

КАЧЕСТВО И ОХРАНА ВОД,
ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ

УДК 591.524.12:504.4.054:622.276.063.88(282.247.114.5)

СОСТОЯНИЕ РЕКИ ПЕЧОРСКОГО БАСЕЙНА ПОСЛЕ АВАРИЙНОГО
РАЗЛИВА НЕФТИ: ОЦЕНКА ИЗМЕНЕНИЙ В СООБЩЕСТВЕ
ЗООПЛАНКТОНА¹

© 2011 г. Е. Б. Фефилова

Институт биологии Коми научного центра
Уральского отделения Российской академии наук
167982 Сыктывкар, ул. Коммунистическая, 28

Поступила в редакцию 19.05.2010 г.

Прослежена многолетняя динамика зоопланктона северной реки в связи с загрязнением ее в результате крупной аварии на нефтепроводе. Показано как негативное, так и стимулирующее влияние нефти на планктонные сообщества и популяции, роль водосбора в самоочищении речной системы. Обнаружено дополнительное значение искусственных водоемов-отстойников, образованных при зарегулировании загрязненных притоков реки как биологических рекультиваторов водной экосистемы.

Ключевые слова: нефтяное загрязнение, речная экосистема, динамика зоопланктона.

Российскими и международными организациями, устанавливающими критерии качества природных вод, класс опасности нефти и нефтепродуктов (НП) определен как относительно низкий. Экологическим бедствием считается ситуация, при которой рыбохозяйственная ПДК на НП превышена в более чем 15 раз [35]. Реакция сообществ на аварийное загрязнение континентальных вод НП изучена недостаточно в связи с разнообразием климатических и других природных условий, при которых она проявляется. Известно, например, что токсичность НП и скорость их деструкции микроорганизмами, которые составляют низшее звено трофических цепей в водоемах, зависят от температуры [8, 10, 31] и в природных условиях – от климата. Данные, относящиеся к изменениям морского зоопланктона под влиянием НП разливов [24, 26, 37, 41, 43] и полученные в результате лабораторных опытов на ракообразных [30, 38], имеют ограниченное применение при оценке последствий загрязнения рек, учитывая их организацию, объединяющую континуальность и дискретность явлений [17, 29].

Р. Колва – приток второго порядка р. Печоры – с 1988 г. находится под воздействием загрязнения НП, причина которого – многочисленные утечки на нефтепроводе “Возей–Головные сооружения”,

расположенного вдоль ее русла в максимальном удалении от него – 1.5–2 км. Осенью 1994 г. в результате серии аварийных разрывов этого нефтепровода на побережье реки и ее левобережных притоков, а также непосредственно в водотоки вылилось от 103 до 126 тыс. т НП [14]. Для ликвидации и уменьшения последствий этой аварии был принят ряд мер: локализация разлитых НП, их сбор, техническая и биологическая рекультивация земель. На загрязненных ручьях и малых реках были установлены боновые ограждения, гидрозатворы с отстойниками (всего на водосборе реки – более 100), которые выполняли функции локализации аварийных НП и защищали реку от загрязнения. Верхние бьефы этих перекрытий – водохранилища речного типа, условия обитания гидробионтов в которых значительно отличаются от прочих в других биотопах. Гидростроительство на водотоках, в свою очередь, может сопровождаться крупными изменениями лотического сообщества на участках выше и ниже плотин [9, 17]. Представляется необходимым изучение зоопланктона р. Колвы, ее притоков на их приустьевых и зарегулированных участках и других водоемов ее бассейна, как составных частей речной системы, так и в качестве самостоятельных экосистем, для выявления влияния на сообщества нефтяного загрязнения и сопутствующих ему нарушений. В задачи настоящего исследования входило изучение состава и количества зоопланктона загрязненных акваторий, их долговременная динамика в период после аварии на нефтепроводе; обнаружение целостной реакции на антропогенные нарушения планктонных сообществ на уровне речной системы.

¹ Работа выполнена при финансовой поддержке МБРР – ОАО “Коминнефть” (проект “Влияние нефтяного загрязнения на животный мир Республики Коми”, 1996–1997 гг.), ОАО “Нефтяная компания КомиТЭК” (проект “Изучение влияния гидрозатворов на рыбные запасы р. Колва”, 2001–2002 гг.), ООО “Акваллан-нива Барен” (проект “Оценки последствий усинской аварии на экосистему р. Печора и ее притоки”, 2007, 2009 гг.).

Таблица 1. Некоторые сведения о погодных условиях в районе исследований (прочерк — отсутствие данных)

Год	Данные за летние месяцы, с. Усть-Уса*		Данные, полученные при отборе гидробиологических проб из русла р. Колвы	
	средняя температура воздуха, °С	сумма осадков, мм	дата	температура воды, °С
1995	—	—	12–20 июля	15.6–16.1
1996	10.8 ± 0.9	264	8–11 июля	13.8–14.4
1997	10.0 ± 0.8	128	19, 20 июля	15.7–16.2
1998	13.3 ± 1.6	177	24, 25 июля	—
2000	13.7 ± 1.3	107	21–23 июля	17.5–25.0
2005	13.1 ± 1.4	119	14–20 июля	14.0–21.0
2007	13.8 ± 2.2	357	24–27 июля	13.1–16.0

* — по Агрометеорологическому бюллетеню по Республике Коми.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

Характеристика района исследований

Р. Колва (приток р. Усы, впадающей в р. Печору на ее среднем течении) берет начало на южных склонах Большеземельской тундры, протекает в основном с севера на юг и пересекает на своем пути две природно-климатические зоны: тундры и тайги. Протяженность реки — 387 км. Характер Колвы на всем протяжении — равнинный, средние меженные скорости течения — 0.3–0.7 м/с. Средняя ширина русла — 110–300 м, глубина на перекатах — 0.3–1.3, на плесах — до 4 м. Дно реки преимущественно песчаное с примесью гравия и гальки, местами заиленное. Высокая степень заболоченности водосбора обуславливает слабую минерализацию вод реки [7], повышенное содержание органических кислот и железа [28]. Динамика погодных условий в обследованном регионе показана в табл. 1. По данным АО «Коминьфть» за 1997, 1998, 2000 гг. в р. Колве наблюдались повышенные концентрации НП, взвешенных веществ, Fe и Cu. Содержание НП в реке повышалось в мае с наступлением весеннего паводка и в июле при повышении температуры; в 1995–2000 гг. составляло 0.8–38.4 рыбохозяйственных ПДК в толще воды и до 1 тыс. ПДК — в придонных слоях [7]. Многочисленные притоки р. Колвы берут начало из болот и тундровых озер. Обследованные ручьи впадают в нее с левой стороны (рис. 1). Наибольшая концентрация НП в период после аварии наблюдалась на плесовых участках перед гидрозатворами. В 1998–2000 гг. в русле р. Колвы в зоне аварии содержание НП в обследованных ручьях составляло 0.8–66.8 рыбохозяйственных ПДК [7]. Все обследованные пойменные пруды и озера визуально характеризовались как загрязненные: НП при-

сутствовали на их побережье, на дне в виде сгустков или на поверхности в виде пленки.

Методы сбора и анализа данных

Пробы зоопланктона отбирали в магистральном русле р. Колвы в июле 1995–1998, 2000, 2005 и 2007 гг. в зоне разлива НП на участке от 150 км выше устья до устья по трем–четырем разрезам, а также в пунктах, расположенных ниже впадения левобережных притоков, и в их устьях. В сентябре 1995–1998, 2000 гг. и летом 1997, 2005 гг. материал собирали также в верхних бьефах гидрозатворов на ручьях Пальник-шор и Безымянный, а летом 2001 г. — на ручьях Воргаель и Ниедзель. Кроме того, небольшое количество проб отобрали из прудов, временных водоемов и озерков на водосборе р. Колвы и в заводях ручьев (рис. 1).

Для получения проб зоопланктона 50–100 л воды из поверхностных слоев водоемов процеживали через планктонную сеть с капроновым ситом № 75 и фиксировали 4%-ным формалином. Камеральную обработку проб проводили по общепринятой методике: гидробионтов пересчитывали в камере Богорова под микроскопом. Биомассу животных рассчитывали по формулам связи массы с длиной тела [3, 42]. Доминантные виды и формы гидробионтов выделяли по относительной численности или биомассе в зоопланктоне. За нижнюю границу доминирования принимали обилие или биомассу — 5% суммарных значений [22].

Для оценки состояния зоопланктона в реке использовали индексы видового богатства Маргалёфа d , индекс разнообразия (или информационной теории) Шеннона (по численности) H [27]. Для оценки трофического и экологического статуса водоемов использовали коэффициент трофии E , отношение числа видов-индикаторов эвтрофного типа к числу видов олиготрофного типа E/O [2]. Для расчетов индексов видового богатства и разнообразия зоопланктона применяли компьютерную программу PRIMER-5, 2001. Различия состава и структуры планктонных сообществ исследовали методом одиночного присоединения иерархического кластерного анализа. В качестве меры различия использовали эвклидово расстояние. Кластерную дендрограмму строили с помощью компьютерной программы PRIMER-5, 2001.

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

Зоопланктон русла р. Колвы

Реки Усинского бассейна еще в начале второй половины XX в. были мало освоены людьми. В период до промышленного освоения ее водосбора р. Колва характеризовалась бедностью планктонной части сообщества. В 1950-е гг. в составе зоопланктона было выявлено лишь 15 видов коловраток

(Rotifera) и ракообразных (Crustacea). В результате изучения бентосных проб к списку планктонных форм было добавлено еще 13 видов ветвистоусых раков (Cladocera), факультативных зоопланктеров. Коловраточный планктон исчислялся лишь двумя видами. Распределение численности зоопланктона в реке происходило неравномерно, в русле ее значения не превышали 1 тыс. экз/м³, а в среднем были в три раза меньше [28].

С 1995 по 2007 г. в русле р. Колвы было зарегистрировано 83 вида и формы коловраток, относящихся к 18 семействам, и 48 видов и форм ракообразных 10 семейств. В зоогеографическом отношении планктонная фауна реки — обычная для региона, расположенного на севере таежной зоны. В ней преобладали широко распространенные плуризональные и характерные для умеренного пояса (бореальные) таксоны. Только среди калянид (Calanoida) присутствовали арктические виды, в Европе южнее не распространенные (*Arctodiaptomus wierzejskii*, *A. (Rhabdodiaptomus) acutilobatus* и *Heterocope borealis*).

Максимальное число таксонов было найдено в зоопланктоне р. Колвы в 2000 г., до этого года их количество последовательно из года в год повышалось, а после 2000 г. — снизилось. Также в 2000 г. было зарегистрировано наибольшее число видов для каждой группы зоопланктеров. Сходные изменения фауны наблюдались внутри некоторых крупных семейств как коловраток, так и ракообразных. Одиннадцать видов коловраток и шесть видов ракообразных были найдены в р. Колве лишь в 2000 г., еще два вида наблюдались в сборах этого года и 2005 г. Четыре из этих видов относятся к семейству Notommatidae (*Taphrocampa selenura*, *Cephalodella catellina*, *C. fluviatilis*, *Itura myersi*), три — к Trichocercidae (*Trichocerca agnata*, *T. stylata*, *Trichocerca (Diurella) sp.*) и два — к Mytilinidae (*Mytilina mucronata spinigera*, *Lophocharis sp.*). Новые для реки таксоны коловраток оказались новыми для речных сообществ бассейна р. Усы. Они не входили в число доминант, но большинство из них встретилось неоднократно. Появление в русле *I. myersi* и филофильных митилинид может быть связано с проникновением этих форм из притоков реки, куда, в свою очередь, они выносятся из стоячих мелких водоемов, находящихся на их водосборе, и где были обычными и обнаруживались до появления в магистральном водотоке. Другими причинами своеобразия и разнообразия планктонной фауны в р. Колве в 2000 г. могли быть высокие для региона летние температуры, низкий меженный уровень воды в этом году (табл. 1) и связанные с влиянием антропогенного загрязнения перестройки структуры сообщества. Холодолюбивые виды калянид (арктические) были обнаружены только в 2000 г.

Неизменным из года в год оставалось присутствие в р. Колве коловраток: *Synchaeta sp.*, *Euchlanis*

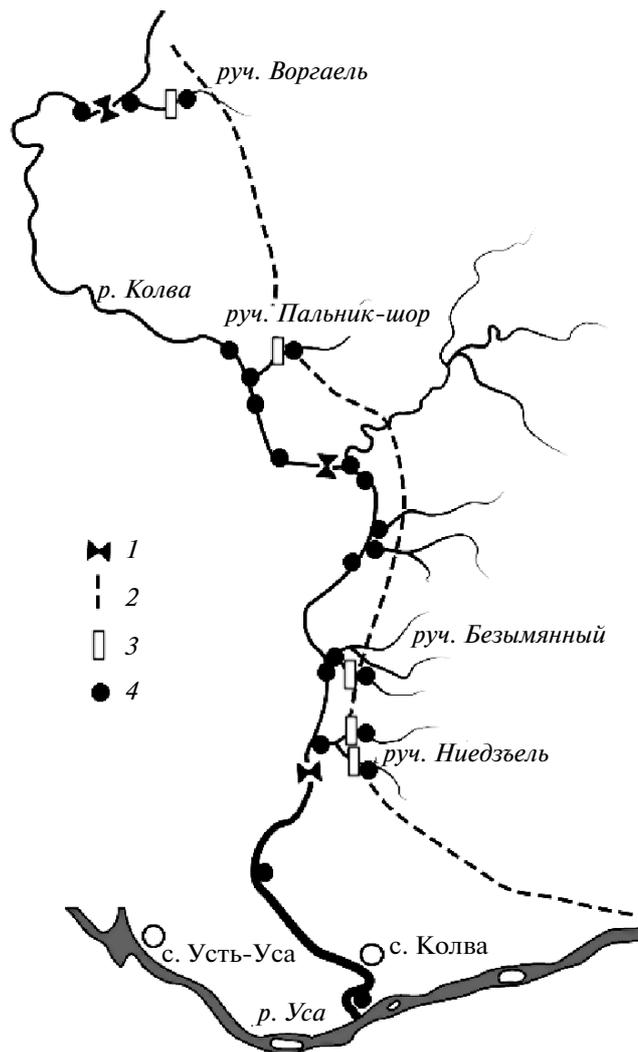


Рис. 1. Карта-схема загрязненного участка бассейна р. Колвы. 1 — мосты, 2 — нефтепровод, 3 — гидроэлектростанции, 4 — места отбора проб зоопланктона.

dilatata, *Keratella cochlearis*, *K. quadrata*, *Kellicottia longispina*, ветвистоусых раков: *Chydorus sphaericus*, *Alona rectangula*, *Bosmina longispina* и неполовозрелых циклопид. Из них только *A. rectangula* встречалась в малых количествах, остальные виды и формы входили в число доминантов (табл. 2).

Кластерный анализ структуры речного зоопланктона показал высокую степень его качественных различий в 1995, 2007 и в другие годы. Наиболее сходными по составу оказались сообщества 2000 и 2005, 1996 и 1997 гг. (рис. 2).

Распределение количества видов зоопланктона вдоль профиля р. Колвы на обследованном отрезке ее русла в различные годы происходило достаточно равномерно. Исключением был 1995 г., когда планктонные пробы, отобранные на течении, содержали в два раза меньшее число видов по сравнению с

Таблица 2. Показатели количественного развития зоопланктона в р. Колве после аварийного разлива нефти, июль (числитель – численность, тыс. экз/м³, знаменатель – биомасса, г/м³; Rot – Rotifera, Cl – Cladocera, Cop – Copepoda; в 1995 г. выделялись часто встречающиеся (или обычные) виды и формы, которые были представлены в более чем 30% проб; жирным шрифтом выделены виды, доминирующие эпизодически)

Год	Общий показатель	Доля в общем показателе, %			Доминирующие виды и формы	
		Rot	Cl	Cop	по численности	по биомассе
1995	$\frac{0.05 \pm 0.02}{0.00007 \pm 0.00004}$	$\frac{75}{30}$	$\frac{25}{77}$	0	Kellcottia longispina, Euchlanis dilatata, Bosmina longispina, Chydorus sphaericus	
1996	$\frac{0.92 \pm 0.07}{0.005 \pm 0.0005}$	$\frac{22}{12}$	$\frac{6}{10}$	$\frac{72}{78}$	K. longispina, Keratella quadrata, Cyclopoida juv.	Asplanchna priodonta, Eucyclops serrulatus, Cyclopoida juv.
1997	$\frac{2.9 \pm 0.5}{0.06 \pm 0.02}$	$\frac{64}{67}$	$\frac{12}{7}$	$\frac{24}{26}$	K. longispina, E. dilatata, A. priodonta , Notholca acuminata , N. caudata , Bosmina sp., Cyclops strenuus, Cyclopoida juv.	A. priodonta, Daphnia longispina, Bosmina sp., C. strenuus, Diaptomidae juv., Cyclopoida juv.
1998	$\frac{7.2 \pm 0.7}{0.04 \pm 0.03}$	$\frac{62}{29}$	$\frac{31}{62}$	$\frac{7}{9}$	K. longispina, Conochilus unicornis, Trichotria tetractis , Bosmina sp., C. strenuus, Cyclopoida juv.	A. priodonta, C. unicornis, Limnospira frontosa , D. longispina, Bosmina sp., Cyclopoida juv.
2000	$\frac{123.0 \pm 12.5}{1.0 \pm 0.2}$	$\frac{85}{74}$	$\frac{12}{23}$	$\frac{3}{3}$	K. longispina, C. unicornis, E. dilatata, A. priodonta, Bosmina longispina	E. dilatata, A. priodonta, C. sphaericus , B. longispina, Cyclopoida juv.
2005	$\frac{11.8 \pm 3.0}{0.02 \pm 0.004}$	$\frac{97}{86}$	$\frac{1}{4}$	$\frac{2}{10}$	Synchaeta sp. , Lindia torulosa , Lecane (Monostyla) lunaris , Trichotria truncata, T. pocillum , T. tetractis , K. longispina , Keratella cochlearis , E. dilatata , E. meneta , Notholca squamula	Synchaeta sp. , L. torulosa , T. truncata , T. pocillum , T. tetractis , E. dilatata, E. meneta, N. squamula, Cyclopoida juv.
2007	$\frac{0.4 \pm 0.07}{0.002 \pm 0.0004}$	$\frac{64}{6}$	$\frac{24}{76}$	$\frac{12}{18}$	K. longispina, E. dilatata, C. sphaericus , B. longispina	C. sphaericus, B. longispina , Cyclopoida juv.

прибрежными пробами из затишных участков и зарослей (табл. 3).

Оценка результатов гидробиологического мониторинга р. Колвы включала анализ видового разнообразия планктонных сообществ, которое складывается из видового богатства, характеризуется общим числом имеющихся видов и выравненностью, основанной на относительном обилии видов. Оба этих

слагаемых оказались для зоопланктона реки наибольшими в 1997 г. и наименьшими – в 1995 г. (табл. 3). Для остальных периодов сбора проб коэффициенты, характеризующие видовое богатство зоопланктона и выравненность относительного обилия видов, изменялись по годам независимо друг от друга.

Динамика состояния зоопланктона в р. Колве свидетельствовала об изменении по годам ее трофического статуса от олиго-мезотрофного до эвтрофного (табл. 3). В первые после аварии годы концентрация биогенных веществ в реке соответствовала олиготрофному уровню [7].

Отсутствие сезонных исследований зоопланктона в р. Колве ставит под сомнение результаты анализа изменения качественного и количественного развития сообщества по годам. Возникает вопрос – эта динамика связана со сменой биологических сезонов или с влиянием других условий, в том числе антропогенных? Литературные данные [16–19] свидетельствуют о том, что в реках подзоны средней тайги животный планктон достигает максимальных значений численности и биомассы во второй половине лета при наибольшем прогреве воды. Различия между показателями количественного развития

Таблица 3. Показатели видового разнообразия зоопланктона и трофического статуса р. Колвы

Год	Количество видов в пробе	Индексы разнообразия		E	E/O
		Маргалёфа	Шеннона, бит/экз.		
1995	8.3 ± 2.8	0.94 ± 0.25	1.10 ± 0.26	0.6	1.5
1996	9.6 ± 0.4	1.23 ± 0.05	1.58 ± 0.05	1.3	1.0
1997	20.5 ± 1.2	2.51 ± 0.15	2.40 ± 0.04	2.1	1.0
1998	17.3 ± 1.3	1.85 ± 0.15	1.65 ± 0.09	3.8	1.6
2000	24.5 ± 0.9	1.99 ± 0.08	1.75 ± 0.06	2.0	1.5
2005	17.6 ± 0.9	1.87 ± 0.15	1.80 ± 0.19	6.5	2.0
2007	9.9 ± 1.0	1.41 ± 0.13	1.76 ± 0.09	2.7	2.5

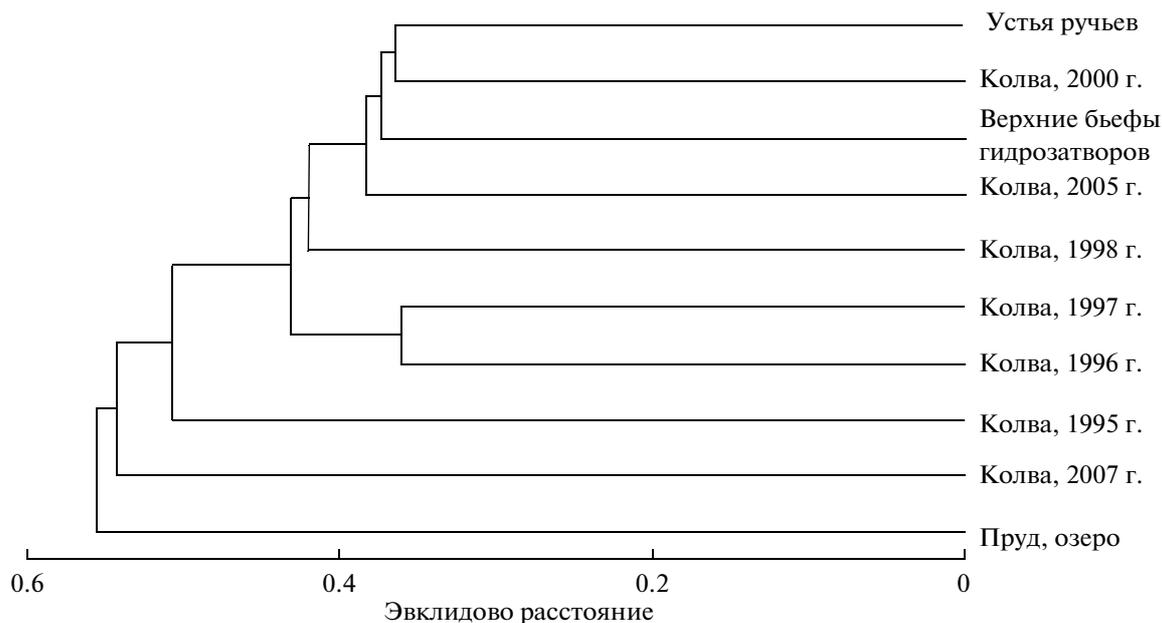


Рис. 2. Кластерная дендрограмма различия-сходства структуры зоопланктона русла р. Колвы в различные годы, ее притоков и водоемов ее водоствора.

зоопланктона в разные летние месяцы в одном водотоке могут составлять несколько (до десятка) раз. При этом происходит или не происходит смена комплекса доминантов. Изменения показателей количественного развития зоопланктона в реках в сотни и тысячи раз связаны со сменой сезонов холодного и теплого. Этот опыт наблюдений позволяет с большой вероятностью связывать межгодовые изменения количества животного планктона в р. Колве не только с динамикой по годам естественных условий, но с влиянием антропогенных загрязнений.

Численность и биомасса зоопланктона в русле р. Колвы в первый после аварии летний сезон (1995 г.) оказались низкими и сравнимыми с контрольными показателями, зарегистрированными в 1955 г. (табл. 2). В 2000 г. численность превышала фоновые значения в 1.5 тыс. и биомасса – в 14 тыс. раз. В этот год показатели количественного развития зоопланктона в р. Колве оказались наибольшими за все годы исследований и сравнимыми с показателями в олиго-мезотрофных озерах Печорского бассейна [4, 23]. Они более чем в 2 раза по численности и в 5 раз по биомассе превышали таковые в р. Вычегде (приток р. Северной Двины) [16], которая относится к рекам с достаточно высоким развитием животного планктона. В остальные годы его численность и биомасса оказались значительно ниже, чем в 2000 г., но выше, чем в 1995 г., за исключением 2007 г., когда они были сравнимыми с показателями первого после аварии года. Последовательное первоначальное повышение, а после 2000 г.

понижение численности и биомассы более всего проявлялось в отношении коловраточного планктона (табл. 2). Сходная динамика рачкового планктона была в 1996, 1997 г. за счет увеличения роли веслоногих раков (*Soropoda*), в остальные годы – за счет ветвистоусых (табл. 2).

Роль в сообществах р. Колвы отдельных таксонов также изменялась по годам (табл. 2). Неизменным оставалось присутствие и высокое значение в зоопланктоне реки одной коловратки – *K. longispina*, которая встречалась и в период до промышленного освоения региона. В первый после аварии год эта коловратка в малых количествах была встречена в 71% проб. В 1996 г. частота ее встречаемости в пробах возросла до 100%, но численность осталась достаточно низкой: лидирующее положение в этот год в зоопланктоне реки принадлежало веслоногим ракам науплиальных и копеподитных стадий. В 1997 г. вид составлял наибольшую численность в пробах (570 ± 143 экз/м³) и в среднем ~20% общих показателей. С этого же года коловратки стали самой многочисленной в планктоне группой. Наряду с *K. longispina* другие виды этого таксона получали массовое развитие на отдельных участках реки – часто непосредственно ниже впадения притоков (табл. 2).

В 1998 г. коловраточный планктон в р. Колве на 43% был представлен также достаточно обычным на севере эвпланктонным видом – *Conochilus unicolor*. Численность *K. longispina* осталась на уровне 1997 г. (580 ± 78 экз/м³), но значение вида в численности зоопланктона снизилось за счет развития

других таксонов до 8% среднего общего показателя. Около 30% обилия животного планктона в реке в этот год составляли *Bosmina* (табл. 2).

Повышенные показатели развития планктона в 2000 г. создавались увеличенными показателями развития доминантов и большим числом сопутствующих видов. Численность *K. longispina* в реке в этом году в среднем составляла 10.4 ± 2.9 тыс. экз/м³ — в 18 раз больше по сравнению с численностью в 1998 г., но всего 8% суммарного показателя. Наиболее обильным видом в этом году оказался фитофильный *E. dilatata*, на его долю приходилось 42% численности зоопланктона (табл. 2).

В 2005 г. состав основного планктонного комплекса существенно изменялся вдоль профиля реки и по участкам. Отсюда — большое число превалирующих видов (табл. 2). Почти повсеместно в составе доминантов оказывались *E. dilatata*, обилие которого составляло в среднем 38% общего показателя обилия, и различные виды рода *Trichotria*, в пробах, где они присутствовали, их численность составляла в среднем 18% суммарной величины.

К 2007 г. численность *K. longispina* снизилась и достигла уровня 1995, 1996 гг. — 174 ± 46 экз/м³. Этот вид вновь стал почти единственным доминантом в реке на всем протяжении изученного отрезка, составляя ~40% обилия зоопланктона. Остальные виды доминировали эпизодически, сохраняя низкую численность (табл. 2).

Комплекс доминирующих по биомассе планктонных животных в р. Колве был не менее разнообразен, чем по численности (табл. 2). На протяжении трех лет в его составе присутствовала крупная хищная коловратка *A. priodonta*. Она составляла от 23 (в 1996 и 1998 гг.) до 65% (в 1996 г.) среднего значения биомассы зоопланктона и обеспечивала преобладание по биомассе коловраток над ракообразными. В 2000 г. в середине русла реки биомасса *A. priodonta* достигала наибольшего значения — 1.6 г/м³, что составляло 80% общей величины. При относительно низкой биомассе зоопланктона в 1996, 1997 гг. присутствие в пробах даже немногочисленных ракообразных определяло их доминирование по этому показателю (табл. 2).

Пространственное распределение показателей структуры зоопланктона в р. Колве соответствовало представлениям о дискретности реобиома [29]. На обследованном участке реки эта дискретность была связана, главным образом, с влиянием притоков на магистральное русло, так как его меандрированное строение (меандры, плесы, перекаты) было слабо выражено. Доминирование в планктоне основного русла некоторых видов родов *Trichotria* и *Notholca* (*N. acuminata* и *N. caudata*) было приурочено к участкам, расположенным непосредственно ниже впадения левобережных ручьев, где эти коловратки получали массовое развитие.

Заросли водных растений для обследованного участка р. Колвы — достаточно редкий биотоп. В отдельные годы они вовсе не были обнаружены. В другие годы в зарослях макрофитов существовал богатый относительно открытых участков зоопланктон, представленный фитофильными видами. Так, в 1995 г. на 103-м км реки в зарослях хвоща численность зоопланктона составляла в десятки раз большее значение, чем вне зарослей — 6.5 тыс. экз/м³, из них 95% приходилось на долю коловратки *E. dilatata*. Только в зарослях был встречен рачок *Sida crystallina*. В 2000 г. в зарослях рдестов и ежеголовника этот вид был многочисленен, а его биомасса (>27 г/м³) составляла 88% общего значения.

Согласно концепциям пространственной структуры речных сообществ [29, 36], по показателям развития зоопланктона и его распределению вдоль речного профиля обследованный отрезок р. Колвы может рассматриваться как один участок реобиома, на всем протяжении сходно реагирующий на изменения среды.

Зоопланктон загрязненного водосбора р. Колвы

В зоопланктоне обследованных левобережных притоков реки было выявлено 92 вида: 61 вид — в устьях и 79 видов — в бьефах гидрозатворов. Из них соответственно 40 и 51 вид приходился на коловраток, остальные 21 и 28 — на ракообразных. Видовой состав зоопланктона на этих участках левобережных притоков и других водоемов поймы р. Колвы отличался высоким своеобразием. Сообщества устьев ручьев и верхних бьефов гидрозатворов оказались более всего сходными по составу с сообществами магистральное русла в 2000 и 2005 гг. (рис. 2). В верхних бьефах развивались прудовые виды коловраток и ракообразных (~25% видового состава зоопланктона), которые оказались способными к проникновению в русло реки и развитию в устьях притоков. Массовое появление этих видов в магистральном водотоке приходилось на 2000 г., в 2005 г. они сохранялись.

Сезонная и межгодовая динамика планктонных сообществ в верхних бьефах гидрозатворов была изучена на двух ручьях: Пальник-шор и Безымянный. В 1997 г. максимальные количество видов, значения численности и биомассы зоопланктона в этих водоемах приходились на июль — период наибольшего прогревания воды (рис. 3). Состав доминирующих в планктоне двух ручьев видов различался. В руч. Пальник-шор по численности преобладали фитофильные коловратки, по биомассе — коловратки и веслоногие рачки рода *Eucyclops*. В руч. Безымянный в июле по численности преобладали неидентифицированные науплии циклопид, по биомассе — крупные ветвистоусые раки рода *Daphnia*. По числу видов, напротив, водоемы оказались сходны: в июле в них было отмечено 21 и

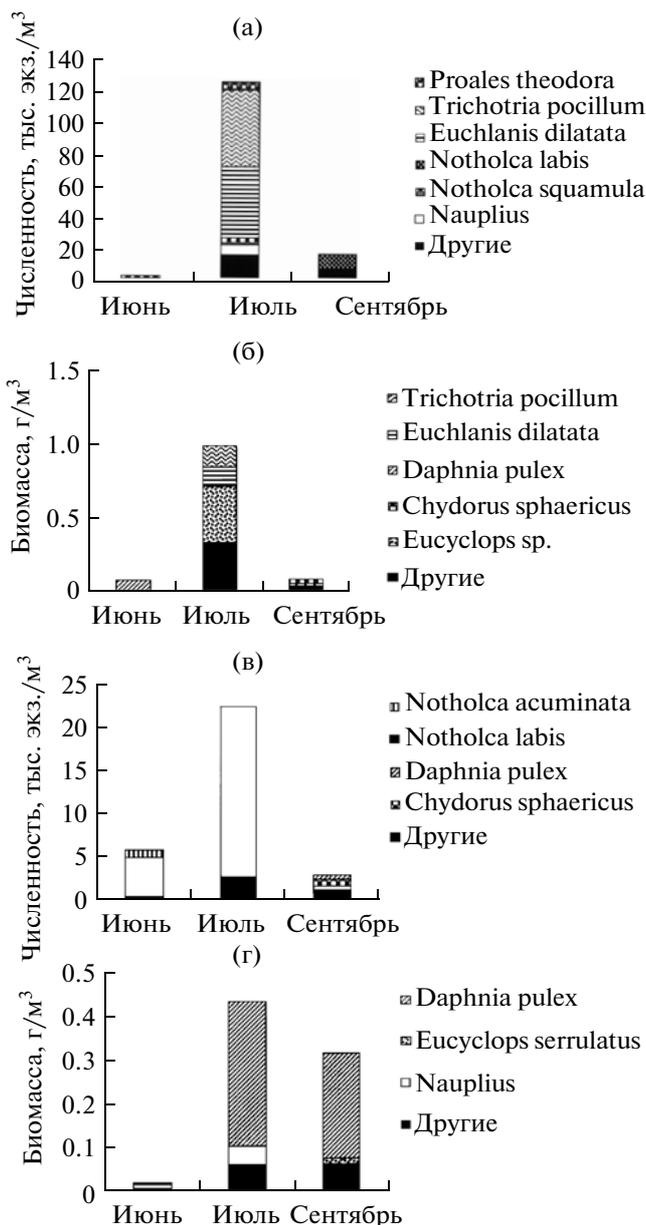


Рис. 3. Сезонная динамика структуры, численности (а, в) и биомассы (б, г) зоопланктона в верхних бьефах гидрозатворов на ручьях Пальник-шор (а, б) и Безымянный (в, г) в 1997 г.

22 вида зоопланктеров. В сентябре численность и биомасса зоопланктона в искусственных водоемах на ручьях Пальник-шор и Безымянный снизились (рис. 3). В них было встречено 16 и 15 видов соответственно. Состав доминантов в осеннем зоопланктоне оказался отличным от летнего, в бьефе гидрозатвора на ручье Безымянном в сентябре доминировали коловратки и взрослые ракообразные. Межгодовая динамика зоопланктона в верхних бьефах гидрозатворов на левобережных притоках р. Колвы Пальник-шор и Безымянном соответствовала в общих чертах динамике планктонных

сообществ в первые годы после создания водохранилищ речного типа [12]. До 1997 г. численность, биомасса и количество видов гидробионтов в водоемах с каждым годом возрастали, в 1998 и 2000 гг. эти показатели несколько снизились (рис. 4).

В 1996 г. в зоопланктоне искусственного водоема выше дамбы на руч. Пальник-шор доминировали науплии (35% численности зоопланктона), *C. sphaericus* (10%) и *N. squamula* (7%). В 1997 г. 59% обилия планктона в этом водоеме составляла коловратка *Notholca labis*, 14% численности зоопланктона приходилось на *C. sphaericus*. По био-

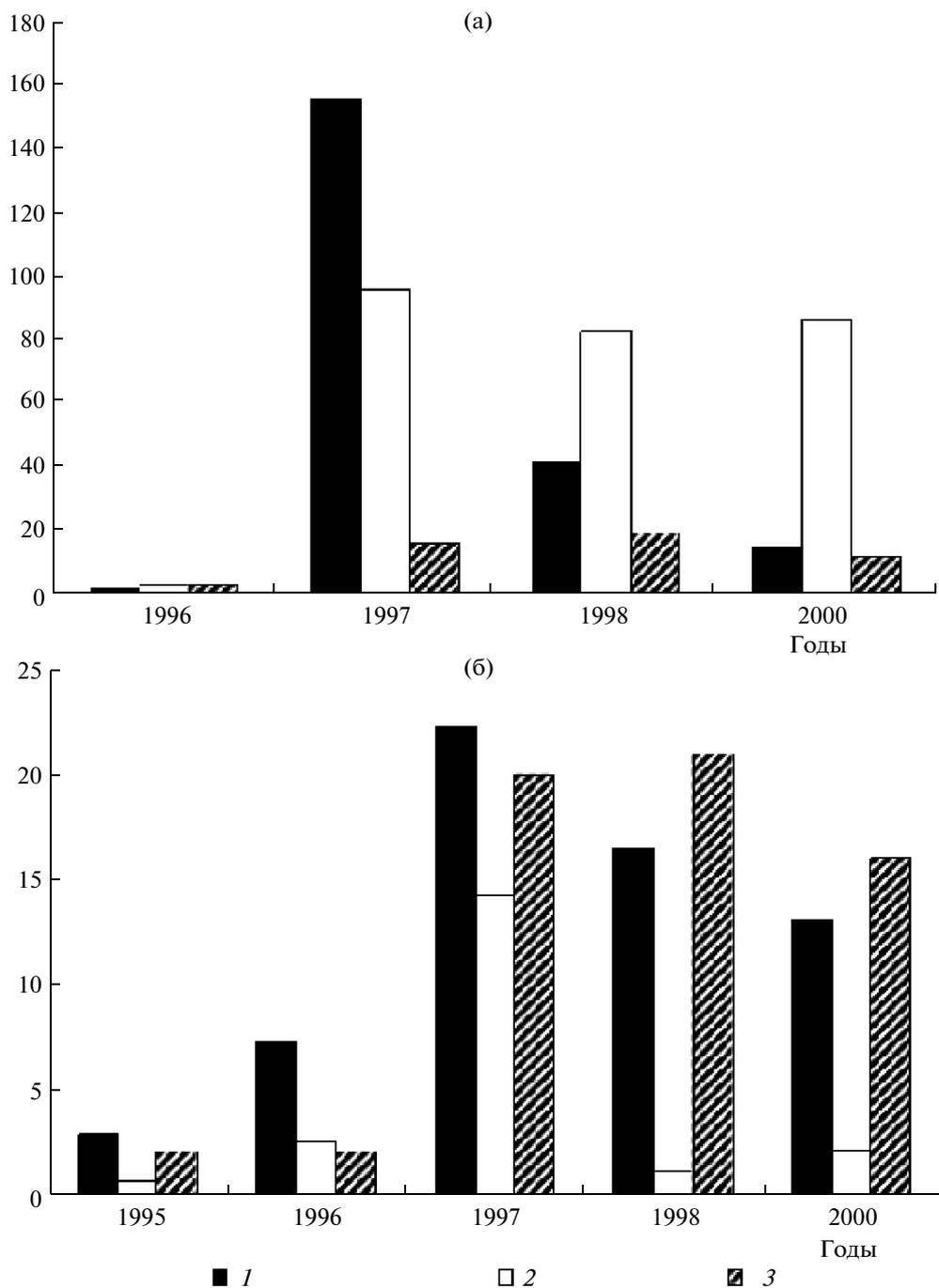


Рис. 4. Межгодовая динамика зоопланктона в верхних бьефах гидрозатворов на ручьях Пальник-шор (а) и Безымянный (б) в августе–сентябре. 1 – численность, экз/10 л; 2 – биомасса, мг/м³; 3 – число видов.

массе в этой пробе преобладали веслоногие раки (61% общего значения), представленные как ювенильными формами, так и взрослыми *E. serrulatus* и *Megacyclops viridis*. В 1998 г. науплиусы циклопид преобладали выше дамбы на руч. Пальник-шор. В сентябре 2000 г. в планктоне верхнего бьефа гидрозатвора на этом ручье доминировали *E. serrulatus*

(38–69% численности зоопланктона и 79–89% биомассы).

В августе–сентябре 1995, 1996 гг. в зоопланктоне водоема на руч. Безымянном доминировали веслоногие раки, их численность составляла 96–97, а биомасса – 99% общих значений. В последующие годы существенно увеличилась роль коловраток и

ветвистоусых раков. В сентябре 1997 г. численность науплиусов составляла 15–28, *N. labis* – 16–21, *C. sphaericus* – 25–28% общего значения. По биомассе в этом году в планктоне преобладали *Daphnia pulex*. В 1998 г. по численности в верхнем бьефе гидрозатвора на руч. Безымянном преобладали науплии циклопид и бделлоидные коловратки (*Bdelloida*) (соответственно 57 и 24% общих значений). В 2000 г. также в сентябре *Bdelloida n.det.* составляли 51% обилия животного планктона в водоеме и 45% – биомассы.

Показательным было то, что доминирующие в 1997 г. в зоопланктоне верхнего бьефа гидрозатвора на руч. Безымянном *D. pulex* в последующие годы исследований (1998 и 2000 гг.) не были встречены в этом водоеме.

Таким образом, доминирующие комплексы видов в зоопланктонах верхних бьефов зарегулированных участков на ручьях Пальник-шор и Безымянном оказались достаточно сходными, но изменялись по годам.

По количеству видов зоопланктон, обнаруженный в верхнем бьефе гидрозатвора ручья Вограель, оказался сходным с зоопланктоном таких же биотопов на ручьях Пальник-шор и Безымянном по данным сентября 2000 г. и более богатым по сравнению с сообществами тех же ручьев в 1995 и 1996 гг. Средние показатели количественного развития зоопланктона в русле руч. Вограель были следующие: численность 66 ± 10 тыс. экз/м³, биомасса 0.11 ± 0.01 г/м³. Число видов планктонных организмов в верхних бьефах двух гидрозатворов на ручье Ниедзель оказалось более высоким по сравнению с таковым в сходном биотопе на руч. Вограель и сопоставимым с этими показателями для ручьев Пальник-шор и Безымянного в 1997, 1998 гг. [34].

Межгодовые изменения разнообразия зоопланктона в искусственных водоемах ранее исследованных ручьев бассейна р. Колвы связаны со временем их существования. Как в любом водохранилище, этот показатель повышается в первые годы после создания водоема за счет дополнения фауны озерными формами, после чего происходит некоторое снижение разнообразия видов [12].

В обследованных пруду и небольших озерах на водосборе р. Колвы по числу видов преобладали рачки (27 видов), коловраток представляли только 9 таксонов. *Euchlanis triquetra*, *Diaphanosoma brachyurum*, *Simoscephalus vetulus*, *Cyclops insignis* были обнаружены в бассейне р. Колвы лишь в этих водоемах. В обследованных в различные годы временных мелких водоемах (лужи, озерки) на водосборе р. Колвы в зоне нефтяного разлива было обнаружено 32 вида, из них 7 не были встречены в других водоемах бассейна реки: *Notommata allantois*, *Filinia cornuta*, *Streblocerus serricaudatus*, *Alona costata*, *Macrocyclops fuscus*, *Microcyclops varicans*, *Bryocamptus (Arcticocamptus) arcticus*. Эти находки

интересны, так как пополняют знания о разнообразии фауны региона и о влиянии нефтяного загрязнения на гидробионтов. Более половины видов коловраток и ракообразных, зарегистрированных только в малых водоемах (*F. cornuta*, *S. serricaudatus*, *M. fuscus*, *M. varicans*, *B. arcticus*) – достаточно редкие и для других регионов, не подверженных нефтяному загрязнению, так как проявляют высокую экологическую приуроченность.

В одном из обследованных малых водоемов (непроточный пруд на обочине автомобильной дороги), поверхность которого полностью покрывала пленка НП толщиной несколько миллиметров, присутствовали лишь неидентифицированные *Bdelloida*. Их обилие составляло 170 экз/м³.

Отметим в итоге, что малые водоемы и водотоки бассейна обследованной реки, расположенные в зоне разлива НП или несущие из нее воды, характеризовались богатой и разнообразной планктонной фауной, насчитывающей 69 видов коловраток и 56 ракообразных. Коловраточный планктон этих водоемов оказался беднее по числу видов, чем сообщество главного водотока, рачковый планктон, напротив, – богаче. В формировании планктонных сообществ левобережных притоков р. Колвы большую роль в период после аварии играли гидрозатворы, на участках непосредственно выше них складывались условия для развития своеобразной прудово-озерной фауны. С 1998 по 2005 г. эта фауна проникала в магистральный водоток и на отдельных участках доминировала по численности. Обнаруживалось влияние сообщества магистрального русла р. Колвы на состав зоопланктона притоков: коловратки *A. priodonta*, *K. cochlearis*, *C. unicornis*, *Testudinella* sp. – многочисленные в русле реки – встречались и в ее притоках, но не выше, чем на приустьевых участках.

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

В условиях лабораторного моделирования показано, что для планктонных ракообразных (*Daphnia magna*) острое токсическое действие сырых НП проявлялось уже при концентрации, превышающей рыбохозяйственную ПДК на 1–2 порядка (при 23°C) [30]. В обследованной реке зоопланктон сохранился (в измененном виде), несмотря на то, что концентрация НП была гораздо выше. Причинами такой устойчивости могут быть климатические особенности речного бассейна; адаптированность к нефтяному загрязнению планктонных животных, развитие многих поколений которых происходило до этого при хроническом воздействии поллютантов; локальность воздействия и другие факторы. Отдельные популяции и сообщества гидробионтов в загрязненных водоемах бассейна реки все-таки проявили высокую чувствительность к ухудшению условий. Так, популяция *D. pulex*, существовавшая в верхнем бьефе гидрозатвора на руч. Безымянном

до 1997 г., в 1998 и 2000 гг. не была обнаружена. При этом осенью 1997 г. эфипиальные самки этого вида доминировали в зоопланктоне в этом биотопе, т.е. их отсутствие в дальнейшем не было связано с изначальной редкостью и малочисленностью. Хроническое в данном случае загрязнение могло привести к сокращению продолжительности жизни *D. pulex*, снижению ее плодовитости [30] и в конце концов — вымиранию.

Известна высокая чувствительность к токсическим веществам *Daphnia* по сравнению с другими родами кладоцер (*Moina*, *Ceriodaphnia*, *Scapholeberis*) [13]. Кроме того, *Daphnia*, *Diaphanosoma* и *Bosmina* только в условиях водотока (не в озерах) проявляют высокую чувствительность к наличию во взвеси минеральных частиц, которые могут повреждать их фильтрационные аппараты [32]. В русле обследованной реки различные виды дафний встречались постоянно (кроме 1995 и 2007 гг., когда численность зоопланктона была очень низкой, что свидетельствует об отсутствии или незначительности негативного влияния на этих рачков нефтяного и других загрязнений). То же касается *Bosmina* и других коловраток и ракообразных, которые не только присутствовали в реке во все годы исследований и входили в число доминант, но и увеличивали свою численность из года в год, несмотря на воздействие повышенных концентраций взвешенных веществ и других поллютантов; и всех других видов коловраток и ракообразных, исчезновения или резкого снижения количества которых в реке после аварии не наблюдалось.

В других малых непроточных водоемах бассейна р. Колвы, полностью покрытых слоем НП, зоопланктон присутствовал, но был представлен одним видом. Несложно представить, что негативное воздействие нефти на планктонные организмы было широко распространено в малых водоемах бассейна р. Колвы, и только по методическим причинам зафиксировано единично.

Очевидно, что некоторые закономерности динамики планктонных сообществ в р. Колвы были связаны с загрязнением ее НП и с динамикой загрязнения. Так же как в морских экосистемах [43], по аварийным разливам НП на которые существует немало данных, колебания концентрации НП в ее водах были связаны с несколькими этапами их поступления: на первом этапе — непосредственно вследствие аварии, на последующих — из донных отложений и с берегов во время весенних паводков [7].

Такие колебания концентрации НП в водах реки обусловили положительную динамику животного планктона, которая проявлялась в увеличении количества его видов, численности и биомассы, с 1995 до 2000 г. Стимулирующее влияние нефтяного загрязнения на природные экосистемы (морские) известны наряду с негативным влиянием [26, 37, 41]. Особенности эффекта стимуляции — его непродол-

жительность или, при длительных исследованиях, периодичность проявлений с повторяемостью каждые 4–5 лет [26]. Необходимо отметить, что различия, существующие между морскими и речными экосистемами, велики, что ограничивает возможность сравнения их ответных реакции на загрязнение НП [44]. Тем не менее, планктонные сообщества водоемов обоих типов имеют общие черты, которые оказываются наиболее важными для такого анализа. Так же как в случаях нефтяных разливов в морской среде повышались численность и биомасса мирных копепод [26], так и в обследованной реке первые три года после аварии они количественно преобладали в сообществах и повышали свою численность. В некоторых случаях менее эффективно сравнение рек с непроточными пресными озерами, где разливы НП приводят к большому дефициту света из-за того, что в стоячей воде пленка НП может покрывать всю поверхность зеркала [26, 38].

В р. Колве с 1995 до 1997 г. наблюдалось увеличение числа видов и количества зоопланктона, повышение роли в сообществе веслоногих раков, обогащение комплекса доминантов и ростом показателей трофности. В 1998 и 2000 гг. роль копепод снизилась за счет увеличения долевого участия кладоцер, коэффициенты разнообразия и трофности уменьшились. В 2001–2004 гг., когда исследования речного сообщества не проводились, эффект его стимуляции, вероятно, сохранялся, поскольку в 2005 г. показатели количественного развития зоопланктона оставались высокими, хотя и были ниже уровня 2000 г.

Повышение количества зоопланктона в загрязненных НП водах и изменение его структуры могут служить показателем нарушения трофических взаимодействий в экосистеме и возрастания пищевого ресурса планктонных животных. Как экспериментально, так и в результате изучения природных водных объектов ранее было показано, что бактериальное население в них при воздействии сырых НП не испытывало никакого угнетения, но увеличивало свое богатство и количество [10, 24, 39, 41, 45]. Показано, что в устье крупной северной реки — Северной Двины — поступающие в нее с болот и со сточными водами энтеробактерии благодаря высокому адаптационному потенциалу увеличивают свое количество и сроки выживания под влиянием НП и фенолов, будучи активными участниками самоочищения вод. Бактерии, разрушающие углеводородные соединения НП, широко распространены в устьевой области этой реки [11]. Нефтеоокисляющие микроорганизмы — пища для инфузорий, а те, в свою очередь, — для мейофауны, включающей организмы зоопланктона [24, 40]. Планктонные и бентические ракообразные участвуют в трансформации и транспортировке комков НП, например, заглатывая их и перенося от дна к поверхности [24]. Заглоченные комки могут удаляться от ротового отверстия с помощью щетинок конечностей и постаб-

домена только некоторыми таксонами, что делает их более устойчивыми к загрязнению взвешьями [32].

Динамика температуры воды в 1995–2000 гг. в р. Колве положительно влияла на количественное развитие зоопланктона, так как в год с наибольшими значениями температуры (2000 г.) были зарегистрированы максимальные показатели видового богатства, численности и биомассы животного планктона. Температурные условия прямо влияют на коловраток и ракообразных, изменяя скорость их метаболизма и популяционные характеристики. При загрязнении вод НП это влияние может осуществляться также опосредованно через изменение при повышении температуры свойств НП и скорости деструкции ее нефтеокисляющей микрофлорой. Показательно, что это влияние разнонаправленно. Потепление, с одной стороны, приводит к уменьшению вязкости НП, препятствует ее скоплению, но способствует растеканию по поверхности [31]; с другой стороны, в диапазоне 4.5–25°C — ускоряет деструкцию иммобилизованных НП в большей степени чем, например, кислородный режим [8, 10]. Преобладание же относительно низких температур вод в обследованной реке, таким образом, могло влиять на зоопланктон, с одной стороны, способствуя оседанию НП и делая ее малодоступной для организмов, находящихся в толще воды, с другой стороны, подавляя развитие бактерий.

Кроме микроорганизмов, пищей мирному зоопланктону служат водоросли, динамика количества которых в р. Колве могла быть отрицательной в период после аварии вследствие как токсичности НП, так и усиления конкурентных отношений из-за питательных веществ фотосинтезирующих автотрофов и гетеротрофов [45]. Возможно, что и изменение структуры пищевого ресурса для зоопланктона в р. Колве сыграло свою роль в изменении структуры сообщества последних, так как для этих животных известно [25] предпочтение одной пищи другой, хотя и не строгое.

Повышение показателей развития зоопланктона при промышленном загрязнении было выявлено на других реках Республики Коми: Воркуте и Ухте [5, 6].

Проявление эффекта стимуляции развития зоопланктона в р. Колве, связанного с загрязнением ее НП, оказалось различным для периодов 1995–1997 и 1998–2000 гг. Одной из причин этого различия, возможно, было изменение способов очистительных и восстановительных работ на реке и роли притоков в формировании условий в магистральном русле в эти периоды. Имеющийся анализ некоторых сведений о разливах НП в пресные воды показал [44], что мероприятия по их устранению из загрязненных акваторий оказывают зачастую более сильное воздействие на экосистему, чем сами НП. Значение имеют и применяемые в этих случаях методы очистки. С 1995 по 1997 г. изменения в зоо-

планктоне обследованной реки происходили на фоне активной механической уборки НП, строительства гидрозатворов и других специальных сооружений и повышения вследствие этого концентрации взвешенных веществ в воде [15]. К 1997 г. в притоках реки, которые были зарегулированы в первый после аварии год (или до аварии), завершилось формирование планктонных сообществ, характерных для таких водоемов. С этого времени на фоне снижения активности механической уборки НП и строительных работ заметно проявлялось влияние водоемов на водосборе на речные сообщества.

Значение верхних бьефов гидрозатворов в биологической очистке стоков с загрязненных НП территорий велико, действие этой очистки основано на жизнедеятельности фито- и зоопланктона на свету при температуре >10°C и успешно применяется в очистных сооружениях, называемых биологическими прудами [1]. Верхние бьефы гидрозатворов, пруды-накопители смешанных с НП вод, расположенные на водосборе р. Колвы, были по сути не только техническими, как предусмотрено, но и биологическими рекультиваторами. В летнее время в них развивалась фауна, проявляющая высокую способность к очищению вод фильтрацией. В этих водоемах и русле реки в 1998, 2000 и 2005 гг. были обнаружены 10 видов коловраток, характерных для фауны очистительных сооружений, причем их индикаторная значимость (сапробный индекс) изменялась в широком диапазоне [20].

Следует отметить, что межгодовые изменения состава зоопланктона в р. Колве не коснулись видов, давно в ней обитавших. Динамика их количества в реке могла существовать и без воздействия загрязнения, подчиняясь природным факторам, так же как динамика основного планктонного комплекса, замещение видов в котором естественное и обратимое, если эти виды эврибионтны — не имеют противоположных экологических предпочтений и высокого индикаторного значения [21, 33].

ВЫВОДЫ

Основные факторы, обуславливающие динамику зоопланктона в р. Колве, — погодные условия и комплекс антропогенных факторов, связанных с функционированием нефтепровода и аварией: от изменения концентрации загрязняющих веществ, включая нециклические и сезонные, до изменения гидрологического режима в результате зарегулирования притоков.

Ответные реакции зоопланктона на нефтяное загрязнение р. Колвы оказались разнообразными. Большинство этих реакций сводилось к активации процессов самоочищения водной среды. Участие зоопланктона в самоочищении обнаруживалось как на уровнях рефугиумов и пойменных водоемов,

как самостоятельных экосистем, так и на уровне речной системы в целом согласно концепции В.В. Богатова об ответной ее реакции на экстремальную ситуацию [9]. По этой концепции в той или иной степени изолированные рефугиумы или биотопы в русле водотока или в пойме своим разнообразием и зачастую сохранением более пригодных для развития организмов условий играют первостепенную роль в поддержании сообществ гидробионтов. Значение биотопов-рефугиумов в загрязненной НП реке оказалось таким же, как в речной системе при экстремальных природных, например сезонных, явлениях. В меньшей степени подверженные загрязнению биотопы, аналогично, например, временным водоемам во время паводков, служат местами сохранения разнообразия планктонных животных. Другие местообитания, находящиеся в равных по загрязнению условиях, но под более благоприятным влиянием комплекса других факторов, — очаги воспроизводства зоопланктона.

Обнаружено дополнительное значение зарегулирования притоков р. Колвы и создания слабoproточных водоемов в верхних бьефах гидрозатворов. Эти водоемы заняли особое место как в поддержании разнообразия планктонной фауны загрязненной реки, так и в привнесении в нее дополнительной биомассы. Богатые озерно-прудовые сообщества гидробионтов, развивающиеся в верхних бьефах и других искусственных и природных пойменных водоемах, сами выполняли функцию “живых барьеров” или биологических прудов, участвуя наряду с техническими барьерами в очищении стоков и биологической рекультивации экосистемы. Единственным и существенным ограничением этих рекультивационных мероприятий, замедляющих их протекание, было преобладание в загрязненной НП реке низких температур воды в течение года и летнего сезона.

Автор выражает благодарность сотрудникам Института биологии Коми НЦ УрО РАН Ю.П. Шубину, А.Б. Захарову, О.А. Лоскутовой, М.Д. Туманову, М.А. Батуриной, Е.К. Роговцовой, Т.В. Безносиковой за организацию исследований и помощь в сборе материала, а также О.Н. Кононовой за помощь в его обработке.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Айсаев А.А., Колесников С.Г., Таразанов В.В., Семенов В.С. Сооружения биологической очистки // Фауна аэротенков (Атлас). Л.: Наука, 1984. С. 5–12.
2. Андронникова И.Н. Структурно-функциональная организация зоопланктона озерных экосистем. Спб.: Наука, 1996. 189 с.
3. Балушкина Е.В., Винберг Г.Г. Зависимость между массой и длиной тела планктонных ракообразных // Экспериментальные и полевые исследования биологических основ продуктивности озер. Л.: Зоол. ин-т АН СССР, 1979. С. 58–72.
4. Барановская В.К. Зоопланктон Харбейских озер Большеземельской тундры // Продуктивность озер восточной части Большеземельской тундры. Л.: Наука, 1976. С. 90–101.
5. Барановская В.К. Зоопланктон реки Усы в зоне проектирования газопровода Ямал-центр // Коми НЦ УрО РАН. 1995. № 142. С. 115–128.
6. Барановская В.К., Фефилова Е.Б. Зоопланктон рек Ухта и Ижма в условиях антропогенного загрязнения // Тр. Коми НЦ УрО РАН. 1995. № 142. С. 103–114.
7. Баренбойм Г.М., Ерцев Г.Н., Таскаев А.И. и др. Мониторинг окружающей среды в зоне аварии // Опыт ликвидации аварийных разливов нефти в Усинском районе Республики Коми (Материалы реализации проекта). Сыктывкар, 2000. С. 83–146.
8. Белкина Н.А., Рыжиков А.В., Тимакова Т.М. Распределение и трансформация нефтяных углеводородов в донных отложениях Онежского озера // Вод. ресурсы. 2008. Т. 35. № 4. С. 472–481.
9. Богатов В.В. Экология речных сообществ российского Дальнего востока. Владивосток: Дальнаука, 1994. 208 с.
10. Волкова К.Р. Восстановление качества поверхностных вод, загрязненных в результате аварийных сбросов растворенными нефтепродуктами. Автореф. дис. ... канд. техн. наук. Екатеринбург: РосНИИВХ, 2006. 23 с.
11. Воробьева Т.Я. Пространственно-временная структура гетеротрофного бактериопланктона экосистемы устьевой области реки Северная Двина. Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Сыктывкар, Ин-т биологии Коми НЦ УрО РАН, 2005. 22 с.
12. Горайнова Л.И., Карничева О.В., Копытева Л.Н. и др. Неберджаевское водохранилище в первые восемь лет существования // Гидробиол. журн. 1969. Т. 5. № 6. С. 56–63.
13. Дубовская О.П. Не связанная с хищниками смертность планктонных ракообразных, ее возможные причины (обзор литературы) // Журн. общей биологии. 2009. Т. 70. № 2. С. 168–192.
14. Ерцев Г.Н., Ерцев А.Г., Курченко А.Б., Уляшев А.И. Ликвидация аварийных разливов нефти в Усинском районе Республики Коми // Опыт ликвидации аварийных разливов нефти в Усинском районе Республики Коми (Материалы реализации проекта). Сыктывкар, 2000. С. 37–82.
15. Захаров А.Б., Шубин Ю.П., Лоскутова О.А., Фефилова Е.Б. Экологическая эффективность мероприятий по механической очистке водотоков при аварийных разливах нефти // Тр. Коми НЦ УрО РАН. 2002. № 170. С. 84–89.
16. Кононова О.Н. Зоопланктон реки Вычегда (Республика Коми) // Биология внутренних вод. 2009. № 2. С. 47–55.
17. Крылов А.В. Зоопланктон равнинных малых рек. М.: Наука, 2005. 263 с.
18. Куликова Т.П. Зоопланктон водных объектов бассейна Онежского озера. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2007. 223 с.
19. Куликова Т.П. Бассейн реки Каменной. Характеристика биоценозов. Зоопланктон // Состояние

- водных объектов Республики Карелия. По результатам мониторинга 1998–2006 гг. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2007. С. 131–133.
20. *Кутикова Л.А.* Класс Коловратки // Фауна аэротенков (Атлас). Л.: Наука, 1984. С. 187–242.
 21. *Лазарева В.И.* Сравнительный анализ состава и обилия летнего зоопланктона Рыбинского водохранилища в 1987–1988 и 1997–2004 гг. // Биологические ресурсы пресных вод: беспозвоночные. Рыбинск: Рыбинский дом печати, 2005. С. 182–224.
 22. *Лазарева В.И., Лебедева И.М., Овчинникова Н.К.* Изменение в сообществе зоопланктона Рыбинского водохранилища за 40 лет // Биология внутренних вод. 2001. № 4. С. 62–73.
 23. *Макарцева Е.С., Прилежаев И.Д.* Зоопланктон и его продукция // Особенности структуры экосистем озер Крайнего Севера (на примере озер Большеземельской тундры). СПб.: Наука, 1994. С. 146–168.
 24. *Мионов О.Г.* Биологические проблемы нефтяного загрязнения морей // Гидробиол. журн. 2000. Т. 36. № 1. С. 82–96.
 25. *Монаков А.В.* Питание и пищевые взаимоотношения пресноводных копепод. Л.: Наука, 1976. 170 с.
 26. *Нельсон-Смит А.* Нефть и экология моря. М.: Прогресс, 1977. 302 с.
 27. *Песенко Ю.А.* Принципы и методы количественного анализа в фаунистических исследованиях. М.: Наука, 1982. 288 с.
 28. *Попова Э.И.* Результаты гидробиологических исследований в системе притоков р. Усы // Рыбы бассейна р. Усы и их кормовые ресурсы. М.; Л.: Изд-во АН СССР, 1962. С. 136–175.
 29. *Протасов А.А.* Речной и озерный континуумы: попытка анализа и синтеза // Биология внутренних вод. 2008. № 2. С. 3–11.
 30. *Ратушняк А.А., Андреева М.Г., Латыпова В.З., Гарипова Л.Г.* Токсическое действие нефти и продуктов ее переработки на *Daphnia magna* Straus // Гидробиол. журн. 2000. Т. 36. № 6. С. 92–101.
 31. *Сафаров А.М., Колчина А.А., Сафарова В.И., Кудашева Ф.Х.* Особенности локализации нефтяных загрязнений на реках, связанные с последствиями аварий на подводных нефтепроводах // Нефтегазовое дело. 2005. Вып. 1. 12 с. <http://www.ogbus.ru>
 32. *Смирнов Н.Н.* Биология ветвистоусых ракообразных. Зоология беспозвоночных. М., 1975. Т. 3. 118 с.
 33. *Столбунова В.Н.* Зоопланктоценозы прибрежных мелководий водохранилищ Верхней Волги // Биологические ресурсы пресных вод: беспозвоночные. Рыбинск: Рыбинский дом печати, 2005. С. 357–373.
 34. *Фефилова Е.Б., Лоскутова О.А.* Зоопланктон и зообентос ручьев в бассейне Печоры после аварийного нефтеразлива // Изв. Самарского науч. центра РАН. 2005. Т. 1. Спец. вып. С. 193–197.
 35. *Шутиков В.К., Розенберг Г.С., Зинченко Т.Д.* Количественная гидроэкология: методы, критерии, решения. М.: Наука, 2005. Кн. 1. 281 с.
 36. *Allan J.D., Castillo M.M.* Stream ecology. Structure and function of Running Waters. Dordrecht: Springer, 2007. 436 p.
 37. *Batten S.D., Allen R.J.S., Wotton C.O.M.* The effects of the Sea Empress oil spill on the plankton of the Southern Irish Sea // Marine Poll. Bull. 1998. V. 36. Is. 10. P. 764–774.
 38. *Calfee R.D., Little E.L., Cleveland L., Barton M.G.* Photoenhanced Toxicity of a Weathered Oil on *Ceriodaphnia dubia* Reproduction // Environ. Sci. Poll. Res. 1999. V. 6. № 4. P. 207–212.
 39. *Dutka B.J., Kwan K.K.* Study of long term effects of oil and oil–dispersant mixtures on freshwater microbial populations in man made ponds // The Science of The Total Environ. 1984. V. 35. Is. 2. P. 135–148.
 40. *Frithsen J.B., Elmgren R., Rudnick D.T.* Responses of benthic meiofauna to long-term, low-level additions of No. 2 fuel oil // Mar. Ecol. Prog. Ser. 1985. V. 23. P. 1–14.
 41. *Leea R.F., Pageb D.S.* Petroleum hydrocarbons and their effects in subtidal regions after major oil spills // Marine Poll. Bull. 1997. V. 34. Is. 11. P. 928–940.
 42. *Ruttner-Kolisko A.* Suggestions for biomass calculation of plankton rotifers // Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. 1977. H. 8. S. 71–76.
 43. *Samain J.F., Moal J., Coum A., et al.* Effects of the “Amoco Cadiz” oil spill on zooplankton. A new possibility of ecophysiological survey // Helgoländer Meeresunters. 1980. № 33. P. 225–235.
 44. *Vandermeulen J.H., Ross C.W.* Oil spill response in freshwater: assessment of the impact of cleanup as a management tool // J. Environ. Management. 1995. V. 44. № 4. P. 297–308.
 45. *Werner M.D., Adams V.D., Lamarra V.A., Winters N.L.* Responses of model freshwater ecosystems to crude oil // Water Research. 1985. V. 19. Is. 3. P. 285–292.