

УДК 62-733 : 504.054

ПОДХОДЫ К ОПРЕДЕЛЕНИЮ ТОКСИЧНОСТИ НЕФТЕСОДЕРЖАЩИХ ОТХОДОВ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ БИОИНДИКАЦИИ И БИОТЕСТИРОВАНИЯ

© 2022 А.В. Васильев

Институт экологии Волжского бассейна РАН –
филиал Самарского федерального исследовательского центра РАН, г. Тольятти, Россия

Статья поступила в редакцию 20.09.2022

Проведен анализ использования методов биоиндикации и биотестирования для определения токсичности нефтесодержащих отходов, который показал их эффективность и целесообразность использования. Предложена шкала оценки степени токсичного воздействия нефтесодержащих отходов на биосферу по суммарному рейтинговому баллу. Методами биотестирования проведены анализы проб почв, взятых вблизи автозаправочных станций, нефтепроводов, в других местах потенциального разлива нефти. Во всех случаях была установлена острая токсичность исследуемых проб. Результаты работы позволяют осуществлять более эффективное и качественное снижение негативного воздействия нефтесодержащих отходов на биосферу и снижать степень их токсического воздействия.

Ключевые слова: нефтесодержащие отходы, токсичность, биоиндикация, биотестирование, анализ
DOI: 10.37313/1990-5378-2022-24-5-36-43

*Работа выполнена в рамках государственного задания учреждениям науки,
тема № 1021060107178-2-1.5.8.*

1. ВВЕДЕНИЕ

Нефтесодержащие отходы, возникающие, в том числе, при разработке и эксплуатации нефтегазовых месторождений, обладают высокой степенью токсичности и оказывают значительное негативное воздействие на биосферу [2-4, 6, 7, 16]. В результате образования нефтесодержащих отходов происходит загрязнение окружающей среды, прежде всего почвы. Крайне неблагоприятное воздействие оказывают нефтесодержащие отходы на биосферу при просачивании их токсичных компонентов в почву и в водные объекты [3, 6, 15]. Состав нефтешламов представлен обширным перечнем соотношений компонентов. Анализ литературных данных о ранее проведенных исследованиях нефтесодержащих отходов показывает, что они характеризуются широким диапазоном состава, что затрудняет их мониторинг.

Серьезную проблему представляет как отдельное, так и сочетанное воздействие нефтесодержащих отходов с другими видами загрязнений. Для своевременного принятия мер по их снижению необходимо осуществление качественного контроля и прогнозирования уровня воздействия нефтесодержащих отходов, который в значительной мере связан с их степенью

токсичности. Поэтому разработка методики определения токсичности нефтесодержащих отходов является актуальной задачей.

Одной из разновидностей мониторинга состояния биосферы и ее отдельных компонентов является биомониторинг, предполагающий использование организмов-индикаторов или целых сообществ для оценки экологических условий (чаще загрязнений среды человеком) . [3, 5, 8-11, 15, 16].

Биоиндикация и биотестирование могут эффективно использоваться для оценки токсичности тех или иных компонентов, вносимых в биосферу. Токсичность среды обитания устанавливается использованием биологических объектов (тест-организмов) для выявления степени токсичности тех или иных веществ или их суммарного воздействия.

В статье описаны подходы к определению степени токсичности нефтесодержащих отходов с использованием биологических тест-объектов.

2. АНАЛИЗ ОСОБЕННОСТЕЙ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ БИОИНДИКАЦИИ И БИОТЕСТИРОВАНИЯ ДЛЯ ОПРЕДЕЛЕНИЯ СТЕПЕНИ ТОКСИЧНОСТИ НЕФТЕСОДЕРЖАЩИХ ОТХОДОВ

Автором проведён анализ существующих методов и подходов к определению степени токсичности нефтесодержащих отходов, а также биоиндикации и биотестирования, рассмотрены литературные источники по данной проблеме.

*Васильев Андрей Витальевич, доктор технических наук, профессор, заведующий лабораторией инженерной экологии и экологического мониторинга Самарского федерального исследовательского центра РАН.
E-mail: avassil62@mail.ru*

Мониторинг состояния окружающей среды как комплексная система долгосрочных наблюдений является эффективным инструментом оценки и прогноза изменений состояния окружающей среды или ее отдельных компонентов под влиянием антропогенных воздействий, предупреждения о создающихся критических ситуациях, вредных или опасных для здоровья людей, других живых организмов и их сообществ [14].

В процессе мониторинга состояния окружающей среды предполагается последовательная реализация двух задач [14]:

- обеспечивается постоянная оценка «комфортности» условий среды обитания человека и биологических объектов (растений, животных, микроорганизмов), а также оценка состояния и функциональной целостности экосистем;

- создаются условия для определения корректирующих действий в тех случаях, когда целевые показатели критериев оценки качества среды не достигаются.

Одной из разновидностей мониторинга состояния окружающей среды и ее отдельных компонентов является биомониторинг [3, 8-11, 16], предполагающий использование организмов-индикаторов или целых сообществ для оценки экологических условий (чаще загрязнений среды человеком).

Трактовка понятия “биомониторинг” весьма широка: от наблюдения за самими живыми организмами до контроля за состоянием каких-либо факторов среды при помощи живых организмов.

По определению Н.Ф. Реймерса [12] мониторинг биологический – это слежение за биологическими объектами (наличием видов, их состоянием, появлением случайных интродуцентов и т.д.) и оценка качества окружающей среды с помощью биоиндикаторов.

О возможности использования живых организмов в качестве показателей определенных природных условий писали еще ученые Древнего Рима и Греции. В России в трудах М.В. Ломоносова и А. Н. Радищева есть упоминания о растениях – указателях особенностей почв, горных пород, подземных вод.

В XIX в. с развитием экологии растений была показана связь растений с факторами окружающей среды. О возможности растительной биоиндикации писал геолог А.М. Карпинский. Другой геолог - П.А. Осоков - использовал характер распределения растительных сообществ для составления геологических карт, а почвовед С.К. Чайнов - почвенных карт. Большой вклад в развитие биоиндикации внес русский ученый почвовед В.В. Докучаев.

В начале XX в. биоиндикационные исследования стали развиваться особенно интенсивно. Под биоиндикацией в эти годы в основном понимали регистрацию наличия или отсутствия

того или иного явления (природного или антропогенного фактора среды), отмечая в терминах “есть” – “нет”. К концу XX в. биоиндикационные закономерности претерпели качественный скачок [13]. В настоящее время для целого класса индикаторных видов растений и животных целесообразно говорить не только о наличии или отсутствии фактора, но и о степени его влияния на природный объект. Разные степени влияния на окружающую природную среду, регистрируемые с помощью этих видов, позволяют ввести шкалу воздействий (например, нет воздействия – слабое – среднее – сильное). Наличие шкалы экологического фактора позволяет намного более верно оценивать исследуемую территорию.

Согласно определению Н.Ф. Реймерса [12] *“Биоиндикатор: группа особей одного вида или сообщество, по наличию, состоянию и поведению которых судят об изменениях в среде, в том числе о присутствии и концентрации загрязнителей... Сообщество индикаторное – сообщество, по скорости развития, структуре и благополучию отдельных популяций микроорганизмов, грибов, растений и животных которого можно судить об общем состоянии среды, включая ее естественные и искусственные изменения”*.

По современным представлениям биоиндикаторы – организмы, присутствие, количество или особенности развития которых служат показателями естественных процессов, условий или антропогенных изменений среды обитания.

Биоиндикация – метод, который позволяет судить о состоянии окружающей среды по факту встречи, отсутствия, особенностям развития организмов-биоиндикаторов.

Условия, определяемые с помощью биоиндикаторов, называются объектами биоиндикации. Ими могут быть как определенные типы природных объектов (воздух, почва, вода), так и различные свойства этих объектов (механический, химический состав и др.) и определенные процессы, протекающие в окружающей среде (эрозия, дефляция, заболачивание), в том числе токсикологические характеристики нефтесодержащих отходов.

В настоящее время многими учеными проведены исследования по использованию различных биоиндикаторов в качестве тест-объектов. Шитиков В.К., Розенберг Г.С., Зинченко Т.Д. предложили современные теоретические концепции биоиндикации применительно к экологическому мониторингу пресноводных водоемов [14]. Зинченко Т.Д. провела исследования по использованию хирономид (*Chironomidae*) на разных уровнях их организации как объекта биоиндикации при оценке экологического состояния поверхностных вод в мониторинговых исследованиях [9].

Методы биоиндикации подразделяются на два вида: регистрирующая биоиндикация и биоиндикация по аккумуляции.

Регистрирующие биоиндикаторы реагируют на изменения состояния окружающей среды изменением численности, фенооблика, повреждением тканей, соматическими проявлениями (в том числе уродливостью), изменением скорости роста и другими хорошо заметными признаками. В качестве примера регистрирующих биоиндикаторов можно привести лишайники, хвою деревьев (хлороз, некроз) и их суховершинность.

Накапливающие биоиндикаторы концентрируют загрязняющие вещества в своих тканях, определенных органах и частях тела, которые в последующем используются для выяснения степени загрязнения окружающей среды при помощи химического анализа. Примером подобных индикаторов могут служить хитиновые панцири ракообразных и личинок насекомых, обитающих в воде; мозг; почки; селезенка; печень млекопитающих; раковины моллюсков; мхи.

Считается, что использование *метода биоиндикации* позволяет решать задачи экологического мониторинга в тех случаях, когда совокупность факторов антропогенного давления на биоценозы трудно или неудобно измерять непосредственно. В значительной мере теоретическая и практическая неполнота работ в области биоиндикации связана с объективными методологическими трудностями отображения и моделирования предметной области. Оценка антропогенного воздействия на биотические компоненты экосистем во многом осложняется пространственно-временной дифференциацией видовой структуры, т.к. ценопопуляции одного и того же вида, входящие в разные сообщества организмов, характеризуются различными экологическими условиями обитания и их реакции на действие фактора могут существенно отличаться [14].

Токсичность - (от греч. *Toxikon* - яд), способность вещества при попадании в определённых количествах в организм человека, животного или растения вызывать их отравление или гибель. Степень токсичности вещества характеризуется величиной токсической дозы - количеством вещества (отнесенным, как правило, к единице массы животного или человека), вызывающим определенный токсический эффект. Чем меньше токсическая доза, тем выше токсичность [1].

Выраженность процессов деградации экосистемы зависит от свойств токсичного вещества, его концентрации, степени разбавления, скорости разложения, времени воздействия и ряда других причин.

В отличие от эвтрофирования или увеличения степени сапробности, загрязнение токсичными веществами прямо ведёт к разрушению экосистемы: снижаются количественные характеристики биотического сообщества, уменьшается видовое разнообразие, экосистема деградирует.

Комплексная характеристика качества воды, характеризующая её загрязнённость токсичными

веществами (токсичность) определяется как степень токсичности среды обитания и способность комплекса организмов обитать в такой среде.

Биоиндикация и биотестирование могут эффективно использоваться для оценки токсичности тех или иных компонентов, вносимых в окружающую среду. Токсичность среды обитания устанавливается методами водной токсикологии, в первую очередь биотестирования, с использованием биологических объектов (тест-организмов) для выявления степени токсичности тех или иных веществ или их суммарного воздействия. Биотестирование, как и другие токсикологические исследования, позволяет оценить токсичность загрязнённых природных вод, сточных вод, водных вытяжек из практически любых субстратов и материалов. Однако методы биотестирования, основанные на учёте реакций ограниченного числа тест-организмов, не позволяют распространить результаты биотестирования на всю биоту природных водоёмов [3, 8, 13].

Феноменология и результаты органического и токсического загрязнения нередко похожи. Визуально результаты токсического загрязнения выглядят как отсутствие или бедность водной биоты при, казалось бы, довольно чистой воде, в которой не видны признаки гниения, брожения, накопления органических осадков [14].

Значения трофности, сапробности, токсичности для водоёмов разных классов качества воды по Вудивиссу [5] указаны в табл. 1. Соотношение биологических оценок состояния водной экосистемы приведено в табл. 2.

Вместе с тем, оценка степени токсичности нефтесодержащих отходов имеет определенную специфику и нуждается в отдельной проработке.

Согласно данным ряда исследований, все нефтесодержащие отходы токсичны и имеют разные степени токсичности (от гипертоксичной до слаботоксичной). Они содержат компоненты, загрязняющие окружающую среду, в первую очередь, нефтепродукты.

Определение степени токсичности нефтесодержащих отходов удобно осуществлять с использованием организмов в качестве тест-объектов, т.е. методами биомониторинга.

Анализ литературных источников [1, 3, 6-8, 11 и др.] показывает, что при оценке токсичности тех или иных объектов биотестирования (в том числе нефтесодержащих отходов) наиболее изучено и общепотребимо использование в качестве тест-объектов для проведения исследований зеленой протококковой водоросли хлорелла (*Chlorella vulgaris* Beijer), ПНД Ф 14.1:2:4.10-04, 16.1:2:3:3.7-04, и рачков *Daphnia magna* Straus, ПНД Ф Т 14.1:2:4.12-06, 16.1:2:3:3.9-06.

Вышеуказанные методики являются аккредитованными, что позволяет достигать высокой точности результатов при их использовании.

Таблица 1. Оценка состояния вод по классам качества воды, индексу сапробности и биотическому индексу Вудивисса (БИ)

Качество воды	Класс чистоты воды	Степень (зона) сапробности	Индекс сапробности	БИ
Очень чистая	1	Ксеносапробная (x)	<1	9-10
Чистая или слабо загрязнённая	2	Олигосапробная (o)	1,0 – 1,5	7-8
Умеренно загрязнённая	3	Бэта-мезосапробная (β_m)	1,5 – 2,5	5-6
Загрязнённая	4	Альфа-мезосапробная (α_m)	2,5 – 3,5	3-4
Грязная	5	Полисапробная (p)	3,5 – 4,5	0-2

Таблица 2. Оценки состояния вод по классам качества воды, сапротоксобности, токсичности и индексу видового разнообразия

Класс чистоты воды	Зона сапротоксобности	Доминирующие группы водного биоценоза	Индекс видового разнообразия	Степень токсичности по биотестированию
1	Ксеносапротоксобная	Имеются реликты	>2	Отсутствует
2	Олигосапротоксобная	Веснянки, поденки, ручейники, моллюски	>2	Отсутствует
3	Бэта-мезосапротоксобная	Моллюски, насекомые	>2	Слабая
4	Альфа-мезосапротоксобная	Олигохеты, хирономиды	1-2	Средняя
5	Полисапротоксобная	Некоторые виды олигохет и личинок двукрылых	0-1	Сильная
6		Бентоса нет	0	Очень сильная

Однако, наряду с использованием существующих аккредитованных методик, следует разработать новые методики, позволяющие производить более полную оценку нефтесодержащих отходов по степени воздействия на человека и окружающую среду.

Обобщение токсикологических характеристик нефтесодержащих отходов позволяет сопоставить разные виды отходов по степени их токсичности, в том числе на основе на основе их балльно-рейтингового ранжирования. При этом класс опасности отходов не всегда может совпадать со степенью их токсикологического воздействия.

В таблице 3 представлена предлагаемая автором шкала оценки степени токсичного воз-

действия нефтесодержащих отходов на биосферу по суммарному рейтинговому баллу.

3. ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНЫЕ ИССЛЕДОВАНИЯ ТОКСИЧНОСТИ НЕФТЕСОДЕРЖАЩИХ ОТХОДОВ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ МЕТОДОВ БИОТЕСТИРОВАНИЯ

При проведении экспериментальных исследований использовались методики определения острой токсичности проб поверхностных пресных, грунтовых, питьевых, сточных вод, водных вытяжек из почвы, осадков сточных вод и отходов в лабораторных условиях по изменению оптической плотности тест-культуры зеленой протококковой водоросли хлорелла

Таблица 3. Шкала оценки степени воздействия нефтесодержащих отходов на биосферу по суммарному рейтинговому баллу

Суммарный рейтинговый балл	Степень воздействия нефтесодержащего отхода	Предложение к кодировке
12-15 баллов	Гипервоздействие	ГВ
8-11 баллов	Сильное воздействие	СрВ
4-7 баллов	Умеренное воздействие	УВ
1-3 баллов	Слабое воздействие	СлВ
0 баллов	Не оказывает воздействия	НВ

(*Chlorella vulgaris* Beijer) ПНД Ф 14.1:2:3:4:10-04 16:1:2:3:3.7-04 и по определении смертности дафний (*Daphnia magna* Straus) ПНД Ф Т 14.1:2:4.12-06, 16.1:2:3:3.9-06.

Методика определения острой токсичности проб поверхностных пресных, грунтовых, питьевых, сточных вод, водных вытяжек из почвы, осадков сточных вод и отходов по изменению оптической плотности тест-культуры зеленой протокочковой водоросли хлорелла (*Chlorella vulgaris* Beijer) основана на регистрации различий в оптической плотности тест-культуры водоросли хлорелла, выращенной на среде, не содержащей токсических веществ (контроль) и тестируемых проб поверхностных пресных, грунтовых, питьевых, сточных вод, водных вытяжек из почвы, осадков сточных вод и отходов (опыт), в которых эти вещества могут присутствовать. Измерение оптической плотности суспензии водоросли позволяет оперативно контролировать изменение численности клеток в контрольном и опытном вариантах острого токсикологического эксперимента, проводимого в специализированном многоюветном культиваторе. Критерием токсичности воды является снижение на 20% и более (подавление роста) или увеличение на 30% и более (стимуляция роста) величины оптической плотности культуры водоросли, выращиваемой в течение 22 часов на тестируемой воде по сравнению с ее ростом на контрольной среде, приготовленной на дистиллированной воде.

В экспериментах по определению острого токсического действия устанавливают токсичную концентрацию отдельных веществ или токсичную кратность разбавления вод и водных вытяжек, содержащих смеси веществ, вызывающие снижение на 20 % и более или увеличение на 30 % и более величины оптической плотности тест-культуры водоросли по сравнению с контролем за 22 часа световой экспозиции.

Контроль качества культуры водоросли хлорелла проводится один раз в квартал. Он

осуществляется посредством определения ее чувствительности к «эталонному» токсиканту – сульфату кадмия ($CdSO_4 \cdot 8/3H_2O$). При хорошем состоянии культуры водоросли и правильно поставленном эксперименте после 22 часов культивирования 50% подавление прироста по сравнению с контролем должно наблюдаться в диапазоне концентраций сульфата кадмия 0,06-0,24 мг/дм³. При этом оптическая плотность культуры водоросли в контрольном варианте за этот период должна достигнуть величины $0,15 \pm 0,03$.

О степени острого токсического воздействия тестируемой пробы на водоросли судят по разнице величины оптической плотности тест-культуры в контрольных и опытных вариантах после 22 часов выращивания в культиваторе КВМ-05. С этой целью для каждого разведения по результатам четырех параллельных определений вычисляют среднее значение оптической плотности по формуле:

$$X = \sum X_i / n, \quad (1)$$

где X – среднее значение оптической плотности;

X_i – значения оптической плотности в i -том параллельном определении;

n – количество параллельных определений.

Если для одного из флаконов конкретного варианта опыта получено явно выпадающее значение оптической плотности (чаще всего из-за недостаточной чистоты флакона), то оно может быть отброшено, а средняя величина плотности определяется из трех оставшихся значений.

Рассчитывают относительную (в %) разницу величины оптической плотности для каждого разведения по сравнению с контролем (1):

$$I = (X_k - X_o) / X_k \cdot 100 \%, \quad (2)$$

где X_k и X_o – средние значения оптической плотности в контроле и в опыте, соответственно.

Критерием токсичности пробы является снижение средней величины оптической плотности по сравнению с контрольным вариантом

на 20% и более в случае подавления роста тест-культуры или ее повышение на 30% и более – при стимуляции ростовых процессов.

Качество тестируемой пробы устанавливается на основе ее токсикологических характеристик через величину токсичной кратности разбавления вод и водных вытяжек согласно данных таблицы 4. Для этого из результатов биотестирования разведений пробы, кратных трем, выбирают то разбавление, для которого рассчитанный по формуле (2) индекс отклонения (I) превысил критерий токсичности пробы. При этом процент отклонения в величине оптической плотности по сравнению с контролем, проявляющийся в виде подавления роста, приводятся со знаком (+), а его стимуляции со знаком (-).

Если в ряду разбавлений имеются отклонения в оптической плотности как в ту, так и другую сторону, то качество воды устанавливается по наибольшей величине разбавления, для которой превышен критерий токсичности. Если критерий токсичности не превышен ни при одном разбавлении воды, включая ее исходный неразбавленный вариант, то проба считается нетоксичной.

Методика ПНД Ф Т 14.1:2:4.12-06, 16.1:2:3:3.9-06 основана на определении смертности дафний (*Daphnia magna* Straus) при воздействии токсических веществ, присутствующих в исследуемой водной среде, по сравнению с контрольной культурой в пробах, не содержащих токсических веществ (контроль).

Острое токсическое действие исследуемой воды или водной вытяжки из почв, осадков сточных вод и отходов на дафний определяется по их смертности (летальности) за определенный период экспозиции. Критерием острой токсичности служит гибель 50 % и более дафний за 48 часов в исследуемой пробе при условии, что в контрольном эксперименте все рачки сохраняют свою жизнеспособность.

Биотестирование проводится в лабораторных условиях в соответствии с ГОСТ 15150, помещение не должно содержать токсичных паров и газов.

Температура окружающего воздуха в лаборатории (17 - 27) °С. Атмосферное давление (84 – 106) кПа (630 – 800) мм рт. ст. Освещение по-

мещения может быть естественным или искусственным и не ограничено особыми требованиями.

Температура в климатостате Р2 для биотестирования (20 ± 2) °С.

Освещение культуры рачков дафний в климатостате Р2 или эквивалентном приспособлении обеспечивается лампами дневного света на уровне 1200-2500 лк.

Проба тщательно перемешивается перекачиванием на гладкой, гибкой и плотной подстилке, затем – совком. Общий объем отобранной пробы делится на представительные половины, одна из частей возвращается в сосуд для хранения, оставшаяся часть разрыхляется и тщательно просматривается. В случае обнаружения частиц более 10 мм их осторожно измельчают с помощью металлического шпателя до размера менее 10 мм. Недопустимо механически размалывать смесь. Затем проба высушивается до воздушно-сухого состояния. При плохом высыхании отхода экспозицию высушивания допускается увеличивать до 24 часов.

После этого проба сокращается 3-4 раза методом квадратирования. Тщательно перемешанную пробу разравнивают на гладкой ровной поверхности на крафт-бумаге, клеенке или полиэтиленовой пленке и с помощью линейки или специальной решетки делят на равные квадраты. Затем из квадратов в шахматном порядке отбирают порции, обеспечивая захват всей толщины слоя, и объединяя порции в пробу с минимальной абсолютно-сухой массой 200 г представительной пробы, которая делится на две части и предназначается для биотестирования и определение влажности.

Определение токсичности каждой пробы без разбавления и каждого разбавления проводится в трех параллельных сериях. В качестве контроля используется три параллельные серии с культивационной водой.

Биотестирование проводится с соблюдением требований к температуре, продолжительности фотопериода и качеству культивационной воды в пробирках объемом 100 см³, которые заполняются 50 см³ исследуемой воды. В пробирки помещается по десять дафний в возрасте 6-24 ч. Чувствительность дафний к токсикантам зависит от возраста рачков, поэтому в протоколе от-

Таблица 4. Токсикологические характеристики качества испытуемой пробы

Величина разбавления тестируемой пробы, при которой превышен критерий токсичности	Качество пробы
1 (неразбавленная)	слаботоксичная
3	среднетоксичная
9	токсичная
27	сильнотоксичная
81	гиперттоксичная

мечают возраст используемой молодежи. Возраст определяется по размеру рачков.

Пробирки с пробами воды и тест-организмами помещаются во вращающуюся кассету устройства для экспонирования рачков УЭР-02 (03). Благодаря вращению кассеты происходит непрерывная и одинаковая аэрация всех тестируемых проб. При этом выбранная скорость вращения (6-8 оборотов в минуту) не создает стрессовой ситуации для самих рачков.

Учет смертности дафний в опыте и контроле проводится каждые 24 часа. Опыт прекращается, если в течение 24 часов во всех вариантах (разбавлениях тестируемой воды) наблюдается гибель более 50% рачков.

Неподвижные особи считаются погибшими, если не начинают двигаться в течение 15 секунд после легкого покачивания пробирки.

После того, как результаты эксперимента учтены, в каждой пробирке проводятся измерения pH. Температура в пробирках должна соответствовать (20 ± 2) °C, а pH 7,0-8,2. Все отклонения от установленных норм, а также данные по каждой серии разбавлений, исходной воды и контролю также заносят в рабочий журнал и протокол результатов эксперимента.

В экспериментах устанавливалась безвредная кратность разбавления вод вытяжек нефтесодержащих отходов, вызывающая гибель не более 10% тест-объектов за 48-часовую экспозицию. Экспериментальные исследования проводились с использованием устройства для экспонирования рачков УЭР-03 (ТУ 3615-006-26218570-2007), при этом в каждую пробирку помещалось по 10 дафний в возрасте 20 ч. Результаты исследований фиксировались с помощью фотоэлектроколориметра КФК-3.

Для получения водной экстракции смесь воды и нефтесодержащих отходов в отношении (1:27 и 1:243) перемешивались в течение 1 часа и отстаивались в течение 24 часов. Полученную суспензию центрифугировали в течение 10 мин. при 5 000 об/мин. и надосадочную жидкость использовали для биотестирования.

Анализировались пробы почв, взятые вблизи автозаправочных станций, нефтепроводов, в других местах потенциального разлива нефти. Во всех случаях была установлена острая токсичность исследуемых проб. Анализ полученных результатов также показывает, что пробы почв, взятые вблизи мест разлива нефти, наиболее распространенных в применении марок обладают высокой токсичностью и оказывают значительное негативное воздействие на человека и биосферу.

4. ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Проведенный анализ использования методов биоиндикации и биотестирования для определения степени токсичности нефтесодер-

жащих отходов показал их эффективность и целесообразность использования.

Предложена шкала оценки степени токсичного воздействия нефтесодержащих отходов на биосферу по суммарному рейтинговому баллу.

Методами биотестирования проведены анализы проб почв, взятых вблизи автозаправочных станций, нефтепроводов, в других местах потенциального разлива нефти. Во всех случаях была установлена острая токсичность исследуемых проб.

В дальнейшем с использованием вышеописанных методик предполагается проведение комплексных исследований степени токсичности проб, взятых в почве, водоемах, атмосфере, в местах разработки и эксплуатации нефтегазовых месторождений. При этом необходимо учесть, что ихтиофауна Волжского бассейна представлена многими видами рыб, характерными для водохранилища в целом. Чаще других встречаются лещ, окунь, плотва, язь, лещ, карась, чехонь, синец, густера. Даже слабая токсичность вод в местах воздействия нефтесодержащих отходов может привести к ряду негативных последствий для ихтиофауны.

Результаты работы позволяют осуществлять более эффективное и качественное снижение негативного воздействия нефтесодержащих отходов на биосферу и снижать степень их токсического воздействия.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Алексеев В. А.* Система токсичности и ее место в унифицированной системе качества вод СССР. Водн. ресурсы. – 1984. – № 5. – С. 76-87.
2. *Васильев А.В.* Кластерный подход в управлении региональным развитием и его реализация на примере кластера вторичных ресурсов Самарской области // Вестник Самарского экономического университета. 2014. № 114. С. 38-42.
3. *Васильев А.В., Быков Д.Е., Пименов А.А.* Анализ особенностей и практические результаты экологического мониторинга загрязнения почвы нефтесодержащими отходами. // Известия Самарского научного центра РАН. 2014. Т. 16. № 1(6). С. 1705-1708.
4. *Васильев А.В., Мельникова Д.А., Дегтерева М.С.* Особенности организации системы обращения с отходами в условиях Самарской области // Известия Самарского научного центра Российской академии наук. 2014. Т. 16. № 1-1. С. 313-316.
5. *Вудивисс Ф. С.* Биотический индекс р. Трент. Макробеспозвоночные и биологическое обследование. Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям. Л. : Гидрометеиздат, 1977. С. 132-161.
6. *Ермаков В.В., Суханосова А.Н., Быков Д.Е., Пирожков Д.А.* Определение класса опасности нефтешламов // Экология и промышленность России. 2008. № 7. С. 14-16.
7. *Жаров О.А., Лавров В.Л.* Современные методы переработки нефтешламов. Экология производства. 2004. №5. С. 43-51.

8. Жмур Н.С. Государственный и производственный контроль токсичности методами биотестирования в России. М.: Международный Дом сотрудничества, 1997. 114 с.
9. Зинченко Т. Д. Биоиндикация как поиск информативных компонентов водных экосистем (на примере хирономид - DIPTERA, CHIRONOMIDAE). Чтения памяти В.Я. Леванидова. 2005. Вып. 3. С. 338-359.
10. Зинченко Т.Д., Выхристюк Л.А., Шитиков В.К. Методологический подход к оценке экологического состояния речных систем по гидрохимическим и гидробиологическим показателям. Известия Самарского научного центра РАН. 2000. Т. 2, № 2. С. 233-243.
11. Пожаров А.В., Шелемотов С.А. Использование экспресс-биотестирования для оценки антропоэкологической ситуации // Экология. 1992. № 2. С. 94-96.
12. Реймерс Н.Ф. Природопользование: словарь-справочник. М.: Мысль, 1990. – 637 с.
13. Розенберг Г.С. Сравнение различных методов экологического прогнозирования: Прогноз динамики экосистем. Экология. – 1981. – № 1. – С. 12-13.
14. Шитиков В. К., Розенберг Г. С., Зинченко Т. Д. Количественная гидроэкология: методы системной идентификации. Тольятти: ИЭВБ РАН, 2003. 463 с.
15. Vasilyev A.V. Method and approaches to the estimation of ecological risks of urban territories // Safety of Technogenic Environment. 2014. № 6. Pp. 43-46.
16. Vasilyev A.V. Classification and reduction of negative impact of waste of oil-gas industry. Proc. of World Heritage and Degradation. Smart Design, Planning and Technologies Le Vie Dei Mercanti. XIV Forum Internazionale di Studi. 2016. Pp. 101-107.

APPROACHES TO DETERMINATION OF TOXICITY OF OIL CONTAINING WASTE BY USING OF BIOLOGICAL INDICATION AND BIOLOGICAL TESTING

© 2022 A.V. Vasilyev

Institute of Ecology of Volga Basing RAS –
Branch of Samara Federal Research Center of Russian Academy of Science, Samara, Russia

Abstract. Analysis of using of methods of biological indication and of biological testing for determination of degree of toxicity of oil-containing waste has been carried out, which have showed efficiency of using of these methods. The scale of estimation of degree of toxic impact of oil containing waste to biosphere according to the summary rating score has been suggested. Using methods of biological testing, analysis of probes of soil taken near to the petrol stations, oil pipelines and in the other places of potential oil spill have been carried out. In all cases acute toxicity of the studied samples has been determined. Results of work are allowing us to carry out more efficient and high quality reduction of negative impact of oil containing waste to biosphere and to reduce the degree of its toxic impact.

Keywords: oil-containing waste, toxicity, biological indication, biological testing, analysis

DOI: 10.37313/1990-5378-2022-24-5-36-43