после точного установления причин, вызвавших вспухание, что обеспечивается правильной диагностикой родовой принадлежности развивающихся при этом нитчатых организмов.

На очистных сооружениях, где вспухание активного ила регулярно возобновляется обслуживающему персоналу необходимо проявить целеустремленность в поиске его причин и большое терпение в борьбе, поскольку на практике не всегда удается предпринять правильные шаги и достичь быстрого успеха.

При преобладании в активном иле хламидобактерий рода *Sphaerotilus*, вызванном перегрузкой ила легкоокисляемыми органическими веществами, необходимо провести мероприятия, направленные на сокращение нагрузки на активный ил. Это может быть обеспечено увеличением концентрации активного ила и повышением его способности к ферментативному окислению, что в свою очередь требует увеличения содержания кислорода в системе. Выполнение всех этих условий предполагает проведение мероприятий, включающих три составные части: 1) повышение аэробности системы, 2) снижение нагрузок на активный ил, 3) повышение ферментативной активности микрофлоры стимуляцией ила алкилирующими агентами с последующей его селекцией (метод химического мутагенеза) (Рапопорт, Васильева, 1980; Жмур, Лапшин, 1994; Жмур, 1996, 1997).

Рассмотрим последовательно основные принципы и условия проведения предлагаемых мероприятий.

Повышение аэробности в аэротенках и регенераторах — обязательное условие в борьбе и профилактике нитчатого вспухания ила, какая бы причина его не вызвала.

Идеальные условия массопереноса растворенного кислорода из жидкости в бактериальные клетки ила достигаются установкой системы пневматической аэрации с мелким размером пузыря воздуха (500–800 мкм).

Мелкопузырчатая аэрация позволяет обеспечить высокопроизводительную работу аэротенков, поскольку аэробные условия создаются на всех участках биологической очистки, что способствует благоприятному режиму функционирования дыхательных пигментов флокулообразующей микрофлоры. В результате повышается устойчивость гетеротрофных бактерий к высоким нагрузкам по органическим загрязняющим веществам, улучшаются седиментационные свойства активного ила. Мелкопузырчатая аэрация обязательно должна сочетаться с крупнопузырчатой аэрацией, что улучшает как перемешивание, т.е. массообмен в хлопьях ила, так и степень насыщения кислородом иловой смеси. Применение только мелкопузырчатой аэрации не позволяет удовлетворительно перемешать иловую смесь и сопровождается нарушением массообмена в хлопьях ила.

Для снижения удельных нагрузок на активный ил проводятся мероприятия, улучшающие работу механической части очистных сооружений (более частая отгрузка осадка, прееаэрация сточных вод, применение реагентов или ультрафиолетовое облучение осветленных сточных вод). Рабочая доза активного ила повышается путем сокращения объема ила, направляемого на утилизацию. Для стабильного повышения дозы ила в аэротенки устанавливаются носители биомассы с большой поверхностью

для обрастания биопленкой (рис. 3.72), что позволяет повысить эффект биологической очистки за счет увеличения рабочей концентрации активного ила. При использовании дополнительной биомассы ила, размещенной на носителях, очистка осуществляется несколькими различными ценозами ила, подразделяющимися на две основные группы: ценоз активного ила, находящегося во взвешенном состоянии, и ценоз биопленки, прикрепленной к носителям. Возраст активного ила на носителях больше, чем у ила во взвешенном состоянии, непрерывно удаляемом и обновляемом. Такое сочетание разных возрастов позволяет поддерживать в реакторе высокие скорости окисления, обеспечиваемые молодым илом (возраст 3–4 сут), улучшить нитрифицирующие и седиментационные свойства активного ила (возраст ила более 10–12 сут). Кроме того, прикрепленная биомасса увеличивает общее время пребывания активного ила в системе, что особенно важно для сооружений, очищающих сложноокисляемую органику. Возрастание концентрации ила и общей биомассы приводит к снижению нагрузок на ил, а следовательно, к подавлению нитчатого бактериального вспухания и улучшению качества очистки (Жмур, Лапшин, 1994).

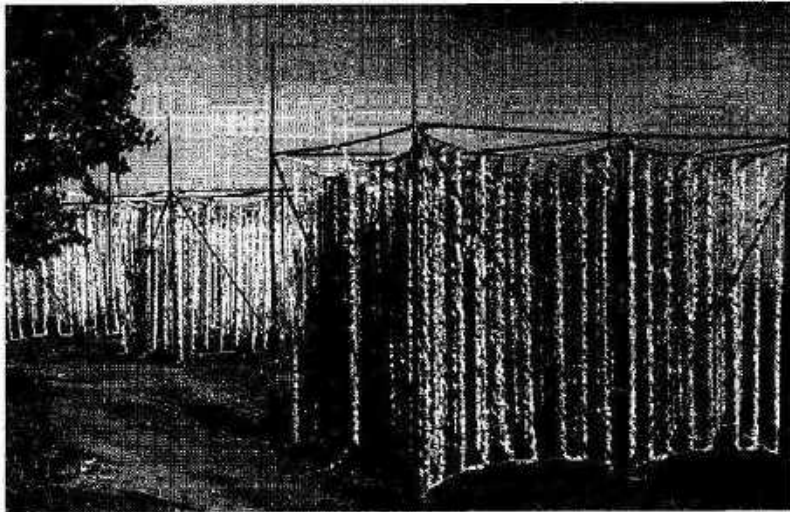


Рис. 3.72. Носители биомассы ершового типа

Эффективным материалом для носителей биомассы, размещаемых в аэротенках, является ершовая нить из капронового волокна, которая обеспечивает удержание значительного количества биопленки на единицу удельной поверхности. Удельная поверхность адсорбции на ершах составляет $500 \text{ м}^2/\text{м}^3$ (Куликов, 1982). При изготовлении носителей следует предусмотреть их защиту от засорения. Если это не обеспечивается, в процессе эксплуатации они быстро засоряются плавающими отбросами, которые загнивают, и качество очищенных сточных вод ухудшается. Очистка носителей биомассы промыванием струей воды трудоемкая процедура, а если она предусмотрена непосредственно в аэротенках, это требует их опорожнения. Носители биомассы, представленные на рис. 3.72, защищены синтетической рыболовной делью с малым размером ячеей, что позволяет эксплуатировать носители без периодической очистки от накопившегося мусора.

Иммобилизация клеток ила на носителях обычно проходит по типу естественной адгезии, т.е. самопроизвольного прилипания бактериальных клеток к поверхности носителя.

Для подавления нитчатого вспухания суммарный объем носителей должен составлять от 5 до 15 % от общего объема аэротенков с учетом обеспечения как максимальной окислительной мощности системы и нитрификации (Wagner et al., 1988), так и предупреждения падения удельных скоростей окисления, угнетения метаболизма организмов активного ила, находящегося во взвешенном состоянии за счет избыточной массы биопленки.

Применение носителей биомассы имеет свои ограничения. Так, например, их нельзя использовать при очистке сточных вод с повышенным содержанием нефтепродуктов и жиров (сточные воды нефтеперерабатывающих, маргариновых, молочных заводов и т.п.). Масляные продукты обволакивают материал носителей и, тем самым, быстро выводят их из строя. При неудовлетворительной аммонификации белковых соединений в системе канализации и высоком содержании белка в сточных водах, поступающих на очистку, этот процесс будет обеспечиваться в анаэробных зонах на носителях (их особенно много развивается на ершах), результатом чего будет являться увеличение содержания аммонийного азота в очищенных сточных водах.

Итак, если носители биомассы правильно изготовлены и обоснованно применены, их использование позволяет:

1) поддерживать концентрацию активного ила в 3–4 раза большую, чем в традиционных системах с активным илом и не создает дополнительной нагрузки на режим возврата и удаления активного ила из вторичных отстойников;

2) наращивать дополнительную массу ила на носителях, что приводит к повышению возраста ила и, как следствие, улучшению качества очистки, улучшению седиментационных влагоотдающих свойств ила, обеспечивает высокую ферментативную активность, более глубокую нитрификацию и повышает устойчивость организмов ила к воздействию токсикантов (прикрепляясь к поверхности носителя, организмы выделяют большее, чем обычно количество защитного биополимерного геля) (Жмур, Лапшин, 1994; Жмур, 1996, 1997).

Завершающим звеном в цепочке мероприятий, направленных на подавление нитчатого вспухания, является обработка микрофлоры активного ила химическими мутагенами (Рапопорт, Васильева, 1980; Силантьева, Замелин, Федосова, 1981; Жмур, Лапшин, 1994).

Мутагенез — эффективный метод управления мутационной изменчивостью у бактерий активного ила, который позволяет путем стрессового воздействия на генетический аппарат гетеротрофной микрофлоры создать новые модификации бактериальных популяций. В активном иле имеется разнообразный генетический материал, индуцирование которого позволяет получить богатое генетическое разнообразие гетеротрофной микрофлоры, при этом часть, таким образом, полученных индуцированных форм бактерий будет соответствовать тем экологическим параметрам среды, к которым были неустойчивы обычные аборигенные бактерии. В результате обработки химическими мутагенами в активном иле формируются бактерии, хорошо адаптированные к повышенным содержаниям субстратов, токсикантов, бактерии с активированной

способностью синтезировать разнообразные ферменты и увеличивать свою биомассу. Такие популяции гетеротрофных бактерий приобретают свойства конкурентно подавлять развитие аллохтонных, патогенных, а также нитчатых бактерий. Смена ценоза активного ила после обработки мутагенами идет в направлении, адаптивном к заданному составу сточных вод, и представляет собой микрофлору, содержащую все ферментные системы, необходимые для деградации присутствующих загрязняющих веществ. Активный ил после обработки улучшает свои седиментационные свойства. Индуцированная активация ила обеспечивает устойчивый эффект увеличения скорости и глубины изъятия загрязняющих веществ и улучшение влагоотдающих свойств ила.

Применение метода химического мутагенеза для улучшения свойств активного ила (флокулообразование, прирост, устойчивость к токсикантам, влагоотдающие свойства и т.д.) дает существенное повышение наследственного разнообразия микроорганизмов активного ила и значительное улучшение качества биологической очистки.

В отличие от сельского хозяйства и животноводства, где методы химического мутагенеза уже несколько десятилетий широко применяются, в очистке сточных вод их в настоящее время практически не используют.

Виноделы девятнадцатого века даже не могли мечтать о чудесных новых продуктивных и болезнеустойчивых сортах винограда, полученных в двадцатом веке при использовании метода химического мутагенеза. Также сегодня трудно представить все возможности, которые открывает перед нами направленная селекция бактерий активного ила.

Такой заметный пробел в области биологической очистки, возможно, связан с распространенным страхом перед понятием «супермутаген» и генетические модификации. Направленные и управляемые модификации генов много лет служат в селекции животных и растений. Большинство из применяемых супермутагенов используются в качестве лекарственных средств для лечения онкологических заболеваний.

Применение супермутагенов для обработки активного ила специалистами Института химической физики АН СССР с 1975 г. на действующих очистных сооружениях не привело ни к каким отрицательным последствиям.

Метод химического мутагенеза в биологической очистке сточных вод был одобрен письмом Главного управления эпидемиологии и гигиены Министерства здравоохранения РСФСР (№ 23-01-17/73 от 15.02.1989 г.), а также НИИ гигиены им. Ф.Ф. Эрисмана (№ 45-06 от 12.08.1991 г.), где были проведены исследования влияния на активный ил и сточные воды супермутагена нитрозометилмочевины, получены положительные результаты и не выявлены отрицательные последствия.

Химические мутагены способствуют появлению новых, редких полезных мутаций, которые выражаются в повышении физиологической, в частности ферментативной активности ила, повышении его устойчивости к неблагоприятным факторам. В результате мутаций могут возникать совершенно новые ферменты, способные окислять субстрат, неразлагаемый обычным активным илом.

Супермутагены обладают тем преимуществом, что при их применении преобладает выход доминантных мутаций и легче добиться существенного улучшения качества очистки.

К супермутагенам относятся: N-нитрозоалкилмочевины, этиленимины и диалкилсульфаты.

Наиболее эффективными по критерию «частота и спектр видимых мутаций» являются такие химические соединения, как ЭМС (этилметансульфонат), НЭМ (N-нитрозо-N-этилмочевина), НММ (N-нитрозо-N-метилмочевина), ЭИ (этиленимин). Эти мутагены индуцируют значительно больше мутаций, чем ионизирующие излучения — гамма- или рентгеновские лучи.

Однако активный ил можно обрабатывать не только супермутагенами, но и обычными мутагенами, которые довольно широко распространены среди обычных химических соединений (табл. 3.23).

Концентрация мутагена для обработки ила должна быть очень мала, не больше указанной в табл. 3.23, так как в противном случае мутаген действует как токсикант и эффекта селекции микроорганизмов активного ила не наблюдается. Если есть опасность активизации патогенной микрофлоры, активный ил необходимо предварительно обработать биомидином, стрептомицином и другими антибиотиками при их содержании 0,02–0,08 % в иловой смеси.

Все растворы мутагенов и антибиотиков готовятся на дистиллированной воде и в концентрированном виде добавляются в иловую смесь в необходимом расчетном количестве.

Таблица 3.23

Химические вещества, применяемые в качестве химических мутагенов для обработки активного ила

Химические мутагены	Рекомендуемая процентная концентрация в иловой смеси при лабораторной обработке
Супермутагены	
N-нитрозо-N-метилмочевина	0,06–0,08
N-нитрозо-N-этилмочевина	0,02–0,08
Мутагены	
Янтарная кислота	0,08
Лимонная кислота	0,08
MnSO ₄	1
CuSO ₄	1
(NH ₄) ₂ Cr ₂ O ₇	1
Zn(NO ₃) ₂	1
Карболовая кислота	0,5

Основные рекомендации по обработке активного ила химическими мутагенами.

1. При работе с супермутагенами необходимо соблюдать требования техники безопасности обращения с токсичными, едкими, легковоспламеняющимися, вредными химическими веществами (работать в перчатках, маске, в шкафу с вытяжной вентиляцией, обрабатывать всю использованную посуду щелочью и т.д.) по ГОСТ 12.1.007-76 ССВТ Вредные вещества. Классификация и общие требования к безопасности.

2. Для полного исключения возможности появления нежелательных мутаций

обработке подвергается незначительная часть активного ила – 0,00001 % от общего объема, находящегося в аэротенках и регенераторах.

На практике, обрабатывается не более 25 дм³ активного ила в лабораторных условиях.

3. Обычно для обработки отбирается 20–25 дм³ возвратного ила, который отстаивается и сгущается после отстаивания до 10 дм³ так, чтобы концентрация его перед обработкой составляла 4–6 г/дм³. Сгущенная иловая смесь в любой открытой посуде устанавливается в шкаф с вытяжной вентиляцией и аэрируется непрерывно аквариумным микрокомпрессором. Активный ил до обработки не подкармливается.

4. Для исключения активного действия мутагена на холерный вибрион, который может присутствовать в бытовых сточных водах *pH* иловой смеси доводится при помощи раствора соляной кислоты до 5,8 и аэрируется в течение двух часов, затем *pH* повышается щелочным 2 %-ным раствором КОН до 7,5 при непрерывной аэрации.

5. В активный ил добавляется мутаген оптимальной концентрации, и смесь аэрируется в течение 18–24 часов.

6. По истечении необходимого времени экспозиции, если использовались супермутагены (например, N-нитрозометилмочевина или нитрозоалкилмочевина) мутаген разрушается 2 %-ным раствором КОН, *pH* доводится до 9,0 в вытяжном шкафу, после прекращения появления пузырьков диазометана (газ не вдыхать), *pH* доводится до 7,5 раствором соляной кислоты.

Обычные мутагены (карболовая, лимонная, янтарная кислоты, сернистая медь и т.д.) после обработки не подвергаются разрушению.

7. Сразу после разрушения супермутагена или после необходимой экспозиции с мутагеном в активный ил добавляется 20–50 см³ осветленных сточных вод (подкормка) и ампульные препараты витаминов группы В: В₁, В₆, В₁₂ в концентрации 1,0 см³ каждого на 1 дм³ иловой смеси. В этом режиме подрачивания ил выдерживается 3–5, но не более 12 часов. Затем обработанная таким образом иловая смесь выливается в регенератор или аэротенк в зону подачи возвратного ила.

8. Повторные обработки (по той же схеме) обязательны, их должно быть 2–3 с интервалом 3–5 суток.

9. Полученный эффект регистрируется через 5–10 сут при гидробиологическом контроле (повышается видовое разнообразие ила и флокуляционные свойства ила) и по повышению эффекта очистки по основным гидрохимическим показателям.

Обработка ила химическими мутагенами дает хорошие результаты, но если токсикант, поступающий со сточными водами, не ликвидирован, ее необходимо регулярно возобновлять.

При вспухании активного ила, которое вызывается наличием в сточных водах серосодержащих веществ, необходимо проведение дополнительных (к вышеописанным) мероприятий. Эффективное вытеснение из биоценоза активного ила бесцветных серобактерий, развивающихся на серосодержащих сточных водах, может быть достигнуто преаэрацией, повышением аэробности системы и осаждением тех серосодержащих веществ, которые реагентно могут быть удалены перед или после механической очистки.

По накоплению в возвратном активном иле необходимо выявить основные

токсиканты, вызывающие вспухание ила, а также установить источники их поступления на биологическую очистку и разработать мероприятия по локальному удалению токсикантов непосредственно из сточных вод промышленного предприятия перед сбросом в системы канализации. Зачастую эти рекомендации выполнить не удастся, так как развитие промышленного производства в современных условиях остается приоритетным. Поэтому необходимо искать всевозможные пути сокращения действия на активный ил поступающих в канализацию промышленных поллютантов.

Если поступление токсичных сточных вод зарегистрировано, и установлено, что токсиканты биохимически не окисляются активным илом, а только сорбируются и накапливаются в нем (металлы, гербициды), то на период продолжающегося поступления токсикантов, осуществляются добавки реагентов в сточные воды перед их поступлением в аэротенки, исключается контакт сточных вод с активным илом в регенераторах и прекращается подача возвратного ила в регенераторы. Возвратный ил подается в аэротенки до прекращения поступления токсичных сточных вод, а если это технически не осуществимо, то ил из вторичных отстойников полностью направляется на утилизацию. После прекращения поступления токсичных сточных вод активный ил из аэротенков, сорбировавший токсиканты, утилизируется, а для биохимической очистки используется ил из регенераторов, таким образом, сохраненный.

При исключении регенераторов из работы уменьшается доза активного ила и увеличивается нагрузка на него, поэтому допустимо использовать такую схему очистки кратковременно (не более 1–2 суток).

Для ликвидации последствий воздействия токсикантов на активный ил и ускорения процесса его восстановления — аэротенки заражаются здоровым илом, привезенным с удовлетворительно работающих очистных сооружений, в количестве на 1 м³ аэротенка 1 дм³ активного ила.

Как правило, токсикант более опасен для голодающего активного ила, и если на городских сооружениях нитчатое вспухание постоянно возобновляется, требуется обязательная реконструкция первичных отстойников под ацидофикаторы сырого осадка (см. 2.4.1.3.3) с целью обеспечения организмов активного ила дополнительной легкоокисляемой органикой. Это позволит улучшить гелеобразование и повысить, тем самым, устойчивость флокулообразующих бактерий, которые приобретают способность антагонистически вытеснять нитчатые организмы.

Во всех случаях хронического вспухания необходимо провести анализ эффективности применяемой системы аэрации и в случае необходимости заменить более совершенной.

Развитие вспухания при недостатке азота и фосфора в промышленных сточных водах можно подавлять добавками: хлористого аммония, мочевины, сульфата аммония и нитрата аммония — при недостатке азота; суперфосфата простого, 0,1 % ортофосфорной кислоты — при недостатке фосфора. Нельзя применять аммиачную воду совместно с суперфосфатом, так как в случае повышенных значений *pH* возможно образование нерастворимых солей.

Но использование биогенных добавок — затратная технология, поэтому для сооружений очищающих сточные воды с недостатком органических веществ идеальным решением для ликвидации дефицита питания и профилактики вспухания будет устройство

отдельного ацидофикатора.

Кислые сточные воды, вызывающие грибковое вспухание, необходимо подщелачивать дозированной подачей гашеной извести непосредственно на локальном источнике их образования, так как подщелачивание общего объема сточных вод, поступающих на биологическую очистку, значительно увеличивает расход щелочи и усложняет процесс обработки.

Причины вспухания активного ила и рекомендуемые мероприятия его подавления сведены в обобщающую табл. 3.24.

Профилактика вспухания ила заключается в совершенствовании контроля за разнообразием и массой токсических загрязняющих веществ, поступающих на очистные сооружения со сточными водами, обеспечении регулярного контроля за накоплением поллютантов и их перечнем в возвратном иле, в налаживании токсикологического мониторинга оценки качества сточных вод промышленных предприятий.

Таблица 3.24

Причины, вызывающие вспухание активного ила, и рекомендуемые мероприятия его подавления

Основная причина вспухания	Организмы, вызывающие вспухание	Мероприятия по подавлению
1	2	3
Сточные воды, содержащие сложноокисляемые или биологически неокисляемые соединения	Гетеротрофные флокулообразующие бактерии, продуцирующие избыточное количество внеклеточного полимерного геля, возможно развитие бактерий рода <i>Zoogloea</i>	Выявить и локально удалить биологически неокисляемые или сложноокисляемые промышленные загрязняющие вещества, вызывающие гелевое (неснигчатое) вспухание активного ила. Обеспечить дополнительное питание ила ацидофикацией сырого осадка
Высокие нагрузки на активный ил по легкоокисляемым органическим загрязняющим веществам и нарушение баланса между их сорбцией и окислением активным илом. Обычно имеет место в сточных водах пищевой промышленности: скотобоев и мясокомбинатов, предприятий переработки животных белков, консервных, молочных, пивоваренных, сахарных, винодельческих заводов	Хламидобактерии рода <i>Sphaerotilus</i>	Перейти на режим полного вытеснения в аэротенках с рассредоточенной подачей сточных вод. Применить регенерацию или увеличить объем, выделяемый под регенерацию (не менее 50 % от всех аэрируемых сооружений). Повысить аэробность (при хроническом вспухании установка системы мелкопузырчатой аэрации). Увеличить концентрацию активного ила в аэротенках (при хроническом вспухании установка носителей биомассы (см. рис. 3.72) в объеме, обеспечивающем увеличение дозы ила в 2–3,5 раза от существующего). Трехкратно обработать активный ил мутагеном по методу И.А. Рапопорта (1975), модификация Н.С. Жмур, О.М. Лапшина (1997) в лабораторных условиях с последующим полным разрушением мутагенов и подрачиванием на питательном бульоне с витаминными добавками группы В (антистрессовый фактор). Обработка осветленных сточных вод ультрафиолетовым облучением

Окончание табл. 3.24

1	2	3
Дисбалансированное питание активного ила (в основном, недостаток азота и фосфора в осветленных водах). Система подачи избыточного ила в первичные отстойники, приводящая к увеличению нагрузок на активный ил и дисбалансированию его питания	Хламидобактерии рода <i>Sphaerotilus</i> , или серобактерии или цианобактерии	Подкормить ил при недостатке азота хлористым аммонием, мочевиной, сульфатом аммония, нитратом аммония, при недостатке фосфора — суперфосфатом простым, 0,1 % раствором ортофосфорной кислоты. Лучшее решение — ацидофикация сырого осадка по обеспечению постоянного сбалансированного питания для активного ила. Повысить аэробность аэротенков. Исключить подачу избыточного ила «в голову» сооружений или подавать не более 20 % от объема избыточного ила
Низкая pH, недостаток азота в очищаемых сточных водах	Сапрофитные грибы	Подщелачивание сточных вод дозированной подачей $\text{Ca}(\text{OH})_2$ перед аэротенками (лучше подщелачивать на локальном илточнике). Улучшить аэрацию иловой смеси. Сбалансировать питание ила при наличии дефицита биогенных элементов
Токсичные сточные воды (медь, цинк, никель, формальдегид, пестициды и т.д.) или значительное превышение объема промышленных сточных вод над объемом бытовых	Нитчатые формы бесцветных серобактерий <i>Thiothrix</i> , <i>Beggiatoa</i> , тип 021N, <i>Microthrix parvicella</i> , <i>Nocardia</i> sp, цианобактерии	Устранить поступление токсиканта (инспекторская деятельность). Улучшить первичное отстаивание (чаще отгружать осадок из первичных отстойников, реагентное осаждение токсикантов в период воздействия). Усилить аэрацию. На период поступления токсикантов исключить их контакт с активным илом регенераторов. Увеличить объем регенерации. Сократить объем ила, удаляемого на утилизацию в восстановительном периоде. Заразить аэротенки здоровым (не испытывавшим контакта с токсикантом) илом, отобраным из других очистных сооружений (1 дм ³ на 1 м ³ аэротенка). При хроническом взвешивании выполнить дополнительную установку мелкопузырчатой аэрации и носителей биомассы. При голодании активного ила — устройство ацидофикатора сырого осадка
Сточные воды, содержащие восстановленные соединения серы, сульфиды (метилсульфид, диметилсульфид, меркаптан и др.), — целлюлозно-бумажных комбинатов, фабрик по обработке кожи Сточные воды, включающие серосодержащие органические вещества (например, белки). Сточные воды животноводческих комплексов, консервное производство. Недостаточная аэрация	Нитчатые формы бесцветных серобактерий <i>Thiothrix</i> , <i>Beggiatoa</i> , тип 021N	Повысить аэробность системы. Удалить серосодержащие вещества преаэрацией или реагентным осаждением

ГЛАВА 4

СИСТЕМА НОРМИРОВАНИЯ КАЧЕСТВА ПРИРОДНЫХ ВОД И РЕГУЛИРОВАНИЯ ВНОСИМОГО В НИХ ЗАГРЯЗНЕНИЯ СО СТОЧНЫМИ ВОДАМИ В РОССИЙСКОЙ ФЕДЕРАЦИИ И СТРАНАХ С РЫНОЧНОЙ ЭКОНОМИКОЙ

Водное законодательство Российской Федерации сложилось более 40 лет назад и за эти годы не претерпело никаких принципиальных изменений. В части охраны водных объектов от загрязнения оно сохранило свое несовершенство до настоящего времени. Новый Водный кодекс, принятый 18 октября 1995 г. Государственной Думой и подписанный 16 ноября 1995 г. Президентом России ввел новые положения, такие как: право собственности на водные объекты, правовое регулирование водных отношений, комплекс правил по экономическому регулированию использования, восстановления и охраны водных объектов, порядок лицензирования в области использования и охраны водных объектов и т.д. Однако, принципиальные подходы охраны водных объектов от загрязнения сохранились в новом Водном кодексе без каких-либо значимых изменений.

Введенная 28 августа 1992 г. Постановлением Правительства РФ № 632 система платежей за водопользование и загрязнение окружающей среды вступает с действующей системой нормирования в антагонистические отношения. В результате, с одной стороны, плата за загрязнение природных вод сточными водами тормозит развитие промышленных предприятий, а с другой, — экономические механизмы, стимулирующие снижение негативного воздействия на окружающую среду, практически бездейственны, что не приводит к улучшению или стабилизации качества природных водоемов. Таким образом, существующая нормативно-правовая база в области охраны вод не выполняет своих задач ни для развития промышленного производства, ни для предотвращения загрязнения водоемов.

За последние 15 лет Российская Федерация присоединилась к международным конвенциям и договорам в области охраны окружающей среды, однако нормативные акты России не соответствуют международному опыту в области нормирования качества вод, что сдерживает развитие наших взаимоотношений в этой области с мировым сообществом, неблагоприятно сказывается на инвестиционной активности.

Говоря юридическим языком, нормативы — условно-объективные потребности общества. Объективные, потому что человечеству необходимо сохранить себя в условиях нарастающего загрязнения окружающей среды. Однако, если установленные нормативы не приняты субъектом, т.е. конкретным лицом, участвующим в процедуре их применения и заинтересованным в их исполнении, — толку мало. Отсутствие экономического поощряющего механизма воздействия на водопользователей приводит к тому, что они не являются активными участниками мероприятий по реальному сокращению загрязнения водоемов, а именно это обстоятельство — решающее в улучшении их качества.

Водопользователь (субъект водных отношений), как правило, не заинтересован как общество в глобальной задаче, но вполне может исполнять малую: сократить

загрязнение и извлечь из этого экономическую выгоду. Вся экологическая политика мира, успешно себя реализовавшая, строилась на поощрениях и экономических механизмах выгоды природоохранных мероприятий. Мы строили и продолжаем строить политику на строгих запретах.

Несмотря на очевидные противоречия и проблематичность сложившегося положения — суть вопроса понятна не каждому участнику водных правоотношений.

Водопользователи зачастую жестко винят непосредственных исполнителей закона, но закон установлен, и его надо исполнять. Представители природоохранных органов слепо исполняют несовершенный закон и нередко доводят ситуацию до абсурдной. В то же время, в настоящий период ситуация в России такова, что усилия каждого конкретного человека могут что-то менять и сегодня это важное условие развития страны. Высказанные соображения побудили автора подробно рассмотреть эти вопросы в отдельной главе.

4.1. Основы и эффективность водного законодательства России

Детально водное законодательство России представлено в двух основных документах: Водном кодексе Российской Федерации (1995 г.) и Правилах охраны поверхностных вод от загрязнения (1991 г.).

Действующее водное законодательство основывается на двух базовых стратегиях защиты, сохранения и улучшения качества природных водоемов:

а) стандартах качества водной среды: градации водоемов на три основные категории в соответствии с видом использования и принципе сохранения и улучшения (если это возможно) фонового уровня их загрязнения;

б) стандартах сбросов: принципе расчетного предельно допустимого сброса (ПДС) сточных вод, учитывающего соблюдение предельно допустимых концентраций загрязняющих веществ (ПДК) с целью обеспечения норм качества вод природных водоемов в местах сброса сточных вод или неухудшение их состава и свойств, когда нормы превышаются (Правила..., 1991).

Таким образом, охрана природных вод от загрязнения сточными водами основывается на природоохранной цели — сохранение и даже снижение фонового уровня загрязнения водных объектов. Для достижения этой цели каждому водопользователю предлагается процедура расчета предельно допустимых сбросов загрязняющих веществ со сточными водами, исходя из условия недопустимости превышения предельно допустимых концентраций вредных веществ в водных объектах. Нормативы ПДС вредных веществ в водные объекты со сточными водами устанавливаются, исходя из условия целевого использования природного водоема (ст. 109 Водного кодекса РФ).

В России природные водоемы и водотоки в зависимости от их целевого использования подразделяются на три основных категории:

- питьевого и хозяйственно-бытового,
- рекреационного,
- рыбохозяйственного водопользования.

Общие требования к составу воды в природных водоемах трех основных категорий представлены в приложении 5 (Правила..., 1991; СанПиН 2.1.5.980-00). Наиболее жесткие нормативы установлены для водоемов рыбохозяйственного водопользования.

Все участки водоемов, находящиеся в черте населенных мест (города, поселки) независимо от их использования относятся ко второй категории. Водные объекты рыбохозяйственного водопользования, в свою очередь, подразделяются на три категории: высшая (нерестилища и нагул особо ценных видов рыб); первая (ценные виды рыб, высокочувствительные к содержанию кислорода); вторая категория (все остальные рыбохозяйственные водоемы).

Разные участки водоема могут быть отнесены к разным категориям в зависимости от вида использования. При расчете ПДС для каждого организованного источника сброса необходимо соблюсти основные законодательно закрепленные условия:

1. Пределы содержания отдельных загрязняющих веществ или показателей загрязнения поверхностных вод должны соответствовать требованиям, установленным для определенного вида водопользования, к которому отнесен водный объект в месте сброса сточных вод.

2. Для водных объектов комплексного использования применяется наиболее жесткий норматив одноименных веществ.

3. Должны быть учтены дополнительные ограничения для веществ, сходных по признаку воздействия (относящихся к одному и тому же классу по лимитирующему признаку вредности — ЛПВ), т.е. в пределах ЛПВ при наличии в воде нескольких веществ должно быть соблюдено условие: сумма отношений концентраций веществ к их ПДК не может превышать единицы, расчет ведется по формуле:

$$\frac{C_1}{\text{ПДК}_1} + \frac{C_2}{\text{ПДК}_2} + \dots + \frac{C_n}{\text{ПДК}_n} < 1, \quad (41)$$

где C_1, C_2, \dots, C_n — обнаруженные концентрации веществ.

ЛПВ веществ устанавливается одновременно с ПДК по наиболее чувствительному звену:

токсикологический (прямое токсическое действие веществ на водные организмы);
санитарный (нарушение экологических условий: изменение трофности водоемов; нарушение гидрохимических показателей: кислород, азот, фосфор, *pH*; нарушение самоочищения воды: БПК₅, численность микрофлоры);

санитарно-токсикологический (действие вещества на водные организмы и санитарные показатели водоема);

органолептический (привкус, запах, пленки, пены);

рыбохозяйственный (изменение товарных качества промысловых водных организмов: появление посторонних привкусов и запахов).

4. Запрещены к сбросу вещества, для которых не установлены ПДК и(или) отсутствуют методы аналитического контроля.

5. Вода природного водоема в створе смешения со сточными водами не должна оказывать токсического воздействия на гидробионтов в хроническом эксперименте. Створ смешения устанавливается на расстоянии не более 500 м от места сброса сточных вод. Сточные воды, сбрасываемые в водоем, не должны оказывать токсического воздействия на гидробионтов в остром эксперименте. Данный пункт закреплен законодательно, но практически повсеместно не исполняется, так как методически не разработан и не включен в процедуру расчета ПДС.

Базовые документы предусматривают нормирование качества вод для двух основных видов водопользования:

А: питьевого, хозяйственно-бытового и рекреационного;

В: рыбохозяйственного и их разновидностей.

В частности, имеется некоторая разница в требованиях к качеству вод, используемых для питьевого и хозяйственно-бытового водоснабжения, для рекреационного, для рыбохозяйственных объектов высшей, первой и второй категории. Однако эта разница касается только ограниченного количества параметров (общесанитарные показатели — см. приложение 5) и не затрагивает нормативы ПДК веществ. Последние — едины для всей территории страны и всех водных объектов, за редким исключением.

Для сходных по ЛПВ веществ учитывается их комбинированное действие по принципу простого суммирования эффектов воздействия.

Требования различаются и по принципу суммирования: для вида водопользования А он распространяется только на вещества 1 и 2 классов опасности; для вида водопользования В — на все нормируемые вещества.

Все вещества подразделяются в зависимости от токсичности, свойств аккумуляции и стабильности в водной среде на 5 классов:

1 — чрезвычайно опасные,

2 — высокоопасные,

3 — опасные,

4 — умеренно опасные,

4а — умеренно опасные экологически (эвтрофирование, минерализация водоема и т.д.).

Как это осуществляется на практике при расчетах норм сброса сточных вод в водоем рыбохозяйственного значения видно из следующего примера.

Если в сточных водах предприятия содержатся цинк, никель и медь — одного ЛПВ (токсикологического), то их концентрация в сточных водах, прежде всего, не должна превышать ПДК для каждого вещества:

по цинку — 0,01, по меди — 0,001, по никелю — 0,01 мг/дм³.

Исходя из принципа учета комбинированного воздействия вредных веществ, каждая из этих концентраций должна быть уменьшена в три раза (так как всего в данных сточных водах находится три вещества одного ЛПВ), и ПДС будет составлять на первом этапе расчетов:

по цинку 0,003, по меди 0,0003, по никелю 0,003 мг/дм³,

а затем ПДС может быть уменьшен дополнительными требованиями.

Подобные расчеты делаются и для других веществ, присутствующих в сточных водах и относящихся к другим ЛПВ. Таким образом, устанавливаются нормативы более жесткие, чем ПДК веществ. Ни в одной экономически развитой стране нет принципа «при одновременном присутствии веществ одного и того же лимитирующего признака вредности, сумма отношений содержания веществ к их ПДК не должна превышать единицы».

Принцип 5 (отсутствие токсичности в сбрасываемых сточных водах и створе их смешения) отнесен к водным объектам рыбохозяйственного назначения. Этим и исчерпываются биологические критерии качества природных вод, декларируемые в

официальных нормативных документах РФ, но практически не используемые в качестве регулирующего и контрольного инструмента.

Величины ПДК являются нормативами, определяющими пригодность воды для определенных видов использования. Понятие ПДК определено в ГОСТе как максимальная величина, выше которой вода непригодна для одного или нескольких видов водопользования. Методология установления ПДК в принципе одинакова как в России, так и за рубежом.

Численные величины ПДК химических веществ являются результатом серии экспериментов по изучению влияния веществ, главным образом, на биологические тест-объекты, выполняемых специализированными научными организациями санитарно-гигиенического и рыбохозяйственного профиля. Санитарно-гигиенические ПДК устанавливаются по результатам экспериментов на теплокровных животных, а рыбохозяйственные — на гидробионтах (по наиболее чувствительному звену трофической цепи водоема). Поскольку чувствительность гидробионтов значительно превышает чувствительность теплокровных животных, рыбохозяйственные ПДК, как правило, более жесткие.

Объем проводимых токсикологических испытаний при определении ПДК за рубежом гораздо меньше. Это объясняет причины некоторых различий ПДК на отдельные вещества в России и других странах. Кроме того, разные значения ПДК обусловлены тем, что экспериментально установленная величина ПДК искусственно снижается условно принимаемым (в определенной мере произвольным) коэффициентом запаса, значение которого в разных странах разное, а принимаемое уменьшение ПДК может составлять в 100–1000 раз (Всемирная организация здравоохранения, 1986). Тем не менее, величины ПДК, как правило, для очень многих веществ в разных странах близки, хотя имеются иногда значительные расхождения. В России распространено мнение, что отечественные ПДК самые жесткие в мире, но это далеко не так. Самые жесткие ПДК на вещества установлены в Голландии. Например, нормы содержания кадмия для воды как среды обитания, установленные в Канаде, составляют 0,0002–0,0018 мг/дм³ (в зависимости от жесткости воды водоема), в Голландии 0,00006–0,0002 мг/дм³, в то время как в России рыбохозяйственная ПДК более, чем на порядок выше (0,005 мг/дм³) и едица для всей страны. ПДК никеля в России соответствует самой мягкой Голландской норме (0,01 мг/дм³), но жестче, чем в Канаде, где безопасной признается концентрация 0,15 мг/дм³; ПДК ртути в России на порядок жестче, чем в Канаде и США, но вдвое мягче, чем в Голландии. ПДК свинца — одна из самых мягких (в 1000 раз больше, чем в Канаде и Голландии, в 10 раз больше, чем в США). Но жесткость ПДК за рубежом не имеет столь принципиального значения, как в России, где нормирование осуществляется непосредственно по абсолютным значениям ПДК или даже ниже.

Действующая в России система ПДС индивидуальных загрязняющих веществ предполагает необходимость контроля всех присутствующих в сточных водах веществ. Расчет ПДС производится с учетом ПДК загрязняющих веществ. В настоящее время для водоемов питьевого и хозяйственно-бытового назначения установлены ПДК на более чем 1625 загрязняющих веществ, для водоемов рыбохозяйственного назначения — более 1204.

Пополнение перечней нормируемых веществ (установление ПДК) можно с достаточным основанием назвать стихийным, так как их разработка в настоящее время финансируется исключительно природопользователями, которых понуждает на это запрет сбрасывать в водоем вещества с неустановленной величиной ПДК.

На основании системы ПДК дается оценка пригодности или непригодности воды для водопользования, степени загрязненности, в том числе — уровня высокого и экстремально высокого загрязнения, при выделении зон чрезвычайных ситуаций и экологического бедствия и т.п. Критерии отнесения водных объектов к высокозагрязненным и экстремально загрязненным представлены в приложении 6. На основании ПДК вычисляется коэффициент экологической опасности (установленная концентрация, деленная на ПДК данного вещества), применяемый для расчета платы за загрязнение и ущерб, нанесенный загрязнением природных вод.

Система расчета ПДС загрязняющих веществ при сбросе в водные объекты со сточными водами на основе принципа не превышения ПДК имеет ряд существенных недостатков, которые в совокупности являются причиной неэффективного функционирования экологической политики России в области охраны водоемов от загрязнения, не позволяет проводить продуманные, последовательные и экономически обоснованные мероприятия по уменьшению нагрузки на водные объекты, восстановлению их самочищающей способности и поддержанию удовлетворительного экологического состояния.

Действующая система нормирования качества вод была окончательно сформирована в 1960 г. с принятием закона Верховным Советом Российской Федерации «Об охране природы в РСФСР». Закон Российской Федерации «Об охране окружающей среды» (1991 г.), а также подзаконные акты по существу ничего не изменили. Система нормирования безнадежно устарела и, в настоящее время, как и многие годы, не способствует улучшению состояния природных водоемов, как это предполагалось и закладывалось в ее основы при разработке. Несмотря на значительное сокращение объемов промышленного производства в России за прошедшее десятилетие (небольшой рост отмечается только в последние 3–4 года) не произошло заметного улучшения качества природных водных объектов. В районах сброса сточных вод продолжается интенсивное загрязнение и накопление промышленных поллютантов, потенциально опасных веществ. Основная причина ухудшения качества природных водоемов — не оправдавшие себя избранные стратегии защиты водоемов от загрязнения, реализация которых в современных условиях еще более усугубляет экологическое состояние водных объектов. Поэтому недостатки действующей системы нормирования следует рассмотреть более детально.

Принцип расчетного ПДС на уровне ПДК и ниже приводит к тому, что при выпуске сточных вод в водоем к их качеству устанавливаются требования соответствия природным водам. Более того, нормативы качества сточных вод в большинстве случаев более жесткие, чем величины загрязняющих веществ, свойственные природной воде, забираемой на использование из водного объекта.

Установленные нормы качества сбрасываемых сточных вод являются благой природоохранной целью, к которой должен стремиться природопользователь в борьбе с загрязнением, и одновременно носят обязательный характер, вплоть до применения

санкций при невыполнении. А на невыполнение нормативов качества сбрасываемых в водоем сточных вод водопользователи обречены, так как при формировании этих норм не учитывались принципы гибкости и реалистичности. Водопользователи не видят реальной возможности обеспечить достижение установленных расчетом норм ПДС, даже в тех случаях, когда у предприятия имеются финансовые средства.

Наилучшие в мире современные сооружения очистки не могут обеспечить установленных в России норм качества сточных вод даже по общесанитарным показателям загрязнения. Очистные сооружения глубокой очистки, с последующей доочисткой на кварцевых фильтрах, по отдельным ингредиентам обеспечивают качество очистки только приближенное к установленным нормативам, однако стоимость таких сооружений на несколько порядков превышает стоимость сооружений полной биологической очистки, хотя даже и ее могут позволить себе не все водопользователи. Таким образом, жесткие требования не оправданы не только с точки зрения невозможности их выполнения на современных сооружениях очистки сточных вод, но и экономически, т.е. построить такие сооружения в России каждому водопользователю невозможно, это доступно в настоящее время ряду довольно богатых стран.

Невыполнимость установленных требований приводит к тому, что все водопользователи являются по существу нарушителями водного законодательства, не могут использовать действенные меры по достижению установленных нормативов, а следовательно, и льготы при их достижении.

Результат несогласия с действующей системой нормирования — сокрытие природопользователями информации о реальном уровне загрязненности сточных вод и незаинтересованность в природоохранных мерах.

При определении нормативов на сброс сточных вод полностью игнорируется учет уровня и совершенства реализованных на текущий момент применяемых технологий очистки сточных вод, т.е. если 20–30 лет назад были построены очистные сооружения в соответствии с финансовыми возможностями города или поселка, сегодня за их техническое несовершенство расплачиваются (в прямом смысле) службы водопроводно-канализационного хозяйства или другие владельцы сооружений.

Законодательно оговаривается, но по существу игнорируется необходимость дифференциации требований к качеству вод с учетом региональных, физико-географических и геохимических особенностей водоемов, принимающих сточные воды. Несмотря на то, что природные водоемы подразделены на три категории, реально основная их масса относится к категории рыбохозяйственного использования. На практике, при решении вопроса об определении нормативов на сброс сточных вод чаще устанавливаются наиболее строгие требования, так как обычно во всех спорных случаях все водоемы относятся к категории рыбохозяйственных водоемов. Требования к качеству воды в водоемах, используемых для рыбохозяйственных целей, более жесткие, чем для других категорий природных водоемов. Отнесение водоема к определенной категории является прерогативой органов Госкомрыболовства РФ, которые руководствуются Постановлением Совета Министров СССР от 15 сентября 1958 г. № 1045, по которому устанавливается: «Все водоемы и их **придаточные воды**, которые используются **или могут быть использованы** для промышленной добычи рыбы и других водных животных и растений или имеют значение для воспроизводства запасов промыс-

ловых рыб, считаются рыбохозяйственными водоемами». Таким образом, все поверхностные водоемы такой огромной страны, как Россия, регионы которой имеют различные географические, гидрологические, экологические и социально-экономические условия, относятся к водоемам рыбохозяйственного использования, а при решении вопроса об установлении норматива на сброс сточных вод устанавливается наиболее жесткий норматив, который должен быть учтен в створе смешения сточных вод с водой водоема или на выпуске сточных вод в водоем.

Во Франции все поверхностные водные объекты разделены на 6 категорий (Гюнтер, Жмур, 1999), в соответствии с которыми установлены требования к качеству поступающих в них сточных вод (табл. 4.1).

Наиболее жесткие требования к показателям качества очищенных сточных вод, сбрасываемых в водоемы 6-й категории, соответствуют возможностям современных сооружений полной биологической очистки.

Для таких веществ как металлы, которые являются одновременно компонентами антропогенного загрязнения и природного состава воды, ограничения на сброс сточных вод в России устанавливаются с учетом единых для всей страны ПДК, независимо от геохимических особенностей регионов. Если в отношении воды, предназначенной для питьевого водоснабжения, такой принцип оправдан, то для воды, как среды обитания гидробионтов, он неверен. В Канаде для ряда металлов нормативы установлены в зависимости от содержания растворенного органического углерода или жесткости воды, в других странах ориентиром служат природные концентрации водных объектов.

Таблица 4.1

**Требования, установленные на сброс сточных вод
в водные объекты Франции, в зависимости от категории водоема**

Категория водоема	Показатели загрязнения сточных вод	Требования к качеству сбрасываемых сточных вод, мг/дм ³
1	только взвешенные вещества	10 % от концентрации в поступающей воде на очистку
2	только взвешенные вещества	80,0
3	взвешенные вещества	100,0
	XПК (фильтр)	120,0
	БПК ₅ (фильтр)	40,0
4	взвешенные вещества	30,0
	XПК (фильтр)	90,0
	БПК ₅ (фильтр)	30,0
5	взвешенные вещества	30,0
	XПК (фильтр)	90,0
	БПК ₅ (фильтр)	20,0
6	взвешенные вещества	20,0
	XПК (фильтр)	50,0
	БПК ₅ (фильтр)	15,0
	сумма органического и аммонийного азота	7,0

Водное законодательство России предусматривает, что нормативы ПДК должны соблюдаться в створе смешения с водой водоема, однако на практике требования не превышения ПДК загрязняющих веществ предъявляются контролирующими природоохранными органами к самим сточным водам.

Базовым принципом установления ПДС является обеспечение норм качества природных вод или неухудшение их природного качества на определенном расстоянии от точки сброса, т.е. исходя из возможностей каждого конкретного водного объекта в конкретной точке при наименьшей водности принять какое-то количество загрязняющих веществ. Следовательно, для обоснованного расчета надо иметь безупречную гидрохимическую и гидрологическую информацию и выполнять расчет по бассейну реки, участку и т.п., с учетом влияния всех сбросов сточных вод, что позволило бы оптимально распределить нагрузку между водопользователями. В отсутствие информации или при ее ограниченности задача расчета ПДС становится самоцелью (требуют контролирующие органы) и не может служить инструментом регулирования загрязнения. Именно это и наблюдается на практике.

Даже в регионах, где бассейновому подходу при расчетах ПДС уделялось особое внимание при проведении специальных работ (Красноярский, Краснодарский края), исходная информация была недостаточной, а при расчетах дополнительную неопределенность вносили диффузные источники загрязнения. Таким образом, затраты на расчеты не дают гарантии точности нормирования (Пономарева Л.С., персональное сообщение).

Примечание к пояснению понятия ПДС в ГОСТе и действующая методика расчета ПДС не настаивают на бассейновом подходе, а лишь рекомендуют его. При этом методика дает возможность устанавливать ПДС простейшим способом, что большей частью и используется на практике: если водный объект уже загрязнен, т.е. исчерпана его ассимилирующая способность, то ПДС для сточных вод устанавливается без учета разбавления сточных вод в водоеме: на уровне ПДК, да к тому же с применением принципа суммирования веществ по одному лимитирующему признаку вредного воздействия (формула (4.1)). Этот метод оказался особенно привлекательным как для водопользователей (выполнив простые арифметические действия: получить согласование контролирующих органов на сброс сточных вод в водоем), так и для контролирующих органов (закон соблюден). При этом применяются наиболее жесткие (как правило, рыбохозяйственные) нормативы. В результате таких расчетов устанавливаются парадоксальные требования на сброс в водоем только таких сточных вод, в которых концентрации веществ составляют даже не ПДК, а доли ПДК.

Кроме того, для сооружений городской канализации, которые в большинстве своем находятся в черте населенного пункта, в соответствии с Правилами охраны поверхностных вод (1991) устанавливаются требования на уровне ПДК к самим сбрасываемым водам (раздел 3.12 Правил) без учета их разбавления в створе смешения. В результате к сточным водам в месте их выпуска в водоем устанавливаются требования их соответствия ПДК для рыбохозяйственных водоемов, а поскольку ПДК для рыбохозяйственных водоемов по многим загрязняющим веществам более жесткие, чем ПДК в питьевой воде (табл. 4.2) требования в России к качеству сточных вод при сбросе в водоем более жесткие, чем к качеству питьевой воды.

Даже обывательские представления позволяют понять, что качество сточных вод только в исключительных случаях может быть лучше качества питьевых вод. Какие же доводы позволили законодательно принять и много лет поддерживать требования выполнения таких нормативов?

Таблица 4.2

Установленные нормативные требования на качество питьевых вод и качество рыбохозяйственных водоемов, а, следовательно, качество сбрасываемых в них сточных вод по содержанию тяжелых металлов в России

	Концентрация металлов, мг/дм ³							
	Хром Cr ³⁺	Хром Cr ⁶⁺	Медь Cu	Цинк Zn	Никель Ni	Свинец Pb	Кадмий Cd	Железо Fe
ПДК для рыбохозяйственных водоемов	0,07	0,02	0,001	0,01	0,01	0,1	0,005	0,1
СанПиН 2.1.4.1074-01 Вода питьевая	0,5	0,05	1,0	5,0	0,1	0,03	0,001	0,3

Наиболее часто применяемый на городских очистных сооружениях классический метод биологической очистки был разработан для биохимического окисления органических загрязняющих веществ (характеризуемых показателем БПК) и снижения концентрации взвешенных веществ. Подавляющее большинство очистных сооружений в России были спроектированы и построены 20–30 лет тому назад с достижением указанных показателей в очищенных сточных водах до 10–15 мг/дм³ (что является показателем эффективной биологической очистки на самых современных очистных сооружениях и в настоящее время). Практика показала, что кроме этих загрязняющих веществ, попутно в процессе очистки, в результате сорбции на активном иле, значительно снижается содержание других веществ, для удаления которых данные сооружения не были предназначены: тяжелых металлов (40–80 %), нефтепродуктов (20–80 %), СПАВ (до 50 %) и др. К сожалению, физический износ сооружений, недостаточно высокий уровень их эксплуатации, современные материально-финансовые трудности при их ремонте и реконструкции не позволяют, во многих случаях, достичь даже проектных показателей на качество очищенных сточных вод.

В табл. 4.3 приведен наиболее характерный пример установленных нормативов и реального качества сбрасываемых в реку Волгу сточных вод после полной биологической очистки на современных и технически совершенных сооружениях г. Камышина Волгоградской обл. Как видно из таблицы, перед сооружениями биологической очистки ставятся задачи повышения глубины очистки по БПК до 3 мг/дм³ (предел обнаружения в методике определения БПК по ISO 5815), аммонийному азоту до 0,39 мг/дм³, нефтепродуктам до 0,05 мг/дм³ и фосфатам — 0,15 мг/дм³.

В большинстве стран при определении норматива на качество очищенных сточных вод была реализована стратегия получения максимально достижимого результата с учетом возможностей наилучшей современной технологии очистки, поэтому установленный норматив, например, на БПК₅ в очищенных водах, составляет в Европейских странах, как правило, не менее 15–20 мг/дм³, на взвешенные вещества — 25–35 мг/дм³, на фосфаты — 1,0–1,5 мг/дм³ и т.д. По понятным причинам в мировой

практике отсутствуют примеры принятых в России нормативов концентраций загрязняющего вещества ниже уровня предела обнаружения используемого метода выполнения измерений. Кроме того, что в России может быть назначен норматив ниже предела обнаружения (например, по БПК₅ – 2,0, по аммонийному азоту – 0,39 мг/дм³ и т.д.), такая концентрация (ниже предела обнаружения) указывается как внешнее загрязнение и учитывается при расчете платы за загрязнение.

Таблица 4.3

**Критерии оценки загрязненности рыбохозяйственных водоемов,
нормативы качества и технические возможности очистки сточных вод
на очистных сооружениях г. Камышина**

Показатели загрязнения сточных вод	Предельно допустимые концентрации, мг/дм ³	ПДС, мг/дм ³	Технические возможности очистных сооружений, мг/дм ³
Растворенный кислород	4,0–6,0 (зима-лето)	6,0	4,0
Взвешенные вещества	+0,25 к фону	8,0	20
БПК ₅	3,0	3,0	20
Аммонийный солевой NH ₄ ⁺	0,5(NH ₄ -N 0,39)	0,39	2,0
Нитрат-ион NO ₃ ⁻	40(NO ₃ -N 9,0)	9,1	5–10
Нитрит-ион NO ₂ ⁻	0,08(NO ₂ -N 0,002)	0,02	0,1–0,2
Фосфаты	0,15	0,15	1,0–3,0
Нефть и нефтепродукты	0,05	0,05	1,5
Фенолы	0,001	0,001	0,001
СПАВ	0,1	0,4	0,5
Железо	0,1	0,5	0,5
Медь	0,001	0,001	0,1
Цинк	0,01	0,01	0,3
Хром Cr ⁶⁺	0,02	0,01	0,005
Хром Cr ³⁺	0,07	0,5	0,5
Никель	0,01	0,01	0,25
Свинец	0,006	Не нормировано	Не определялось
Мышьяк	0,05	То же	То же
Формальдегид	0,1	– “ –	– “ –
Кадмий	0,005	0,01	0,04
Хлориды Cl ⁻	300	300	300
Сульфаты SO ₄ ⁻	100	100	100
Коли-титр		1	1
Коли-индекс		1000 в 1 дм ³	1000 в 1 дм ³

Жесткие нормативы на качество очищенных сточных вод, сбрасываемых в природные водоемы, побуждают предприятия городского водопроводно-канализационного хозяйства устанавливать не менее жесткие требования к сточным водам промышлен-

ных предприятий, поступающим в системы городской канализации. Зачастую промышленным предприятиям (по отдельным ингредиентам) нормативы на сброс сточных вод в системы канализации устанавливаются на уровне рыбохозяйственных нормативов и даже рыбохозяйственных нормативов для высших категорий водоемов.

Для выполнения этих требований предприятия должны использовать такой уровень локальных очистных установок, которые требуют финансовых вложений, нередко превышающих затраты на развитие основного производства. Более того, если, например, такие предприятия как хлебные заводы, пищевые комбинаты когда-нибудь выполнят эти условия, активный ил на сооружениях биологической очистки не будет удовлетворительно функционировать по причине недостатка основных элементов питания.

Таблица 4.4

**Условия сброса производственных сточных вод
по солям тяжелых металлов в городскую канализацию разных стран**

Страна	Условия приема сточных вод в канализацию: концентрация веществ, мг/дм ³							
	Хром Cr ³⁺	Хром Cr ⁶⁺	Медь	Цинк	Никель	Свинец	Кадмий	Железо
Россия, Москва	2,5	0,1	0,5	1,0	0,5	0,1	0,1	5,0
Украина, Киев	2,5	0,1	0,5	1,0	0,5	0,1	0,1	2,5
Украина, Донецк	2,5	0,1	0,5	1,0	0,5	0,1	- ¹⁾	2,5
Литва	1,8	0,2	1,0	1,0	0,5	0,5	0,1	-
Бельгия	2,0	0,5	1,0	5,0	3,0	1,0	1,0	2,0
Чехия	0,5	0,1	0,1	2,0	0,1	0,5	0,3	0,5
Лихтенштейн	2,0	0,1	0,1	2,0	2,0	1,0	1,0	-
Австрия	2,0	0,5	1,0	3,0	2,0	1,0	0,1	-
Швеция	2,0	-	1,0	2,0	1,0	1,0	0,005	5,0
Испания	2,0	0,2	0,5	3,0	2,0	0,2	0,1	2,0
Швейцария	2,0	0,5	1,0	2,0	2,0	0,5	0,1	2,0
Япония	2,0	0,5	3,0	5,0	1,0	-	0,1	1,0
США	1,7	-	2,0	1,5	2,5	0,5	0,3	-
Финляндия	-	0,1	0,5	2,0	0,5	0,5	0,01	-
Белоруссия, Минск	0,5	-	1,0	2,0	1,0	0,5	0,5	2,0
Белоруссия, Брест	0,25	-	0,015	0,1	0,06	0,5	0,04	-

¹⁾ Прочерк означает, что содержание металла не нормируется.

В табл. 4.4 представлены данные по условиям сброса производственных сточных вод в канализацию по наиболее опасным ингредиентам, установленным для некоторых городов и стран мира. Из таблицы видно, что наиболее жесткие нормативы (никель, медь, цинк, свинец) установлены в тех регионах, где действует водное законодательство бывшего СССР (Россия, Украина, Белоруссия). Кроме того, в этих странах установленные нормативы (см. табл. 4.4) на несколько порядков ужесточаются при расчетах допустимой концентрации на сброс в канализацию для каждого абонента, с

применением принципа суммирования веществ по одному лимитирующему признаку воздействия. Так возникают требования при сбросе сточных вод в системы канализации, соответствующие высшей категории водоема для рыбозаведения.

В результате сложившейся практики такого нормирования сбросов в канализацию — абоненты направляют все свои усилия на сокрытие сбросов сверх установленного лимита. К сожалению, это не единственное следствие, наносящее ущерб природным водоемам. Руководители предприятий, где были закуплены западные технологии производства продукции (например, заводы по производству пива из Германии), часто обращаются к администрации города за поддержкой в своей борьбе с «Водокавалом», справедливо аргументируя, что при высоком уровне природоохранной практики сточные воды подобных заводов сбрасываются в канализацию в западных странах без оплаты сверхлимитного загрязнения и столь жестких ограничений на сброс загрязняющих веществ. Если подобные аргументы получают поддержку в администрации города, то ситуация переходит в другую крайность, и никакие ограничения уже действовать не будут. В результате, за несколько месяцев биологические очистные сооружения городской канализации полностью выходят из строя по причине перегрузки по содержанию легкоокисляемых органических загрязняющих веществ и таких токсикантов как алюминий (при использовании металлических банок) и СПАВ, которые применяются для мытья бутылок и банок.

Согласование сбросов сточных вод в водоемы — обычная практика водопользования во всем мире. В Европейских странах, как правило, водопользователю устанавливается тот лимит, который он может выполнить на имеющихся сооружениях очистки сточных вод, причем лимит для всех сооружений определенной мощности — единый. Величина разрешенного сброса загрязняющих веществ в водные объекты рассчитывается с учетом удельных нормативов сбросов веществ на единицу выпускаемой продукции (услуг) и с учетом возможностей современных наилучших технологий очистки сточных вод при обосновании экономической целесообразности их применения. Последний принцип исключает применение неоправданно дорогих технологий для очистки сточных вод небольших поселков. Абсолютная величина ПДК в этом механизме никакого значения не имеет, но может быть установлен «контрольный показатель», базирующийся на значении «недействующей концентрации» или нижнем пределе определения в используемой методике выполнения измерений. Следовательно, согласование сбросов направлено на то, чтобы заставить водопользователя не превышать установленную норму в соответствии с реальными возможностями, а в случае нарушения нести ответственность. Кроме того, реализуя на сооружениях новые технологии по интенсификации очистки, владельцы очистных сооружений, получая результат, подпадают под действие системы поощрительных мер и налоговых льгот, что превращает водопользователя в лицо, заинтересованное в природоохранных мероприятиях.

Таким образом, действует система не строгих запретов, а экономического стимулирования заинтересованности, наиболее надежного механизма, заставляющего водопользователя заботиться о природе не только потому, что он сознательный член общества, а потому, что он имеет реальный экономический интерес. Принципы экономического стимулирования природоохранной деятельности широко применяются в

мире, а их действие наиболее быстро приносит заметные результаты в улучшении качества природных водоемов. Невыполнимость нормативных требований при реализации самых совершенных технологий очистки оставляет нарушителями водного законодательства практически всех водопользователей в России. Таким образом, система финансовой заинтересованности в получении природоохранного результата не действует и действовать не может.

Реализация гибкого подхода в Европейских странах к нормированию сброса сточных вод наилучшим образом отражена в Директиве Совета Европейского экономического сообщества от 21 мая 1991 г. относительно очистки городских сточных вод (91/271/ЕЭС), устанавливающей требования норм сброса на содержание загрязняющих веществ в сточных водах, сбрасываемых в природные водоемы (табл. 4.5).

Еще один недостаток действующей в России системы ограничения сбросов загрязняющих веществ в природные водоемы: ПДС устанавливается для показателей основного солевого состава воды и микроэлементов, несмотря на региональные различия природного состава вод, к тому же ужесточается принципом суммирования.

Таблица 4.5

**Нормативные требования к качеству очищенных сточных вод
(в соответствии с Директивой ЕС 91/271 от 21 мая 1991 г.)**

Показатели	Допустимая концентрация в очищенных сточных водах	Эффективность очистки, %	
по основным показателям			
БПК ₇	25 мг/дм ³	70–90	
ХПК	125 мг/дм ³	75	
Взвешенные вещества	35 мг/дм ³	90	
по биогенным веществам			
Показатели	Количество обслуживаемого населения (эквивалентных жителей)	Допустимая концентрация, мг/дм ³	Эффективность снижения, %
Общий фосфор	10 тыс. – 100 тыс.	2,0	80
	> 100 тыс.	1,0	
Общий азот ¹⁾	10 тыс. – 100 тыс.	15,0	70–80
	> 100 тыс.	10,0	

¹⁾ Общее количество азота, включающее содержание органического, аммонийного, нитратного и нитритного.

Таким образом, полномочные органы местного самоуправления в области использования и охраны водных ресурсов устанавливают нормы не только на вредные загрязняющие вещества, но также на вещества природного происхождения (например, хлориды, сульфаты), в случае отсутствия промышленного загрязнения. Плата за загрязнение устанавливается в пределах лимита, т.е. разрешенного загрязнения, и в пределах сверхлимита. Поэтому в регионах, где природное содержание, например, сульфатов составляет 300 мг/дм³, плата за загрязнение в пределах лимита по данному компоненту больше, чем в регионах, где содержание сульфатов в водоемах менее 40 мг/дм³. Более того, для указанных веществ характерны сезонные природные

колебания, что не учитывается и устанавливается норматив по их минимальному в течение года содержанию в сточных водах. Следовательно, владельцы очистных сооружений в России обязаны оплачивать содержание не только загрязняющих веществ в воде, но также компонентов ее состава и сезонные изменения этого состава. Это притом, что сооружения биологической очистки не предназначены для удаления этих веществ, и изменить их содержание в результате очистки невозможно.

Кроме того, зачастую незаконно ужесточаются уже установленные требования. Например, в соответствии с положением «Инструкции по нормированию выбросов (сбросов) загрязняющих веществ в атмосферу и в водные объекты», если фактический сброс веществ со сточными водами меньше расчетного ПДС, то в качестве ПДС принимается фактический сброс (раздел 3.4). Нередко, со ссылкой на данный раздел устанавливаются требования на содержание загрязняющих веществ в сточных водах значительно ниже рыбохозяйственных ПДК. Но ситуация на городских очистных сооружениях изменчива и фактический сброс меняется.

Результатом действия водного законодательства в России является то, что с одной стороны — цели улучшения и сохранения качества водных объектов не выполняются, а, с другой стороны, экономическая нецелесообразность и небезопасность технологическими возможностями установленных нормативных требований на сброс сточных вод в природные водоемы обусловило нарушение главных принципов эффективного предотвращения загрязнения окружающей среды — справедливости предъявляемой претензии за превышение норм качества при сбросе сточных вод и экономической заинтересованности природопользователя в улучшении качества окружающей среды.

Загрязнению водоемов в значительной степени способствует то, что процедура разрешенных сбросов сверх установленных нормативов реализуется не на федеральном уровне, а индивидуально для каждого водопользователя по усмотрению чиновников нескольких ведомств.

Невыполнимость установленных требований на качество сбрасываемых в водоемы сточных вод была осознана в России уже в конце 70-х г., в результате чего была введена (и действует без каких либо изменений до настоящего времени) процедура поэтапного пересмотра норм ПДС индивидуально для каждого источника загрязнения в сторону ужесточения, вплоть до полного прекращения в перспективе сброса загрязняющих веществ в водные объекты (Постановление ЦК КПСС и Совета Министров СССР от 1 декабря 1978 г.; Методические указания по разработке нормативов ПДС вредных веществ, в поверхностные водные объекты, МПР России, 1999). На этапах достижения ПДС вводится процедура выдачи разрешения на временно согласованный сброс (ВСС), в основе лежит та же система ПДК, но уже с возможностью их превысить путем выдачи на это разрешения государственных природоохранных органов. Таким образом, ПДС является конечным целевым показателем качества сточных вод, который должен обеспечить соблюдение требований системы ПДК в природных водоемах, а временно согласованный сброс (ВСС), можно считать промежуточным целевым показателем качества вод на этапах осуществления мероприятий по достижению ПДС.

Разрешение на ВСС выдается государственными природоохранными органами

после определения лимитов загрязнения не расчетным или экспериментальным методом, а «по наилучшим результатам очистки, которые могут быть достигнуты на данных очистных сооружениях», что устанавливается субъективно и в подавляющем большинстве случаев лимит на содержание загрязняющих веществ определяется по их фактическим средним, максимальным или минимальным концентрациям, а иногда «как бог на душу положит». На практике ВСС устанавливается на уровне фактического сброса веществ в концентрациях, превышающих концентрации тех же веществ, указанных в перечне ПДС.

Методология установления ВСС практически нигде не описана. Вряд ли указание типа «ВСС устанавливается по лучшему достижению конкретных процессов производства при стабильной работе оборудования» можно считать нормативным требованием.

Какими-либо рекомендациями или башками данных о возможностях различных технологических схем очистки, производства продукции, сведениями о «наилучших доступных технологиях», одобренными на государственном уровне, природоохранные органы не располагают.

Несмотря на то, что за прошедшие 23 года этот механизм регулирования качества водных объектов себя не оправдал, и произошли существенные изменения во всех сферах жизни, особенно, в экономике и управлении, — водное законодательство не было усовершенствовано в соответствии с изменившимися условиями. Как и прежде, всем водопользователям и предприятиям «устанавливаются лимиты сбросов, которые поэтапно должны доводиться до уровня ПДС» (комментарий к 110 статье Водного кодекса РФ). А это и является центральным злом, основной причиной ухудшения состояния природных водоемов, поскольку изначально ставится нерешаемая задача (ПДС ниже ПДК), а процедура ВСС позволяет предприятиям загрязнителям десятилетиями «обходить» строгие нормативы ПДС. В соответствии с постановлением Правительства РФ от 3 августа 1992 г. водопользователи периодически разрабатывают нормативы ПДС и оплачивают эту процедуру научным учреждениям. На практике пересмотр нормативов ПДС и ВСС осуществляется один раз в 3 года. Нет общегосударственного порядка поэтапного ужесточения норм, этот порядок установлен индивидуально для каждого водопользователя; в отдельных случаях, нормы практически не ужесточаются, предприятие может 20 лет получать ВСС с одними и теми же показателями загрязнения, ничего реально не предпринимая для улучшения качества сбрасываемых в водоем сточных вод. С другой стороны, отдельным водопользователям (по усмотрению природоохранных органов) нормы ужесточаются регулярно, за их превышение устанавливается плата, но что можно предпринять, чтобы обеспечить в сточных водах норматив на содержание органических загрязняющих веществ, характеризуемых показателем БПК₅, 3–5, а на содержание фосфатов 0,15 мг/дм³?

В то же время, необходимость пересчета норм ПДС (через определенный промежуток времени) приводит к огромным затратам со стороны предприятий на оплату услуг по расчету ПДС, тогда как полезнее было бы тратить эти средства на текущий ремонт сооружений, осуществление мероприятий по переходу на более безопасные технологии производства продукции и по удалению опасных загрязняющих веществ из сточных вод перед их сбросом в водоем или системы канализации.

Таким образом, установленный строгий норматив пересогласовывается, а превышение установленных лимитов предприятиями просто оплачивается как весьма умеренная или, напротив, существенная (по усмотрению природоохранных органов для каждого водопользователя индивидуально) плата за разрешенный ВСС.

В водном законодательстве стран Европейского экономического сообщества процедура целевых показателей качества вод действует и утверждается в составе государственных экологических программ. Намечаются цели достижения к определенному сроку более высокого качества очистки сбрасываемых в водоем сточных вод, и с учетом финансовых и технологических возможностей нормативы один раз в 15–20 лет могут быть ужесточены для всех без исключения водопользователей. При этом реализуются государственные программы поддержки и финансирования строительства или реконструкции очистных сооружений, ставится вопрос о запрете применения наиболее опасных веществ в технологических производственных циклах, их замене, сокращении применения и т. д. При составлении таких программ ни в одной стране мира не был установлен норматив по БПК₅ – 3 мг/дм³, а по азоту аммонийному 0,39 мг/дм³, так как с учетом финансовых возможностей и совершенства технологий очистки для водопользователей всего мира в ближайшей перспективе это невыполнимо.

Общемировой принцип «загрязнитель платит», в нашей стране действует малоэффективно. Установленные чрезвычайно жесткие нормативы предельно допустимого сброса загрязняющих веществ водопользователями повсеместно нарушаются, и часто нарушителям выгоднее платить за загрязнение, чем вкладывать средства в предотвращение экологического ущерба и в мероприятия по улучшению качества сбрасываемых сточных вод. Утвержденные в настоящее время базовые нормативы платы, несмотря на ежегодную индексацию, абсолютно не адекватны изменившимся экономическим условиям, стоимостным и ценовым пропорциям, действовавшим на период их установления. Так, за 1991–1998 гг. индекс инфляции составил около 11 тыс. раз, а ставки платы выросли в 240 раз, т. е. разрыв был примерно в 50 раз (Экономическая и финансовая политика..., 1999). Достаточно часто платит не столько тот, кто загрязняет, как тот, кто имеет возможность заплатить, поскольку выпускаемая таким предприятием продукция легко реализуется и есть прибыль (предприятия пищевой промышленности, нефтедобывающей и т. д.). В то же время, часто государственными природоохранными органами к предприятиям-банкротам предъявляются заниженные требования, т. е. плата за загрязнение водной среды также может быть установлена субъективно, занижена или завышена по усмотрению территориальных природоохранных органов, а, следовательно, не является решающим элементом управления качеством водных объектов.

Водопользователи не удовлетворены существующей системой предъявления несправедливых претензий и бесконечных платных расчетов, согласований и пересогласований в нескольких ведомствах, требования которых различны и четко не определены законодательно. Нормы ПДС необходимо согласовывать с органами Минприроды, Гидромета, Госсанэпиднадзора, а в случае возникающих разногласий о целевом использовании водного объекта – с органами Госкомрыболовства России.

В отдельных случаях жесткие требования, плата за загрязнение, штрафы и санкции

побуждают водопользователей направлять инвестиции в дорогие, экономически неоправданные проекты глубокой доочистки сточных вод, что порождает некую игру между водопользователем (собственником очистных сооружений), проектировщиком и контролирующей организацией. При проектировании очистных сооружений в них закладываются показатели качества очищенных сточных вод, которые никогда не будут достигнуты, так как этого не позволяют современные технические или финансовые возможности, но гарантии на исключительно высокое качество очистки необходимы для согласования проекта. А затем, после завершения строительства, становится ясно, что проектных показателей достичь не удастся и водопользователь опять остается крайним и без вины виноватым перед контролирующими организациями. Более того, необоснованно жесткие установленные нормативы на качество сбрасываемых сточных вод спровоцировали появление в России многочисленных предприятий, предлагающих на рынке фантастические проекты очистки сточных вод с достижением качества дистиллированной воды, являющиеся по сути своей шарлатанскими. Именно этим проектам отдавалось предпочтение при согласовании, так как в обещаниях они не ограничивались принципами ответственности. Реализация подобных проектов на действующих очистных сооружениях и при строительстве новых привела в лучшем случае к пустой трате значительных средств, а в худшем — к существенному экологическому ущербу, и примеров тому немало!

Требования на ограничение сброса загрязняющих веществ в России абсолютно одинаковы для очистных сооружений разной производительности и разных технических конструкций. Требования, действующие в развитых странах, учитывают мощности сооружений и обеспечиваемое качество очистки сточных вод. Установленные нормативы на сброс сточных вод в большинстве Европейских стран значительно снижены для малых установок производительностью до 15000 м³/сут, а требования по удалению азота и фосфора к ним вообще не предъявляются, что снижает стоимость установок для малых населенных пунктов. Такая стратегия оправдана тем, что сооружения столь малой мощности, как правило, не вызывают проблем перегрузки природных водоемов по биогенным элементам.

Расчетный метод ПДС предполагает охват всех присутствующих в воде загрязняющих веществ, что невозможно по многим причинам.

В настоящее время в наиболее оснащенных лабораториях ведущих государств мира методами аналитической химии может быть определено 5–25 % всех органических веществ, попадающих в окружающую среду (Genderen, Noordsij, 1991). Несмотря на постоянно растущее число химических веществ, используемых в производственных процессах и, соответственно, попадающих в поверхностные воды со сточными, в странах Западной Европы и Скандинавии в природных водных экосистемах регулярно контролируется только 30–40 химических показателей загрязнения (Adriaanse, Nidrländer, Stortelder, 1995).

В Российской Федерации наиболее технически оснащенные лаборатории, осуществляющие государственный экоаналитический контроль вод, могут определять около 100 гидрохимических компонентов (т.е. имеют средства измерений на их определение), однако при контроле гидрохимического качества водоемов определяется, как правило, не более 25 показателей загрязнения из-за высокой стоимости анализов,

плохой обеспеченности кадрами и т.д.

В сточных водах перечень контролируемых загрязняющих веществ специфичен для каждой отрасли промышленности и насчитывает, как правило, от 15 до 50 компонентов, в то время как, с учетом взаимодействия и превращений в процессе очистки, в сточных водах одновременно присутствуют сотни химических соединений, а на практике, при регулярных государственных инспекционных проверках, определяется не более 10–20 основных показателей загрязнения. В то же время, в сточных водах и в водных объектах, кроме установленных веществ, могут присутствовать:

не только те вещества, что непосредственно используются в технологии производства, но также сопутствующие, промежуточные продукты;

вещества, образующиеся в результате процесса ферментативного биохимического окисления в процессе биологической очистки, и, следовательно, с неизвестной химической структурой;

вещества с известной химической структурой, но не обнаруживаемые в сточных водах из-за отсутствия подходящих аналитических методов измерения (это характерно для подавляющего большинства органических соединений);

вещества, для которых существует соответствующая аналитическая техника, но она не обладает достаточной селективностью, и результат анализа может быть неправильным из-за эффекта матрицы сточных вод.

Таким образом, существующая методология нормирования и аналитического контроля не отвечает современным требованиям экологического контроля за загрязнением окружающей среды, поскольку:

охватывает лишь незначительную часть реально присутствующих в сточных водах показателей загрязнения;

не учитывает степень вредности комплексного воздействия всех загрязняющих веществ, присутствующих в сточных водах, на процессы самоочищения в водоемах;

достоверно обнаруживает только часть известных веществ, содержащихся в сточных водах;

регулярно контролирует в сбросах незначительную долю обнаруживаемых аналитическими методами веществ;

не выявляет эффектов синергизма и антагонизма химических соединений, присутствующих в сточных и в большинстве природных вод.

Сложность аналитического контроля заключается не только в том, что трудно предположить и охватить контролем основную долю присутствующих в исследуемой среде загрязняющих веществ (необходимо иметь эталоны всех гомологов и изомеров и дорогое аналитическое оборудование), но также в том, что необходимо идентифицировать вещества в чрезвычайно малых концентрациях, так как ПДК основной массы веществ составляют 10^{-2} – 10^{-3} мг/дм³. В России зачастую устанавливаются нормативы значительно ниже ПДК, тогда как в международной практике принято, что не может быть установлен норматив, выполнение которого никто не может проконтролировать современными методами гидрохимического контроля. Подготовка пробы к гидрохимическому анализу для целого ряда веществ предполагает такую продолжительную и многоступенчатую процедуру (растворение, концентрирование, экстракция), что потери при этом могут значительно превышать результат анализа.

Методическое и приборное обеспечение гидрохимического контроля в России в настоящее время крайне неудовлетворительно. Поэтому установленные нормативы на предельно допустимые сбросы можно признать обоснованными только к таким видам промышленных сточных вод, которые содержат несколько хорошо изученных загрязняющих веществ. В отраслях, где сточные воды имеют сложный состав (целлюлозно-бумажное производство, химическая, фармацевтическая промышленность и др.), ПДС не является достаточным инструментом сокращения загрязнения, так как помимо нескольких веществ с установленными на них нормами сброса в сточных водах часто содержатся неизвестные компоненты, которые могут быть также очень опасны.

Для обеспечения экологической безопасности в водоемах, куда сбрасываются сточные воды, нормирование качества последних не должно содержать заведомо невыполнимую процедуру поиска полного перечня содержащихся химических загрязняющих веществ. Оценка сточных вод при выдаче разрешения на их сброс в водоем должна предполагать, прежде всего, использование интегральных показателей степени опасности сточных вод для гидробионтов (методов биотестирования), использование обобщенных гидрохимических показателей загрязнения сточных вод по определенным группам веществ (в России не установлены нормативы на содержание в природных и сточных водах общего азота, общего фосфора, общего органического углерода, абсорбируемых хлорорганических соединений и др.).

В связи с тем, что разработку перечней ПДК для водоемов (1) рыбохозяйственно-го и (2) питьевого, хозяйственно-бытового и рекреационного водопользования ведут два ведомства санитарно-гигиенического и рыбохозяйственного профиля, действия которых не скоординированы, в двух системах нормативов присутствует несопоставимость данных (разница наименований одних и тех же веществ в двух перечнях; наличие веществ, для которых установлена величина ПДК только для одного из двух видов водопользования, например, на хлорорганические соединения отсутствуют рыбохозяйственные ПДК и имеются только гигиенические; различная форма представления материалов и пр.).

Несогласованность перечней ПДК приводит к ошибкам и отсутствию исчерпывающей информации в файлах Государственного регистра веществ. При расчете ПДС, равно как и при расчете базовых нормативов платы приходится пользоваться одним из нормативов. Если применяется ПДК для воды питьевого и хозяйственно-бытового использования, то остаются сомнения относительно безопасности сброса для среды обитания водных организмов и т.п.

Анализ опыта стран Европы, добившихся заметных успехов в улучшении качества природных водоемов, показывает, что их водоохранная политика основывалась на следующих главных принципах:

установлены реальные и гибкие нормативы на сброс загрязняющих веществ в природные водоемы;

введено существенное экономическое стимулирование водопользователей, осуществляющих мероприятия по сокращению сбросов загрязняющих веществ в окружающую среду;

обеспечено непрерывное (автоматический пробоотбор) слежение за сбросом сточных вод;

введен расширенный перечень обобщающих и интегральных показателей загрязнения (суммарные адсорбируемые галогены, общий органический и неорганический углерод, общий фосфор, токсичность методами биотестирования с последующей идентификацией веществ, ее вызывающих);

применяются строгие меры наказания к нарушителям установленных нормативов на сброс сточных вод, вплоть до прекращения производственной деятельности.

В России, напротив, политика ограничения загрязнения природных водоемов основана:

- на строгих запретах, жестких невыполнимых нормативах;
- слабом аналитическом контроле;
- лояльности к нарушению установленных норм.

4.2. Причины низкой эффективности действия экономических рычагов сокращения загрязнения природных вод в России

На сокращение загрязнения природных водных объектов в России направлено действие двух основных механизмов:

1. Регулирование загрязнения, т.е. регламентация сбросов загрязняющих веществ и ограничения на определенные виды деятельности предприятий, загрязняющих природную среду (в результате действия экологической экспертизы и органов государственного природоохранного контроля: Министерства природных ресурсов и Санитарно-эпидемиологического надзора России).

2. Экономические рычаги, включающие:

а) плату за загрязнение, определяемую количеством и качеством сбрасываемых загрязняющих веществ. Причем установлено два вида платежей: за выбросы и сбросы загрязняющих веществ — в пределах допустимых сбросов (ПДС) и в пределах установленных лимитов (временно согласованных сбросов ВСС) (Инструктивно-методические указания по взиманию платы за загрязнение окружающей природной среды, 1993 г. Утверждены Министрами экономики, финансов и охраны окружающей среды и природных ресурсов Российской Федерации). Плата взимается за сброс непосредственно в природные водоемы и за сброс в системы канализации; за сбор и очистку сточных вод промышленных предприятий;

б) штрафы, плату за несоответствие сбросов установленным нормативам.

Средства от взимания платежей до января 2001 г. направлялись в экологические фонды и использовались, главным образом, на природоохранные мероприятия (региональные и межрегиональные природоохранные проекты, проведение исследований и проектно-конструкторских разработок в области контроля загрязнения и очистки от загрязнения, закупка оборудования для контролирующих лабораторий, строительство очистных сооружений и установок и т.д.).

Экономические рычаги сокращения загрязнения введены после Постановления Правительства Российской Федерации от 28 августа 1992 г. № 632 «Об утверждении Порядка определения платы и ее предельных размеров за загрязнение окружающей природной среды, размещение отходов, другие виды вредного воздействия».

Ставки платы установлены на базе ПДК загрязняющих веществ. Изначально предполагалось достичь с помощью платы оптимального уровня загрязнения, ставки платы за загрязнение были рассчитаны так, чтобы получать достаточные средства для

финансирования важных проектов таких, как строительство водоочистных сооружений и очистка мест захоронения опасных отходов. В этом плане система платы работала на удовлетворение нужд национальных и местных органов власти. Однако некоторые административные недостатки программы, а главным образом, недостатки существующей системы нормирования сбросов загрязняющих веществ не привели к ожидаемым результатам, т.е. к сокращению загрязнения природных водоемов и к каким-либо изменениям образа действий природопользователей (загрязнителей).

Попробуем обозначить основные причины этого, повторяя в некоторой части уже отмеченное ранее.

1. Нормативы платы за загрязнение низки и темпы их роста значительно отстают от уровня инфляции (Экономическая и финансовая политика..., 1999).

2. Чрезвычайно слабая система государственного мониторинга за сбросом загрязняющих веществ в природные водоемы из-за финансовых трудностей, неудовлетворительного оборудования лабораторий Министерства природных ресурсов, Госкомгидромета и Санэпиднадзора, недостатка персонала и т.д. Отсутствует межведомственная координация из-за ведомственной разобщенности этих лабораторий. Часть измерений дублируется, используются разные методы анализа, нет четкой системы обмена информацией. Мониторинг, осуществляемый государственными природоохранными органами, слаб, а у предприятий нет побудительных причин сообщать о своих сбросах и платить за них.

3. Система нормирования загрязнения и, в частности, порядок расчета предельно допустимого сброса загрязняющих веществ, исходя из принципа непревышения ПДК отдельных загрязняющих веществ, ставит всех водопользователей в ранг нарушителей, никакие природоохранные мероприятия не приводят к достижению установленных нормативов, так как это невозможно обеспечить современными техническими системами очистки. Порядок временно согласованных сбросов (ВСС) позволяет регулярно получать разрешение на сброс с превышением установленных нормативов. Все это не делает водопользователя заинтересованным лицом в сокращении сброса загрязняющих веществ и в улучшении качества окружающей среды.

4. Слабая государственная инспекционная служба, отвечающая за выявление и наказание нарушителей водного законодательства. Практически полное отсутствие системы автоматического слежения и регулярного отбора проб сточных вод, сбрасываемых в природные водоемы.

5. Отсутствие разделения ответственности между органами федерального и территориального уровней.

6. Отсутствие четких правил, определяющих распределение расходов на охрану окружающей среды между водопользователями, федеральными и региональными бюджетами, федеральными и региональными средствами на охрану окружающей среды.

7. Нерешенные вопросы экономической ответственности за нанесение ущерба окружающей среде в результате применения предприятиями старых и новых технологий.

8. Чрезвычайно сложная система расчета платы за загрязнение, в частности, в расчеты включаются сотни загрязняющих веществ, необходимо рассчитать каждое, используются многочисленные повышающие коэффициенты платы.

9. Отсутствует надведомственная общая система подготовки кадров и их специализированной переподготовки.

10. ПДК в России устанавливаются только на растворенные формы, несмотря на присутствие в составе вод взвешенных форм веществ. В Голландии, например, контролируется отдельно содержание загрязняющих веществ в растворенной форме и на взвесах, что позволяет оценивать влияние на загрязнение донных отложений.

11. Не взимается плата за токсичность сбрасываемых сточных вод, т.е. за их интегральную опасность для гидробионтов водоема и процессов самоочищения. Оценка токсичности сточных вод, сбрасываемых в водоем, — прекрасный механизм определения льгот по плате за загрязнение для тех предприятий, которые сбрасывают нетоксичные и малотоксичные сточные воды.

Положение «О Федеральном экологическом фонде Российской Федерации» (утвержденное Постановлением Правительства РФ от 29 июня 1992 г. № 442) фактически прекратило свое действие. Федеральным законом от 27 декабря 2000 г. № 150-ФЗ «О Федеральном бюджете на 2001 г.» (с изменениями от 24 марта 2001 г.) Федеральный экологический фонд Российской Федерации упразднен с 1 января 2001 г.

Улучшение качества водных объектов можно достичь эффективной системой регулирования загрязнения и при рациональном использовании материальных ресурсов. Для перехода к более эффективной системе регулирования загрязнения природных водоемов необходимо в самое ближайшее время максимально приблизить водное законодательство России к законодательству, применяемому в странах Европейского экономического сообщества, признавая его преимущества в системе улучшения качества окружающей среды.

Приоритетными мероприятиями при этом следует считать следующие:

запрет сброса сточных вод в природные водоемы без предварительной очистки;

отказ от принципа расчетного ПДС при определении допустимого вредного воздействия сточных вод на природные водоемы;

введение ограничений на сброс загрязняющих веществ со сточными водами с учетом категории их опасности на уровне, обеспечиваемом наилучшими современными технологиями очистки сточных вод;

введение конкретных показателей отнесения водоемов к определенной категории, создание кадастра водоемов с четко установленной категорией;

введение дифференцированных нормативов качества сточных вод (2–3 категории) в зависимости от производительности очистных сооружений и используемой технологии очистки;

введение в действие общегосударственной системы целевых показателей качества сточных вод, т.е. государственного и единого для всех водопользователей порядка поэтапного ужесточения действующих нормативов качества сбрасываемых в природные водоемы сточных вод;

изменение действующей методологии контроля загрязнения водоемов, расширение перечня обобщающих и интегральных биологических показателей качества вод;

введение порядка предоставления экономических и налоговых льгот за сокращение загрязнения и переход предприятий на технологии производства с наименьшим экологическим ущербом на единицу продукции и более совершенные системы очис-

тки сточных вод.

Для обеспечения действенных мер по улучшению качества окружающей среды необходимо определение приоритетов инвестиций и использование поэтапного принципа улучшения качества вод, что в свою очередь предполагает необходимость продуманной государственной политики по направлению усилий на наиболее опасные источники загрязнения водных объектов и реализацию принципа обеспечения максимальных результатов при минимальных вложениях средств.

В России законодательно закреплены требования на установление норм качества сточных вод только для организованных (точечных) источников загрязнения. Очистные сооружения городской канализации относятся к объектам с организованным сбросом сточных вод, которые очищаются, и соответственно регулярно контролируются органами государственного контроля. Однако антропогенное загрязнение в значительно большей степени происходит за счет неорганизованного сброса сточных вод с территорий населенных пунктов, площадок промышленных предприятий, с территорий, занятых под сельское хозяйство, лугов, пастбищ и т.п. (Гюнтер, Жмур, 1999).

При этом доля последних в загрязнении водоемов значительно большая, чем городских сточных вод. Так, по данным Российской Академии Наук с последними в поверхностные водные объекты России сбрасывается 17 % общего количества загрязнений, а неорганизованным сбросом более 50 %, в том числе 60–80 % общего азота, до 80 % пестицидов, 70 % нефтепродуктов, 80 % взвешенных и 20 % органических веществ.

В последние годы в России практически не сокращается доля сточных вод, сбрасываемых после использования в промышленном производстве без всякой очистки (в то время как простое и наиболее дешевое их отстаивание позволило бы удалить 40–50 % содержащихся в них загрязняющих веществ). По данным Госкомстата РФ, за 1997 г. через системы канализации населенных мест было пропущено 19 млрд. м³ в год (52 млн. м³/сут), в том числе через очистные сооружения 15 млрд. м³ в год (41 млн. м³/сут), через сооружения полной биологической очистки 14 млрд. м³ в год (38 млн. м³/сут), из них через сооружения доочистки 1,8 млрд. м³ в год (4,9 млн. м³/сут). Таким образом, ежегодно без очистки в водные объекты сбрасывается 4 млрд. м³ в год (11 млн. м³/сут), т.е. около 20 % образующих сточных вод. При средней концентрации органических загрязняющих веществ, содержащихся в сточных водах 200 мг/дм³ по БПК_{5,0}, в водосмы ежегодно со сточными неочищаемыми водами сбрасывается примерно 680 тыс. тонн биологически окисляемых загрязнений. Целесообразно в первую очередь прекратить такой сброс.

Однако действующая в стране система нормирования и ограничения вносимого в природные водосмы загрязнения не позволяет успешно решать и эту задачу. Экологическая экспертиза проектов очистных сооружений не допускает к реализации проекты с простым и экономически доступным решением: обеспечить отстаивание сбрасываемых сточных вод и, тем самым, на 50 % удалить содержащиеся в них загрязняющие вещества. Согласовываются только проекты, обеспечивающие установленные в России нормативы на сброс сточных вод, но как было показано ранее, реализация таких требований по большинству показателей загрязнения и для всех образующихся объемов сточных вод — весьма отдаленная перспектива. В настоящее время у

водопользователей нет средств на строительство очистных сооружений, обеспечивающих очистку сточных вод на уровне качества рыбохозяйственных водоемов. Таким образом, сама система нормирования и регулирования вносимого в водоемы загрязнения способствует тому, что продолжает оставаться высоким процент сброса сточных вод без всякой очистки.

Не менее опасным источником загрязнения окружающей среды, в том числе подземных и поверхностных вод, являются осадки, образующиеся в процессе очистки сточных вод. Общее ежегодное их количество составляет примерно 80 млн. м³ (при влажности 96–97 %) или около 3 млн. т по сухому веществу. Основное количество осадков без всякой обработки выливается, как правило, на переполненные иловые площадки, откуда в лучшем случае вывозятся в непригодные хранилища, а в худшем — в паводковые периоды и в периоды выпадения дождей смываются и попадают в водоемы, нанося им существенный экологический ущерб. В результате огромные средства, затрачиваемые на очистку сточных вод, не дают нужного природоохранного эффекта и являются абсолютно бессмысленными, так как загрязняющие вещества, сорбированные активным илом в процессе очистки, с осадком смываются в водоем.

В соответствии с Законом Российской Федерации «Об отходах производства и потребления» от 24.06.98 г. № 89-903 основными принципами государственной политики в области обращения со всеми видами отходов, в том числе и с отходами (осадками) сточных вод, является максимальное уменьшение количества отходов, их комплексная переработка, вовлечение в хозяйственный оборот, поддержание или восстановление благоприятного состояния окружающей среды. Решение этих задач применительно к осадкам требует значительных капитальных затрат. Это следует учесть органам государственного контроля, которые должны направлять политику служб водопроводно-канализационного хозяйства не на нерешаемые задачи (достижения качества очистки сточных вод уровня ниже ПДК) или на разработку, пересогласование бесконечного числа разрешительной документации, а на ремонт сооружений, обеспечение проектных показателей качества очистки сточных вод и переработку и использование осадков.

Приоритеты в инвестициях, направляемых на улучшение состояния водных ресурсов и окружающей среды в целом, должны иметь мероприятия, связанные:

с максимально возможным снижением сбросов загрязняющих веществ в водоемы, поступающих с неорганизованным поверхностным стоком;

с полным запретом на сброс сточных вод без очистки и пропуском всех сточных вод городов и населенных пунктов городского типа через канализацию и очистные сооружения;

с обработкой осадков сточных вод с целью уменьшения их объемов и подготовки для утилизации в качестве удобрения под декоративные растения, организованного размещения на полигонах или сжигания.

Список литературы

1. Базовые нормативы платы за выбросы, сбросы загрязняющих веществ в окружающую природную среду и размещение отходов. Коэффициенты, учитывающие экологические факторы. — Минэкономики, Минфин, Минприроды России, 1992.
2. *Базыкина Н.А.* Аэротенк-смеситель для очистки промышленных вод с высокой концентрацией органических веществ. — М.: ВОДГЕО, 1948.
3. *Базыкина Н.А.* Очистка концентрированных сточных вод. — М.: Госстройиздат, 1958.
4. *Банина Н.Н.* Оценка технологического процесса очистки воды по состоянию активного ила // Фауна аэротенков (Атлас). — Л.: Наука, 1984. — С. 24–31.
5. *Банина Н.Н., Суханова К.М.* Саркодовые активного ила / Простейшие активного ила. — Л.: Наука, 1983. — С. 55–76.
6. *Банина Н.Н., Суханова К.М., Колесников С.Г., Таразанов В.В.* Самоочищение водосмов и биологическая очистка сточных вод / Простейшие активного ила. — Л.: Наука, 1983. — С. 5–26.
7. *Бараусова О.М.* Адаптивная изменчивость инфузорий рода *Vorticella* (*Peritricha Sessilis*) / Экология морских и пресноводных свободноживущих простейших: Сб. науч. трудов. — Л.: Наука, 1990. — С. 93–97.
8. *Батаков М.А., Демина А.Г., Манаев М.С.* Кожуховская станция аэрации Московской канализации / Под ред. проф. С.Н. Строганова. — М.: Изд. Минкомхоз, 1948.
9. *Белыева М.А., Гонтар Л.И.* Биоценозы активных илов высоконагружаемых аэротенков и аэротенков с длительным периодом аэрации / Докл. Моск. о-ва испытателей природы 1967–1968. — М.: Изд. Моск. о-ва испытателей природы, 1971. — С. 88–90.
10. *Берне Ф., Кордонье Ж.* Водоочистка. Очистка сточных вод нефтепереработки. Подготовка водных систем охлаждения / Пер. с франц. — М.: Химия, 1997.
11. *Бест Д., Джонс Дж., Стаффорд Д.* Окружающая среда и биотехнология // Биотехнология. Принципы и применение / Под ред. И.Хиггинса, Д.Беста и Дж.Джонса. — М.: Мир, 1988. — С. 246–295.
12. *Бондаренко И.Е., Эль А.М., Черкасова Н.С.* Влияние величины прозоров на качественные и количественные характеристики шлама, снимаемого с решеток станции аэрации / В сб. Новые направления в технологии, автоматизации и проектировании водоснабжения и водоотведения. — М.: МосводоканалНИИпроект, 1991. — С. 133.
13. *Бурдин К.С.* Основы биологического мониторинга. — М.: Изд. МГУ, 1985. — 158 с.
14. *Вайсфельд Б.А., Эль Ю.Ф., Шеломков А.С.* Технология глубокой очистки сточных вод до норм рыбохозяйственных водоемов в условиях московских станций аэрации и возможность ее реализации в проектных решениях / В сб. Современные методы очистки сточных вод и обработки осадка. — М.: МГП «Мосводоканал», 1996.
15. *Виноградский С.Н.* Микробиология почвы. — М.: Изд-во АН СССР, 1952. — 792 с.
16. Водоросли. Справочник / Вассер С.П., Кондратьева Н.В., Масюк Н.П. и др. — Киев: Наукова думка, 1989.
17. Всемирная организация здравоохранения. Руководство по контролю качества питьевой воды. — Женева, Том 1, 1986, Том 2, 1987, Том 3, 1988.
18. *Гейсниц К.Ф., Никифорова Л.Ф., Богданов В.Е.* Экологические особенности инфузорий *Carchesium polytrinum* L. как тест-объекта для определения степени загрязнения воды / Экология морских и пресноводных свободноплавающих простейших. — Л.: Наука, 1990. — С. 154–162.
19. *Гельцер Ю.Г., Корганова Т.А., Алексеев Д.А.* Почвенные раковинные амёбы и методы их изучения. — М.: Изд-во МГУ, 1985.

20. *Голубовская Э.К.* Биологические основы очистки воды. — М.: Высшая школа, 1978. — 268 с.
21. ГОСТ 1.1.5. 02-80. Охрана природы. Гидросфера. Гигиенические требования к зонам рекреации водных объектов (содержит общие требования и численные нормативы органолептических показателей, содержания кислорода и БПК, числа кишечных палочек и пр. (исключая солевой состав морской воды)).
22. ГОСТ 17.1.2. 04-77. Охрана природы. Гидросфера. Показатели состояния и правила таксации рыбохозяйственных водных объектов (содержит диапазоны содержания и величины показателей для классификации вод по сапробности (10 физико-химических показателей и таксономические группы организмов) и по галобности (6 ионов основного солевого состава)).
23. ГОСТ 17.1.3. 13-86. Охрана природы. Гидросфера. Общие требования к охране поверхностных вод от загрязнения (содержит общие положения о необходимости соблюдения нормативов состава и свойств установленных для определенного вида водопользования и применения наиболее жестких требований к ряду одноименных нормативов качества поверхностных вод).
24. *Грушко Я.М.* Вредные неорганические соединения в промышленных сточных водах. — Л.: Химия, 1979.
25. *Гонтер Л.И.* Закономерности развития активного ила и основные направления интенсификации работы аэротенков // Диссертация на соискание степени доктора технических наук. — М., 1973.
26. *Гонтер Л.И., Жмур Н.С.* К вопросу об эффективности водного законодательства // Водоснабжение и санитарная техника. — 1999. — № 12. — С. 5–9.
27. *Дайнеко Ф.А., Еришов Б.А.* От Люберецких полей фильтрации к природоохранному комплексу. — М.: Издательство «АВО», 1998.
28. *Демидов О.В., Фролов Ф.А., Фролова А.Л.* Изучение работы аэрируемой песколовки на Тушинской станции аэрации и рекомендации к расчету // В сб. научных трудов Городская канализация. Вып. 94 — М.: Изд. АКХ им. К.Д. Памфилова, 1974. — С. 58–67.
29. *Демина А.Т.* Оседание активного ила во вторичных отстойниках Кожуховской станции // Водоснабжение и санитарная техника. — 1937. — № 3.
30. *Демина А.Т.* Очистка промышленных сточных вод. — М., 1957.
31. *Джон Дж. Геринг.* Роль азота в эвтрофических процессах / Микробиология загрязненных вод. — М.: Медицина, 1976. — С. 48–67.
32. *Догадаева О.С., Андреева Л.П.* Процессы нитрификации и денитрификации в аэротенках // Жилищное и коммунальное хозяйство. — 1992. — С. 41–43.
33. *Еришов Ю.А., Плетнева Г.В.* Механизмы токсического действия неорганических соединений. — М.: Медицина, 1989.
34. Жизнь растений в шести томах под редакцией А.А. Федорова. — М.: Просвещение, 1977.
35. *Жмур Н.С.* Применение флуорохромов при контроле за работой биологических очистных сооружений / Передовой производственный и научно-технический опыт в мелиорации и водном хозяйстве, рекомендуемый для внедрения / Информ. сборник ЦБНТИ Минводстроя СССР. — М., 1990. — С. 45–52.
36. *Жмур Н.С.* Методическое руководство по гидробиологическому контролю нитчатых микроорганизмов активного ила. ПНД Ф СБ 14.1.92-96. — М., 1996. — 50 с.
37. *Жмур Н.С.* Методическое руководство по гидробиологическому и бактериологическому контролю процесса биологической очистки на сооружениях с аэротенками. ПНД Ф СБ 14.1.77-96. — М., 1996. — 99 с.
38. *Жмур Н.С.* Государственный и производственный контроль токсичности методами биотестирования в России. — М.: Межд. Дом сотрудничества, 1997. — 114 с.

39. *Жмур Н.С.* Управление процессом и контроль результата очистки сточных вод на сооружениях с аэротенками. — М.: Луч, 1997. — 172 с.
40. *Жмур Н.С.* Интенсификация процессов удаления соединений азота и фосфора из сточных вод. — М.: АКВАРОС, 2001. — 94 с.
41. *Жмур Н.С., Джикия М.Г.* Особенности бионаселения активного ила при биологической очистке сточных вод путем сочетания процессов нитрификации и денитрификации // Симв. стран СЭВ по комплексным методам контроля качества природной среды: Тез. докл. — М.: Секретариат СЭВ, 1986. — С. 50.
42. *Жмур Н.С., Лапшин О.М.* Способ подавления бактериального нитчатого вспухания активного ила // Патент 94028293/13 (028252) от 27.07.94.
43. *Жуков А.И., Карелин Я.А., Колобанов С.К., Яковлев С.В.* Канализация. Изд. 4-е / Под ред. проф. А.И. Жукова. — М.: Изд. литературы по строительству, 1969.
44. *Загорский В.А., Данилович Д.А., Дайнеко Ф.А., Белов Н.А., Березин С.Е., Баженов В.И., Этов А.Н.* Реконструкция аэротенков Люберецкой станции с внедрением технологии нитриденитрификации // Жилищное и коммунальное хозяйство. — 2000. — № 4.
45. *Захаров Н.Г.* Немикробное население и некоторые внешние свойства активного ила / Аэротенк с механической аэрацией. — М.: ОНТИ, 1938.
46. Инструктивно-методические указания по взиманию платы за загрязнение окружающей природной среды. Утверждены Минприроды России по согласованию с Минэкономики и Минфинансов РФ, 1993.
47. Инструкция по нормированию выбросов (сбросов) загрязняющих веществ в атмосферу и в водные объекты. — М.: Госкомприрода СССР, 1989.
48. Инструкция по экологическому обоснованию хозяйственной и иной деятельности. — М.: Министерство природы России, Минстрой России, 1995.
49. *Калабина М.М.* // В кн.: Материалы научно-технического совещания СЭВ по очистке сточных вод химических производств. — М.: НИИТЭХИМ, 1962.
50. *Кальвода Р., Зыка Я., Шутлик К. и др.* Электроаналитические методы в контроле окружающей среды / Под ред. Р. Кальводы. — М.: Химия, 1990.
51. *Карелин Я.А., Жуков Д.Д., Журов В.Н., Ретин Б.Н.* Очистка производственных сточных вод в аэротенках. — М.: Стройиздат, 1973. — 223 с.
52. *Карюхина Т.А., Чурбанова И.Н.* Контроль качества воды. — М.: Стройиздат, 1977.
53. *Карюхина Т.А., Чурбанова И.Н.* Химия воды и микробиология. — М.: Стройиздат, 1983.
54. *Ковалева Н.Г., Ковалев В.Г.* Биохимическая очистка сточных вод предприятий химической промышленности. — М.: Химия, 1987.
55. *Козищев Т.Н.* Окислительно-восстановительный потенциал природных вод (на примере верхнего бассейна р. Москвы) / В сб. статей «Процессы загрязнения и самоочищения реки Москвы». — М.: Стройиздат, 1972.
56. *Козищев В.Н.* Фенольные соединения в «пятнах цветения» водорослей / Биологическое самоочищение и формирование качества воды / Под ред. М.М. Телитченко. — М.: Наука, 1975. — С. 81–84.
57. *Корбридж Д.* Фосфор: основы химии, биохимии, технологии / Пер. с англ. — М.: Мир, 1982.
58. Краткий определитель бактерий Берги. — М.: Мир, 1980 — 496 с.
59. *Куликов Н.И.* Интенсификация процессов очистки сточных вод от ксенобиотиков пространственной сукцессией закрепленных микроорганизмов // I Всес. конф. по микробиологии очистки воды: Тез. докл. — Киев: Наукова думка, 1982. — С. 29–31.
60. *Кульский Л.А., Строкач П.П.* Технология очистки природных вод. — Киев: Вища шк., 1986.

61. Курдо Ц.Р. Определитель простейших, найденных в активном иле. — М.: ВНИИПКНефтехим, 1969.
62. Курузова Р.С., Тривис Ж.М. Взаимосвязь возбудителей автотрофного и гетеротрофного процессов нитрификации // Почвоведение. — 1989. — № 3. — С. 73–81.
63. Левина Э.Н. Общая токсикология металлов. — Л.: Медицина, 1972.
64. Леонова Л.И., Ступина В.В. Водоросли в доочистке сточных вод. — Киев: Наукова думка, 1990. — 183 с.
65. Лукиных Н.А. Синтетические поверхностно-активные вещества и очистка сточных вод / Очистка промышленных сточных вод. — М.: Госстройиздат, 1963.
66. Луценко Г.Н., Цветкова А.И., Свердлов И.Ш. Физико-химическая очистка городских сточных вод. — М.: Стройиздат, 1984.
67. Максимовский Н.С. Очистка сточных вод. — М.: Минкомхоз РСФСР, 1961.
68. Материалы субрегионального совещания по выявлению и оценке выбросов стойких органических загрязнителей г. Санкт-Петербург, 1–4 июля 1997 г.
69. Медведев Г.П. Канализация городов ФРГ. — Л.: Стройиздат Ленинградское отд., 1982.
70. Метелев В.В., Канаев А.И., Дзасохова Н.Г. Водная токсикология. — М., 1971. — 247 с.
71. Методика выполнения измерений биохимической потребности кислорода после 5-дневной инкубации ($B_{ПК(5)}$) в поверхностных пресных, подземных (грунтовых), питьевых, сточных и очищенных сточных водах. ПНД Ф 14.1:2.3:4.123-97. — М., 1997.
72. Методические указания по разработке нормативов предельно допустимых сбросов вредных веществ в поверхностные водные объекты (уточненная редакция). — Министерство природных ресурсов РФ, 1999.
73. Методика технологического контроля работы очистных сооружений городской канализации. — М.: Стройиздат, 1977.
74. Методические рекомендации по расчету количества и качества принимаемых сточных вод и загрязняющих веществ в системы канализации населенных пунктов. Утверждены приказом Госстроя России от 06.04.01 № 75. — М.: Госстрой России, 2001.
75. Мураевев А.Г. Руководство по определению показателей качества воды полевыми методами. — СПб.: Кристалл+, 1998.
76. НВН: 33-5.1. 02-83. Инструкция о порядке согласования и выдачи разрешения на специальное водопользование. — М.: Министерство мелнорации и водного хозяйства СССР, 1984.
77. Нейман Е.Я. Организация экоаналитического контроля в Российской Федерации // Экологическая химия. — 1993. — № 1. — С. 59–67.
78. Никитина О.Г. Индикаторное значение корненожек активного ила / Простейшие активного ила. — Л.: Наука, 1983. — С. 130–133.
79. Перечень рыбохозяйственных нормативов: предельно допустимых концентраций (ПДК) и ориентировочно безопасных уровней воздействия (ОБУВ) вредных веществ для воды водных объектов, имеющих рыбохозяйственное значение. — М.: Изд-во ВНИРО, 1999. — 304 с.
80. Одум Ю. Основы экологии. — М.: Мир, 1975. — 740 с.
81. Определитель бактерий Берджи в 2-х т. — М.: Мир, 1997.
82. ОСТ 15.372-87. Охрана природы. Гидросфера. Вода для рыбоводных хозяйств. Общие требования и нормы. (Содержит перечень наименований веществ, показателей качества вод (22 наименования) и предельные численные их значения, с выделением дифференцированных показателей для карповых и форелевых хозяйств)
83. Отведение и очистка сточных вод Санкт-Петербурга / Айсав А.А., Алексеев М.И., Андреев С.И. и др. — СПб.: Стройиздат, 1999.
84. Пагенкопф Г.К. Тип иона металла и его токсичность в водных системах // В сб. «Некоторые вопросы токсичности ионов металлов» / Под ред. Х. Зингель, А. Зингель; пер. с англ. — М.: Мир, 1993.

85. *Патин С.А.* Экологические проблемы освоения нефтегазовых ресурсов морского шельфа. — М.: ВНИРО, 1997.
86. *Пиковский Ю.И.* Природные и техногенные потоки углеводородов в окружающей среде. — М.: Изд-во МГУ, 1993.
87. Постановление Правительства Российской Федерации от 28 августа 1992 г. № 632 «Об утверждении Порядка определения платы и ее предельных размеров за загрязнение окружающей природной среды, размещение отходов, другие виды вредного воздействия».
88. Постановление Правительства Российской Федерации от 31 декабря 1995 г. № 1310 «О взимании платы за сброс сточных вод и загрязняющих веществ в системы канализации населенных пунктов».
89. *Постников И.С., Цитович С.И., Тузгушева Н.И.* Предварительная очистка сточной жидкости методом биокоагуляции. — М.: Минкомхоз РСФСР, 1958.
90. Правила охраны поверхностных вод (типовые положения). — М.: Госкомприрода СССР, 1991.
91. Правила приема производственных сточных вод в системы канализации населенных пунктов. — М.: Отдел НТИ АКХ им. К.Д. Памфилова, 1984. — 106 с.
92. Применение химических мутагенов в защите среды от загрязнения и в сельскохозяйственной практике. Сборник научных статей под ред. И.А. Рапопорта — М.: Наука, 1981.
93. *Разумов А.С.* К вопросу о хемосинтезе у железобактерии // Микробиология. 1957. — Т. XXVI, вып. 3. — С. 392–396.
94. *Рапопорт И.А., Васильева С.В.* Применение химического мутагенеза в биологическом разрушении промышленных химических отходов / Самоочищение и биоиндикация загрязненных вод. — М.: Наука, 1980. — С. 38–40.
95. *Рапопорт И.А., Васильева С.В.* Химический мутагенез в системах естественного отбора / Микробиологические методы борьбы с загрязнением окружающей среды. Тез. докл. — Пущино: Научный центр биологических исследований АН СССР, 1975. — С. 99–100.
96. Рекомендации по проведению оперативного гидробиологического контроля на сооружениях биологической очистки с аэротенками. — М.: ЦБНТИ Минводхоза СССР, 1987.
97. Российский регистр потенциально опасных химических и биологических веществ (основан в 1991 г.).
98. Руководство по химическому анализу поверхностных вод суши / Под ред. А.Д. Семснова. — Л.: Гидрометеиздат, 1977.
99. *Савранская-Мирецкая Т.М.* Исследование процессов удаления тяжелых металлов в технологии очистки сточных вод на городских станциях аэрации // Автореф. дис. канд. техн. наук. — 1997. — 21 с.
100. СанПиН 2.1.4.559-96 Питьевая вода и водоснабжение населенных мест. — М.: Минздрав России, 1996.
101. СанПиН 2.1.5.980-00 Гигиенические требования к охране поверхностных вод. — М.: Минздрав России, 2000.
102. *Сафиева Р.З.* Физикохимия нефти. Физико-химические основы технологии переработки нефти. — М.: Химия, 1998.
103. *Силантьева Н.С., Земелин В.И., Федосова Н.Ф.* Интенсификация процесса биологической очистки сточных вод с помощью химических мутагенов / Применение химических мутагенов в защите среды от загрязнения и в сельскохозяйственной практике. — М.: Наука, 1981. — С. 49–52.
104. СНиП 2.04.03-85 Строительные нормы и правила. Канализация. Наружные сети и сооружения. — М.: Стройиздат, 1986.
105. СНиП II-32-74 Канализация. Наружные сети и сооружения. — М.: Стройиздат, 1975.

106. *Солнцева Н.П.* Добыча нефти и геохимия природных ландшафтов. — М.: Изд-во МГУ, 1998.
107. *Суреньяни Я.С.* Водяные скважины. — М., 1957.
108. *Трунова О.П.* Химическое загрязнение и воздействие на биологические факторы самоочищения. Биодegradация химических загрязнителей в водной среде // Биологические факторы самоочищения водоемов и сточных вод — Л.: Наука, 1979.
109. Уточнения к базовым нормативам платы за сброс загрязняющих веществ в окружающую среду. Письмо Минприроды РФ от 18.08.93 г.
110. Фауна аэротенков / Под ред. Л.А.Кутиковой. — Л.: Наука, 1984.
111. *Фелленберг Г.* Загрязнение природной среды. Введение в экологическую химию / Пер. с нем. — М.: Мир, 1997.
112. *Филиппов В.И., Кривицкая Л.С., Савранская Т.М., Козинцева Т.Н., Сумароков М.В., Коротков М.А.* Очистка сточных вод на промышленных предприятиях г. Москвы. — М.: Стройиздат, 1975.
113. *Хаммер М.* Технология обработки природных и сточных вод. — М.: Стройиздат, 1979.
114. Химический мутагенез в создании сортов с новыми свойствами / Раздел: использование мутагенов для интенсификации биологической очистки. — М.: Наука, 1986.
115. *Худолей В.В.* Канцерогены: характеристики, закономерности, механизмы действия. — СПб.: Изд. НИИ химии СПбГУ, 1999.
116. *Чухлебова П.А.* Водоросли искусственных сооружений биологической очистки // Автореф. дис. канд. биол. наук — Харьков, 1975. — 25 с.
117. *Шифрин С.М., Чеснова Л.М.* Осветлители-перегниватели для очистки сточных вод и последующей обработки выпавшего осадка. — Л.: Стройиздат, Ленинградское отд., 1970.
118. *Эдмонсон Т.* Практика экологии. Об озере Вашингтон и не только о нем / Пер. с англ. — М.: Мир, 1998 — 299 с.
119. *Эйхенбергер Э.* Взаимосвязь между необходимостью и токсичностью металлов в водных экосистемах // В сб. Некоторые вопросы токсичности ионов металлов / Под ред. Х.Зигель и А.Зигель. — М.: Мир, 1993. — С. 366.
120. Экономическая и финансовая политика в сфере охраны окружающей среды // Сб. аналитических материалов, нормативных правовых актов и ведомственных документов / Под общ. ред. проф. В.И. Данилова-Данильяна. — М.: Изд-во НУМЦ Госкомэкологии России, 1999.
121. *Эль М.А., Эль Ю.Ф., Вебер И.Ф.* Наладка и эксплуатация очистных сооружений городской канализации. — М.: Стройиздат, 1977.
122. *Эль Ю.Ф., Исаев О.Н., Дайнеко Ф.А.* Практические условия обеспечения глубокой биологической очистки сточных вод / В сб. Проекты развития инфраструктуры города. Вып. 1. Технологические аспекты решения экологических проблем городской среды. М.: Изд. Прима-Пресс, 2001.
123. *Яковлев С.В., Калишун В.И., Иткин А.Л.* Исследование гидравлического режима и эффекта работы радиальных отстойников диаметром 40 метров // В сб. Тезисы докладов к III научно-технической конференции. — М.: Трест Мосочиствод УВКХ Мосгорисполкома, 1965.
124. *Яковлев С.В., Карелин Я.А., Ласков Ю.М., Воронов Ю.В.* Очистка производственных сточных вод. 2 изд., перераб. и доп. — М.: Стройиздат, 1985.
125. *Яковлев С.В., Карелин Я.А., Ласков Ю.М., Калишун В.И.* Водоотведение и очистка сточных вод. — М.: Стройиздат, 1996.
126. *Яковлев С.В., Карелин Я.А., Маслеников Н.А.* Вспомогательные устройства очистных канализационных станций. — М.: Государственное изд. литературы по строительству и архитектуре, 1955.

127. Яковлев С.В., Карюхина Т.А. Биохимические процессы в очистке сточных вод. — М.: Стройиздат, 1980
128. A series of conferences on biological phosphate removal from wastewater / Ed. R. Ramadori. — Oxford: Pergamon Press, 1987.
129. *Adriaanse M., Niederländer H.A.G., Stortelder P.B.M.* Monitoring water quality in the future. Vol. 1: Chemical monitoring Institute for Inland Water Management and Waste Water Treatment (RIZA). — Lelystad. The Netherlands, 1995.
130. *Allen H.E., Hall R.H., Brisbin T.D.* Metal speciation effects on aquatic toxicity // *Envir. Sci. Technol.* — 1980. — № 14. — P. 441–443.
131. *Andreasen K., Siggaardsen I.* Optimisation of flow pattern in nutrient removal plants to prevent filamentous bulking / In: Proceedings of the 1st Intern. Special Conf. on Microorganisms in Activated Sludge and Biofilm Processes, Paris, 27–28 September 1993 / Ed. J. Wanner. — Paris: CFRP-AGHTM. — 1993. — P. 361–363.
132. *Ardern E., Lockett W.T.* Laboratory tests for ascertaining the conditions of activated sludge // *Surv.* — 1936. — № 2305. — P. 475–476.
133. *Ardern E., Lockett W.T.* Ann. Report / Manchester Riv. Dep. — 1922/23. — P. 38–39.
134. *Bard C.C., Merphy J.I., Stone D.L. et al.* // *J. Water pollution control federation.* — 1976. — V. 48. — № 2. — P. 389.
135. *Barnard J.L.* Biological nutrient removal without the addition of chemicals // *Water Res.* — 1975. — № 9. — P. 485–490.
136. *Barth E.F.* // *J. Water pollution control federation.* — 1965. — V. 37 (8). — P. 1101.
137. *Bitton G., Freihoffer V.* Influence of extracellular polysaccharides on the toxicity of copper and cadmium toward *Klebsiella aerogenes* // *Microb. Ecol.* — 1978. — V. 4. — P. 119–125.
138. *Bitton G.* Wastewater microbiology. — Wiley-Liss, Jns., 1994. — 478 p.
139. *Blackall, L.L.* Molecular identification of activated sludge foaming bacteria // *Wat. Sci. Technol.* — 1994. — V. 29 (7). — P. 35–42.
140. *Brown M.J., Lester J.N.* Metal removal in activated sludge: The role of bacterial extracellular polymers // *Water Research.* — 1979. — V. 13. — P. 817–837.
141. *Busby Y.B., Andrews Y.E.* Dynamic modelling and control strategies for activated sludge process // *Water Pollution Control Fed.* — 1975. — V. 47 (5). — P. 1055–1080.
142. *Chudoba J.* Control of activated sludge filamentous bulking // *Water Research.* — 1985. — V. 19 (8). — P. 1017–1022.
143. *Chudoba J. et al.* Control of activated sludge filamentous bulking. Experimental verification of a kinetic theory // *Water Research.* — 1985. — V. 19 (2). — P. 191–195.
144. *Chudoba J. et al.* Control of activated sludge filamentous bulking. IV. Effect of sludge regeneration // *Water Sci. Technol.* — 1982. — № 14. — P. 73–93.
145. *Crabtree R., Boyle W.C., Rohlich G.A.* Mechanism of flocculation *Zoogloea ramigera* // *J. Water. Poll.* — 1966. — V. 38 (9).
146. *Cuba T.R.* Diversity: two-level approach // *Ecology.* — 1981. — V. 62. — P. 278–279.
147. *Curds C.R.* Theoretical study of factors influencing the microbial population dynamics of the activated-sludge process // *Water Research.* — 1973. — № 7. — P. 1269–1284.
148. *Curds C.R., Cockburn D.A.* Protozoa in biological sewage treatment processes // *Water Research.* — 1970. — V. 4 (3). — P. 225–249.
149. *Curds C.R., Hawkes H.A.* Eds. Ecological aspects of used-water treatment / Vol. 2. Acad. — London, 1983.
150. *Da-Hongli, Ganczarczyk J.* Flow through activated sludge flocs // *Water Research.* — 1988. — V. 22 (6). — P. 789–792.
151. *Dold P.L., Ekama G.A., Marais G.V.R.* A general model for the activated sludge process // *Progr. Water Technol.* — 1980. — V. 12 (6). — P. 47–77.

152. *Eikelboom D.H., Van Buijsen H.J.J.* Handbuch für die mikroskopische schlamm-untersuchung // by F. Hirthammer, Verlag GmbH. — München, 1983.
153. *Eikelboom D.H.* The role of competition between floccforming and filamentous bacteria in bulking activated sludge / In: Biological approach to sewage treatment process: current status and perspectives / Ed. P. Madoni. — Luigi Bazzucchi Center, Perugia, 1991b. — P. 143–149.
154. *Eikelboom D.H.* Filamentous organisms observed in activated sludge // *Water Research*. — 1975. — № 9. — P. 365–388.
155. *Eikelboom D.H.* Scum formation in carrousel treatment plants / In Proc. of the IAWPRC Specialised Seminar on Interactions of Wastewater, Biomass and Reactor Configurations in Biological Treatment Plants, 21–23 August 1991. — Copenhagen, paper no. 24, 1991a.
156. *Eikelboom D.H., van Buijsen H.J.J.* Microscopic Sludge Investigation // Delfts, IMG-TNO Report A94a. — The Netherlands, 1981.
157. *Ekama G.A., Barnard J.L., Günther F.W.; Krehs P., McCorquodale J.A., Parker D.S. and Wahlberg E.J.* Secondary settling tanks: Theory, modelling, design and operation // International association on Water Quality. — England, 1997. — 216 p.
158. Environmental Action Programme for Central and Eastern Europe, OECD and World Bank, 1995.
159. *Fish W., Morel F.M.M., Can J. Fish.* // *Aquat. Sci. Technol.* — 1983. — № 40. — P. 1270.
160. *Foot R.J., Robinson M.S. and Forster C.F.* Systematic activated sludge bulking and foam control // *Wat. Sci. Technol.* — 1994. — № 29 (7). — P. 213–220.
161. *Forster C.F.* Waste water treatment as a fermentation process // *J. Appl. Chem. Biotechnol.* — 1976. — V. 26 (4). — P. 288–294.
162. *Fowler G.J.* The Activated sludge process in India and the East // *Transact. of the Int. Con. on San. Eng. London*. — London, 1924. — P. 122–125.
163. *Ghosh M.M., Zugger P.D.* // *Water Pollution control federation J.* — 1973. — V. 45 (3). — P. 424.
164. *Haberer K., Normann S.* // *Vom. Wasser*. — 1972. — Bd. 28. — S 157.
165. *Henkin R. I.* Effects of vapor phase pollutants on nervous system and sensory function / *Finkel A.J., Duell W.C.* eds. Clinical implications of air pollution research. Acton. M.A. — Public Science Group Inc. American Medical Association, 1974. — P. 193–212.
166. *Henze M., Harremoës P., Jansen Jesla Cour, Arvin E.* Wastewater Treatment Lyngby. — Autumn, 1996.
167. *Hoover G.K., Moselli J.W.* // *Ind. Eng. Chem., Anal. Ed.* — 1941. — V. 33 (1). — P. 131.
168. *Houtmeyers J.* Relation between substrate feeding pattern and development of filamentous bacteria in activated sludge process // *Agricultura (Belg.)*. — 1978. — V. 26 (1). — P. 135.
169. *Houtmeyers J., Van Den Eynde E., Poffe R. and Verachtert H.* Relations between substrate feeding pattern and development of filamentous bacteria in activated sludge processes. Influence of process parameters // *Eur. J. Appl. Microbiol. Biotechnol.* — 1980. — № 9. — P. 63–72
170. *Internetfiles, 2000*, <http://www.ecoline.ru/mc/refbooks/hydrochem>.
171. *Jenkins D., Richard M.G., Daigger G.T.* Causes and control of activated sludge bulking // *Water Pollution Control*. — 1984. — P. 455–472.
172. *Jones B.R.* // *Journ. Exp. Biol.* — 1939. — P. 16.
173. *Kuntz R.C., Glanelli J.F., Stensel H.D.* // *J. Water pollution control federation*. — 1976. — V. 48 (4). — P. 762.
174. *Lenhard G.* Dehydrogenase activity as criterion on the determination of toxic effects on biological purification systems // *Hydrobiologie*. — 1965. — № 25 (1).
175. *Lockett W.J.* Ann. Rep. // *Manchester Riv. Dep.* — 1928.

176. Lötter L.H., Murphy M. The identification of heterotrophic bacteria in an activated sludge plant with particular reference to polyphosphate accumulation // Water SA. — 1985. — V. 11. — P. 179–184.
177. Mangi J.I., Shumacher G.J. // Nature — 1979. — P. 102–134.
178. McCarty P.L., Beck L., Amant P.St. Biological denitrification of wastewater by addition of organic materials / Proc. of the 24th Purdue Industrial Waste Conference. — Lafayette IN, 1969.
179. McKee J.E., Wolf H.W. Water quality criteria 2nd ed. // Sacramento, 1963. — P. 548.
180. Meyerhof O. Untersuchungen über den Atmungsvorgang nitrifizieren — der Bacterien // Pfluger Archif für gesamte Physiology. — 1917. — № 166. — S. 79–94.
181. Paerl H.W. Transfer of N₂ and CO₂ fixation products from *Anabaena oscillatorioides* to associated bacteria during inorganic carbon sufficiency and deficiency // J. Phycologie. — 1984. — № 20. — P. 600–608.
182. Parkin G.F., Speece R.E., Yang C.H.J., Kocher W.M. Response of methane fermentation systems to industrial toxicants // J. Water Pollution Control Federation. — 1983. — V. 55. — P. 44.
183. Pike E.B. Aerobic bacteria. Ecological aspects of used-water treatment // V. 1. The organisms and their ecology / Eds: C.R. Curds, H.A. Hawkes. — Lond.: Acad. Press, 1975. — P. 1–63.
184. Pike F.B., Curds C.R. Microbiological aspects of pollution's. — Lond.; N. Y., 1971.
185. Fringsheim N. Beiträge zur morphologie und Systematik der Algen. 1. Morphologie der Oedogonien // Jahrb. Wiss. Bot. — 1958. — № 1. — S. 1–81.
186. Rudolf W. Industrial wastes, their disposal and treatment. — N. Y.: Reinhold publ. Corp., 1961. — P. 497.
187. Rudolf W., Zeller P. // Sewage Works J. — 1932. — V. 4 (5). — P. 771.
188. Sezgin M., Jenkins D., Parker D.S. A unified theory of filamentous activated sludge bulking // J. WPCF. — 1978. — V. 50. — P. 362–381.
189. Sezgin M. The role of filamentous microorganisms in activated sludge settling // Prog. Water Technology. — 1980. — V. 12. — P. 97–107.
190. Shuttleworth Kay L. and Richard F. Influence of metals and metal speciation on the growth of filamentous bacteria // J. Wat. Res. — 1991. — V. 25 (10). — P. 1177–1186.
191. US Environmental Protection Agency (EPA) / Phosphorus Removal Design Manual, EPA/625/1-87/001, September, 1987.
192. US EPA Process design manual for land application of municipal sludge Center for Environmental Research Information Cincinnati, OH 45268, 1983.
193. US EPA. Wastewater Treatment Facilities for Sewered Small Communities EPA — 625/1-77-009, 1977
194. US EPA. Ambient water quality criteria for polynuclear aromatic hydrocarbons. Washington DC., 1980.
195. Van Genderen, J and Noordsij A. Chemisch toxicologisch onderzoek voor de drinkwater voorziening. — H₂O, 1991. — V. 24. — P. 458–463.
196. Wagner M., Erhart R., Manz W., Amann R., Lemmer H., Wedi D., Schleifer K.H. Development of an rRNA-targeted oligonucleotide probe specific for the genus *Acinetobacter* and its application for in situ monitoring in activated sludge // Appl. Envir. Microbiol — № 60. — P. 792–800.
197. Walsh T.K., Behrman B.W., Weil G.W., Jones E.R. A Review of biological Phosphorus Removal Technology // Presented at the Water Pollution control Federation Annual Conf., October, 1983.
198. Wanner J. Microbial population dynamics in biological waste water treatment plants // In: Microbial Community analysis / Eds.: T.E. Cloete and N.O. Muyima. — 1997. — P. 35–59.
199. Wanner J., Kuckman K., Grau P. Activated sludge process combined with biofilm cultivation // J. Water Research. — 1988. — V. 22 (2). — P. 207–215.

200. Wastewater Engineering Treatment, Disposal and Reuse. — McGraw - Hill, New York, 1991.
201. *Weber W.J., Jones B.* Toxic substance removal in activated sludge and PAC treatment systems. — U.S. ERA NTIS No. PB-86-18242 J/AS, 1983.
202. *Wishniewski S.N.* / J. Fh. Plating. — 1956. — V.43. — P. 494.
203. *Zaletova N.A., Razumovsky E.S.* Phosphorus removal technology of municipal waste water treatment // Baltic Sea environment proceedings № 36 / Seminar on nutrients removal from municipal waste water. — Baltic marine environment protection commission (Helsinki Commission), 1990.
204. *Zevenhuizen L. P.T.M., Dolfing J., Eshuis E.J. and Scholten-Koerselman I.J.* Inhibitory effects of copper on bacteria related to the free ion concentration // J. Microb. Ecol. — 1979. — № 5. — P. 139-146.
205. *Zhmur N.S.* The causes and measures of counteraction to excessive wastage of activated sludge from secondary tanks // Biology in Water Management: Abs. of the Intern. Conf. Budapest, 1987. — P. 81.
206. *Zhmur N.S.* The experience of primary sludge anaerobic digestion aimed at the intensification of wastewater biological treatment process // Anaerobic digestion for sustainability in waste (water) treatment and re-use: Abs. of the Intern. Conf., Moscow, 2002. — P. 357-362.

Приложения

Приложение 1

График выполнения анализов сточных вод на очистных сооружениях городской канализации (выведенных в заданный технологический режим)

Место отбора проб	Определения	Характер проб	Периодичность	
1	2	3	4	
Наименование проб				
ПОСТУПАЮЩАЯ ВОДА				
1. До или после решеток	1. Температура воды, °С	Газовая	Один раз в смену в декадный анализ Один раз в декаду	
	2. Степень прозрачности, см: а) взболтанная б) отстаивная	Среднесуточная		
	3. pH	То же	То же	
	4. Оседающие вещества по объему, см ³ /дм ³	— " —	— " —	
	5. Оседающие вещества по массе, мг/дм ³	— " —	— " —	
	6. Взвешенные вещества, мг/дм ³ : а) при 105 °С б) потери при прокаливании	— " —	— " —	
	7. Плотный остаток, мг/дм ³	— " —	— " —	
	8. БПК ₅ , мг/дм ³ а) взболтанная б) отстаивная	— " —	— " —	
	9. ХПК, мг/дм ³	— " —	— " —	
	10. Фосфаты, мг/дм ³	— " —	— " —	
	11. Хлориды, мг/дм ³	— " —	— " —	
	12. Сульфаты, мг/дм ³	— " —	— " —	
	13. Азот аммонийных солей, мг/дм ³	— " —	— " —	
	14. Нитраты, мг/дм ³	— " —	— " —	
	15. Нитриты, мг/дм ³	— " —	— " —	
	16. Железо, мг/дм ³	— " —	— " —	
	Специфические ингредиенты:			
	17. Жиры, мг/дм ³	— " —	— " —	
	18. Фенолы, мг/дм ³	— " —	— " —	
	19. Нефтепродукты, мг/дм ³	— " —	— " —	
	20. ПАВ, мг/дм ³	— " —	— " —	
	21. Металлы, мг/дм ³	— " —	— " —	
22. Бактериологический анализ: а) количество сапрофитных бактерий в 1 см ³ воды, выросшее на МПА, шт./см ³ б) коли-индекса, шт./дм ³ в) коли-титр, см ³	Газовая	В день отбора проб, один раз в декаду		

1	2	3	4
ОСВЕЩЕННАЯ ВОДА			
2. После первичных отстойников	1. Температура воды, °С	Разовая	Один раз в смену в декадный анализ Один раз в декаду
	2. Степень прозрачности, см а) взболтанная б) отстоянная	Среднесуточная	
	3. pH	То же	То же
	4. Оседающие вещества по объему, см ³ /дм ³	— " —	— " —
	5. Оседлющие вещества по массе, мг/дм ³	— " —	— " —
	6. Взвешенные вещества, мг/дм ³ а) при 105 °С б) потери при прокаливании	— " —	— " —
	7. БПК ₅ , мг/дм ³ а) взболтанная б) отстоянная	— " —	— " —
	8. Токсичность	— " —	— " —
ОЧИЩЕННАЯ ВОДА			
3. После вторичных отстойников и сооруженийной доочистки	1. Температура воды, °С	Разовая	Один раз в смену в декадный анализ Один раз в декаду
	2. Степень прозрачности, см а) взболтанная б) отстоянная	Среднесуточная	
	3. pH	То же	То же
	4. Оседающие вещества по объему, см ³ /дм ³	— " —	— " —
	5. Взвешенные вещества, при 105 °С, мг/дм ³	— " —	— " —
	6. БПК ₅ , мг/дм ³ а) взболтанная б) отстоянная	— " —	— " —
	7. Плотный остаток, мг/дм ³	— " —	— " —
	8. ХПК, мг/дм ³	— " —	— " —
	9. Фосфаты, мг/дм ³	— " —	— " —
	10. Хлориды, мг/дм ³	— " —	— " —
	11. Сульфаты, мг/дм ³	— " —	— " —
	12. Азот аммонийных солей, мг/дм ³	— " —	— " —
	13. Нитриты, мг/дм ³	— " —	— " —
	14. Нитраты, мг/дм ³	— " —	— " —
	15. Железо, мг/дм ³	— " —	— " —
	16. Растворенный кислород при одновременном измерении температуры, мг О ₂ /дм ³	Разовая	Один-два раза в сутки
	17. Токсичность	Среднесуточная	Один раз в декаду
	Специфические ингредиенты:		
	18. Жиры, мг/дм ³	То же	То же
	19. Фенолы, мг/дм ³	— " —	— " —
	20. Нефтепродукты, мг/дм ³	— " —	— " —
	21. ПАВ, мг/дм ³	— " —	— " —
22. Металлы, мг/дм ³	— " —	— " —	

1	2	3	4
	23. Бактериологический анализ, шт./см ³ : а) количество сапрофитных бактерий в 1 см ³ воды, выросшее на МПА, шт./см ³ б) коли-индекс, шт./дм ³ в) коли-титр, см ³	Разовая То же — " — — " —	В день отбора проб, один раз в декаду То же — " — — " —
ОЧИЩЕННАЯ ВОДА (ОБЕЗЗАРАЖЕННАЯ)			
4. После контактных резервуаров	1. pH 2. Степень прозрачности, см а) взболтанная б) отстаивая 2. Взвешенные вещества, мг/дм ³ 3. Остаточный хлор, мг/дм ³ 4. Бактериологический анализ: а) количество сапрофитных бактерий в 1 см ³ воды, выросшее на МПА, шт./см ³ б) коли-индекс, шт./дм ³ в) коли-титр, см ³ г) термотолерантные колиформные бактерии, КОЕ/см ³ д) общие колиформные бактерии, КОЕ/см ³ е) колифаги, БОЕ/см ³	Среднесуточная Среднесуточная или среднесменная То же Разовая Разовая То же — " — — " — — " — — " —	Ежедневно То же То же 2 раза в сутки В день отбора проб, один раз в декаду То же — " — — " — — " — — " —
КОНТРОЛЬ СОБЛЮДЕНИЯ НОРМАТИВОВ КАЧЕСТВА СТОЧНЫХ ВОД (ПРОБА ЭКОАНАЛИТИЧЕСКОГО КОНТРОЛЯ ВЫПУСКА В ВОДОЕМ)			
5. Сточные воды, сбрасываемые в водоем ¹⁾	По решению местных органов государственного экоаналитического контроля	Среднесуточная или минимально допустимое количество разовых для последующего смешения, с интервалом 1 ч ²⁾	
ОТБОР ПРОБ С РЕШЕТОК			
6. Решетки	1. Количество отбросов, кг 2. Влажность, % 3. Зольность, % 4. Сортировка отбросов, %	Всего за сутки То же — " — — " —	Один раз в месяц или один раз в квартал То же — " — — " —

¹⁾ Не допускается анализировать для этой цели пробу после контактных резервуаров, так как содержание остаточного хлора 1,5 мг/дм³ является мешающим для основных определений.

²⁾ Отбор проб производится в течение суток, с 8 ч утра одного дня до 7 ч утра другого дня с интервалом 1 час. При отсутствии автоматических пробоотборников часовые пробы отбираются в отдельные бутылочки 200 см³ (детского питания) с соответствующей надписью: поступающая вода (8 ч, 9 ч, 10 ч,...), очищенная вода (8 ч, 9 ч, 10 ч,...), осветленная вода (8 ч, 9 ч, 10 ч,...). Для приготовления среднесуточной пробы сливают все 24 пробы в одну емкость объемом 5дм³. Все анализы выполняются из среднесуточной пробы.

1	2	3	4
ОСАДОК ИЗ ПЕСКОЛОВК			
7. Песколовки	1. Количество песка, м ³ 2. Влажность, % 3. Зольность, % 4. Содержание песка, % 5. Плотность средняя, кг/дм ³ 6. Фракционный состав, %	Всего за сутки средняя из 4-х разовых отобранных проб во время выгрузки То же — " — — " — — " — — " —	Два раза в месяц или по мере необходимости при наличии данных о неэффективной работе песколовок То же — " — — " — — " — — " —
СЫРОЙ ОСАДОК			
8. При выпуске из первичных отстойников	1. Влажность, % 2. Зольность, % 3. Содержание песка, %	Средняя при выгрузке То же — " —	Один раз в декаду в день отбора проб То же — " —
АКТИВНЫЙ ИЛ			
9. Из аэротенков, регенераторов, возвратный ил	1. Растворенный кислород, мг О ₂ /дм ³ 2. Иловой индекс, см ³ /г 3. Доза ила по сухому веществу, г/дм ³ а) в регенераторах б) в аэротенках в) возвратного ила 4. Доза ила по объему, см ³ /дм ³ а) в регенераторах б) в аэротенках в) возвратного ила 5. Гидробиологический анализ	Разовая Средняя То же — " — — " —	Один раз в сутки ежедневно В декадный анализ в день отбора проб Один раз в сутки ежедневно Три раза в смену в день отбора проб в декадный анализ
10. Возвратный ил, ил из илоуплотнителя	1. Влажность, % 2. Зольность, %	Средняя То же	Один раз в декаду в день отбора проб То же

Продолжение приложения 1

1	2	3	4
СБРОЖЕННЫЙ ОСАДОК			
11. Из метантенков	1. Влажность, % 2. Зольность, % 3. Температура, °С 4. Химические показатели: а) азот аммонийных солей, мг/дм ³ б) щелочность, мг-экв/дм ³ в) жирные кислоты, мг-экв/дм ³ г) рН 5. Жиры, мг/дм ³ 6. Белки, мг/дм ³ 7. Углероды, мг/дм ³ 8. Фосфор (общий), мг/дм ³ 9. Содержание солей тяжелых металлов, мг/дм ³ : медь алюминий кадмий хром цинк 10. Яйца гельминтов, шт./л 11. Удельное сопротивление, см/г 12. Анализ газа: а) плотность газа брожения, г/дм ³ б) теплота сгорания газа, ккал/м ³ в) состав газа, %: доля метана доля углекислоты доля водорода доля азота доля кислорода	Средняя Средняя Разовая Разовая То же — " — — " — Средняя То же — " — — " — — " — Разовая То же — " —	При загрузке, выгрузке То же — " — Два раза в неделю То же — " — — " — — " — Ежеквартально То же — " — — " — — " — При выгрузке Пжемесечно То же
СБРОЖЕННЫЙ ОСАДОК			
12. Из двухъярусных отстойников	1. Влажность, % 2. Зольность, % 3. Химические показатели: а) азот аммонийных солей, мг/дм ³ б) щелочность, мг-экв/дм ³ в) Жирные кислоты, мг-экв/дм ³ г) рН	Средняя при выгрузке То же — " — — " — — " — — " —	Один раз в месяц или в квартал То же — " — — " — — " — — " —
СБРОЖЕННЫЙ ОСАДОК			
13. После аэробной стабилизации (минерализаторов)	1. Влажность, % 2. Зольность, % 3. ДАИ, % 4. Удельное сопротивление, см/г 5. Нитраты, мг/дм ³ 6. Яйца гельминтов, шт./л	Средняя То же — " — — " — — " — — " —	При выгрузке То же — " — — " — — " — — " —

1	2	3	4
МЕХАНИЧЕСКИ ОБЕЗВОЖЕННЫЙ ОСАДОК			
14. До и после сооружения механического обезвоживания	1. Влажность, %	Средняя	При выгрузке
	2. Зольность, %	То же	То же
	3. Удельное сопротивление, см/т	— " —	— " —
	4. Доза флокулянта или коагулянта, мг/дм ³	Разовая	— " —
	5. Доза извести (в случае применения):		
	а. Влажность, % на сухое вещество осадка	— " —	— " —
б. Зольность, %	— " —	— " —	
в. Содержание взвешенных веществ в фильтрате, мг/дм ³	— " —	— " —	
ВЫСУШЕННЫЙ ОСАДОК			
15. С иловых карт	1. Количество осадка, м ³	Средняя из разных точек иловых карт	Во время вывоза осадка
	2. Масса сухого веществ осадка, т	То же	То же
	3. Влажность, %	— " —	— " —
	4. Зольность, %	— " —	— " —
	5. Температура, °С	— " —	— " —
	6. Органическое вещество, мг/дм ³	— " —	— " —
	7. Азот (общий), мг/дм ³	— " —	— " —
	8. Фосфор, мг/дм ³	— " —	— " —
	9. Калий, мг/дм ³	— " —	— " —
	10. Кальций и магний при внесении в осадок извести, мг/дм ³	— " —	— " —
	11. содержание солей тяжелых металлов, мг/дм ³ :	— " —	— " —
	а) мышьяк		
б) ртуть			
в) свинец			
г) кадмий			
д) никель			
е) хром			
ж) марганец			
з) ванадий			
и) цинк			
к) медь			
л) цианиды			
12. Яйца гельминтов, шт./т	— " —	— " —	

Приложение 2

График выполнения анализов сточных вод на очистных сооружениях малой производительности типа компактных установок

Место отбора проб	Определения	Характер проб	Периодичность
Наименование проб			
ПОСТУПАЮЩАЯ ВОДА			
	1. Температура, °С	Разовая	Один раз в смену
	2. Степень прозрачности, см а. взболтанная б. отстоянная	То же	То же
	3. рН	— " —	— " —
	4. Оседающие вещества по объему, см ³ /дм ³	— " —	— " —
ОЧИЩЕННАЯ ВОДА			
	1. Температура, °С	Разовая	Один раз в смену
	2. Степень прозрачности, см а. взболтанная б. отстоянная	Разовая	То же
	3. рН	Разовая	— " —
	4. Доля ила по объему из аэротенков, см ³ /дм ³	то же	— " —
	5. Остаточный хлор, мг/дм ³	— " —	— " —
ВЫПУСК В ВОДОЕМ			
	Контролируется по решению органов государственного контроля по полному перечню с привлечением контрактных лабораторий или с помощью кузовных лабораторий		

График отбора среднесуточных проб сточных вод, согласуемый с контролирующими органами

УТВЕРЖДАЮ

СОГЛАСОВАНО

Главный инженер
МУП «Водоканал»

Минприрода РФ

СЭС

График ¹⁾ отбора среднесуточных проб на 2002 год

Месяц	Дата	Роспись контролирующей организации
январь	4-5	СЭС
	13-14	
	26-27	
февраль	3-4	Лаборатория, уполномоченная МПР на осуществление государственного контроля качества объектов окружающей среды
	17-18	
	24-25	
март	4-5	То же
	16-17	
	25-26	

Начальник очистных сооружений _____

Главный технолог _____

Начальник лаборатории _____

¹⁾ График должен быть составлен на год. Он составляется скользящим так, чтобы отбор осуществлялся во все дни недели, включая выходные дни. Обязательно должны быть указаны даты, чтобы можно было выполнить параллельный анализ с контролирующими органами.

Основные сведения о некоторых гидрохимических методах определения нефтепродуктов

Метод анализа					
	ПНДФ 14.1.2.116-97	РД 52.10.243-92	ПНДФ 14.2.4.128-98	ИСО 9377-1 (проект ГОСТ Р)	ИСО 9377-2
	Методика выполнения измерений массовой концентрации нефтепродуктов в пробах природной и очищенной сточной вод с атомно-эмиссионным методом	Определение нефтепродуктов в морских водах методом инфракрасной спектроскопии фотометрии	Методика выполнения измерений массовой концентрации нефтепродуктов в пробах природной питьевой и сточной воды флуориметрическим методом на анализаторе «Флюорат-02»	Суммарное углеводородное содержание, исключая фракцию нефтепродуктов с температурой кипения до 105 °С	ИКС-спектрометрический метод определения нефтепродуктов
1	2	3	4	5	6
Определяемые вещества	Цеплярные и слабоарные углеводороды и их производные любого вида, включая большинство легких фракций нефтепродуктов с температурой кипения 100 °С	Углеводороды, их производные, вещества, содержащие группы CH_2 , CH_3 , CH	Суммарное содержание тексацетиричных неполярных и слабополярных углеводородов ароматической природы в основном углеводородов	Неполярные углеводороды, исключая фракцию нефтепродуктов с температурой кипения до 105 °С	Углеводороды, их производные, содержащие группы CH , CH_2 , CH_3
Диагностические конденсатраций, мг/дм ³	0,30–50,0 допускается определение свыше 50,0 при авариях	0,1–1,0	0,005–50	5–1000	0,1–50,0
Объем пробы, дм ³	3–3,5 при концентрации нефтепродуктов до 3,0 мг/дм ³ 0,1–1,0 при концентрации нефтепродуктов > 3,0	2,0–5,0	0,1	1,0	1,0

1	2	3	4	5	6
Консервация пробы	2-4 см ³ (CCl ₄ или хлороформ) на 1 дм ³ пробы	Без консервации. Проба сразу после отбора экстрагируется	Без консервации. Хранение не более 3-4 ч до экстрагирования	Возможна консервация кислотой	Возможна консервация кислотой
Растворитель экстракции	Хлороформ или CCl ₄	CCl ₄	Гексан	Не рекомендовал CCl ₄ из-за токсичности 40 г HCl 2 см ³ HCl 25 см ³ хлорона на 1 дм ³ пробы	40 г HCl 2 см ³ HCl 25 см ³ хлорона на 1 дм ³ пробы
Объем растворителя для экстракции	На 3-3,5 дм ³ пробы 150 дм ³ растворителя	Соотношение растворитель: вода от 1:80 до 1:200	Соотношение растворитель: вода 1:10	На 1 дм ³ пробы 25 см ³ хлорона	На 1 дм ³ пробы 25 см ³ хлорона
Метод экстракции	Перемешивание на электрометрической мешалке	Вручную встряхивание или перемешивание на электрометрической мешалке	Вручную встряхивание	Механическое встряхивание	Механическое встряхивание
Время экстракции	10 мин	15 мин	30 с	30 мин	30 мин
Адсорбент	Al ₂ O ₃ 6,0 г	Al ₂ O ₃ высота слоя 40 мм	Не используется	Флюорит	Флюорит

1	2	3	4	5	6
Характеристики погрешности измерений	Диапазон определяемых держаний, мг/дм ³	Характеристики погрешности, % (P = 0,95)	Диапазон определяемых концентраций, мг/дм ³	Диапазон, мг/дм ³	Характеристики погрешности, %
	Природные воды от 0,3 до 0,9 включительно	50		От 0,005 до 0,2 включительно	65
	Свыше 0,9	25		Свыше 0,02 до 0,1 включительно	40
	Сточные воды от 0,3 до 0,5 включительно	50		Свыше 0,1 до 0,5 включительно	40
	Свыше 0,5 до 50 включительно	25		Свыше 0,5 до 50,0 включительно	25
	Свыше 50	10			
					Не даны
					Для искусственных проб, приготовленных смешением дистиллированной воды и дигельного топлива, результат составляет 82-88 % от истинного содержания

1	2	3	4	5	6
Недостатки метода	<p>В пробках с большим содержанием эрланики и жаров, воз- можно не хватает емкости колонок, в этом случае в ре- зультат анализа могут быть включены жары, производя органика, гуминовые кислоты. При нагреве экстракта угле- чиваются фракции нефти с температурой кипения мо- 100)°С (возможно и с боль- шей).</p> <p>При концентрации нефти в воде меньше 0,3 мг/дм³ объе- ма 3,5 дм³ пробы недостаточ- но, нужно отбирать 10 дм³, сорбировать на активном угле, затем десорбировать СС₁₄ в аппарате Сокалета (Дурье, 1984).</p> <p>Метод не пригоден для обна- ружения небольших количеств нефтепродуктов (на уровне ПДУС)</p>	<p>Не учитывает или сильно занижает содержание фракций: бензол, ксилол, кумол. Экстрагируются в ре- зультат спирты, эфи- ры, нафталина, жары (если не хватает ем- кости колонок и они не все сорбируются), зареагирует все вещества, содержа- щие группы СН₂, СН₃</p> <p>Плох для анализа неизвестного типа нефтепродуктов, так как применяемые стан- дарта сильно варьи- руют по содержанию в них ароматических углеводородов. Не учитывает аромати- ческие углеводороды</p>	<p>Не пригоден для анализа легких фракций (бензин, керосин), а также парафи- нов. Возможно занижение результатов за счет ретице- рации других флуоресци- рующих соединений</p>	<p>Мешающие: галогениро- ванные угле- водороды, жи- ры и органика. Потери фрак- ций с темпера- турой кипения 100 °С (воз- можно и о- большой)</p>	<p>Не все полярные соеди- нения задерживаются на флюорисиле. Мешают галогенированные угле- водороды. Не учитывает или силь- но занижает содержа- ние фракций бензол, ксилол, кумол. Экстра- гируются и выпадают в результате спирты, эфиры, нафталина, жары. Плох для анализа неизвестного типа нефтепродуктов, так как применяемые стандар- ты сильно варьируют по содержанию в них аро- матических углеводо- родов. Не учитывает ароматические углево- дороды</p>

1	2	3	4	5	6
<p>Достоинства метода</p>	<p>Арбитражный, учитывает наиболее опасные для бактерий тяжелые фракции нефтепродуктов</p>	<p>Хорош для сточных вод, прошедших биологическую очистку, так как нефтепродукты в них преимущественно растворены. Характеризует насыщенные структуры углеводородов, а они составляют, как правило, основную долю фракций нефтепродуктов. Интегральный метод. Может выявлять происходящую деструкцию нефтепродуктов, так как соотношение $C_{12}H_{22}$ при бактериальной деструкции нефтепродуктов меняется</p>	<p>Не оказывают влияния на результаты приотвертывающие жиры и другие органические вещества со свещением в других диапазонах (гуминовые вещества, углеводороды природного происхождения и т.д.). Прост и надежно определяет впр моно- и биароматической природы. Среди ароматических соединений моно- и биароматические составляют основную долю. Интегральный</p>	<p>Интегральный</p>	<p>Хорош для сточных вод, прошедших биологическую очистку, так как нефтепродукты в них преимущественно растворены. Характеризует насыщенные структуры углеводородов, а они составляют, как правило, основную долю фракций нефтепродуктов. Интегральный метод. Может выявлять происходящую деструкцию нефтепродуктов, так как соотношение $C_{12}H_{22}$ при бактериальной деструкции нефтепродуктов меняется</p>

Общие требования к составу и свойствам воды водотоков и водоемов в местах хозяйственно-питьевого, коммунально-бытового и рыбохозяйственного водопользования

Показатели	Цели водопользования			
	питьевые, хозяйственно-бытовые, а также водоснабжение пищевых предприятий	рекреационные, а также в черте населенных мест	нужды рыбного хозяйства	
			высшая и первая категория	вторая категория
1	2	3	4	5
Взвешенные вещества	<p>При сбросе возвратных (сточных) вод конкретным водопользователем, производстве работ на водном объекте и в прибрежной зоне содержание взвешенных веществ (мг/дм^3) в контрольном створе (пункте) не должно увеличиваться по сравнению с естественными условиями более чем на:</p> <p align="center">0,25 0,75 0,25 0,75</p> <p>Для водотоков, содержащих в межень более 30 мг/дм^3 природных взвешенных веществ, допускается увеличение их содержания в воде в пределах 5 %. Возвратные (сточные) воды, содержащие взвешенные вещества со скоростью осаждения более 0,4 мм/с, запрещается сбрасывать в водотоки, а более 0,2 мм/с — в водоемы.</p> <p>Примечание: Содержание в воде антропогенных взвешенных веществ (хлопья гидроксидов, металлов, образующихся при очистке сточных вод, частички асбеста, стекловолокна, базальта, капрона, лавсана и г.д.) нормируется в соответствии с п.2.2. настоящих Правил по нормативам ПДК (Правила..., 1991)</p>			
Плавающие примеси (вещества)	На поверхности воды не должны обнаруживаться пленки нефтепродуктов, масел, жиров и скопления других примесей			
Окраски	Не должна обнаруживаться в столбике, см	10	Вода не должна приобретать посторонней окраски	
Запахи, привкусы	Вода не должна приобретать запахи интенсивностью более 2 баллов, обнаруживаемые:		Вода не должна сообщать посторонних запахов и привкусов мясу рыбы	
	непосредственно или при последующем хлорировании или других способах обработки	непосредственно		

Продолжение приложения 5

1	2	3	4	5
Температура	Летняя температура воды в результате сброса сточных вод не должна повышаться более чем на 3 °С по сравнению со среднемесячной температурой воды самого жаркого месяца года за последние 10 лет		Температура воды не должна повышаться по сравнению с естественной температурой водного объекта более чем на 5 °С с общим повышением температуры не более чем до 20 °С летом и 5 °С зимой для водных объектов, где обитают холодноводные рыбы (лососевые и сиговые), и не более чем до 28 °С летом и 8 °С зимой в остальных случаях. В местах нереста и зимовки запрещается повышать температуру воды зимой более чем до 2 °С	
Водородный показатель <i>pH</i>	Не должен выходить за пределы 6,5–8,5			
Минерализация воды	Не более 1000 мг/дм ³ , в том числе хлоридов — 350 мг/дм ³ , сульфатов — 500 мг/дм ³	Нормируется по приведенному выше показателю «привкусы»	Нормируется согласно таксам рыбохозяйственных водных объектов	
Растворенный кислород	Не должен быть менее 4 мг/дм ³ в любой период года, в пробе отобранной до 12 часов дня		В зимний (подледный) период должен быть не менее, мг/дм ³ 6 4 В летний период (открытый) на всех водных объектах должен быть не менее 6 мг/дм ³	
Биохимическое потребление кислорода БПК _{полн}	Не должно превышать при температуре 20 °С, мг О ₂ /дм ³ 2,0 4,0		3 мг О ₂ /дм ³ 3 мг О ₂ /дм ³ Если в зимний период содержание растворенного кислорода в водных объектах высшей и первой категории снижается до 6 мг/дм ³ , а в водных объектах второй категории до 4 мг/дм ³ , то можно допустить сброс в них только тех сточных вод, которые не изменяют БПК воды	
Химическое потребление кислорода (бихроматная окисляемость) ХПК	Не должно превышать, мг О ₂ /дм ³ 15 30		Не нормируется	Не нормируется
Химические вещества	Не должны содержаться в воде водотоков и водоемов в концентрациях, превышающих нормативы ПДК или ОДУ			

Окончание приложения 5

1	2	3	4	5
Возбудители заболеваний	Вода не должна содержать возбудителей кишечных инфекций, возбудителей заболеваний, в том числе жизнеспособные яйца гельминтов (аскарид, власоглав, токсокар, фасциол), онкосферы тенцид и жизнеспособные цисты патогенных кишечных простейших			
Термотолерантные колиформные бактерии	Не более 100 КОЕ в 100 см ³	не более 100 КОЕ в 100 см ³		
Общие колиформные бактерии	Не более 1000 КОЕ в 100 см ³	не более 500 КОЕ в 100 см ³		
Колифаги	Не более 10 БОЕ в 100 см ³	не более 10 БОЕ в 100 см ³		
Суммарная объемная активность радионуклидов	$\sum \left(\frac{A_i}{YB_i} \right) \leq 1$			
Токсичность воды			<p>Сточная вода на выпуске в водный объект не должна оказывать острого токсического действия на тест-объекты.</p> <p>Вода водного объекта в контрольном створе не должна оказывать хронического токсического действия на тест-объекты</p>	

Критерии оценки загрязненности вод по химическим показателям для рыбохозяйственных водоемов в России

Ингредиенты и показатели	Класс опасности	Критерии для водных объектов рыбохозяйственного водопользования			
		Лимитирующий показатель вредности	ПДК, мг/дм ³	ВЗ ¹⁾ , мг/дм ³	ЭВЗ ¹⁾ , мг/дм ³
1	2	3	4	5	6
Аммонийный солевой (по азоту)	4	Токсикологический	0,5	5,0	25,0
БПК ₅ (О ₂ /дм ³)	4э	Общие требования	2,0	10,0	40,0
Ртуть ²⁾	1	Токсикологический	отс. ³⁾	0,00003	0,00005
Гексахлорциклогексан	1	Токсикологический	отс. ³⁾	0,00003	0,00005
ДДТ	1	Токсикологический	отс. ³⁾	0,00003	0,00005
Дитиофосфат крезоловый	4	Органолептический	0,001	0,01	0,05
Железо общее	4	Токсикологический	0,1	3,0	5,0
Калий (катион)	4э	Санитарно-токсиколог.	50	500	2500
Кальций (катион)	4э	Санитарно-токсиколог.	180	1800	9000
Кадмий	2	Токсикологический	0,005	0,015	0,025
Кобальт	3	Токсикологический	0,01	0,1	0,5
Ксантогенат бутиловый	4	Органолептический	0,001	0,01	0,05
Магний	4	Санитарно-токсиколог.	40,0	400	2000
Марганец	4	Токсикологический	0,01	0,10	0,50
Медь	3	Токсикологический	0,001	0,030	0,050
Минерализация	4э	Общие требования	1000	10000	50000
Натрий	4э	Санитарно-токсиколог.	120	1200	6000
Нефтяные углеводороды	3	Рыбохозяйственный	0,05	1,5	2,5
Никель	3	Токсикологический	0,01	0,10	0,50
Нитрат-ион (по азоту)	3	Санитарно-токсиколог.	9,1	91,0	455
Нитрит-ион (по азоту)	4э	Токсикологический	0,02	0,2	1,0
<i>pH</i>	4э		6,5–8,5	От 4 до 5, от более 9,5 до 9,7 включает.	Меньше 4 и больше 9,7
Растворенный кислород	4э	Общие требования	Летом — 6,0 Зимой — 4,0	От 3 до 2 мг О ₂ /дм ³	Меньше 1,0
Свинец	2	Токсикологический	0,006	0,018	0,03
СПАВ (детергенты)	4	Токсикологический	0,1	1,0	5,0

Окончание приложения 6

1	2	3	4	5	6
Сульфаты (анион)	4э	Санитарно-токсиколог.	100	1000	5000
Фенолы	3	Рыбохозяйственный	0,001	0,030	0,050
Фосфаты (по фосфору)	4э	Санитарный	0,2	2,0	10,0
Фторид (анион)	3	Токсикологический	0,05	0,5	2,5
Хлориды (анион)	4э	Санитарно-токсиколог.	300	3000	15000
Цинк	3	Токсикологический	0,01	0,1	0,5
ХПК	4э	Общие требования	15,0	150	750

¹⁾ С 01.01.1996 г. в критерии высокого загрязнения (ВЗ) и экстремально высокого загрязнения (ЭВЗ) внесены существенные изменения:

критерии ВЗ для веществ 1–2 класса опасности — содержание в концентрациях, превышающих ПДК от 3 до 5 раз; для веществ 3–4 класса опасности — в 10–50 раз (нефтепродуктов, меди, железа и фенолов — в 30–50 раз);

критерии ЭВЗ для веществ 1–2 класса опасности — содержание в концентрациях, превышающих ПДК в 5 раз и более; для веществ 3–4 класса опасности — в 50 раз и более.

²⁾ Металлы нормируются по растворимым в воде формам.

³⁾ Условно принятая ПДК — 0,00001 мг/дм³ (0,01 мкг/дм³).

Словарь используемых терминов

Абиосестон — взвешенные в воде неживые минеральные частицы, иногда к абиосестону причисляют частицы погибших организмов.

Абиотический — относящийся к неживой природе.

Абсорбция — поглощение вещества из воды объемом другого вещества, так, например, поглощение хлопьями активного ила загрязняющих веществ происходит не только поверхностью хлопьев, а всем объемом.

Аварийные сбросы сточных вод (на сооружения биологической очистки через системы городской канализации) — неожиданно возникающие в результате чрезвычайных обстоятельств или преднамеренные сбросы с высоким (превышающим допустимые нормы) содержанием загрязняющих веществ. В результате аварийных сбросов происходит существенное нарушение функционального состояния активного ила или его гибель, биологическая очистка нарушается, наносится ущерб водоему, принимающему сточные воды.

Автотроф — организм, синтезирующий из неорганических соединений органическое вещество, использующий солнечную энергию и диоксид углерода как единственный источник углерода (большинство зеленых растений, отдельные виды бактерий).

Автохтон (близко к понятию абориген) — организм, эволюционно возникший в рассматриваемом биотопе, коренной обитатель.

Адаптация — приспособление организмов к неблагоприятным факторам и устойчивость по отношению к ним.

Аддитивное токсическое воздействие — суммирование отдельных воздействий. Несколько химических веществ или токсикантов, присутствующих в сточных водах могут действовать аддитивно, т.е. их общий токсический эффект равен сумме эффектов каждого из них, действующего изолированно.

Адоральная зона мембранелл (АЗМ) — околоротовые (адоральные) мембранеллы (2 и более рядов тесно спаянных ресничек в виде тонкой треугольной пластинки), расположенные спирально и подгоняющие пищу к

ротовому отверстию. АЗМ может быть закручена по часовой стрелке (*Hipotricha*, *Heterotricha*) или против (*Peritricha*).

Адсорбция — относительное увеличение содержания молекул или атомов на поверхности твердого тела по сравнению с их содержанием в окружающей водной среде.

Активизировать — оживить, встряхнуть, дать импульс.

Активный ил — искусственно выращиваемый биоценоз при аэрации антропогенно загрязненных вод, населенный геллепродуцирующими бактериями гетеротрофами, хемотрофами, простейшими и многоклеточными животными, которые удаляют загрязняющие вещества из сточных вод в результате биосорбции, биохимического окисления и выедания бактерий.

Активный транспорт питательных веществ в клетки — движение ионов внутрь клетки против градиента концентрации за счет энергии дыхания.

Аллохтонный — организм инородный, чужеродный, привнесенный в активный ил (или другое сообщество) из других сообществ.

Амитические самки — дающие новое поколение без оплодотворения.

Анабиоз — временное состояние организма, при котором жизненные процессы настолько замедлены, что почти полностью отсутствуют все видимые проявления жизни. Анабиоз способствует выживанию организмов в резко неблагоприятных условиях жизни. При наступлении благоприятных условий организмы возвращаются в нормальное состояние. Распространен у бактерий, грибов, простейших, коловраток, тихоходок.

Аналитический контроль качества окружающей среды — получение данных о количественном содержании веществ и показателей с применением регламентированных методов количественного химического анализа.

Анаэроб — организм, способный жить в бескислородной среде. Различают облигатных анаэробов, постоянно живущих в бескисло-

родной среде, и факультативных, способных жить как без кислорода, так и при его присутствии (организмы городской канализации, первичных отстойников и т.д.).

Аноксия — отсутствие свободного кислорода (кислород присутствует в связанном виде с другими веществами, например в составе нитратов, нитритов).

Антагонизм — взаимодействие химических веществ, воздействующих нейтрализующе друг на друга, когда эффект суммы воздействующих химических веществ на организмы меньше суммы их действия по отдельности.

Антагонистические организмы — организмы, взаимодействие которых угнетает или тормозит их жизнедеятельность (выделение метаболитов, конкуренция за пищу и т.д.).

Антропогенная (техногенная) нагрузка — степень воздействия человеческой деятельности на окружающую среду.

Антропогенный — связанный с человеком и его хозяйственной деятельностью.

Ассимилирующая способность водного объекта — способность водного объекта принимать определенную массу веществ в единицу времени без нарушения норм качества воды в контрольном створе (пункте) водопользования.

Асфиксия — удушье, прекращение дыхания, кислородное голодание. Возникает у организмов активного ила при недостатке аэрации или под влиянием токсиантов.

Аэроб — организм, способный жить в присутствии кислорода.

Аэробная стабилизация — минерализация активного ила в процессе продолжительной аэрации.

Безвредное разбавление вод (индекс биологической безвредности) — экспериментально установленная в процедуре биотестирования кратность разбавления исследуемых вод, не оказывающая токсического действия на тест-организмы, т.е. не вызывающая эффекта токсичности.

Безотходная технология — экологическая стратегия промышленного производства, дающая технически достижимый минимальный

объем твердых, жидких, газообразных и тепловых отходов и выбросов, однако такие минимальные объемы, как правило, чрезвычайно опасны для окружающей среды.

Биоаккумуляция — накопление химических веществ в организме за счет воздействия окружающей среды и питания.

Биоактивация — биотрансформация соединений с образованием более токсичных веществ, например, метилирование металлов под воздействием активного ила.

Биогенные вещества — вещества, наиболее активно участвующие в жизнедеятельности водных организмов. К биогенным веществам относят: соединения азота, фосфора, кремния, железа и соединения некоторых микроэлементов.

Биогенные элементы — химические элементы, постоянно входящие в состав организмов и обеспечивающие определенные биологические функции. Важнейшие биологические элементы — O_2 (составляют около 70 % массы организмов), C (18 %), H (10 %), N, P, Fe, S, Ca, K, Na, Cl. Биогенные элементы, необходимые организмам в ничтожных количествах, называются микроэлементами (Mg, Mn, Zn, J и др.).

Биодеструкция — процесс, осуществляемый грибами, бактериями и простейшими по разложению органических веществ.

Биоиндикатор — организм, вид, популяция или биоценоз по наличию, поведению, состоянию, структуре которого можно судить об экологических условиях, в которых они развиваются.

Биоиндикация процесса биологической очистки — система оценки состояния процесса биологической очистки, основанная на учете биоценологических особенностей активного ила.

Биополимерный гель — желеобразное, студенистое вещество, выделяемое активным илом под воздействием загрязняющих веществ, защищающее клетки бактерий от неблагоприятного влияния сточных вод и обеспечивающее флокуляционные свойства ила.

Биотестирование (биологическое тестирование) — оценка токсических эффектов дей-

ствия химических веществ и их смесей по физиологическим, морфологическим реакциям, поведенческим изменениям, изменениям выживаемости, плодовитости тест-организмов в стандартных лабораторных или полевых условиях.

Биотические факторы — определяемые живыми организмами и предполагающие экологические связи между живыми организмами.

Биотоп — ограниченное и однородное (по формирующим его факторам окружающей среды) пространство, местообитание специфического биоценоза, например, аэротенк.

Биохимическое потребление кислорода (БПК) — количество растворенного кислорода, потребляемого микроорганизмами за установленное время и в определенных условиях при биохимическом окислении содержащихся в воде органических веществ. Характеризует содержание легкоокисляемых органических веществ, способных к биохимическому разложению. Выражается в мг $O_2/дм^3$.

Биоценоз — совокупность живых организмов, населяющих биотоп, тесно между собой взаимосвязанных и приспособленных к условиям обитания.

Биоценозические факторы — факторы, определяемые сообществом взаимосвязанных организмов — биоценозом.

Бихроматная окисляемость (химическое потребление кислорода — ХПК) — количество кислорода, потребляемое при химическом окислении (сернокислым раствором бихромата калия) содержащихся в воде легко- и сложноокисляемых органических и неорганических загрязняющих веществ, характеризует их содержание. Выражается в мг $O_2/дм^3$.

Бытовые сточные воды — сточные воды от жизнедеятельности человека и после хозяйственно-бытового использования воды потребителем.

Видовое разнообразие — число видов в биоценозе и количество особей каждого вида. Характеризуется индексом видового разнообразия, который учитывает эти две характеристики одновременно.

Воды поверхностные — воды, находящиеся на поверхности суши в виде водных объектов любого физического состояния (жидкого, твердого — ледник, снежный покров).

Возраст активного ила — среднее время пребывания ила в системе очистки, рассчитывается по формуле, выражается в сутках. Отражает взаимосвязь между количеством активного ила, находящегося в системе очистки и количеством избыточного ила, ежедневно удаляемым.

Выпуск сточных вод (водоотводящее устройство) — трубопровод, лоток, канал, естественное понижение рельефа, используемое для отведения сточных вод в окружающую природную среду, в том числе в водный объект.

Газовая вакуоль — область в клетке, преломляющая свет за счет содержащегося в ней газа.

Гербицид — токсикант, используемый для уничтожения растений.

Гетеротрофы — организмы не способные синтезировать органические вещества из неорганических, в отличие от автотрофов — зеленых растений, нитрифицирующих и некоторые другие бактерии, а использующие для питания готовое органическое вещество. Различается три типа гетеротрофного питания:

- а) сапрофитное или осмотрофное,
- б) голозойное (частицами других организмов),
- в) паразитическое — соками других организмов, внутри или на которых живет паразит.

Гидробионт — организм, живущий в водной среде.

Гидрохимический режим — изменение химического состава воды водных объектов во времени.

Диплокия — низкая доступность кислорода для гидробионтов, что может быть связано с низким содержанием кислорода в воде или с подавлением дыхательных ферментов (у простейших или многоклеточных) или дыхательных пигментов (у бактерий).

Гифы — одноклеточные нити у низших грибов, образующие вегетативное тело гриба (мицелий).

Голозойное питание — питание путем захвата (иногда проглатывания) твердых пищевых частиц.

Городские очистные сооружения — сооружения для очистки сточных вод смешанного состава (хозяйственно-бытовых и промышленных), поступающих от населенного пункта.

Городские сточные воды — смесь хозяйственно-бытовых и промышленных сточных вод.

Гуминовые вещества — компонент гумуса, не растворимый в кислотах и щелочах и образующий твердые комплексы с неорганическими фракциями почвы.

Гуминовые кислоты — компоненты гумуса, растворимые в разбавленных щелочах и вновь выпадающие в осадок при окислении раствора.

Гумус — комплексная довольно устойчивая смесь аморфных коллоидных веществ коричневого или темно-коричневого цвета; образуется в результате гумификации продуктов разложения органических остатков.

Двухъярусный отстойник — отстойник, в котором процессы отстаивания сточных вод и сбраживания выпавшего осадка совмещены и протекают в конструктивно раздельных объемах (ГОСТ 25150-82, пункт 43).

Денитрификация — биологический процесс превращения азота нитритов и нитратов в газообразные формы азота (NO , N_2O , N_2) в отсутствие или при дефиците кислорода.

Десорбция — переход химического вещества из адсорбированного состояния в окружающую воду (обратный адсорбции процесс).

Детоксикация — биохимическое или физико-химическое превращение химического вещества в менее токсичные соединения.

Дыхательные ферменты — локализованные в митохондриях ферменты, участвующие в процессах газообмена в клетках эукариотов.

Дыхательный пигмент — вещества из группы хемопротеидов, обратимо соединяющиеся с кислородом (легко присоединяют и легко отдают) и служащие для его запасаения или переноса в процессе прямого дыхания (у позвоночных — гемоглобин).

Жесткость воды — свойство воды, обусловленное присутствием в ней ионов кальция

и магния.

Загрязнение природных вод — поступление в водный объект загрязняющих веществ, микроорганизмов или тепла, приводящее к нарушению норм качества, изменению состава и свойств природных вод.

Загрязнение вод вторичное — загрязнение вод в результате превращения внесенных ранее загрязнений, массового развития организмов и/или разложения мертвой биологической массы.

Загрязняющее воду вещество — вещество в воде, вызывающее нарушение норм качества воды (ГОСТ 17.1.1.01-77, пункт 40).

Залповый сброс сточных вод — кратковременное поступление в канализацию сточных вод с резко увеличенным расходом и/или концентрацией загрязняющих веществ (ГОСТ 25150-82, пункт 12).

Инцистирование — образование плотной оболочки (цисты) у микроорганизмов в некоторых простейших в неблагоприятных условиях обитания.

Канализация — комплекс сооружений, предназначенных для приема, отведения, предварительной очистки сточных вод и сброса их на очистные сооружения или в водные объекты.

Кокки — бактерии округлой формы.

Комбинированное воздействие — аддитивное или антагонистическое и синергетическое воздействие.

Консументы — организмы, использующие готовое органическое вещество, созданное продуцентами, но не доводящие разложение органических веществ до простых минеральных составляющих.

Контроль качества вод — проверка соответствия показателей качества вод установленным нормам и требованиям (ГОСТ 27065-86).

Контрольный створ — поперечное сечение потока природного водоема, в котором контролируется качество воды.

Ксенобиотик — вещество, производимое в результате хозяйственной деятельности человека. Чужеродное для природных экосистем. Может быть неприродного происхождения или природного, но перемещенного в резуль-

те деятельности. Присутствие в окружающей среде в концентрациях, выходящих за рамки природных колебаний.

Биопелла — неклеточный покров, секреторный поверхностный покровом и периодически исчезающий.

Биохимические очистные сооружения — сооружения для очистки сточных вод с целью удаления или удаления определенных загрязняющих веществ промышленного происхождения перед сбросом их в системы канализации.

Мезофил — организм, растущий при умеренной температуре (18–35 °C).

Метаболизм — обмен веществ в организме животного, который складывается из реакций синтеза (анаболических) и распада (катаболических).

Мезотанк — железобетонный или металлический резервуар, предназначенный для анаэробного сбраживания смеси сырого осадка и избыточного активного ила.

Микроаэрофил — организм, способный расти за счет использования кислорода, если его концентрация в воде ниже 0,5 мг/дм³. Зависимость от кислорода рост происходит только при высоких концентрациях кислорода. Кроме аэробного дыхания некоторые микроаэрофилы могут осуществлять анаэробное дыхание с использованием акцепторов альтернативных, отличных от кислорода.

Микроорганизм — организм, разрушающий органические вещества до неорганических (бактерии, грибы). Практически тоже, что и мезофил, но в другой классификационной системе.

Микрофауна — микроскопические (менее 1 мм) животные.

Микрофлора — собирательное название для микроорганизмов: бактерий, микроскопических грибов, водорослей.

Минерализация — превращение органических соединений в неорганические (оксиды, соли, вода и др.).

Мониторинг качества вод:

в значении, употребляемое в странах Европейского сообщества — долгосрочная стандартная процедура наблюдения, измерения и регистрации данных с целью установ-

ления качества вод и трендов изменений;

б) понятие, употребляемое в России — долгосрочная стандартизованная процедура периодического контроля с целью установления качества вод, прогнозирования, проведения и разработки мероприятий по улучшению водопользования (предполагает не столько наблюдение, сколько систему информационно-поддержки для принятия природоохраных решений).

Морфологический — связанный с формой и строением организмов.

Мутагенез — процесс возникновения мутаций (наследственных изменений признаков или свойств организма). Мутагенез может вызываться искусственно химическими мутагенами.

Нитрификация — биологический процесс превращения аммонийного азота сначала в нитриты, а затем в нитраты.

Ниша экологическая — место и функциональная роль вида в биоценозе, определяемые совокупностью всех факторов, необходимых для удовлетворительной жизнедеятельности вида, при минимальной конкуренции с другими видами за источники энергии и пространство. Например, в нормальных условиях в активном иле преобладают флокулообразующие бактерии. При аварийных сбросах их экологическую нишу занимают более устойчивые осмотрфные — простейшие или нитчатые бактерии.

Облигатный вид — постоянно встречающийся вид, характерный для рассматриваемого сообщества.

Оксигенный фотосинтез — осуществление фотосинтеза за счет использования света как источника энергии с выделением кислорода (характерен для зеленых растений, цианобактерий).

Олиготрофный — определение, характеризующее водную массу, обедненную биогенными элементами и содержащую водные организмы, представленные значительным разнообразием видов, но относительно малой численностью. Эта водная масса характеризуется большой прозрачностью, высоким содержанием кислорода в ее верхнем слое и донными отложениями, окрашенными, как правило, в

коричневые оттенки и содержащими незначительное количество органического вещества (ИСО 6107/1-1986, пункт 1.1.5).

Онтогенез — индивидуальное развитие организма от начала жизни до конца.

Органолептические свойства — свойства объектов внешней среды, которые выявляются и оцениваются с помощью органов чувств (например, вкус, запах, цвет и др.).

Осветление воды — удаление из воды взвешенных и частично коллоидных веществ (ГОСТ 25151-82, пункт 20) в процессе первичного отстаивания.

Охрана вод — система мер (организационных, экономических, технических), направленных на предотвращение, ограничение и устранение последствий загрязнения, засорения и истощения вод.

Паразит — организм, живущий на поверхности или внутри другого организма и питающийся его соками, тканями.

Патогенность (болезнетворность) — способность вызывать заболевания.

ПДК (предельно допустимая концентрация) — такая концентрация загрязняющего вещества, сбрасываемого в водоем, которая не влияет на плодовитость организма и качество потомства, т.е. обеспечивает сохранность вида в водоеме. Устанавливается методами биотестирования в уполномоченных лабораториях на гидробионтах (для водоемов рыбохозяйственного использования) и тельнокровных животных (для питьевого использования). Содержание загрязняющего вещества в воде выше ПДК указывает на то, что вода непригодна для установленного вида водопользования.

Первичные продуценты — автотрофные организмы, производящие органическое вещество из неорганического (растения, бактерии фототрофы и хемотрофы).

Перистом — углубление, в котором находится рот у реснитчатых инфузорий.

Перманганатная окисляемость — количество кислорода, потребляемое (перманганатом калия) при химическом окислении содержащихся в воде легкоокисляемых загрязняющих веществ (органических и неорганических), характеризует их содержание. Выража-

ется в мг $O_2/дм^3$.

Пиноцитоз — поглощение клеткой растворенных веществ каплями не через всю поверхность как при фагоцитозе, а через определенные участки тела.

Пластичность (экологическая) вида — способность вида существовать и приспосабливаться в широком диапазоне изменений окружающей среды.

Поллютант (загрязнитель) — загрязняющее вещество.

Популяция — совокупность особей одного вида.

Прирост активного ила — увеличение биомассы ила за счет биохимического окисления загрязняющих веществ.

Производственные сточные воды — сточные воды, отводимые после использования в производственной деятельности потребителя, характеризующиеся наличием загрязняющих веществ промышленного происхождения.

Прокариоты — организмы без изолированных мембранами оргanel и ядра (бактерии).

Регенерация активного ила — восстановление свойств активного ила к биосорбции и биохимическому окислению загрязняющих веществ в регенераторах в условиях изоляции от неочищенных сточных вод и интенсивной аэрации; возврат к первоначальному состоянию.

Редукция — возвращение, приведение в предыдущее состояние, уменьшение. Например, редукция нитратов в нитриты в желудочно-кишечном тракте означает возврат вещества к предыдущему состоянию, а редукция хромосом при мейозе — уменьшение числа хромосом.

Редуценты — организмы, превращающие органические остатки в неорганические вещества.

Рециркуляция — возврат в предыдущую стадию процесса (активного ила, сточных вод и т.д.)

Самоочищение природных вод — совокупность природных процессов в загрязненных водах, направленных на восстановление первоначальных свойств и состава воды, обеспечивается в основном за счет биоты.

Сапробность — комплекс свойств водной среды, который определяется количеством биологически разлагающейся органики. Он характеризуется определенным составом биоценозов и последовательностью их сукцессии. Сапробность не обладает размерностью, установлен определенный индекс «S» для каждого биоценоза.

Сапрофит — организм, живущий на мертвом органическом веществе.

Сапрофитное питание — питание за счет готового органического вещества и минеральных солей путем их всасывания всей поверхностью клетки.

Седиментация — осаждение минеральных и живых взвешенных частиц под воздействием силы тяжести в состоянии покоя.

Селекция — выведение новых и улучшение существующих видов растений, животных и штаммов бактерий путем искусственного мутагенеза и отбора.

Септы — мембраны, отделяющие разные отделы тела.

Синергическое воздействие — (потенцирующее или усиленное) действие нескольких химических веществ или нескольких токсиантов, присутствующих в сточных водах, превышает сумму их действия по отдельности.

Сорбция — процесс поглощения вещества из воды объемом (абсорбция) или поверхностью (адсорбция) другого вещества или смеси веществ за счет химических, физико-химических, биохимических и других взаимодействий.

Спиральная форма бактерий — изогнутая в трех плоскостях с образованием одного или нескольких витков, штопоровидная.

Сточные воды — воды, отводимые после использования в бытовой и производственной деятельности человека (ГОСТ 17.1.1.01-77).

Стрессор — фактор, сильно воздействующий на живые организмы и вызывающий стресс (от английского слова стресс — напряжение).

Сукцессия активного ила — последовательная замена одного биоценоза на другой в пределах одного аэротенка под влиянием из-

менения состава очищаемых сточных вод или изменения режима эксплуатации, когда создаются благоприятные условия для развития более сложного сообщества, или условия ухудшаются и биоценоз обедняется видами при нарастании численности наиболее устойчивых к неблагоприятному воздействию организмов.

Таксон — классификационные группы, наиболее крупные из них именуются отделами (или типами). Каждый отдел обычно представляет разнообразное по составу объединение организмов разного ранга. В него входят классы, подразделяемые далее на порядки, в числе последних различают семейства, которые далее делят на роды. Род включает большее или меньшее количество видов. Вид — основная единица классификации, хотя в ряде случаев и она подразделяется на таксоны еще более низкого ранга.

Таксономические ранги — элементы систематики организмов.

Термофил — организм, растущий лучше всего при высокой (выше 40 °C) температуре.

Тест-организмы — организмы, используемые при биотестировании, культивируемые в стандартных условиях.

Токсикогенная нагрузка — комплексная характеристика степени опасности сточных вод (сбрасываемых в системы канализации, водоем), установленная методами биотестирования и полученная расчетным путем, учитывающая токсичность вод, их объем и период сброса. За характеристику токсичности принимается безвредное разбавление.

Токсичность — степень проявления ядовитого действия разнообразных соединений и их смесей, которые повреждают, ингибируют, стрессируют, вызывают генетические изменения или убивают организмы в воде, почве, воздухе. Токсичность проявляется в виде различных тест-реакций у тест-организмов при экспериментальном биотестировании.

Толерантность (устойчивость) — способность организма переносить неблагоприятное влияние того или иного фактора среды.

Трихом — цепочка клеток разнообразной формы (цилиндрической, бочкообразной, квадратной, дисковидной, округлой и др.)

плотно примыкающих и следующих друг за другом.

Трофический — связанный с питанием (от греческого слова трофе — пища).

Факультативный вид — периодически встречающийся в сообществе вид, присутствующий более или менее регулярно, но не характерный для него, иногда отсутствующий продолжительное время, например факультативный анаэроб — организм, способный расти как в отсутствие кислорода, так и при его содержании > 1 мг/дм³. Некоторые способны расти аэробно (за счет кислородного дыхания) и анаэробно (за счет брожения).

Факультативный процесс — биологический процесс в очистке сточных вод, в которых микроорганизмы функционируют в меняющихся условиях (в присутствии и полном отсутствие кислорода).

Фактор (делающий, производящий) — причина, движущая сила какого-либо процесса или условия среды, воздействующие на процесс.

Ферменты (синоним **энзимы**) — вещества белковой природы или состоящие в основном из белка, присутствующие во всех клетках живых организмов. Биологические катализаторы (ускорители) обмена веществ.

Физиологический фактор — фактор, воздействующий на функциональную активность организма (рост, дыхание, питание, обмен веществ и т.д.).

Флокулообразование — слияние отдельных бактериальных клеток активного ила или групп клеток, укрупнение хлопьев ила. В процессе флокулообразования ила решающую роль играет наличие и достаточное образование биополимерного геля активным илом. На процесс оказывают влияние также механические (перемешивание), физические и химические факторы.

Фототроф — организм, обеспечивающий свое питание за счет энергии света.

Фульвокислоты — вещества, содержащиеся в гумусе, растворимые в разбавленных щелочах и остающиеся в растворе после подкисления.

Хемотроф — организм, синтезирующий из неорганических соединений органическое

вещество с использованием энергии химических реакций.

Химический состав воды — совокупность растворенных в природных водах минеральных и органических веществ в ионном, молекулярном, комплексном и коллоидном состояниях.

Химическое потребление кислорода — количество кислорода, потребляемое при химическом окислении содержащихся в воде органических и неорганических веществ под действием различных наиболее сильных окислителей (ГОСТ 27065-86) в присутствии катализатора.

Хитин — азотсодержащий полисахарид.

Хищное питание — питание соками или тканями тела других организмов. Обычно, в связи с хищным питанием развиваются такие приспособления как быстрое движение, умение захватывать жертву, прокалывающие иглы, кристы и т.д.

Цветение вод — массовое размножение цианобактерий или микроводорослей в водном объекте, вызывающее специфическую окраску воды и изменения ее биохимического состава.

Циста — инкапсулированная, устойчивая к высыханию стадия жизненного цикла.

Чехол — оболочка из внеклеточного материала, включающего полисахариды, в которую заключена бактериальная клетка.

Эвтрофирование вод — повышение биологической продуктивности водных объектов в результате накопления в воде биогенных элементов (ГОСТ 17.1.1.01-77) под действием антропогенных или естественных факторов.

Эвтрофирующие вещества — биогенные элементы (азот, фосфор, сера, железо и др.) совместно с углеродсодержащей органикой составляют баланс питательных веществ для гидробионтов. При недостатке биогенных элементов свойства ила ухудшаются.

Экосистема (экологическая система) активного ила — единый комплекс организмов ила со средой их обитания — аэротенком, вторичным отстойником. Искусственно созданная экосистема и развивающаяся, в основном, под антропогенным влиянием. Здесь полезно добавить, что слова с приставкой эко —

возникли от термина «экология», который ввел американский натуралист Генри Торо (1862) в смысле «природоведение», а позднее, в 1866 г. Э. Геккель употребил его для обозначения науки, изучающей развитие живых организмов в связи с состоянием среды их обитания. Наиболее ранняя известная публикация, свидетельствующая о пробуждении экологического направления человеческого разума, связана с именем Жоржа Луи Леклерк де Бюффона (1707–1788 гг.) и его 44-томной «Естественной историей», где, в частности, отмечается влияние условий окружающей среды на организмы и, прежде всего на их изменчивость. В настоящее время термин экология понимается как наука, изучающая взаимосвязь живых организмов и сообществ между собой и с окружающей их средой.

Этиология — учение о причинах развития или возникновения каких-либо патологических явлений.

Эукариоты — организмы, у которых имеется окруженное мембраной ядро и органеллы (практически все живые организмы кроме бактерий).

Перевод физических величин в разные единицы измерения

Приставки и множители для образования десятичных кратных и дольных единиц

Наименование	Множитель	Обозначение
Тера	$10^{12} = 1\,000\,000\,000\,000$	Т
Гига	$10^9 = 1\,000\,000\,000$	Г
Мега	$10^6 = 1\,000\,000$	М
Кило	$10^3 = 1000$	к
Гекто	$10^2 = 100$	г
Дека	$10^1 = 10$	да
Деци	$10^{-1} = 0,1$	д
Санти	$10^{-2} = 0,01$	с
Милли	$10^{-3} = 0,001$	м
Микро	$10^{-6} = 0,000\,001$	мк
Нано	$10^{-9} = 0,000\,000\,001$	н
Пико	$10^{-12} = 0,000\,000\,000\,001$	п

Связь между единицами длины

Единица	км	м	см	мм	мкм	нм
1 км	1	10^3	10^5	10^6	10^9	10^{12}
1 м	10^{-3}	1	10^2	10^3	10^6	10^9
1 см	10^{-5}	10^{-2}	1	10	10^4	10^7
1 мм	10^{-6}	10^{-3}	10^{-1}	1	10^3	10^6
1 мкм	10^{-9}	10^{-6}	10^{-4}	10^{-3}	1	10^3
1 нм	10^{-12}	10^{-9}	10^{-7}	10^{-6}	10^{-3}	1

Связь между единицами времени

Единица	с	мин	ч	сут	неделя	год
1 с	1	$1,667 \cdot 10^{-2}$	$2,778 \cdot 10^{-4}$	$1,157 \cdot 10^{-5}$	$1,653 \cdot 10^{-6}$	$3,169 \cdot 10^{-8}$
1 мин	60	1	$1,667 \cdot 10^{-2}$	$6,944 \cdot 10^{-4}$	$9,921 \cdot 10^{-5}$	$1,901 \cdot 10^{-6}$
1 ч	$3,6 \cdot 10^3$	60	1	$4,167 \cdot 10^{-2}$	$5,592 \cdot 10^{-3}$	$1,141 \cdot 10^{-4}$
1 сут	$8,64 \cdot 10^4$	$1,44 \cdot 10^3$	24	1	0,1429	$2,738 \cdot 10^{-3}$
1 неделя	$6,048 \cdot 10^5$	$1,008 \cdot 10^4$	168	7	1	$1,916 \cdot 10^{-2}$
1 год	$3,156 \cdot 10^7$	$5,260 \cdot 10^5$	$8,776 \cdot 10^3$	365,2	52,18	1

Продолжение приложения 8

Связь между различными единицами расхода воды, воздуха

$1 \frac{\text{дм}^3}{\text{с}}$	1	$\frac{\text{дм}^3}{\text{мин}}$	60	$\frac{\text{дм}^3}{\text{час}}$	3600	$\frac{\text{дм}^3}{\text{сут}}$	$8,64 \cdot 10^4$	$\frac{\text{м}^3}{\text{с}}$	10^{-3}	$\frac{\text{м}^3}{\text{мин}}$	$6 \cdot 10^{-2}$	$\frac{\text{м}^3}{\text{час}}$	3,6	$\frac{\text{м}^3}{\text{сут}}$	86,4	$\frac{\text{м}^3}{\text{мес.}}$	$2,592 \cdot 10^3$	$\frac{\text{м}^3}{\text{год}}$	$3,154 \cdot 10^4$
$1 \frac{\text{дм}^3}{\text{мин}}$	$1,667 \cdot 10^{-2}$	1	60	$\frac{\text{дм}^3}{\text{час}}$	60	$\frac{\text{дм}^3}{\text{сут}}$	1440	$\frac{\text{м}^3}{\text{с}}$	$1,667 \cdot 10^{-3}$	$\frac{\text{м}^3}{\text{мин}}$	10^{-3}	$\frac{\text{м}^3}{\text{час}}$	$6 \cdot 10^{-2}$	$\frac{\text{м}^3}{\text{сут}}$	1,44	$\frac{\text{м}^3}{\text{мес.}}$	43,2	$\frac{\text{м}^3}{\text{год}}$	$5,256 \cdot 10^2$
$1 \frac{\text{дм}^3}{\text{час}}$	$2,778 \cdot 10^{-4}$	$1,667 \cdot 10^{-2}$	1	$\frac{\text{дм}^3}{\text{сут}}$	1	$\frac{\text{дм}^3}{\text{сут}}$	24	$\frac{\text{м}^3}{\text{с}}$	$2,778 \cdot 10^{-7}$	$\frac{\text{м}^3}{\text{мин}}$	$1,667 \cdot 10^{-5}$	$\frac{\text{м}^3}{\text{час}}$	10^{-3}	$\frac{\text{м}^3}{\text{сут}}$	$2,4 \cdot 10^{-2}$	$\frac{\text{м}^3}{\text{мес.}}$	0,72	$\frac{\text{м}^3}{\text{год}}$	8,76
$1 \frac{\text{дм}^3}{\text{сут}}$	$1,157 \cdot 10^{-5}$	$6,944 \cdot 10^{-4}$	$4,167 \cdot 10^{-2}$	$\frac{\text{дм}^3}{\text{час}}$	$4,167 \cdot 10^{-2}$	$\frac{\text{дм}^3}{\text{сут}}$	1	$\frac{\text{м}^3}{\text{с}}$	$1,157 \cdot 10^{-8}$	$\frac{\text{м}^3}{\text{мин}}$	$6,944 \cdot 10^{-7}$	$\frac{\text{м}^3}{\text{час}}$	$4,167 \cdot 10^{-5}$	$\frac{\text{м}^3}{\text{сут}}$	10^{-3}	$\frac{\text{м}^3}{\text{мес.}}$	0,03	$\frac{\text{м}^3}{\text{год}}$	0,365
$1 \frac{\text{м}^3}{\text{с}}$	10^3	$6 \cdot 10^4$	$3,6 \cdot 10^6$	$\frac{\text{дм}^3}{\text{час}}$	$3,6 \cdot 10^6$	$\frac{\text{дм}^3}{\text{сут}}$	$8,64 \cdot 10^7$	$\frac{\text{м}^3}{\text{с}}$	1	$\frac{\text{м}^3}{\text{мин}}$	60	$\frac{\text{м}^3}{\text{час}}$	3600	$\frac{\text{м}^3}{\text{сут}}$	$8,64 \cdot 10^4$	$\frac{\text{м}^3}{\text{мес.}}$	$2,592 \cdot 10^6$	$\frac{\text{м}^3}{\text{год}}$	$3,154 \cdot 10^7$
$1 \frac{\text{м}^3}{\text{мин}}$	16,67	10^3	$6 \cdot 10^4$	$\frac{\text{дм}^3}{\text{час}}$	$6 \cdot 10^4$	$\frac{\text{дм}^3}{\text{сут}}$	$1,44 \cdot 10^6$	$\frac{\text{м}^3}{\text{с}}$	$1,667 \cdot 10^{-2}$	$\frac{\text{м}^3}{\text{мин}}$	1	$\frac{\text{м}^3}{\text{час}}$	60	$\frac{\text{м}^3}{\text{сут}}$	1440	$\frac{\text{м}^3}{\text{мес.}}$	$4,32 \cdot 10^4$	$\frac{\text{м}^3}{\text{год}}$	$5,256 \cdot 10^5$
$1 \frac{\text{м}^3}{\text{час}}$	$2,778 \cdot 10^{-1}$	16,67	10^3	$\frac{\text{дм}^3}{\text{сут}}$	10^3	$\frac{\text{дм}^3}{\text{сут}}$	$2,4 \cdot 10^4$	$\frac{\text{м}^3}{\text{с}}$	$2,778 \cdot 10^{-4}$	$\frac{\text{м}^3}{\text{мин}}$	$1,667 \cdot 10^{-3}$	$\frac{\text{м}^3}{\text{час}}$	1	$\frac{\text{м}^3}{\text{сут}}$	24	$\frac{\text{м}^3}{\text{мес.}}$	720	$\frac{\text{м}^3}{\text{год}}$	$8,76 \cdot 10^3$
$1 \frac{\text{м}^3}{\text{сут}}$	$1,157 \cdot 10^{-2}$	$6,944 \cdot 10^{-1}$	41,67	$\frac{\text{дм}^3}{\text{час}}$	41,67	$\frac{\text{дм}^3}{\text{сут}}$	10^3	$\frac{\text{м}^3}{\text{с}}$	$1,157 \cdot 10^{-5}$	$\frac{\text{м}^3}{\text{мин}}$	$6,944 \cdot 10^{-4}$	$\frac{\text{м}^3}{\text{час}}$	$4,167 \cdot 10^{-2}$	$\frac{\text{м}^3}{\text{сут}}$	1	$\frac{\text{м}^3}{\text{мес.}}$	30	$\frac{\text{м}^3}{\text{год}}$	365
$1 \frac{\text{м}^3}{\text{мес.}}$	$3,858 \cdot 10^{-4}$	$2,315 \cdot 10^{-2}$	1,389	$\frac{\text{дм}^3}{\text{час}}$	1,389	$\frac{\text{дм}^3}{\text{сут}}$	33,33	$\frac{\text{м}^3}{\text{с}}$	$3,858 \cdot 10^{-7}$	$\frac{\text{м}^3}{\text{мин}}$	$2,315 \cdot 10^{-5}$	$\frac{\text{м}^3}{\text{час}}$	$1,389 \cdot 10^{-3}$	$\frac{\text{м}^3}{\text{сут}}$	$3,333 \cdot 10^{-2}$	$\frac{\text{м}^3}{\text{мес.}}$	1	$\frac{\text{м}^3}{\text{год}}$	12
$1 \frac{\text{м}^3}{\text{год}}$	$3,171 \cdot 10^{-5}$	$1,903 \cdot 10^{-3}$	$1,142 \cdot 10^{-1}$	$\frac{\text{дм}^3}{\text{час}}$	$1,142 \cdot 10^{-1}$	$\frac{\text{дм}^3}{\text{сут}}$	2,740	$\frac{\text{м}^3}{\text{с}}$	$3,171 \cdot 10^{-8}$	$\frac{\text{м}^3}{\text{мин}}$	$1,903 \cdot 10^{-6}$	$\frac{\text{м}^3}{\text{час}}$	$1,142 \cdot 10^{-4}$	$\frac{\text{м}^3}{\text{сут}}$	$2,74 \cdot 10^{-3}$	$\frac{\text{м}^3}{\text{мес.}}$	$8,333 \cdot 10^{-2}$	$\frac{\text{м}^3}{\text{год}}$	1

Связь между единицами массы

Единица	г	кг	т	мг	мкг	нг
1 г	1	10^3	10^6	10^9	10^{12}	10^{15}
1 кг	10^{-3}	1	10^3	10^6	10^9	10^{12}
1 т	10^{-6}	10^{-3}	1	10^3	10^6	10^9
1 мг	10^{-9}	10^{-6}	10^{-3}	1	10^3	10^6
1 мкг	10^{-12}	10^{-9}	10^{-6}	10^{-3}	1	10^3
1 нг	10^{-15}	10^{-12}	10^{-9}	10^{-6}	10^{-3}	1

Связь между единицами объема

Единица	m^3	л (dm^3)	cm^3	mm^3
1 m^3	1	10^3	10^6	10^9
1 л (dm^3)	10^{-3}	1	10^3	10^6
1 cm^3	10^{-6}	10^{-3}	1	10^3
1 mm^3	10^{-9}	10^{-6}	10^{-3}	1

Связь между единицами скорости

Единица	м/с	м/мин	см/с	км/ч
1 м/с	1	60	10^2	3,6
1 м/мин	$1,67 \cdot 10^{-2}$	1	1,67	$6 \cdot 10^{-2}$
1 см/с	10^{-2}	0,6	1	$3,6 \cdot 10^{-2}$
1 км/ч	0,278	16,7	27,8	1

Связь между единицами давления

Единица	Па	$дин/см^2$	пз	бар	атм	мм рт. ст.
1 Па	1	10	10^{-3}	10^{-5}	$9,87 \cdot 10^{-6}$	$7,50 \cdot 10^{-3}$
1 $дин/см^2$ (мкбар)	0,1	1	10^{-4}	10^{-6}	$9,87 \cdot 10^{-7}$	$7,50 \cdot 10^{-4}$
1 пз	10^3	10^4	1	10^{-2}	$9,87 \cdot 10^{-3}$	7,50
1 бар	10^5	10^6	10^2	1	0,987	$7,5 \cdot 10^2$
1 атм	$1,01 \cdot 10^5$	$1,01 \cdot 10^6$	$1,01 \cdot 10^2$	1,01	1	$7,6 \cdot 10^2$
1 мм рт. ст.	$1,33 \cdot 10^2$	$1,33 \cdot 10^3$	0,133	$1,33 \cdot 10^{-2}$	$1,32 \cdot 10^{-3}$	1

Примечание.

Все таблицы устроены одинаковым образом: в левом столбце расположены единицы физических величин, которые должны быть выражены в других единицах измерения, помещенных в верхней строке. На пересечении столбца и строки находится коэффициент перевода.

П р и м е р. Известен расход воды в метрах кубических в месяц, требуется пересчитать этот расход в литрах за час. В левом столбце находим исходную единицу измерения $1 м^3/мес.$, а в верхней строке требуемую размерность $дм^3/час.$ На пересечении строки и столбца находится коэффициент: 1,389. Это означает, что $1 \frac{м^3}{мес} = 1,389 \frac{дм^3}{час}$.