

---

---

КАЧЕСТВО И ОХРАНА ВОД,  
ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ

---

---

УДК 574.64;628.31;504.05;504.064

## БИОТЕСТИРОВАНИЕ В ОЦЕНКЕ ЭФФЕКТИВНОСТИ ТЕХНОЛОГИЙ ОЧИСТКИ СТОЧНЫХ ВОД

© 2011 г. Е. В. Штамм\*, Ю. И. Скурлатов\*\*, Н. Б. Козлова\*,  
Н. И. Зайцева\*\*, Е. В. Александрова\*

\*Институт биохимической физики Российской академии наук  
119334 Москва, ул. Косыгина, 4

\*\*Институт химической физики Российской академии наук  
119991 Москва, ул. Косыгина, 4

Поступила в редакцию 08.12.2009 г.

Представлены результаты исследований с использованием методов биотестирования для оценки эффективности технологий очистки сточных вод и их влияния на биологическую полноценность природной водной среды. Подчеркнута необходимость включения в действующие нормативные требования теста на токсичность сточных вод с применением наиболее информативных методов биотестирования.

*Ключевые слова:* сточные воды, очистка, токсичность, биотестирование.

Несмотря на значительный прогресс технологий очистки сточных вод качество природной водной среды как среды обитания водных организмов оставляет желать лучшего. Причина такой ситуации заключается не только в том, что помимо контролируемых (организованных) сбросов сточных вод в загрязнение природных вод вносят существенный вклад неконтролируемые источники загрязнения. На взгляд авторов статьи, существующие нормативные требования и технологии очистки локализованных сточных вод, ориентированные на узкий набор нормируемых показателей, не дают гарантии нормального функционирования (защиты) водных экосистем. С опорой на систему предельно-допустимых концентраций (ПДК) действующие нормативы включают ограниченный набор показателей, на которых строится система штрафных санкций за загрязнение водной среды. По мере обнаружения новых токсичных веществ перечень нормируемых показателей постоянно расширяется. Очевидно, однако, что имеются достаточно жесткие ограничения на подобное расширение, связанные как с аналитическими, так и экономическими возможностями. В то же время, неадекватные требования к очистке сточных вод могут приводить к неоправданному удорожанию систем очистки, а в некоторых случаях — к ухудшению состояния природной водной среды на фоне высоких затрат и кажущейся эффективности работы очистных сооружений. В качестве иллюстрации приведем два примера.

Пример первый — по аэробной биологической очистке городских (смешанных хозяйственно-бытовых и производственных) сточных вод. В соответствии с действующими нормативными требо-

ваниями и общепринятыми представлениями, биологическая очистка — несомненное благо. Действительно, растворенные в воде легкоокисляемые (биохимически) органические вещества либо минерализуются, либо утилизируются в виде прироста биомассы активного ила. Активный ил сравнительно легко отделяется от водной массы, сорбируя при этом мелкодисперсные частицы, ионы тяжелых металлов и гидрофобные ОВ, приводя к дополнительной очистке сточных вод (вопросы утилизации “избыточного” ила и иловых осадков оставляем в стороне).

Однако удаление даже значительной доли загрязняющих веществ (ЗВ) не гарантирует детоксикацию сточных вод, сбрасываемых в природные водные объекты. Более того, без принятия дополнительных мер сброс сточных вод после их биологической очистки может приводить к более серьезным негативным последствиям для водных экосистем, чем сброс стоков, не прошедших очистку в аэротенке.

Наиболее ярко подобная ситуация проявилась ~30 лет назад на Нижней Волге, где по завершении IX пятилетки (1971–1975 гг.) во исполнение соответствующих решений ЦК КПСС и Совета министров СССР во всех крупных волжских городах были введены в строй сооружения биологической очистки. С 1976 г. сброс неочищенных сточных вод в Волгу практически полностью прекратился. Одновременно, с 1976 г. (далее ежегодно) на Волгоградском осетровом рыбозаводе (ВОРЗ), расположенном в нижнем бьефе плотины Волгоградской ГЭС, стали наблюдаться явления массовой гибели личинок осетровых рыб до их перехода

на жаберное дыхание и активное питание. Гибель личинок на ранних стадиях развития происходила как в заводских условиях, так и в лотках, установленных непосредственно на Волге. Таким образом, следует констатировать, что в 1976 г. произошло “скачкообразное” ухудшение биологической ценности воды в низовьях Волги, которое привело к резкому сокращению как искусственного, так и естественного воспроизводства осетровых и других пород рыб, нерестящихся в весенне-летний период [12, 15].

Попытки связать гибель личинок с какими-либо из контролируемых ЗВ не увенчались успехом. Возникает вопрос, случайно ли совпадение сроков введения в строй сооружений биологической очистки и начала массовой гибели личинок рыб на ВОРЗ? Согласно [2, 3] – не случайно! Личинки рыб выступили в роли индикаторных тест-организмов на кардинальные изменения, произошедшие в волжской воде с момента начала масштабного сброса в Волгу городских сточных вод, подверженных биологической очистке в аэротенках.

Добавка в воду, в которой выдерживались личинки рыб, пероксида водорода приводили к снятию эффектов токсичности – практически 100%-ному выживанию личинок при их 100%-ной гибели в контроле. В ходе детальных исследований выяснилось, что гибель личинок происходит в период исчезновения пероксида водорода естественного происхождения [15].

До введения в строй сооружений биологической очистки в местах сброса городских сточных вод в волжской воде наблюдалось значительное превышение содержания пероксида водорода над его фоновой концентрацией (выше сбросов), которая в летние месяцы года составляла  $\sim 10^{-6}$  М (с сезонными и суточными вариациями) [10, 11]. Увеличение содержания пероксида водорода в местах сброса неочищенных сточных вод до  $\sim 10^{-5}$  М связано с тем, что при окислении легкоокисляемых органических соединений (которые усваиваются организмами активного ила в процессе биологической очистки сточных вод) кислород восстанавливается до воды через промежуточное образование  $H_2O_2$ . В аэротенке вследствие высокой каталазной активности (биомассы) микроорганизмов ила пероксид водорода практически мгновенно распадается на молекулярный кислород и воду. После введения в строй очистных сооружений в волжской воде вместо  $H_2O_2$  стали обнаруживаться вещества восстановительной природы, титруемые пероксидом водорода, в концентрации также на уровне  $\sim 10^{-6}$  М с сезонными и суточными вариациями [15].

Таким образом, сброс городских сточных вод после их биологической очистки привел к появлению в волжской воде веществ-восстановителей, разрушающих содержащийся в воде пероксид водорода, жизненно необходимый для личинок рыб на ран-

них стадиях развития, и других гидробионтов с интенсивным водообменом. Иными словами, в волжской воде произошло “скачкообразное” изменение баланса внутриводоемных окислительно-восстановительных процессов с участием пероксида водорода, что и привело к наблюдаемым эффектам редокс-токсичности природной водной среды [14].

Другой пример – по сточным водам целлюлозно-бумажных комбинатов (ЦБК). Эти воды отличаются высоким содержанием как трудноокисляемых (сульфолигнины, танины, хлорорганические соединения, синтетические поверхностно-активные вещества), так и легкоокисляемых органических веществ (метанол, полифенолы и др.). Вопросам очистки сточных вод ЦБК уделяется повышенное внимание и по нормируемым показателям достигнуты значительные успехи [1, 18].

Однако в конце 1980-х гг. канадскими и скандинавскими исследователями было обнаружено, что в сточных водах ЦБК после очистки присутствует некий токсический фактор, приводящий к увеличению ферментативной активности монооксигеназы печени рыб (МФО-индукции) [19]. МФО-индукция – ранний индикатор потенциальной сублетальной токсичности водной среды. Оказалось, что сколь бы дорогостоящие технологии очистки ни использовались, даже наиболее современные из них, ориентированные на существующие нормативные требования, не обеспечивают экологической безопасности сточных вод ЦБК – токсичность по тесту МФО-индукции сохраняется. Не исчезает она и при переходе к безхлорной технологии отбелки целлюлозы.

Приведенные примеры показывают, что адекватные технологии очистки сточных вод могут быть разработаны только на основе их токсикологической оценки с использованием методов биотестирования. В настоящее время токсикологический контроль сточных вод носит лишь рекомендательный характер, что явно недостаточно. Назрела необходимость включения в нормативные документы в качестве обязательного требования проведение токсикологического контроля сточных вод с применением методов биотестирования.

Биотестирование – объективный метод интегральной оценки токсичности сточных вод и водных вытяжек твердых отходов, их опасности для природной среды и здоровья человека [4, 17]. Наиболее экспрессные и информативные тест-системы могут найти применение не только для контроля степени токсичности исследуемых проб, но и при оценке эффективности существующих или при разработке новых технологий очистки сточных вод, а также при изучении химической природы токсических факторов, приводящих к нарушению нормального функционирования водных экосистем.

Ниже представлены результаты проведенных исследований с применением методов биотестиро-

**Таблица 1.** Влияние УФ-облучения и добавок пероксида водорода на эффективность биологической очистки сточных вод г. Белгорода.  $K_T$  — индекс токсичности (соотношение числа клеток инфузорий *Tetrahymena pyriformis* в опыте и контроля через 24 ч инкубации); источник УФ-излучения — ртутные лампы высокого давления ДРЛ-400 ( $\lambda \geq 220$  нм) (проверка — отсутствие данных)

Анализируемая проба	Характер обработки	ХПК, мг $O_2$ /л	$K_T$
Смешанный сток перед подачей в аэротенк	Без обработки	400	0
То же	Разбавление в 5 раз	—	0.6
»	Добавка $2 \times 10^{-4}$ М $H_2O_2$	—	0.3
»	УФ-облучение	290	0.8
»	Добавка $10^{-4}$ М $H_2O_2$ + УФ-облучение	—	1.0
На выходе из аэротенка	Без обработки	130	0.45
То же	УФ-облучение	70	1.0

вания для оценки эффективности различных технологий очистки сточных вод.

### ДЕТОКСИКАЦИЯ ГОРОДСКИХ СТОЧНЫХ ВОД

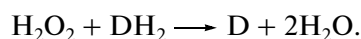
В предисловии к [5] отмечено, что >70% сооружений биологической очистки работают неэффективно. Не исключено, что нестабильная работа аэротенков во многом связана с присутствием в составе сточных вод токсичных веществ-восстановителей, эффективно взаимодействующих с пероксидом водорода и тем самым оказывающих влияние на окислительно-восстановительные процессы с участием  $H_2O_2$ , протекающие в клетках аэробных организмов активного ила [7].

Особенности биологической очистки городских сточных вод были изучены авторами на очистных сооружениях г. Белгорода. Наряду с бытовыми стоками на очистные сооружения подаются сточные воды Белгородского витаминного комбината. Помимо определения стандартных показателей сточных вод, поступающих на очистные сооружения и сбрасываемых в р. Северский Донец, проводили их токсикологический контроль методами биотестирования с использованием в качестве тест-организмов инфузории *Tetrahymena pyriformis*. Определяли прирост клеток инфузорий через 24 ч после начала инкубации. Следили также за функциональным состоянием активного ила (иловым индексом и де-гидрогеназной активностью). Как следует из табл. 1, суммарный сток, поступающий в аэротенки, обладает острой токсичностью ( $K_T = 0$ ), причем, даже для достижения частичной детоксикации необходимо не менее чем 5-кратное разбавление его чистой водой. При этом в сточной воде на выходе из первичных отстойников титруется  $\sim 10^{-4}$  М г-экв. веществ восстановительной природы ( $DH_2$ ), эффективно взаимодействующих с  $H_2O_2$ . Концентрация этих веществ в процессе аэробной биологической очистки в аэротенке практически не меняется,

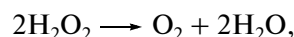
что свидетельствует об их устойчивости к окислительному действию  $O_2$ .

Таким образом, аэротенк служит своего рода биофильтром, задерживающим легкоокисляемые (биохимически) органические вещества (которые в естественных условиях окисляются молекулярным кислородом с промежуточным образованием пероксида водорода) и в то же время пропускающим практически нетронутыми вещества-восстановители, эффективно взаимодействующие с пероксидом водорода.

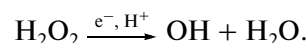
Обработка стока пероксидом водорода перед подачей в аэротенк в количествах, сопоставимых с концентрацией  $DH_2$ , приводит к его детоксикации. Это означает, что токсичность сточных вод обусловлена, в основном, присутствием в воде веществ-восстановителей, эффективно взаимодействующих с  $H_2O_2$



Избыток пероксида водорода, добавляемого в сточную воду, подвержен каталитическому разложению, сопровождающемуся как образованием  $O_2$



так и образованием активных промежуточных частиц, в частности — гидроксильных свободных радикалов  $OH$



В общем случае доля пероксида водорода, расходуемого на процессы пероксидазного (окисление  $DH_2$ ), каталазного (распад до  $O_2$ ) и свободнорадикального (образование  $OH$ -радикалов) типов, зависит от состава сточных вод, присутствия в них катализаторов процессов распада  $H_2O_2$ .

Детоксикация смешанного стока, поступающего в аэротенки, достигается также и под действием УФ-света в отсутствие добавок пероксида водорода, но особенно эффективно — при совместном действии  $H_2O_2$  и жесткого УФ-излучения ( $K_T = 1$  — проба не токсична). При УФ-облучении по истечении

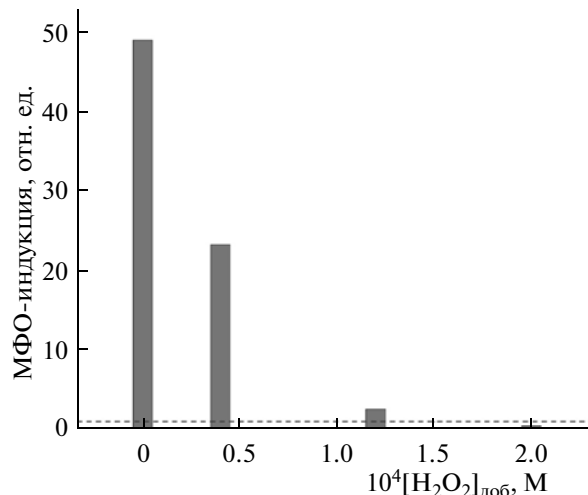
периода индукции, в течение которого происходит окисление содержащихся в воде веществ-восстановителей, в аэрируемой сточной воде накапливается пероксид водорода, происходит снижение химического потребления кислорода (ХПК) [2], что свидетельствует об иницировании свободнорадикальных процессов окисления трудноокисляемых органических веществ. В условиях сточных вод г. Белгорода “длина цепи” (число молей органических веществ в единицах ХПК в расчете на моль израсходованного пероксида водорода) составляла ~10.

Детоксикация стока и частичное разрушение трудноокисляемых органических веществ приводят к заметному улучшению функционального состояния активного ила (уменьшению илового индекса и увеличению его дегидрогеназной активности). В результате пропускная способность сооружений биологической очистки может быть увеличена на ~30% при соблюдении нормативных требований к показателям очистки. Расход электроэнергии при этом составляет ~100 кВт на обработку 40000 м<sup>3</sup>/сут сточных вод, поступающих после первичных отстойников в аэротенк.

Следовательно, с целью повышения эффективности биологической очистки городских сточных вод и предупреждения попадания в природные водные объекты веществ-восстановителей, эффективно взаимодействующих с пероксидом водорода, до подачи в аэротенки сооружений биологической очистки сточных вод необходима либо их обработка пероксидом водорода или жестким УФ-излучением ( $\lambda \geq 220$  нм) в условиях интенсивной аэрации, либо совместная обработка пероксидом водорода и УФ-излучением.

### ДЕТОКСИКАЦИЯ СТОЧНЫХ ВОД ЦБК

Анализ токсических свойств растворов черного щелока, образующегося в процессе сульфатной варки целлюлозы, показал, что даже при разведении 1 : 5000 эти растворы проявляют как острую, так и хроническую токсичность в отношении различных тест-организмов и тест-систем [17]. В частности, высокую токсичность растворы черного щелока проявляют в отношении системы перекисного окисления липидов липосом (ПОЛЛ), моделирующей токсическое воздействие ЗВ на клеточные мембраны [9]. Особенность черного щелока – присутствие в нем веществ-восстановителей, предположительно – неконтролируемых водорастворимых соединений восстановленной серы, эффективно взаимодействующих с пероксидом водорода [16]. Основная масса черного щелока утилизируется и повторно используется в процессе варки целлюлозы, однако часть его (до 3%) поступает в сточные воды. Даже остаточных количеств черного щелока достаточно, чтобы определять токсические свойства смешанных сточных вод, поступающих на биологическую очистку [8].



Влияние добавок перекиси водорода на хроническую токсичность (МФО-индукцию) черного щелока (разведение 1 : 5000). Тест-объект – молодь радужной форели. Пунктирная линия – уровень активности монооксигеназы печени радужной форели в норме.

При разведении в 100 раз черный щелок полностью подавляет образование малонового диальдегида (МДА) в модельной тест-системе ПОЛЛ (доля, 0% МДА по сравнению с контролем). При этом токсическое действие в отношении ПОЛЛ снимается относительно малыми добавками  $H_2O_2$ , сопоставимыми с содержанием в щелоке веществ восстановительной природы, титруемых пероксидом водорода: при добавке к тому же раствору (1 : 100) пероксида водорода в исходной концентрации  $3 \times 10^{-4}$  М сразу после смешения скорость накопления МДА составила 35% контроля, через час инкубации – повысилась до 40%, а через 3 ч достигла малотоксичного уровня 60%.

Аналогичные результаты получены и в отношении упомянутого выше теста на МФО-активность. На рисунке представлены данные по влиянию пероксида водорода на МФО-индукцию. Столбик слева – уровень МФО-активности в присутствии черного щелока в отсутствие добавок  $H_2O_2$ . Столбики справа – уровень МФО-активности при разных добавках  $H_2O_2$ . Видно, что добавки  $H_2O_2$  на уровне  $10^{-4}$  М приводят к практически полной детоксикации черного щелока.

При этом, как и в случае ПОЛЛ, вводимые количества пероксида водорода сопоставимы с расходом  $H_2O_2$  на титрование содержащихся в щелоке веществ-восстановителей.

Таким образом, применение методов биотестирования показывает эффективность использования пероксида водорода для детоксикации сточных вод ЦБК.

**Таблица 2.** Изменение токсичности раствора черного щелока под действием УФ-света с  $\lambda > 220$  нм (полный свет лампы ДРШ-250) в течение 30 мин. Тест-функция – изменение ферментативной активности светящихся бактерий

Исследуемый раствор – черный щелок при разведении 1/2000	Исходная токсичность, %	Токсичность после 30 мин облучения, %
Без добавок	74.4	12.2
С добавкой $10^{-4}$ М $\text{NO}_3^-$	78.4	14.0
С добавкой $10^{-4}$ М $\text{NO}_2^-$	76.3	0.2

### ДЕТОКСИКАЦИЯ СТОЧНЫХ ВОД, СОДЕРЖАЩИХ НИТРИТЫ И НИТРАТЫ

Известно, что под действием солнечного излучения низкомолекулярные формы азота становятся активными инициаторами свободных радикалов [13]. Поскольку сточные воды ряда промышленных производств и сельскохозяйственных предприятий содержат нитрат- и нитрит-ионы в значительных концентрациях, применение УФ-излучения позволяет интенсифицировать свободнорадикальные процессы трансформации содержащихся в сточных водах токсичных веществ, сопряженные с фотолизом нитратов и нитритов.

Методами количественной токсиметрии авторами была изучена кинетика детоксикации модельных токсикантов при фотолизе нитрит- и нитрат-ионов [6]. В качестве модельного токсиканта брали краситель пара-нитрозодиметиланилин – эффективный акцептор ОН-радикалов. Показано, что независимо от длины волны УФ-излучения ( $\lambda$  равна 220 или 365 нм) реакционноспособные продукты фотолиза  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$  – ОН-радикалы, которые приводят к симбатному снижению как концентрации пара-нитрозодиметиланилина, так и токсичности этого красителя [6].

Для моделирования сточных вод ЦБК брали разбавленный в 2000 раз раствор черного щелока. Ввиду многокомпонентного химического состава щелока, следить за концентрациями отдельных его ингредиентов нереально. Более информативно использование интегральных методов биотестирования. Из представленных в табл. 2 данных видно, что при УФ-облучении растворов черного щелока достигается значительное снижение токсичности как в присутствии добавок нитрат- и нитрит-ионов, так и в их отсутствие.

Проведенный авторами хроматографический анализ исходного раствора щелока показал наличие в его составе нитратов в количествах, сравнимых с

концентрациями вносимых добавок. По-видимому, снижение токсичности раствора черного щелока при УФ-облучении в отсутствие добавок может происходить за счет фотолиза присутствующих в растворе нитрат-ионов через образование ОН-радикалов, участвующих в неизбирательном окислении растворенных органических веществ с вовлечением  $\text{O}_2$  и промежуточным образованием  $\text{H}_2\text{O}_2$ .

Следовательно, под действием УФ-излучения нитрат- и нитрит-ионы могут служить в качестве инициаторов свободнорадикальных процессов деструктивной очистки и детоксикации многокомпонентных сточных вод, в частности – сточных вод ЦБК.

### ДЕТОКСИКАЦИЯ И ОЧИСТКА СТОЧНЫХ ВОД, СОДЕРЖАЩИХ ПОВЕРХНОСТНОАКТИВНЫЕ ВЕЩЕСТВА, ФОТООЗОНИРОВАНИЕМ С ПОСЛЕДУЮЩЕЙ МИКРОБИОЛОГИЧЕСКОЙ ОБРАБОТКОЙ

В качестве объектов исследования были взяты [20] неионогенное поверхностно-активное вещество (ПАВ)–NPE, применяемое как смачивающий и эмульгирующий агент в различных технологических процессах в текстильной и других отраслях промышленности, и анионное ПАВ–LAS (натриевая соль додецилбензолсульфоновой кислоты), используемое в качестве базового компонента стиральных порошков, при крашении тканей, очистке поверхностей металлов.

В случае NPE в темновом процессе озонирования происходит постепенное укорачивание цепи додецилэтоксигидроксильного заместителя. При этом молекула ПАВ частично или полностью утрачивает свои поверхностно-активные свойства. Известно, что в воде озон распадается с промежуточным образованием свободных радикалов ОН,  $\text{O}_2^-$ . Под действием УФ-света процесс распада озона с образованием ОН-радикалов ускоряется. При фотоозонировании (одновременном действии озона и УФ-излучения) ускоряется и деструкция NPE, что свидетельствует об участии ОН-радикалов в механизме процесса.

Окисление LAS под действием озона в темновых условиях протекает преимущественно в результате прямого взаимодействия с молекулой  $\text{O}_3$  (озон внедряется в ароматическое ядро LAS, разрушая его и не затрагивая другие группы, в том числе и сульфогруппу). При совместном действии УФ-света и озона LAS разрушается в ~5 раз быстрее. Эффект ускорения пропорционален интенсивности УФ-излучения и связан с образованием ОН-радикалов, которые атакуют преимущественно алкильный заместитель LAS, отрывая от него атом водорода.

В процессе фотоозонирования (при 25%-ной конверсии) токсичность образцов LAS и NPE в тесте по выживаемости цериодафний и в тесте по ингибированию хемотаксиса инфузорий *Tetrahymena pyriformis* практически не меняется.

Растворы ПАВ, подверженные 25%-ной конверсии в результате фотоозонирования, подавали в биореакторы, в которых на специальном носителе были сорбированы штаммы бактерий, эффективно разлагающие ПАВ – *Pseudomonas sp. TD* (для LAS) и *Comamonas testosteroni TI* (для NPE). Оказалось, что при микробиологической деградации продуктов фотоозонирования токсичность растворов LAS уменьшается в 2–3 раза по обоим тестам, тогда как в случае NPE – вплоть до полной детоксикации (табл. 3).

Таким образом, для деструктивной очистки и детоксикации сточных вод, содержащих трудноразлагаемые ПАВ, может быть рекомендована технология фотоозонирования в сочетании с последующей микробиологической обработкой иммобилизованными адаптированными штаммами бактерий.

### ВЫВОДЫ

Приведенные примеры демонстрируют возможности применения методов биотестирования для выбора оптимальных способов очистки сточных вод от токсикантов различной химической природы. При этом, учитывая аналитические трудности определения исходных токсикантов и продуктов их трансформации, методы биотестирования могут стать наиболее пригодными для контроля сточных вод на разных стадиях их формирования и очистки. Использование, наряду с аналитическим контролем, методов биотестирования позволяет оценивать эффективность применяемых либо предлагаемых технологий очистки сточных вод и степень их возможного влияния на экосистемы принимающих водоемов и водотоков. По убеждению авторов, токсикологическая оценка сточных вод с применением простых и надежных методов биотестирования должна быть приоритетной. Трудоемкие, дорогостоящие аналитические методики целесообразно применять для установления химической природы эффектов токсичности, обнаруживаемых методами биотестирования.

Многолетний опыт применения различных тест-организмов и тест-систем на базе лаборатории химикотоксикологических исследований НПФ “Биовод” позволяет рекомендовать в качестве наиболее приемлемых для токсикологической оценки сточных вод (с точки зрения доступности, экспрессности, чувствительности) следующие тесты:

тест на светящихся бактериях: инструментальный метод анализа (на базе люминометров) изменения ферментативной активности бактериальных клеток по уменьшению интенсивности биолюми-

**Таблица 3.** Эффект детоксикации ПАВ при сочетании фотоозонирования с микробиологической деградацией. Параметры токсичности: величины LC10 – допустимая степень, LC50 – гибель 50% цериодафний за 48 ч; IC10 и IC50 – 10%- и 50%-ное ингибирование хемотаксической реакции инфузорий соответственно (на выходе из биореактора); время обработки в биореакторе – LAS 6, NPE – 12 ч

Образец, ПАВ, мг/л	Тест-объекты			
	<i>Ceriodaphnia dubia</i>		<i>Tetrahymena pyriformis</i>	
	LC10	LC50	IC10	IC50
	мл/л			
LAS				
вход – 200	15	27	20	90
выход – 13	40	90	40	180
NPE				
вход – 100	100	150	25	140
выход – 10	330	670	не токсично	не токсично

несценции через 5 и 30 мин инкубации бактерий с исследуемой пробой; в качестве тест-организмов могут быть использованы как морские люминесцентные бактерии *Vibrio fischeri*, так и созданный методом генной инженерии биосенсор – препарат “Эколюм” (гибрид морских люминесцентных бактерий *Photobacterium phosphoreum* и кишечной палочки *Escherichia coli*);

тест на водорослях *Scenedesmus quadricauda*, *Chlorella vulgaris*: инструментальный метод анализа прироста (убыли) биомассы зеленых водорослей, измеряемой на флуориметре (время анализа 96 ч);

тест на инфузориях *Tetrahymena pyriformis*: инструментальный метод измерения хемотаксической реакции на приборе “Биотестер-2” – время анализа 30–45 мин, определения репродуктивной функции инфузорий – 24 ч;

тест на цериодафниях *Ceriodaphnia affinis*: острая токсичность – по выживаемости (время анализа 48 ч), хроническая токсичность – по количеству выметанной молодежи в трех поколениях (7–10 сут);

модельная биохимическая система – ПОЛЛ: инструментальное определение продуктов перекисного окисления лецитина куриного желтка по накоплению малонового диальдегида (время анализа 1 ч).

Очевидно, разные биотесты проявляют разную чувствительность по отношению к разным токсикантам. В связи с этим, для получения объективной картины необходимо проводить анализ проб воды с использованием 2–3 тест-систем и тест-объектов, представляющих различные звенья трофической цепи. При этом, если хотя бы по одному из тестов наблюдается токсичность, то анализируемая проба токсична, – необходимо проведение углубленных

исследований для установления происхождения эффектов токсичности. Напротив, отсутствие эффектов токсичности в отношении одного из тест-организмов не дает достаточных оснований считать пробу нетоксичной, — необходимо проведение исследований на других тест-объектах. На практике наибольшее распространение в качестве тест-организмов получили дафнии *Daphnia magna* (время анализа на острую токсичность 96 ч), однако из-за избирательной чувствительности этот тест-объект оказался менее информативным для токсикологической оценки природных и сточных вод, чем рачки *Ceriodaphnia dubia* или *affinis*.

### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Грачев М.А., Попова Т.К.* Влияние производства сульфатной целлюлозы на окружающую среду. Новосибирск: Лимнологический институт СО АН СССР, 1987. 61 с.
2. *Дука Г.Г.* Экологическая химия сточных вод // Экологическая химия водной среды. Матер. II Всесоюз. шк. / Под ред. Скурлатова Ю.И. М.: ИХФ АН СССР, 1988. С. 271–290.
3. *Дука Г.Г., Скурлатов Ю.И., Штамм Е.В.* Экологическая химия сточных вод. Кишинев: МолдНИНТИ, 1986. 56 с.
4. *Жмур Н.С.* Государственный и производственный контроль токсичности вод методами биотестирования в России. М.: Международный дом сотрудничества, 1997. 114 с.
5. *Жмур Н.С.* Управление процессом и контроль результата очистки сточных вод на сооружениях с аэротенками. М.: Луч, 1997. 172 с.
6. *Зайцева Н.И., Байкова И.С., Швыдкий В.О. и др.* Кинетика окисления модельных токсикантов при фотолизе нитритов и нитратов в водной среде // Химическая физика. 2009. Т. 28. № 4. С. 16–21.
7. *Лукьянова Л.Д., Балмуханов Б.С., Уголев А.Т.* Кислородзависимые процессы в клетке и ее функциональное состояние. М.: Наука, 1982. 301 с.
8. *Максименко П.Ю., Скурлатов Ю.И., Козлов Ю.П. и др.* Вероятная роль серосодержащих соединений в формировании токсических свойств сточных вод целлюлозно-бумажного производства // Вестник РУДН. Сер. Экология и безопасность жизнедеятельности. 2000. № 4. С. 63–70.
9. РД 52.18. Методические указания. Методика определения биологической полноценности природных и сточных вод по реакции перекисного окисления липидов. М.: Госкомгидромет, 1991. 27 с.
10. *Синельников В.Е.* Содержание перекиси водорода в речной воде и методика ее определения // Гидробиол. журн. 1971. Т. 7. № 1. С. 115–120.
11. *Синельников В.Е., Демина В.И.* О происхождении перекиси водорода, содержащейся в воде открытых водоемов // Гидрохим. материалы. 1974. Т. 60. С. 30–40.
12. *Скурлатов Ю.И., Дука Г.Г., Эрнестова Л.С.* Процессы токсикации и механизмы самоочищения природной воды в условиях антропогенных воздействий // Изв. АН МССР. Сер. биол. и хим. наук. 1983. № 5. С. 3–20.
13. *Скурлатов Ю.И., Швыдкий В.О., Зайцева Н.И. и др.* Фотохимические превращения нитритов и нитратов в присутствии органических веществ и ионов меди // Химическая физика. 2000. Т. 19. № 12. С. 16–20.
14. *Скурлатов Ю.И., Эрнестова Л.С., Штамм Е.В. и др.* Редокс-состояние и сезонная токсичность природной воды // Докл. АН СССР. 1984. Т. 276. № 4. С. 1014–1016.
15. *Штамм Е.В.* Редокс-состояние водной среды и вопросы воспроизводства рыбных ресурсов // Экологическая химия водной среды. Матер. I Всесоюз. шк. / Под ред. Скурлатова Ю.И. М.: ЦМП ГКНТ, 1988. С. 278–295.
16. *Штамм Е.В., Козлова Н.Б., Скурлатов Ю.И. и др.* Экотоксикологические особенности сточных вод предприятий лесопромышленного комплекса // Водоснабжение и сан. техника. 1998. Т. 17. № 2. С. 24–28.
17. *Штамм Е.В., Шишкина Л.Н., Козлова Н.Б. и др.* Анализ методов биотестирования в оценке качества воды // Водоснабжение и сан. техника. 1997. Т. 16. № 10. С. 18–21.
18. Environmental fate and effects of pulp and paper mill effluents / Eds. Servos M.R., Munkittrick K.R., Carey J.H., van der Kraak G.J. Delray Beach: Florida St. Lucie Press, 1996. 703 p.
19. *Servos M., Carey J., Fergusson M. et al.* Impact of a modern bleached kraft mill with secondary treatment on white suckers // Water Poll. Res. J. Can. 1992. V. 273. P. 423–437.
20. *Shtamm E.V., Kozlova N.B., Alexandrova E.V. et al.* Dynamics of surfactant destruction in complex photoozoneation + microbial degradation // Biotechnology and the environment including biogeotechnology / Ed. Zaikov G.E. N. Y.: Nova Science Publ. Inc., 2004. P. 35–42.