

Исследование миграции и деградации нефти в торфяных почвах верховых болот Ханты-Мансийского автономного округа (ХМАО) под контролем биотестирования

А. А. КУДРЯВЦЕВ **, Л. В. МИХАЙЛОВА*, Г. Е. РЫБИНА*, Ф. В. ГОРДЕЕВА*,
А. М. ЦУЛАИЯ*, А. Н. ЗНАМЕНЩИКОВ**

* ВНИЦ “Экология”, ФГУП “Госрыбцентр”
625023, Тюмень, ул. Одесская, 33, каб. 103
E-mail: g-r-c@mail.ru

** ГОУ ВПО Тюменский государственный университет
625003, Тюмень, ул. Семакова, 10

АННОТАЦИЯ

В лабораторных условиях исследованы водная миграция и деградация шаимской нефти в почвах верховых болот Ханты-Мансийского автономного округа, а также токсичность последовательных порций фильтратов с помощью тест-объектов *Ceriodaphnia affinis*, *Paramecium caudatum*, *Allium cepa*. Выявлено, что до 2 г/кг нефти удерживается гуминовой матрицей торфа и не переходит в воду. В то же время метод биотестирования позволяет зафиксировать токсический эффект фильтратов нефтезагрязненного торфа даже в тех случаях, когда методом ИК-фотометрии нефтепродукты не обнаруживаются.

Ключевые слова: нефть, почвы верховых болот, водная миграция, деградация, токсичность, биотестирование.

Последствия нефтяного загрязнения природных сред имеют глобальный характер и актуальны для Тюменской области, на территории которой в течение 50 лет ведутся интенсивные промышленные работы. Несмотря на остроту проблемы, многие вопросы, связанные с оценкой опасности загрязнения экосистем нефтью, остаются нерешенными, в том числе химико-аналитические подходы при контроле содержания нефти в почве [1, 2], способы оценки токсичности нефти в воде и почвах и продуктов ее трансформации как многокомпонентной смеси. При мониторинге нефтяного загрязнения и определении фоновых уровней содержания веществ нефти не-

обходимо учитывать особенности их миграции в почвах, которые сильно зависят от структуры, химической активности, сорбционной емкости и других физико-химических характеристик почвогрунтов. Процессы распространения нефти в органогенных почвах являются неоднозначными, что прежде всего связано со сложной структурой гумусовых матриц [3].

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Для опытов использовали верховой торф, отобранный в условно чистом от нефтяных загрязнений месте на территории ХМАО (70 км

от г. Ханты-Мансийска и 50–60 км от границ месторождений) и представляющий собой спрессованную волокнистую массу из растительных остатков. Его подвергали механической гомогенизации и равномерному загрязнению шаимской нефтью в растворе петролейного эфира 40-70 ТУ 6-02-1244-83 в процессе непрерывного перемешивания. Приготавливали образцы с исходным загрязнением 0,3; 1,0; 3,0 и 10,0 г/кг, петролейный эфир испарялся под вытяжкой с хроматографическим контролем его отсутствия в воздухе. Нефть, поступающая с месторождений ХМАО по трубопроводу Шаим – Тюмень, по плотности (0,846 г/см³) и составу относится ко II группе смешанных метано-нафтен-ароматических нефтей и содержит алканов 54,3 %, нафтен-ароматических углеводородов – 40,2, асфальтено-смолистых компонентов – 5,5 %.

В опытах по изучению фильтрации воды через 20-сантиметровый слой торфа с различной степенью модельного загрязнения нефтью последовательно пропускали 6 порций воды по 1 дм³, в которых определяли насыщенные (алканы) [4] и ароматические (арены) [5] углеводороды нефти. Порции фильтратов (начиная со второй) использовали для изучения токсичности с помощью тест-объектов: низших ракообразных *Ceriodaphnia affinis* Lillgeborg и простейших *Paramecium caudatum* Ehreberg [6]. Острую и хроническую токсичность фильтратов нефтезагрязненных торфов для *C. affinis* оценивали по выживаемости и плодовитости (2 и 10 сут), для *P. caudatum* – по численности и скорости деления (1 и 4 сут).

Дистиллированная вода, пропускаемая через слой торфа, вымывает из него вместе с нефтяными углеводородами (НУВ) нативные органические вещества, в том числе гуминовые и фульвокислоты. Это приводит к снижению рН до 5,3–5,5. Для исключения действия на тест-объекты добавочного фактора половину фильтрата нейтрализовали, доводя рН до приемлемого для гидробионтов диапазона – 6,5–7,5. Тестировали как нативные, так и нейтрализованные по рН фильтраты. Полученные опытные данные оценивали по отношению к результатам контрольных проб – К₁ (вода) и К₂ (холостая проба, фильтрат чистого торфа). По окончании эксперимента

оценивали изменение валового содержания веществ нефти в торфе методом ИК-фотометрии на анализаторах нефтепродуктов типа АН, КН [7].

Отличие опыта с *Allium sera* заключалось в том, что исследовали систему торф – вода в течение 30 сут. Водонасыщенный торф с заданными концентрациями нефти (0,3; 1,0; 3,0; 10,0 г/кг) помещали в пробирки так, чтобы донце луковиц соприкасалось с водной фазой нефтезагрязненной почвы. Токсичность нефтезагрязненного торфа по отношению к *A. sera* оценивали по морфометрическим показателям – длине, количеству листьев и корней, а также по содержанию пигментов фотосинтеза при сравнении с К (чистый торф – вода).

Для оценки стабильности нефти во влажном торфе образцы с исходным загрязнением 1,0; 10,0 и 50,0 г/кг помещали в термостатируемые герметичные емкости при 35 °С. Количественный анализ остаточного содержания нефтепродуктов в почве производили с интервалом 14 сут на протяжении 4 мес. Насыщенные углеводороды измеряли ИК-фотометрически [7], ароматические углеводороды после хроматографического отделения на пластинах sorbfil определяли на флуорофотометре Shimadzu RF-5301 РС в гексановом растворе ($\lambda_{\text{возб}} = 270$ нм и $\lambda_{\text{рег}} = 320$ нм).

Динамика деградации нефтяного загрязнения описывается уравнением $C_t = C_0 \cdot e^{-kt}$ [8], с помощью которого рассчитали время 99%-го разрушения загрязнения: $t_{99\%} = 4,6/k$, где k – постоянная скорости деструкции, сут⁻¹. Такая оценка на основе линейной аппроксимации $\ln C_t = \ln C_0 - kt$ является весьма приближительной, поскольку не учитывает множественность механизмов деградации нефти, которые действуют на разных временных этапах [9].

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Независимо от величины модельного нефтяного загрязнения торфа величина рН увеличивалась в каждой последующей порции водного фильтрата от 5,3 до 6,2, что свидетельствует о постепенном уменьшении эмиссии гумусовых кислот и поверхностной деструкции торфяной матрицы.

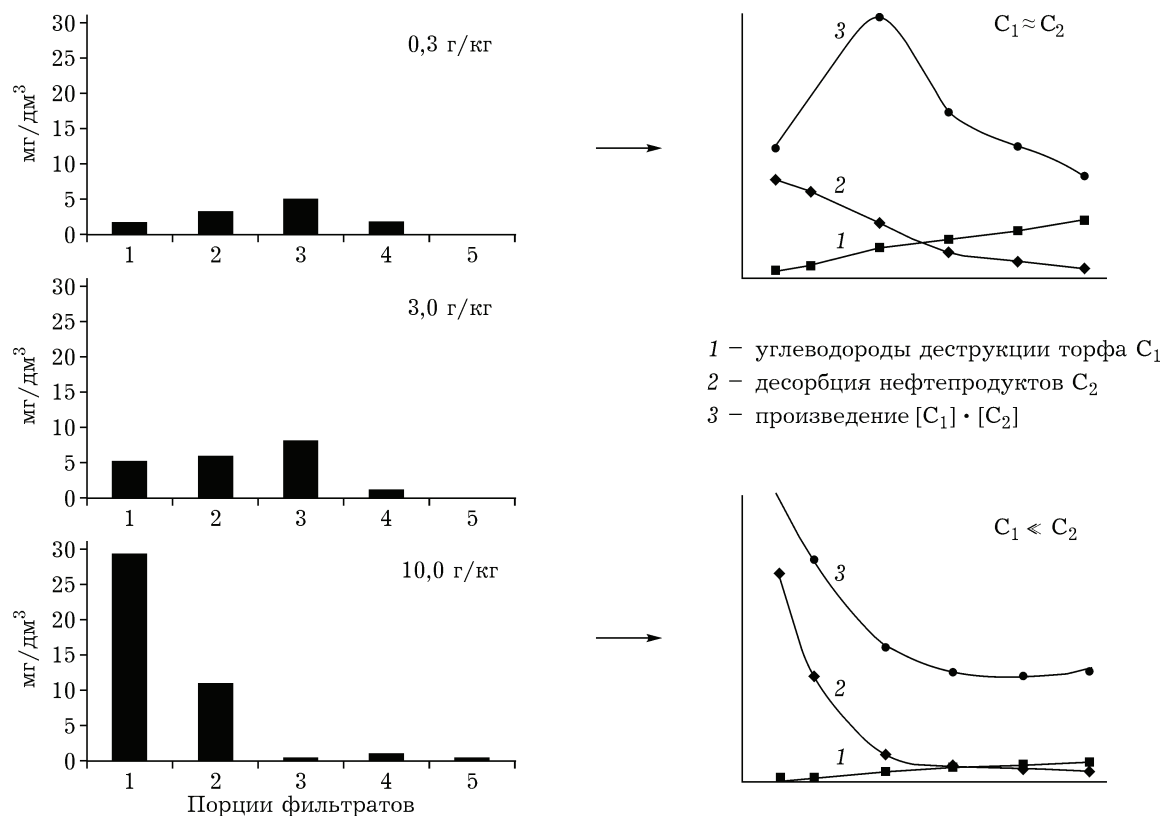


Рис. 1. Опыт по измерению содержания нефтепродуктов в водных фильтратах. Слева – содержание углеводородов в пробах профильтрованной через торф воды в пяти последовательных порциях по 1 дм³; справа – моделирование процесса

На рис. 1 слева показаны результаты эксперимента с определением НУВ в порциях фильтрата. Для слабых и умеренных (0,3–3,0 г/кг) нефтяных загрязнений торфа количество десорбированных углеводородов нарастает до третьей порции фильтрата с последующим снижением. Для значительных нефтяных загрязнений, например 10 г/кг, содержание НУВ в порциях фильтрата постепенно снижается и в 5–6 порциях практически не отличается от фоновых значений для незагрязненного торфа.

Такой характер зависимостей становится понятным из правой части рис. 1. Ввиду неспецифичности к природе углеводородной компоненты ИК-фотометрическая методика [4] для определения нефтепродуктов в воде в равной степени чувствительна по отношению к углеводородному фону продуктов деструкции торфа – линия 1 и углеводородам нефти – линия 2. В зависимости от их соотношения получаем при совместном определении различные зависимости (линия 3): при

близости концентраций углеводородного фона C_1 и десорбированных нефтепродуктов C_2 – линию с максимумом, при превосходстве C_2 для сильного нефтяного загрязнения над C_1 – спадающую функцию без экстремума.

Следует отметить, что методики ИК-фотометрии [4, 7], предназначенные для концентратометров АН и КН, не позволяют определять ароматические углеводороды нефти [10], более гидрофильные, следовательно, и более опасные для гидробионтов [11]. Поэтому неудивительно, что последние порции водного фильтрата (4–6) с отсутствующим загрязнением по данным ИК-фотометрии оказываются токсичными для живых организмов.

Из полученных данных для *P. caudatum* (рис. 2) видно, что токсическим действием на простейших обладают как нефтезагрязненный торф, так и холостая проба, причем численность парameций в 3-й порции фильтрата выше в нейтрализованных, чем в нативных пробах, почти в 2 раза (кроме опыта с минимальным содержанием нефти). В остальных

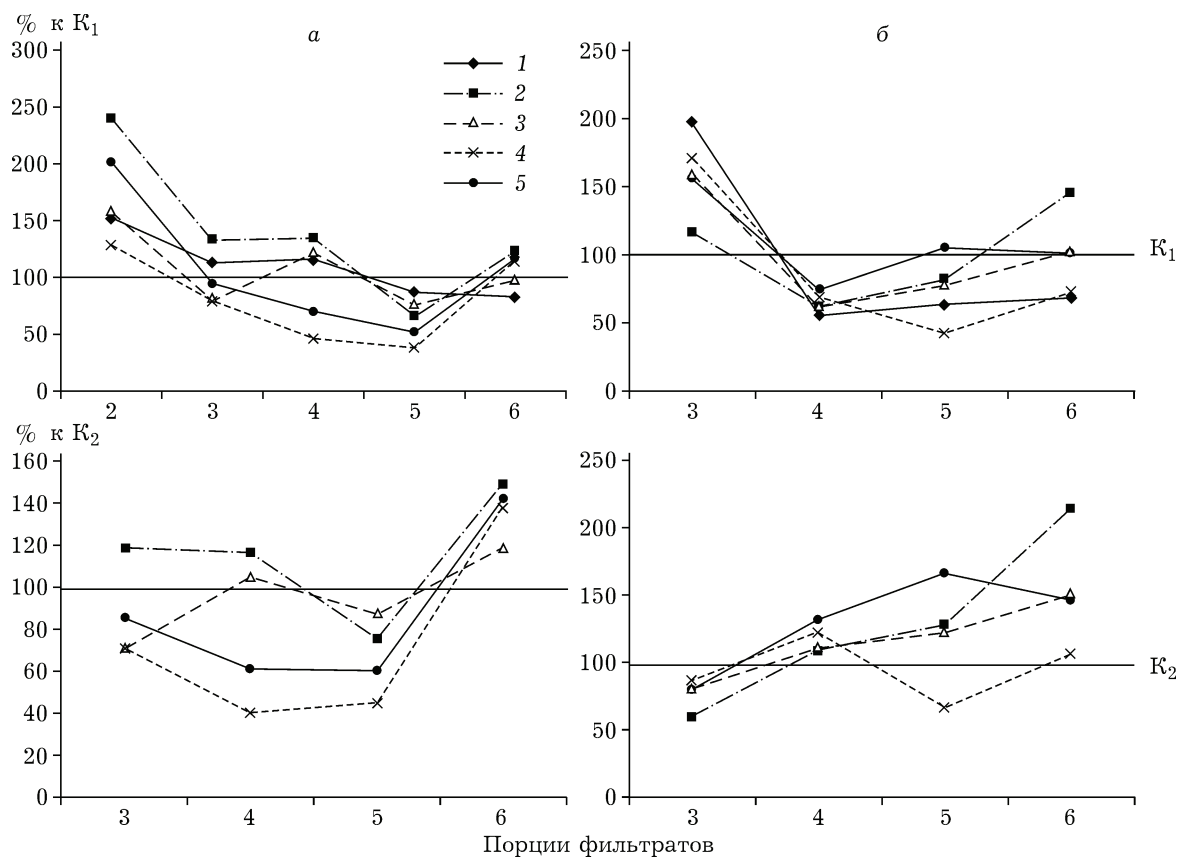


Рис. 2. Численность *Paramecium caudatum* на 4-е сут в нативных (а) и нейтрализованных (б) фильтра-тах торфа, процент к контролю (K_1) и к холостой пробе торфа (K_2). Модельное загрязнение торфа нефтью, г/кг: 1 – холостая проба, 2 – 0,3, 3 – 1,0, 4 – 3,0, 5 – 10,0

фильтратах (4, 5, 6-я порции) различие с K_1 уменьшалось. Это свидетельствует о том, что первые порции воды вымывают максимальное количество водорастворимых кислот, которые совместно с нефтяными углеводородами существенно влияют на численность простейших. В 4-й и 5-й порциях, где содержание НУВ аналитически мало отличалось от холостой пробы, токсичность фильтратов проявлялась в угнетении скорости деления клеток, сопровождающейся снижением численности парамеций на 21–61 %, что четко просматривалось по отношению к K_1 , особенно в фильтрах с максимальными концентрациями нефти (3,0 и 10,0 г/кг). В 6-й порции различия с K_1 были несущественными.

Изменение численности простейших в фильтрах нефтезагрязненного торфа по сравнению с холостой пробой торфа (K_2) иллюстрируют нижние диаграммы на рис. 2. При сравнении с верхними диаграммами видно, что эффект токсического действия на био-

логические объекты обусловлен не только вымываемыми из торфа компонентами нефти, но и переходом в фильтрат кислых продуктов торфа.

Таким образом, по мере пропуска воды через нефтезагрязненный торф токсичность фильтратов по отношению к парамециям снижалась, но оставалась существенной, особенно для проб с высоким исходным содержанием нефти. В порции фильтра 5 содержание НУВ (за вычетом фона холостой пробы) составило 0,17 мг/кг, что ниже санитарно-гигиенической ПДКс-г (0,3 мг/дм³), но выше эколого-рыбохозяйственной ПДКр (0,05 мг/дм³). С одной стороны, значительная часть углеводородов нефтяного происхождения удерживается гуминовой матрицей торфа и не переходит в объем воды, с другой – деструкция матрицы в присутствии веществ нефти приводит к появлению в фильтрате токсичных ароматических углеводородов и, вероятно, микроэлементов, которые также

сорбируются торфом в значительной степени [12, 13].

Остановимся на результатах опытов с ракообразными *Ceriodaphnia affinis*. Тестирование второй порции фильтратов показало, что три повторности с одной и той же заданной концентрацией нефти вызывали неодинаковую ответную реакцию у цериодафний, что свидетельствует о трудности гомогенного внесения нефти во всю навеску торфа. В порциях фильтрата 3, 4, 5 и 6 повторности были объединены и их токсичность оценивали по усредненным пробам с исходной и нейтрализованной рН. Выживаемость рачков в остром опыте (4 сут) в фильтратах торфа 2-й и 3-й порций (без нейтрализации), содержащих 3,0 и 10,0 г/кг нефти, в среднем статистически достоверно снизилась на 33–50 % по отношению к их исходному количеству. В 4, 5, 6-й порциях выживали все рачки. В хроническом опыте (10 сут) в 3-й порции выживаемость рачков снижалась на 25 %, в 5-й и 6-й – на 33 %. Фильтраты торфа, содержащего 10,0 г/кг нефти, снижали выживаемость цериодафний в 5-й и 6-й порциях на 33 и 25 % соответственно. В нейтрализованных пробах выживаемость была на уровне контроля. Данные результаты также подтверждают усиление действия нефти гуминовыми веществами на гидробионты.

Более существенные изменения наблюдали при действии фильтратов на репродуктивный потенциал рачков (табл. 1).

Данные таблицы свидетельствуют о том, что и на плодовитость рачков выраженное действие оказывают как нефтезагрязненная, так и холостая проба. Причем степень снижения плодовитости рачков по отношению к K_1 в K_2 (54–93 %) примерно равна таковой в опытных вариантах – 0,3 и 1,0 г/кг нефти в почве (55–87 %). Среднее из трех повторностей количество народившихся за 10 сут рачков в опытных фильтратах почв, содержащих 3–10 г/кг, снижено по сравнению с K_1 , %: 58–84 (3-я порция), 47–86 (4-я порция), 54–87 (5-я порция), 57–88 (6-я порция).

Сравнивая действие на репродуктивный потенциал рачков фильтратов нефтезагрязненного торфа с фильтратом холостой пробы, видим, что как по абсолютной величине, так и по динамике до концентрации нефти в почве 1,0 г/кг разница с K_2 отсутствует, т. е. НУВ связываются с гуминовой матрицей необратимо. В фильтратах почв, содержащих 3–10 г/кг нефти, количество молодежи в среднем по сравнению с K_2 снижается, %: в 3-й порции фильтрата на 27 и 71, в 4-й – на 59 и 79, в 5-й – на 20 и 76, в 6-й – на 48 и 85 соответственно. Таким образом, хотя в большинстве исследуемых вариантов выживаемость рачков высока, они испытывают негативное действие углеводородов на стадии полового созревания, что приводит к выметыванию малочисленного потомства. Известно [14], чем выше выживаемость, тем

Т а б л и ц а 1

Результат биотестирования фильтратов чистого и нефтезагрязненного торфа и содержание в них углеводов по [4]

Порция фильтрата	K_1 , вода	K_2 , водный фильтрат чистого торфа	Содержание нефти в торфе, г/кг			
			0,3	1,0	3,0	10,0
Среднее количество молодежи <i>C. affinis</i> за 10 сут, в скобках – процент к K_1						
3	49,0	28,0 (57,1)	30,5 (62,2)	29,5(60,2)	20,5 (41,8)	8,0 (16,3)
4	49,0	39,5 (80,6)	35,5 (72,5)	36,5(74,5)	26,0 (53,1)	7,0 (14,3)
5	49,0	26,5 (54,1)	31,5 (64,3)	27,0(55,1)	22,5 (45,9)	6,5 (13,3)
6	49,0	45,5 (92,8)	31,0 (63,3)	42,5(86,7)	21,0 (42,8)	5,5 (11,2)
Содержание углеводов (мг/дм ³) в контрольных и опытных пробах						
В 6-й порции фильтрата, C^6	<0,02	$4,88 \pm 1,22$ C_{K_2}	$3,00 \pm 0,75$	$4,84 \pm 1,21$	$4,19 \pm 1,05$	$5,05 \pm 1,26$
$C^6 - C_{K_2}^6$	–	–	0	0	0	0,17

Содержание пигментов фотосинтеза (мг %) в листьях лука при нефтяном загрязнении (к 30-м сут)

Проба торфа (содержание нефти, г/кг)	Хлорофилл "а"		Хлорофилл "б"		Отнош. X _а /X _б	Каротиноиды	
	X "а"	% к К	X "б"	% к К		Кар.	% к К
К (0,0)	28,0 ± 1,5	100,0	14,0 ± 5,0	100,0	1,99	27,1 ± 2,3	100
O ₁ (0,1)	28,0 ± 3,4	100,0	14,7 ± 1,6	105,0	1,9	26,3 ± 2,9	97,0
O ₂ (1,0)	14,2 ± 2,3*	50,7	9,6 ± 2,1*	68,5	1,48	13,2 ± 1,4**	48,7
O ₃ (3,0)	13,6 ± 5,8**	48,6	5,8 ± 1,2**	41,4	2,34	15,7 ± 3,5*	57,9
O ₄ (10,0)	19,0 ± 3,9*	67,8	9,5 ± 1,2*	67,8	2,00	16,2 ± 0,1	59,7

П р и м е ч а н и е. * – статистически достоверные различия с К на I уровне значимости ($P < 0,05$), ** – на II уровне значимости ($P < 0,01$).

меньше общая и удельная плодovitость рачков, поскольку гидробионты с высокой устойчивостью направляют пластические и энергетические ресурсы на защиту организма от токсиканта, а менее устойчивые – на воспроизводство.

Опыты с луком *Allium sera* показали, что к 30-м сут морфометрические показатели лука в опытных вариантах имели тенденцию к снижению, в большинстве случаев подтвержденную статистически ($P \leq 0,05$): количество листьев – на 25–30 %, количество корней – на 5–46, длина корней – на 11–30, прирост массы растений – на 8–26 %. При этом существенно (в 2,5–3,0 раза) увеличивается коэффициент вариации показателей, особенно в максимальной концентрации (10 г/кг). Это свидетельствует о мобилизации скрытого резерва генетической изменчивости [15]. Особенно наглядно просматривается граница между недействующими и действующими концентрациями нефти в почве по функциональным показателям лука (табл. 2).

Из табл. 2 видно, что при непосредственном соприкосновении растения с водонасыщенным нефтезагрязненным торфом граница токсичности проходит между 0,3 и 1,0 г/кг. В варианте опыта с загрязнением 1,0 г/кг все показатели резко (на 31–51 %) снижаются.

Таким образом, данный опыт подтвердил, что биотестирование позволяет определить токсичность загрязненных почв, в которых содержание углеводов не отличается от холостой пробы. При этом функциональные показатели реагируют на токсическое воздействие более наглядно, однако зависимость "концентрация – эффект" не просматривается, что связано с низкой растворимостью НУВ в воде [16] и удерживающей способностью торфа [9].

Измерение содержания НУВ в торфе после окончания эксперимента показало, что в результате эмиссии из слоя органогенной почвы в воду уходит незначительное количество веществ нефтяного происхождения. Отличия в содержании веществ нефти в образцах торфа до и после опыта составляли величину, значительно меньшую, чем интервал погрешности измерений, – 25 % [7]. Значительное количество НУВ в пределах исследуемых концентраций прочно связывается с пористой структурой гуминовой матрицы.

Для изучения скорости деградации веществ нефти во влагонасыщенном торфе увеличили верхнюю границу концентраций до 50 г/кг. На рис. 3 представлены результаты определения НУВ во влажном торфе с течением времени, а их линейная аппроксимация позволила оценить скорость процесса и время полного разрушения алканов [8]. Для холостой пробы без загрязнения нефтью тоже наблюдается временная динамика, связанная с нативными углеводородами. Для загрязненного торфа время разрушения сильно зависит от количества внесенной нефти. Для слабых загрязнений (до 1,0 г/кг) время разрушения составляет около года и близко к параметру для чистого торфа. Сходство этих величин указывает на то, что загрязнения до 1,0 г/кг незаметны на фоне естественных процессов. Для загрязнения 50 г/кг расчетное время деструкции составляет около 3,5 лет.

В табл. 3 приводится сравнение кинетических параметров для алканов и аренов нефтяного загрязнения, найденных аналогично. В опытах с сильно загрязненным торфом (50,0 г/кг) расчетное время деструкции аренов составляет 64 года, а время деструкции алканов – около 3,5 лет. Ароматические угле-

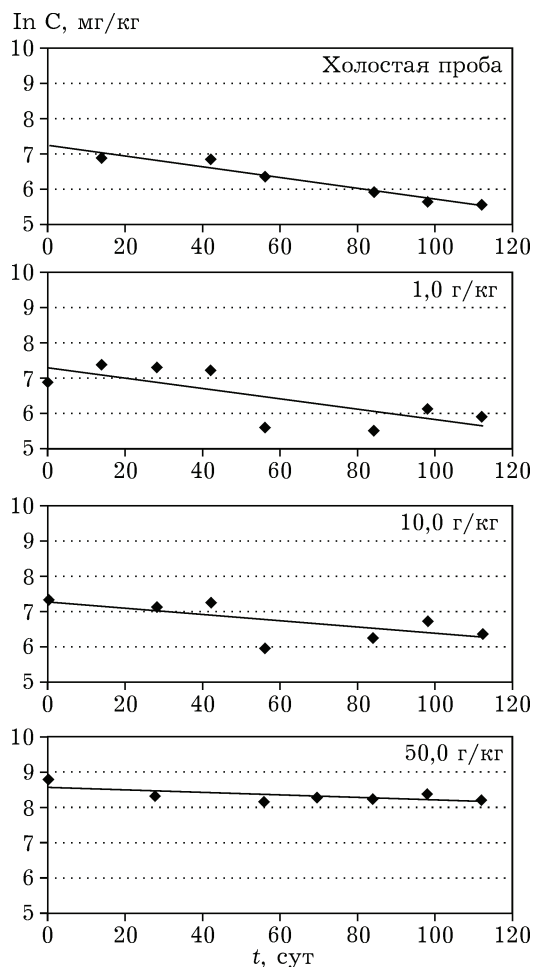


Рис. 3. Результаты определения насыщенных углеводородов (In C, мг/кг) в пробах торфа с нефтяным загрязнением

водороды (особенно полициклические) слабо подвержены микробильному разложению и сохраняются в торфе длительный срок [17], постепенно встраиваясь в макромолекулы гуминовой структуры торфа. Поэтому экологическая опасность и токсичность нефтяных загрязнений почв, контактирующих с водой, связаны преимущественно с аренами.

Таким образом, с течением времени во влажных почвах при оптимальной температуре (35 °С) происходит снижение содержания предельных и ароматических углеводородов с различными скоростями, зависящими от степени загрязнения. Линейная аппроксимация позволяет спрогнозировать время деградации нефтепродуктов. В условиях пониженных температур эти сроки значительно удлинятся.

ВЫВОДЫ

1. Углеводороды нефтяного загрязнения до 1–2 г/кг связываются с почвенной матрицей торфа и не переходят в объем воды. С другой стороны, деструкция матрицы в присутствии веществ нефти приводит к дополнительному появлению в фильтрате токсичных ароматических углеводородов.

2. При содержании нефти в торфяной почве менее 3,0 г/кг количество углеводородов в водном фильтрате проходит через максимум, при более высоком содержании оно постепенно снижается.

3. Метод биотестирования позволяет зафиксировать токсический эффект водных фильтратов нефтезагрязненного торфа даже в тех случаях, когда аналитическими методами ИК-фотометрии содержание нефти не обнаруживается (не превышает фонового уровня холостой пробы). Порог аналитического обнаружения нефтяных углеводородов в торфе – 1,5–2,0 г/кг, порог биотестирования – 0,3–1,0 г/кг для разных тест-объектов.

4. Вымываемые водой из загрязненного нефтью торфа кислые продукты деструкции усиливают токсичность фильтратов для водных тест-организмов.

5. С течением времени во влажном торфе снижение содержания алканов и аренов про-

Т а б л и ц а 3

Кинетические характеристики деградации углеводородов нефтяного загрязнения

Модельное загрязнение торфа нефтью, г/кг	Алканы				Арены			
	k , сут ⁻¹	Время распада		k , сут ⁻¹	Время распада			
		мес.	лет		мес.	лет		
1,0	0,0147	10,4	0,9	0,0099	15,5	1,3		
10,0	0,0092	16,7	1,4	0,0067	22,9	1,9		
50,0	0,0037	41,4	3,5	0,0002	776	64,7		

исходит с различными скоростями, зависящими от степени загрязнения.

ЛИТЕРАТУРА

1. Бозин Д. А., Темердашев З. А., Сапрыкин Л. В. Разработка и оптимизация методики определения суммарного содержания нефтепродуктов в объектах окружающей среды // Защита окружающей среды в нефтегазовом комплексе. 2005. № 5. С. 24–28.
2. Галишев М. А., Грошев Д. В. Оценка масштабов техногенного нефтяного загрязнения при прогнозировании негативного воздействия объектов нефтегазодобычи на окружающую среду на севере Архангельской области // Экологическая химия. 2006. № 15. С. 95–103.
3. Данченко Н. Н. Функциональный состав гумусовых кислот: определение и взаимосвязь с реакционной способностью: автореф. дис. М.: МГУ, 1997. 24 с.
4. ПНД Ф 14.1:2.4.168 – 2000. Методика выполнения измерений массовой концентрации нефтепродуктов в природных и сточных водах методом ИК-спектрометрии, М., 2000. 20 с.
5. Методики количественного химического анализа содержания нефтяных компонентов (углеводородов и смолистых компонентов) в пробах пресных и морских вод и донных отложениях: бюллетень Минрыбхоза СССР. Ростов-на-Дону, 1988. 32 с.
6. Временное методическое руководство по нормированию уровней содержания химических веществ в донных отложениях поверхностных водных объектов (на примере нефти). М.: РЭФИА, НИА-Природа, 2002. С. 55–66.
7. ПНД Ф 16.1:2.2.22-98. Методика выполнения измерений массовой доли нефтепродуктов в почвах и донных отложениях методом ИК-спектрометрии. М., 1998. 17 с.
8. Методические рекомендации № 2609-82 по гигиеническому обоснованию ПДК химических веществ в почве. М., 1982. 57 с.
9. Солнцева Н. П. Добыча нефти и геохимия природных ландшафтов. М.: Изд-во МГУ, 1998. 376 с.
10. Волкова С. С., Кудрявцев А. А., Мильченко Д. В. Экспресс-метод группового количественного определения углеводородов с использованием ИК-спектрометрии // Химия в интересах устойчивого развития. 1998. Т. 6. С. 321–325.
11. Anderson G., Neff G. et al. Characteristics of dispersions and Water-soluble extracts of crude oil and refined oils and their toxicity to estuarine crustaceans and fish // Mar. Biol. 1974. N 27. P. 75–88.
12. Возбуцкая А. Е. Химия почвы. М.: Высш. шк., 1964. 368 с.
13. Крупнов Р. А. Использование торфа и торфяных месторождений в народном хозяйстве. М.: Недра, 1992. 425 с.
14. Kuhnhold W. W. The influence of natersaluble compounds of crude oils and their fraction on the ontogenetic development of herring fry // Ber. Olf. Wiss. Kommr. Meiresfarch. 1969. Vol. 20, N 2. P. 165–171.
15. Безель В. С., Большаков В. Н. Экологическая токсикология: проблемы, задачи, подходы // Токсикологический вестник. 1995. № 1. С. 2–5.
16. Михайлова Л. В., Шорохова О. В. Особенности состава и трансформации водорастворимой фракции (ВРФН) двух видов Тюменской нефти // Водные ресурсы. 1992. № 2. С. 130–139.
17. Ровинский Ф. Я., Теплицкая Т. А., Алексеева Т. А. Фоновый мониторинг полициклических ароматических углеводородов. Л.: Гидрометеиздат, 1988. 224 с.

Study of Migration and Degradation of Oil in Peat Soil of Upland Bogs in Khmao under Control of Biotesting

A. A. KUDRYAVTSEV**, L. V. MIKHAILOVA *, G. E. RYBINA *, F.V. GORDEEVA *,
A. M. TSULAIYA, * A. N. ZNAMENZHNIKOV **.

* VNIC "Ecology", Federal State Unitary Enterprise "Gosrybtsentr"
625023, Tyumen, Odesskaya str. 33, cab. 103, E-mail: g-r-c@mail.ru

** Tyumen State University
625003, Tyumen, Semakova str. 10

Under the laboratory conditions, we studied water migration and degradation of shaimskoy oil in the soil of bogs of the Khanty-Mansi Autonomous District, as well as the toxicity of successive portions of water extracts, using test objects *Ceriodaphnia affinis*, *Paramecium caudatum*, *Allium cepa*. It is established that oil (up to 2 g/kg) is retained by the humic matrix of peat and does not pass into water. At the same time, the bioassay method allows to fix the toxic effect of the leachate of oil-contaminated peat even in cases when petroleum products are not detected by means of IR photometry.

Key words: oil, soil, bogs, water migration, degradation, toxicity, biotesting.