

## ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ МАЛОЙ СЕВЕРНОЙ РЕКИ ПОСЛЕ АВАРИЙНОГО ВЫБРОСА НЕФТЕПРОДУКТОВ<sup>1</sup>

© 2019 г. Е. М. Лаптева<sup>1,\*</sup>, О. А. Лоскутова<sup>1</sup>, Ю. В. Холопов<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Институт биологии Коми НЦ УрО РАН  
Россия 167982 Сыктывкар  
\*e-mail: lapteva@ib.komisc.ru

Поступила в редакцию 20.03.2017 г.

После доработки 28.09.2017 г.

Принята к публикации 29.09.2017 г.

Рассмотрены особенности химического состава поверхностных вод, донных отложений и сообществ зообентоса малого лесного водотока после аварии на нефтепроводе. Спустя 9 мес. после разлива нефти в поверхностных водах ниже места аварийного сброса нефтесодержащей жидкости сохраняется повышенное содержание нефтеуглеводородов (2.8 ПДК). Выявленные высокие концентрации в водотоке ионов железа (1.1–4.6 ПДК) и меди (1.2–2.6 ПДК), а также труднорастворимых органических соединений (1.2–3.3 ПДК) характерны и для фонового участка, что свидетельствует об их преимущественно природном происхождении. Содержание нефтеуглеводородов в донных отложениях ниже аварийного сброса нефти в водоток превышает фоновое в 7–214 раз. Зообентос в водотоках района исследования представлен 18 группами гидробионтов, из них в зоне загрязнения обнаружено 14. В направлении от зоны разлива нефти к устью руч. Возей-шор наблюдается изменение структуры зообентоса и снижение его количественных показателей развития. В донных сообществах нефтезагрязненных участков выявлено доминирование низших ракообразных и малошестипалых червей.

*Ключевые слова:* нефтезагрязнение, малая река, поверхностные воды, донные отложения, зообентос.

DOI: 10.31857/S0321-0596465523-532

На территории Республики Коми производится масштабная добыча и транспортировка нефти, сопровождающиеся зачастую аварийными разливами нефти и нефтесодержащих жидкостей (НСЖ). Одна из таких катастрофических ситуаций, вследствие которой значительное количество нефти поступило в водотоки, произошла в Усинском районе в конце ноября 2012 г. В результате разгерметизации трубопровода нефтепродукты попали в долину руч. Возей-шор и распространились далее в более крупные реки — Колву и Усу. Этот разлив нефти признан крупнейшим экологическим ЧП в республике за последние годы. Комплексные исследования экологических последствий нефтяного загрязнения проведены спустя 9 мес. после инцидента и осуществления масштабных

мероприятий по очистке нефтезагрязненных почв и водотоков.

Известно, что малые реки наиболее остро реагируют на негативное антропогенное воздействие, принимая и аккумулируя загрязняющие вещества с водосборных площадей [23, 24]. Они определяют гидрологическую и гидрохимическую специфику более крупных водотоков, формируя качество водных ресурсов. В связи с этим оценка состояния компонентов водных экосистем малых рек и ручьев, процессов их самоочищения важна для понимания особенностей функционирования речных бассейнов после техногенного воздействия. Особую значимость эти работы приобретают для территорий Арктики и Субарктики, где в последнее время активно разрабатываются месторождения углеводородного сырья.

Цель данной работы заключалась в оценке экологического состояния малой северной реки спустя 9 мес. после аварийного разлива нефти.

<sup>1</sup> Работа выполнена в рамках госзадания Института биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН.

## МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

Комплексные экологические исследования проведены в Усинском районе Республики Коми в конце августа 2013 г. Отбор проб поверхностных вод (ПВ) для физико-химических исследований выполнен на фоновом участке (т. 1), расположенном в 250 м выше по течению от места сброса НСЖ в руч. Возей-шор, и контрольных – в 150 м (т. 2), 400 м (т. 3), 650 м (т. 4) ниже места аварийного поступления НСЖ в ручей и в его устье (т. 5). Дополнительно произведен отбор проб речных вод в 450 м выше (т. 6) и в 450 м ниже (т. 7) по течению от места впадения руч. Возей-шор в р. Колву. Пробы воды отбирали в русле реки с глубины 0.3–0.5 м от поверхности. Опробование ПВ и их транспортировка проведены в соответствии с ГОСТ Р 51592-2000 [9]. Пробы воды на содержание в них нефтеуглеводородов (НУ) и биогенных веществ отбирали в стеклянные сосуды с притертыми пробками, на содержание тяжелых металлов и общего анализа – в полиэтиленовые химически чистые флаконы.

В точках отбора проб воды (точки 1–7) выполнен отбор проб донных отложений (ДО) из поверхностного слоя (на глубину 5–7 см) с помощью пробоотборника. Учитывая тот факт, что ДО, в отличие от речных вод, более активно аккумулируют поступающие в речную систему поллютанты [11, 20], был также проведен их отбор вдоль русла р. Колвы в ее среднем (точки 8–10) и нижнем (т. 11, т. 12) течениях.

В полевых условиях определяли рН и удельную электропроводность ПВ тестером HI98130 (“Hanna Instruments”, Португалия), содержание растворенного кислорода – многопараметровым прибором HQ 11D WTW с флуоресцентным датчиком LDO растворенного кислорода (Германия). Определение макро- и микроэлементов, НУ в ПВ и ДО выполнен в экоаналитической лаборатории Института биологии Коми НЦ УрО РАН в соответствии с аттестованными методиками. Растворенные и взвешенные вещества в пробах ПВ определяли гравиметрически; цветность – фотометрически; жесткость – комплексометрически; концентрации ионов  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$  – титриметрически;  $\text{SO}_4^{2-}$  – турбидиметрически;  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Na}^+$  и тяжелых металлов (Fe, Mn, Zn, Cu, Cr, Pb, Cd, Mo, V, Ni, Ba, Sr) – на атомно-эмиссионном спектрометре с индуктивно связанной плазмой “Spectro CIROS CCD” (Германия); Hg – на атомно-абсорбционном анализаторе ртути “Люмэкс РА-915+” (Россия);

НУ – на анализаторе жидкости “Флюорат-02-3М” (Россия).

Экстракцию ионов металлов из образцов ДО проводили с помощью раствора концентрированной азотной кислоты при нагревании на водяной бане. Определение содержания кислоторастворимых форм металлов выполняли атомно-эмиссионным методом с атомизацией в индуктивно-связанной аргоновой плазме. Содержание ртути определяли методом атомной абсорбции на ртутном спектрометре “РА-915+” без предварительного разложения образца. Концентрацию углеводородов в пробах ДО определяли по значениям интенсивности флуоресценции гексанового экстракта, измеренной на анализаторе жидкости “Флюорат-02-03М”. НУ экстрагировали из образца ДО хлороформом, выпаривали экстракт до сухого состояния, после чего растворяли в гексане, очищали полученный раствор на колонке с оксидом алюминия. Для градуировки анализатора при всех измерениях в канале возбуждения использовали светофильтр № 1 (максимум пропускания 265 нм), а в канале регистрации – светофильтр № 3 (максимум пропускания 320 нм). В качестве стандарта применяли государственный стандартный образец состава раствора нефтепродуктов в гексане – 1 мг/мл (ГСО 7950\_2001).

Для оценки влияния нефтезагрязнения на состав гидробионтов на каждом участке отобрано по 2–3 пробы зообентоса. Сборы зообентоса в русле водотоков произведены гидробиологическим скребком с длиной лезвия 30 см и размером ячеек капронового сита 0.23 мм. Скребком был укреплен на шесте длиной 1.5 м. Промывка проб проведена через капроновое сито с ячейей 0.23 мм. Пробы бентоса фиксировали 4%-м раствором формальдегида, последующая их обработка выполнена в камеральных условиях. Все пробы бентоса разбирали по группам под биноклем МБС-9. После обсушки гидробионтов на фильтровальной бумаге определяли их вес на торсионных весах ВТ-200.

При характеристике экологического состояния речных вод использованы рыбохозяйственные нормативы предельно допустимых концентраций (ПДК) веществ для вод водных объектов, имеющих рыбохозяйственное значение [25]. Качество поверхностных вод оценивали на основе расчета гидрхимического индекса загрязнения воды (ИЗВ<sub>г</sub>) [14]. Этот индекс – типичный аддитивный коэффициент. Он представляет собой среднюю долю превышения ПДК по строго ли-

митированному числу индивидуальных ингредиентов:

$$\text{ИЗВ}_6 = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \frac{C_i}{\text{ПДК}_i},$$

где  $C_i$  – концентрация  $i$ -го компонента;  $n$  – число показателей, используемых для расчета индекса ( $n = 6$ );  $\text{ПДК}_i$  – установленная величина норматива  $i$ -го компонента для соответствующего типа водного объекта.

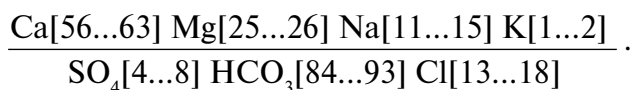
ИЗВ<sub>6</sub> рассчитывали строго по шести показателям, имеющим наибольшие значения приведенных концентраций, независимо от того, превышают они ПДК или нет. В зависимости от величины ИЗВ<sub>6</sub> водные объекты подразделяли на классы: I – очень чистые (ИЗВ<sub>6</sub> < 0.2), II – чистые (0.2–1.0), III – умеренно загрязненные (1.0–2.0), IV – загрязненные (2.0–4.0), V – грязные (4.0–6.0), VI – очень грязные (6.0–10.0), VII – чрезвычайно грязные (>10.0).

Учитывая тот факт, что в настоящее время в Российской Федерации отсутствуют регламентированные нормативы по содержанию органических и неорганических поллютантов в ДО, при оценке содержания в них НУ опирались на нормативы ориентировочно допустимых концентраций (ОДК) для песчаных почв [8] и нормативы предельно-допустимого уровня содержания нефти в ДО, разработанные для Ханты-Мансийского автономного округа [27]. Данные региональные нормативы, апробированные для рек Тюменской области, могут быть применимы не только для Ханты-Мансийского округа, но и для других водных объектов РФ [12]. На основании характеристики состояния сообщества зообен-

тоса в зависимости от содержания нефтепродуктов в ДО выделено 6 уровней загрязнения: фоновый (содержание нефтепродуктов < 0.02 г/кг), слабый (0.021–0.050), умеренный (0.051–0.150), сильный (0.160–0.500), экстремальный (0.501–1.0), критический (> 1.0 г/кг) [20]. С учетом сходства выделенных уровней загрязнения с данными литературы по другим регионам [5, 28, 29] при характеристике ДО, исследованных в пределах акватории руч. Возей-шор и р. Колвы, использована приведенная выше классификация уровней загрязнения ДО нефтью.

## РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЙ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Как показали проведенные исследования, поверхностные воды р. Колвы и ее притока Возей-шор близки по ионному составу и соответствуют параметрам, характерным для водотоков северных регионов [12, 19]. Во всех точках наблюдения как за пределами загрязнения (т. 1, т. 6), так и в зоне воздействия аварийного сброса НСЖ (точки 2, 5, 7) исследованные пробы речных вод относятся к водам гидрокарбонатного класса магниево-кальциевой группы. Их катионно-анионный состав может быть выражен формулой:



Высокое содержание нефтепродуктов в ПВ выявлено лишь в 150 м ниже места поступления НСЖ в русло руч. Возей-шор (т. 2). В этой пробе содержание нефтепродуктов в 2.8 раза превышает установленный норматив ПДК (таблица). Во

**Таблица.** Некоторые показатели химического состава поверхностных вод в районе исследования

| Показатель  | ПДК         | руч. Возей-шор |           |             | р. Колва      |             |
|---|-------------|----------------|-----------|-------------|---------------|-------------|
|   |             | т. 1           | т. 2      | т. 5        | т. 6          | т. 7        |
| pH  | 6.5–8.5     | 7.37±0.10      | 6.82±0.10 | 7.39±0.10   | 7.48±0.10     | 7.33±0.10   |
| Удельная электропроводность, мкСм/см                | -           | 84±8           | 92±9      | 92±9        | 113±11        | 112±11      |
| Растворенные вещества, мг/дм <sup>3</sup>           | 1000        | 90±7           | 100±7     | 130±9       | 100±7         | 100±7       |
| Взвешенные вещества, мг/дм <sup>3</sup>             | 0.25(0.75)* | <5             | <5        | 15±4        | 14±4          | 19±4        |
| Цветность, градусы                                  | -           | 169±8          | 154±8     | 159±8       | 120±7         | 132±7       |
| Жесткость, ммоль/дм <sup>3</sup>                    | -           | 0.43±0.05      | 0.42±0.05 | 0.67±0.06   | 0.79±0.07     | 0.82±0.07   |
| O <sub>2</sub> , мг O <sub>2</sub> /дм <sup>3</sup> | ≥ 4.0 (6.0) | 7.9±1.1        | 7.7±1.1   | 8±1.1       | 8.1±1.1       | 7.9±1.1     |
| БПК <sub>5</sub> , мг/дм <sup>3</sup>               | ≤ 3.0       | 0.52±0.07      | <0.50     | 0.84±0.12   | 0.7±0.10      | 1.48±0.21   |
| ХПК, мг/дм <sup>3</sup>                             | 15          | 50±10          | 40±10     | 18±6        | 14±4          | 26±8        |
| Fe, мг/дм <sup>3</sup>                              | 0.1         | 0.39±0.09      | 0.26±0.06 | 0.46±0.11   | 0.41±0.10     | 0.37±0.09   |
| Cu, мг/дм <sup>3</sup>                              | 1           | 2.2±0.9        | 2.6±1.1   | 2.3±1.0     | 2.5±1.0       | 1.9±0.8     |
| Нефтепродукты, мг/дм <sup>3</sup>                   | 0.05        | 0.014±0.005    | 0.14±0.05 | 0.009±0.004 | 0.0051±0.0026 | 0.024±0.008 |

\* Превышение над фоном.

всех остальных пробах содержание нефтепродуктов находится ниже регламентированного для водоемов значения ПДК ( $0.05 \text{ мг/дм}^3$ ).

С одной стороны, повышенная концентрация НУ в т. 2 может быть обусловлена наличием боновых ограждений, установленных для сбора нефтяной пленки и предотвращения миграции с поверхностным током речной воды в процессе проведения аварийно-спасательных работ. С другой стороны, не исключена возможность продолжающегося в настоящее время поступления нефтепродуктов в речную систему вследствие латерального внутрипочвенного стока с участков долинных ландшафтов, почвы которых были загрязнены нефтью в результате аварии. Несмотря на проведенную рекультивацию по очистке прилегающих земель от нефти, в почвах пойменной террасы руч. Возей-шор на глубине 15–25 см содержание НУ составляло на момент проведения данных исследований  $\geq 7000 \text{ мг/кг}$ , что в 7 раз превышает ПДК содержания НУ в почвах. Глубокая миграция нефтепродуктов в толщу почвы при аварийном разливе могла быть причиной длительного поступления НУ в речное русло в зоне аварии за счет их миграции с почвенно-грунтовыми водами. Разбавление речных вод атмосферными осадками и грунтовыми водами по мере их движения к устью ручья и далее вниз по р. Колве

обусловило снижение концентрации НУ и, соответственно, достаточно низкое их содержание в ПВ. Наличие радужной пленки на поверхности воды в месте отбора проб на участке т. 2 (рис. 1) свидетельствует о присутствии нефтепродуктов в ПВ, что подтверждает факт продолжающегося загрязнения водотока спустя 9 мес. после аварии.

Во всех точках отбора, включая фоновый участок ручья (т. 1), в пробах ПВ выявлены высокие концентрации Fe ( $1.1\text{--}4.6 \text{ ПДК}$ ) и Cu ( $1.2\text{--}2.6 \text{ ПДК}$ ), а также труднорастворимых органических соединений, оцениваемых по величине ХПК ( $1.2\text{--}3.3 \text{ ПДК}$ ). Содержание в исследованных ПВ других ТМ, как правило, были либо меньше нижней границы диапазона определяемого содержания (Zn, Cr, Pb, Cd, Mo, V, Hg), либо не превышали регламентированных величин ПДК (Mn, Ni, Ba, Sr). Высокий уровень концентраций соединений Fe, Cu, Zn – характерная черта рек Печорского бассейна [4, 22]. Это приоритетные загрязняющие вещества водотоков в современный период. Однако повышенное содержание в них соединений Fe, Cu и труднорастворимых органических веществ может быть обусловлено не только техногенными, но и природными факторами. В частности, источниками поступления труднорастворимых органических соединений и соединений Fe в водотоки на данной территории могут



**Рис. 1.** Боновые ограждения (а) для сбора нефти, мигрирующей с водным потоком в руч. Возей-шор, и радужные пленки нефтепродуктов (б) на поверхности воды.

быть болота, а соединений Си – процессы выветривания четвертичных отложений, т.е. геохимические особенности водосбора [10, 30].

Расчет гидрохимического индекса загрязнения воды показал, что во всех точках опробования индекс  $ИЗВ_6$  имеет величины в пределах от 1.4 до 1.9 с максимальным значением в точке наблюдения 2 – наиболее загрязненной из всех точек опробования. Таким образом, по данному показателю все пробы воды, включая фоновый (т. 1) и условно чистый (т. 6) участки, попадают в категорию III – умеренно загрязненных водотоков. Сравнительно высокий практически во всех точках отбора проб воды показатель  $ИЗВ_6$  обусловлен повышенным содержанием компонентов природного происхождения – соединений Fe, Си и трудноокисляемых органических веществ. В т. 2 значимую роль играет также повышенное содержание в воде нефтепродуктов. Последнее свидетельствует о том, что, несмотря на проведенную рекультивацию, экосистема руч. Возей-шор продолжает испытывать влияние последствий нефтяного загрязнения.

По мнению некоторых авторов [20], водоем может считаться опасно загрязненным, даже если содержание нефтепродуктов в поверхностных водах ниже регламентированных значений ПДК. Это обусловлено тем, что концентрация НУ в воде зависит не от объема попавшей

в водоем НСЖ, а от растворимости компонентов, входящих в ее состав [18], часть из которых может аккумулироваться в ДО и оказывать негативное влияние на гидробионтов. Оценка содержания НУ в исследованных ДО выявила широкое варьирование данного показателя – от 7 до 1500 мг/кг. В руч. Возей-шор ниже места сброса нефти в русло ручья он превышает фоновые значения в 7–214 раз, в русле Колвы – в 17–61 раз. Наличие нефтяного загрязнения фиксируется не только по результатам физико-химических исследований ДО, но и визуально.

Распределение НУ в ДО вдоль русла руч. Возей-шор и р. Колвы неравномерно (рис. 2). В устье Колвы (т. 12) их содержание минимально (11–17 мг/кг) и соответствует фоновым значениям (7 мг/кг). Это вполне характерно для рек, оказавшихся в зоне аварийного разлива нефти [7, 26]. По всей видимости, по мере миграции нефтепродуктов, поступивших в русло рек при аварийных разливах, основная часть их компонентов оседает на пойменные террасы (во время паводков) и на дно реки в верхнем и среднем ее течениях. Это обуславливает более низкие показатели содержания НУ в ДО устьевой части рек.

Следует отметить, что на одном и том же участке реки содержание НУ в ДО может существенно варьировать в пределах поперечно-

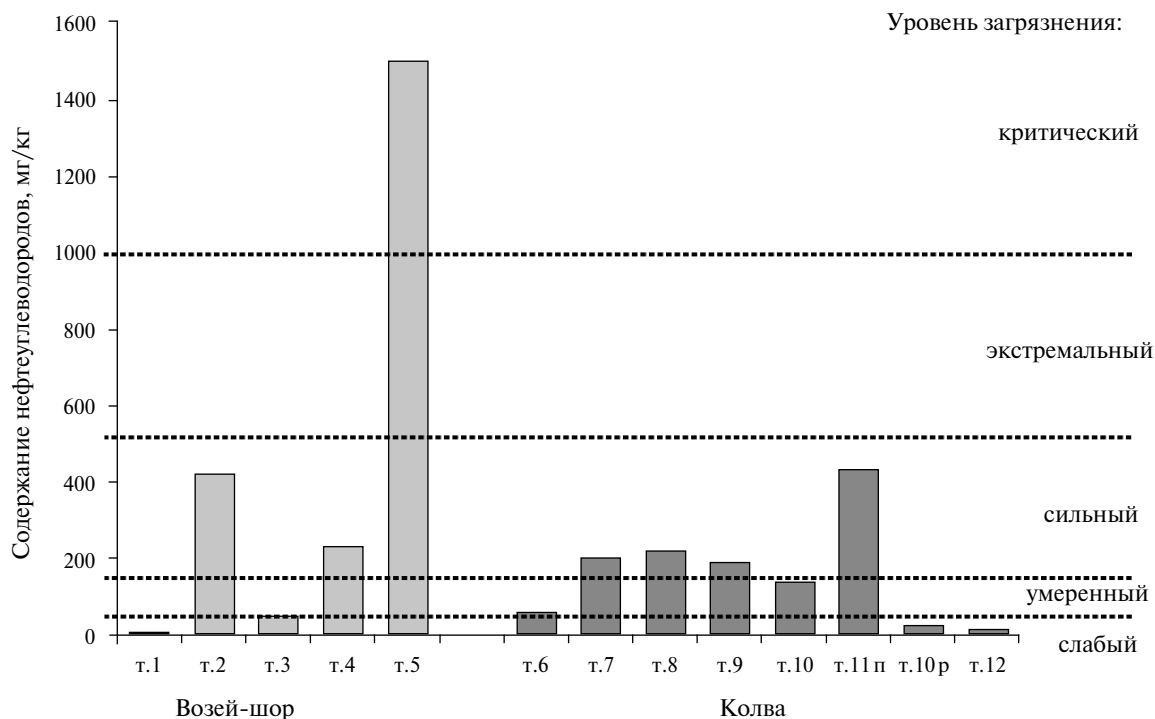


Рис. 2. Содержание НУ в пробах ДО руч. Возей-шор и р. Колвы. По оси абсцисс – номер точки наблюдения, по оси ординат – содержание НУ.

го сечения русла. В частности, отбор проб ДО в нижнем течении р. Колвы в протоке (т. 1п), отделяющей пойменную террасу от пойменного острова, и в центральной части магистрального русла (т. 1р) выявил разницу в концентрации углеводородов в 16.5 раз (рис. 2). Последнее обусловлено активным осаждением нефтепродуктов на участках русла, характеризующихся более низкой скоростью потока воды как в паводковый период, на который пришелся вынос основного количества поступившей нефти в речную систему, так и в меженный период.

На рис. 2 с учетом предложенной градации [20] в районе исследования представлены все категории загрязнения водотоков НУ – от слабого до критического уровня. Причем для р. Колвы, в питании которой участвуют воды руч. Возей-шор, практически во всех точках отбора проб, за исключением участка выше места впадения руч. Возей-шор и низовий Колвы, отмечен высокий уровень загрязнения даже спустя 9 мес. после аварии и проведения мероприятий по очистке акватории от поступивших нефтепродуктов.

Фоновое содержание ТМ в ДО характеризуется крайне низкими содержаниями Cd и Mo (меньше нижней границы диапазона определяемого содержания) и повышенным – Co (1.1 ОДК) и As (1.6 ОДК). По остальным элементам превышения ОДК не выявлено. Высокое содержание Co и As в ДО на фоновом участке обусловлено повышенными их концентрациями в почвах Усинского р-на Республики Коми [1] и юго-востока Большеземельской тундры в целом [17].

Во всех остальных проанализированных пробах ДО в среднем содержание ТМ соответствует фоновому. Исключение – точки отбора проб, характеризующие состояние р. Колвы выше впадения руч. Возей-шор (т. 6) и в ее среднем течении (т. 9). В ДО этих участков русла реки отмечено превышение ОДК, помимо Co и As, для Cu (на уровне 1 ОДК), Ni (1.3–1.7 ОДК) и Zn (1.1–1.3 ОДК). Повышенное содержание этих элементов, а также углеводородов может быть обусловлено как природными, так и техногенными факторами, не связанными с рассматриваемой аварийной ситуацией. К сожалению, бассейн р. Колвы сохраняет и в дальнейшем будет сохранять статус территории масштабных работ по добыче и транспортировке углеводородного сырья [13]. Эти работы ежегодно сопровождаются аварийными разливами нефти [12]. Уровень аварийности на участках нефтедобычи напря-

мую определяет степень и характер загрязнения водотоков [21].

Как было показано ранее на примере аварийных разливов нефти в Республике Башкортостан [7], при своевременной реализации комплекса ликвидационных мероприятий прямое острое экотоксическое воздействие экстремального залпового выброса товарной нефти в ПВ довольно кратковременно. В то же время почвы и ДО как депонирующие системы испытывают более продолжительное негативное воздействие нефтяного загрязнения. Это обусловлено сохранением в них в течение длительного периода времени высоких концентраций НУ. Попавшие в почву НУ контактируют с почвенно-грунтовыми водами и мигрируют в поверхностные водотоки из грунта загрязненного участка водораздела или пойменной террасы, представляя определенную угрозу для гидрологической сети в долгосрочной перспективе, особенно в части длительного негативного воздействия на сообщество донных организмов и ихтиофауну.

Проведенные авторами исследования показали, что выше участка разгерметизации нефтепровода (т. 1) зообентос руч. Возей-шор характеризуется высоким таксономическим разнообразием и количественным развитием (рис. 3, 4). Доминирующие по численности группы – ветвистоусые ракообразные (Cladocera) и личинки комаров-звонцов (Chironomidae). По биомассе доминируют моллюски, составляющие 74.6% биомассы общего бентоса. Ниже места порыва нефтепровода (т. 2) отмечено сокращение количества таксонов зообентоса, уменьшение количественных показателей его развития (численности и биомассы), изменение

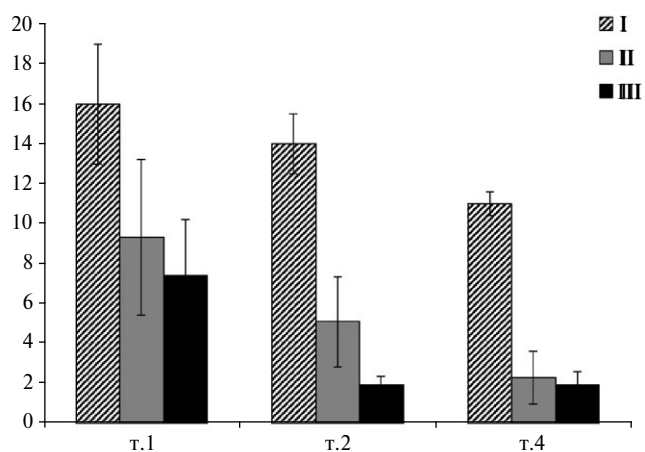


Рис. 3. Показатели развития зообентоса руч. Возей-шор: т. 1 – выше аварии, т. 2 – ниже аварии, т. 4 – устье ручья; I – число групп гидробионтов, II – численность, тыс. экз/м², III – биомасса, г/м².

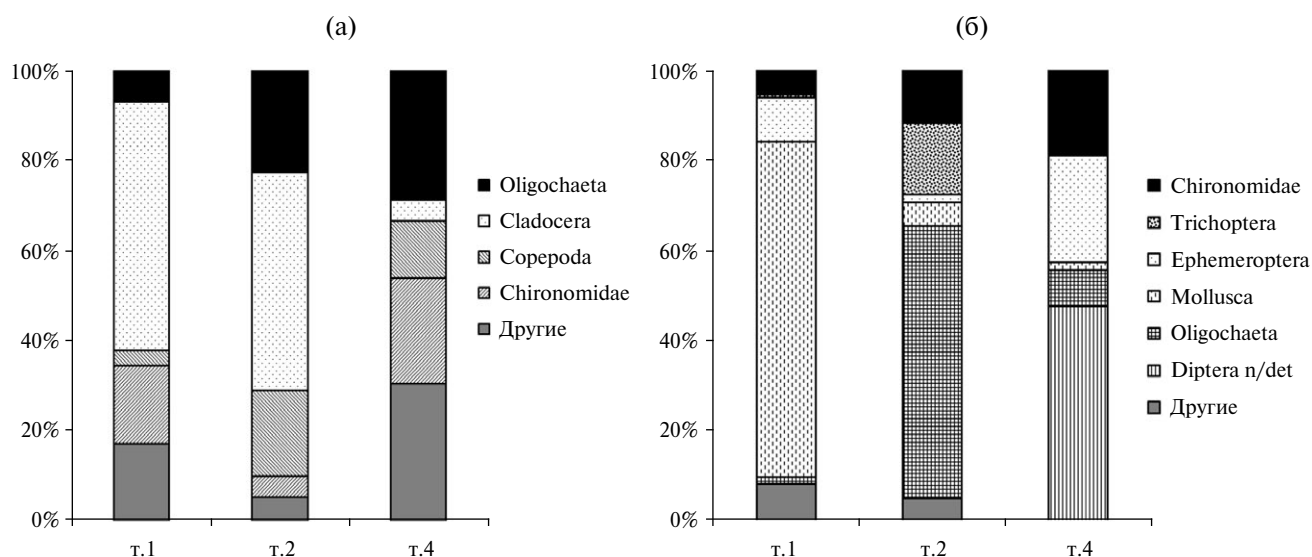


Рис. 4. Структура зообентоса р. Возей-шор: (а) по численности; (б) по биомассе; т. 1 – выше аварии, т. 2 – ниже аварии, т. 4 – устье ручья.

структуры донного населения (рис. 3, 4). Дно русла ручья на этом участке сильно загрязнено нефтепродуктами, которые при отборе проб ДО поднимаются на поверхность воды в виде радужных пленок. Несмотря на снижение средней численности ветвистоусых раков по сравнению с чистой зоной, низшие ракообразные (*Cladocera* и *Copepoda*) преобладают в донных сообществах в зоне загрязнения (рис. 4). Значительно повысилась доля малощетинковых червей (*Oligochaeta*) – с 6.9% на чистом участке до 22.5% на загрязненном. Численность личинок хирономид, напротив, заметно снизилась и составила лишь 4.8% по сравнению с вышерасположенными участками, где их доля была 17.4%. Многие из ветвистоусых ракообразных, преимущественно вид *Eugasterus lamellatus*, имеют черный цвет раковины вследствие загрязнения нефтью. В устье ручья наблюдаются невысокие показатели количественного развития донной фауны (рис. 3) при доминировании по численности малощетинковых червей, по биомассе – крупных личинок двукрылых, а также поденок и хирономид (рис. 4).

Таксономический состав зообентоса русла р. Колвы на всем исследованном участке довольно однообразен, на некоторых участках иногда отсутствуют лишь редко встречающиеся группы. В донных сообществах р. Колвы выше впадения руч. Возей-шор (т. б) по численности доминируют низшие раки и личинки хирономид. Ниже впадения ручья в бентосе реки резко увеличилась доля малощетинковых червей р. *Limnodrilus* (40.5%) по сравнению с т. 6 (1.7%). Установ-

лена довольно тесная корреляция содержания нефтепродуктов в ДО с численностью ( $r = 0.9$ ,  $p < 0.05$ ) и биомассой ( $r = 0.8$ ,  $p < 0.001$ ) олигохет (рис. 5). Существенный вклад в формирование количественных показателей зообентоса вносят здесь также кладоцеры и личинки хирономид. Отмеченные изменения близки к тем, которые

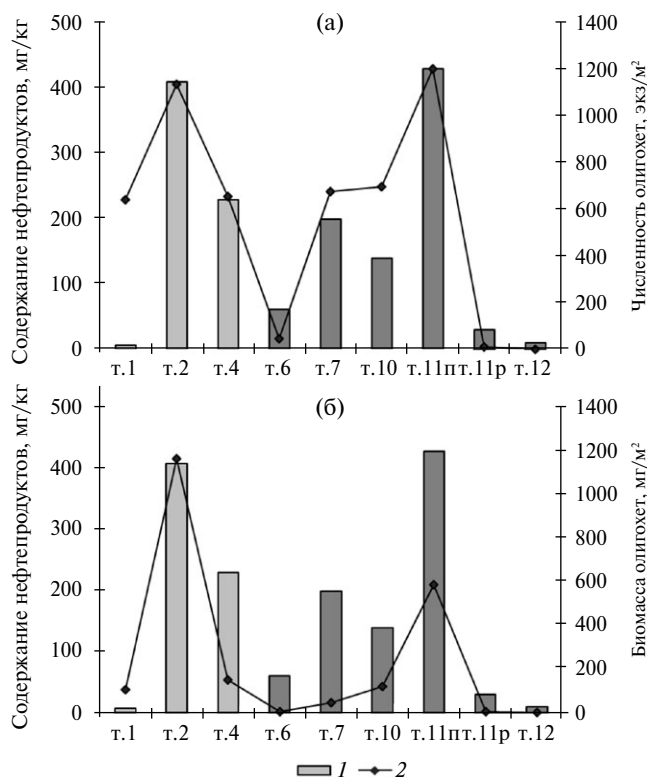


Рис. 5. В зависимости от содержания НУ (1) изменение численности (а) и биомассы (б) олигохет (2) в ДО руч. Возей-шор (т. 1 – т. 4) и р. Колвы (т. 6 – т. 12).

произошли с донными сообществами р. Колвы после крупной аварии на нефтепроводе “Возей – Головные сооружения” в 1994 г. [2, 12].

Известно, что состав зообентоса во многом зависит от качества воды [16]. Это определяет широкое использование показателей состава и структуры беспозвоночных животных, обитающих на дне водоемов и в придонных слоях воды, при мониторинге водных объектов [15]. В целом полученные результаты согласуются с данными литературы по влиянию нефтяного загрязнения на зообентос рек. Для водотоков с признаками нефтяного загрязнения ДО характерна бедность видового состава при высокой численности и биомассе выносивших к загрязнению форм, а при сильном хроническом загрязнении наблюдается угнетение всего сообщества, включая устойчивые формы [5, 20]. Как показано в ряде работ [3, 19, 31, 32], сильное нефтяное загрязнение отрицательно сказывается на всех водных организмах, вызывает помимо обеднения видового состава упрощение структуры донных сообществ, снижение их численности и биомассы, резкое снижение плодовитости, угнетение темпов роста. При экстремальном нефтяном загрязнении ДО нефтью возрастает доля личинок хирономид и реже – олигохет [6, 12, 29].

### ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Комплексные исследования, проведенные в акватории руч. Возей-шор и р. Колвы, показали, что спустя 9 мес. после аварийного сброса нефтесодержащей жидкости и проведения работ по очистке загрязненных земель и поверхностных вод водотоков от нефти экологическая ситуация продолжает оставаться достаточно напряженной. Загрязненность поверхностных вод подтверждается расчетом величины ИЗВ<sub>6</sub>. По этому показателю поверхностные воды на всех участках отбора характеризуются как умеренно загрязненные. Сохранение повышенного уровня содержания НУ (2.8 ПДК) в поверхностных водах руч. Возей-шор ниже места сброса нефтесодержащей жидкости свидетельствует о продолжающемся их поступлении в водоток. Использование классификации степени загрязнения ДО пресноводных объектов компонентами нефти по состоянию сообществ зообентоса [20] позволяет говорить о высоком уровне загрязнения исследованных водотоков практически во всех точках отбора, за исключением фонового участка и низовий р. Колвы.

Установлено изменение структуры донных сообществ на участках руч. Возей-шор и р. Колвы под влиянием произошедшего аварийного разлива НСЖ. Отмечено снижение численности и биомассы зообентоса ниже зоны аварии, обусловленное, в первую очередь, уменьшением численности и биомассы личинок основных групп насекомых. Наиболее устойчивы к нефтезагрязнению в условиях северных рек – малощетинковые черви.

### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Атлас почв Республики Коми / Под ред. Добровольского Г.В., Таскаева А.И., Забоевой И.В. Сыктывкар, 2010. 356 с.
2. Баренбойм Г.М., Ерцев Г.Н., Таскаев А.И., Уляшев А.И., Шубин Ю.П. Мониторинг окружающей среды в зоне аварии // Опыт ликвидации аварийных разливов нефти в Усинском районе Республики Коми (Материалы реализации проекта) / Под ред. Бибикова В.С. Сыктывкар: Комимелиоводхоз-проект, 2000. С. 83–146.
3. Бруснынина И.И., Смирнов Ю.Г., Добринская Л.А., Уварова В.И. К изучению нефтяного загрязнения уральских притоков нижней Оби // Изучение экологии водных организмов восточного Урала. Свердловск, 1992. С. 3–19.
4. Брызгалов В.А., Решетняк О.С., Косменко Л.С., Кондакова М.Ю. Изменчивость экологического состояния и транспорт загрязняющих веществ по длине р. Печоры // Вестн. Северного (Арктического) федерального ун-та. Сер. Естественные науки. 2015. № 3. С. 5–14.
5. Виноградов Г.А., Березина Н.А., Лаптева Н.А., Жариков Г.П. Использование структурных показателей бактерио- и зообентоса для оценки качества донных отложений (на примере водоемов Верхневолжского бассейна) // Вод. ресурсы. 2002. Т. 29. № 3. С. 329–336.
6. Воробьев Д.С. Влияние нефти и нефтепродуктов на макрозообентос // Изв. ТПУ. 2006. Т. 309. № 3. С. 42–45.
7. Галинуров И.Р., Сафаров А.М., Островская Ю.В., Смирнова Т.П., Хатмуллина Р.М., Сафарова В.И. Оценка отдаленных последствий нефтяного загрязнения паводково-пойменных комплексов малых рек // Нефтегазовое дело. 2011. № 2. С. 152–170. <http://www.ogbus.ru>.
8. ГН 2.1.7.2511-09. Ориентировочно допустимые концентрации (ОДК) химических веществ в почве. М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2009. 10 с.
9. ГОСТ Р 51592-2000. Вода. Общие требования к отбору проб. М.: Стандартинформ, 2008. 48 с.



10. Даувальтер В.А., Хлопцева Е.В. Гидрологические и гидрохимические особенности озер Большеземельской тундры // Вестн. МГТУ. 2008. Т. 11. № 3. С. 407–414.
11. Жаковская З.А., Петрова В.Н., Хорошко Л.О., Кухарева Г.И., Лукин А.А. Полихлорированные бифенилы и углеводороды в донных отложениях рек бассейна р. Печоры // Вод. ресурсы. 2010. Т. 37. № 1. С. 75–83.
12. Захаров А.Б., Лоскутова О.А., Фефилова Е.Б., Хохлова Л.Г., Шубин Ю.П. Сообщества гидробионтов нефтезагрязненных акваторий бассейна реки Печора. Сыктывкар, 2011. 268 с.
13. Зенгина Т.Ю., Осадчая Г.Г. Современные угрозы сохранению основных элементов природно-экологического каркаса Усинского района Республики Коми // Изв. Коми НЦ УрО РАН. 2014. Вып. 4(20). С. 33–42.
14. Инженерная защита поверхностных вод от промышленных стоков / Под ред. Кривошеина Д.А., Кукина П.П., Лапина В.Л., Пономарева Н.Л., Сердюка Н.И., Фетисова А.Г. М.: Высш. шк., 2008. 344 с.
15. Калинин Н.М., Белкина Н.А., Полякова Т.Н., Сярки М.Т. Биоиндикация состояния глубоководных участков Петрозаводской губы Онежского озера по показателям макрозообентоса // Вод. ресурсы. 2013. Т. 40. № 5. С. 488–495.
16. Комулайнен С.Ф., Лозовик П.А., Круглова А.Н., Барышев И.А., Галибина Н.А. Оценка экологического состояния рек северного побережья Ладожского озера по химическим показателям и структуре гидробиоценозов // Вод. ресурсы. 2016. Т. 43. № 3. С. 277–286.
17. Лаптева Е.М., Каверин Д.А., Пастухов А.В., Шамрикова Е.В., Холопов Ю.В. Ландшафтно-биогеографические аспекты аккумуляции и миграции тяжелых металлов в почвах Арктики и Субарктики европейского Северо-Востока // Изв. Коми НЦ УрО РАН. 2015. № 3 (23). С. 28–41.
18. Михайлова Л.В. Особенности поведения водорастворимой фракции нефти (ВРФН) в модельных опытах // Вод. ресурсы. 1986. № 2. С. 125–134.
19. Михайлова Л.В., Жерновникова Г.А., Рукосуева Г.П. Влияние нефти на рыбу и водных беспозвоночных // Рыбное хоз-во. 1977. № 6. С. 34–36.
20. Михайлова Л.В., Исаченко-Боме Е.А. Разработка и апробация норматива содержания нефти в донных отложениях поверхностных водных объектов // Вод. ресурсы. 2012. Т. 39. № 5. С. 530–542.
21. Московиченко Д.В. Нефтепродукты в донных отложениях водных источников Ханты-Мансийского автономного округа // Вод. ресурсы. 2005. Т. 32. № 1. С. 85–89.
22. Никаноров А.М., Брызгалов В.А., Решетняк О.С., Кондакова М.Ю. Транспорт загрязняющих веществ по крупным рекам Европейского Севера и Сибири // Вод. ресурсы. 2015. Т. 42. № 3. С. 279–287.
23. Пакурина А.П., Платонова Т.П., Лобарев С.А. Временная и пространственная изменчивость химического состава малой реки Зейско-Буреинской равнины // Проблемы региональной экологии. 2014. № 4. С. 67–71.
24. Папченков В.Г. Закономерности зарастания водотоков и водоемов // Экология. 2003. № 1. С. 18–22.
25. Перечень рыбохозяйственных нормативов предельно допустимых концентраций (ПДК) и ориентировочно безопасных уровней воздействия (ОБУВ) вредных веществ для воды водных объектов, имеющих рыбохозяйственное значение. М.: ВНИРО, 1999. 304 с.
26. Петрова В.И., Батова Г.И., Галишев М.А., Иванов Г.И. Печорская губа – опыт геохимического мониторинга // Океанология. 1999. Т. 39. № 4. С. 539–547.
27. Постановление об утверждении регионального норматива “Предельно допустимый уровень содержания нефти и нефтепродуктов в донных отложениях поверхностных водных объектов на территории Ханты-Мансийского автономного округа Югры” № 441-п. 10 ноября 2004 г. Ханты-Мансийск, 2004. 3 с.
28. Рузанова А.И., Воробьев Д.С. Трансформация донных сообществ в условиях нефтяного загрязнения // Экология пойм сибирских рек и Арктики / Под ред. Зуева В.В. Новосибирск: СО РАН, 1999. С. 71–78.
29. Холмогорова Н.В. Динамика структуры макрозообентоса в условиях нефтяного загрязнения донных отложений малых рек Удмуртии // Вест. ТГУ. 2007. № 304. С. 187–190.
30. Хохлова Л.Г. Гидрохимическая изученность поверхностных вод Большеземельской тундры // Возобновляемые ресурсы водоемов Большеземельской тундры. Сыктывкар, 2002. С. 5–14.
31. Barton D.R., Wallace R.R. The effects of an experimental spillage of oil sands tailings sludge on benthic invertebrates // Environ. Pollut. 1979. V. 18. P. 305–312.
32. Rosenberg D.M., Wiens A.P. Community and species responses of Chironomidae (Diptera) to contamination of fresh waters by crude oil and petroleum products, with special reference to the Trail River, Northwest Territories // J. Fish. Res. Board Can. 1976. V. 33. № 9. P. 1955–1963.

## ECOLOGICAL CONDITION OF THE SMALL NORTH RIVER AFTER EMERGENCY RELEASE OF OIL PRODUCTS

© 2019 E. M. Lapteva<sup>1,\*</sup>, O. A. Loskutova<sup>1</sup>, Yu. V. Kholopov<sup>1</sup>

<sup>1</sup>*Komi Science Centre of the Ural Branch of the Russian Academy of Sciences  
Russia 167982 Syktyvkar*

*\*e-mail: lapteva@ib.komisc.ru*

Received: 20.03.2017

Revised version received: 28.09.2017

Accepted: 29.09.2017

The features of the chemical compositions of the surface water, bottom sediments, and zoobenthos communities of the small forest water way after an oil pipeline accident were investigated herein. Nine months after the oil spillage, an increased content of oil hydrocarbons (2.8 MAC) remained in the surface water downstream the place of the emergency release of oil-containing liquid. The detected high concentrations of iron ions (1.1–4.6 MAC) and copper (1.2–2.6 MAC) and the decomposition-resistant organic compounds (1.2–3.3 MAC) were typical for the background area, which certified their almost natural origin. The oil hydrocarbon content in the bottom sediments below the emergency release of oil in the water way exceeded the backgrounds one in 7–214 times. Zoobenthos is presented by 18 groups in the water ways of the region under consideration, out of which, 14 groups were detected in the contamination area. The modification of the zoobenthos structure and the reduction of its quantitative indicators of development were observed in the direction from the Vozeyskor creek. The dominance of entomostracans and oligochaete was detected in the bottom communities of the oil-contaminated areas.

**Keywords:** oil contamination, small river, surface water bottom sediments, zoobenthos.

**DOI:** 10.31857/S0321-0596465523-532