

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 заграждения, 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*

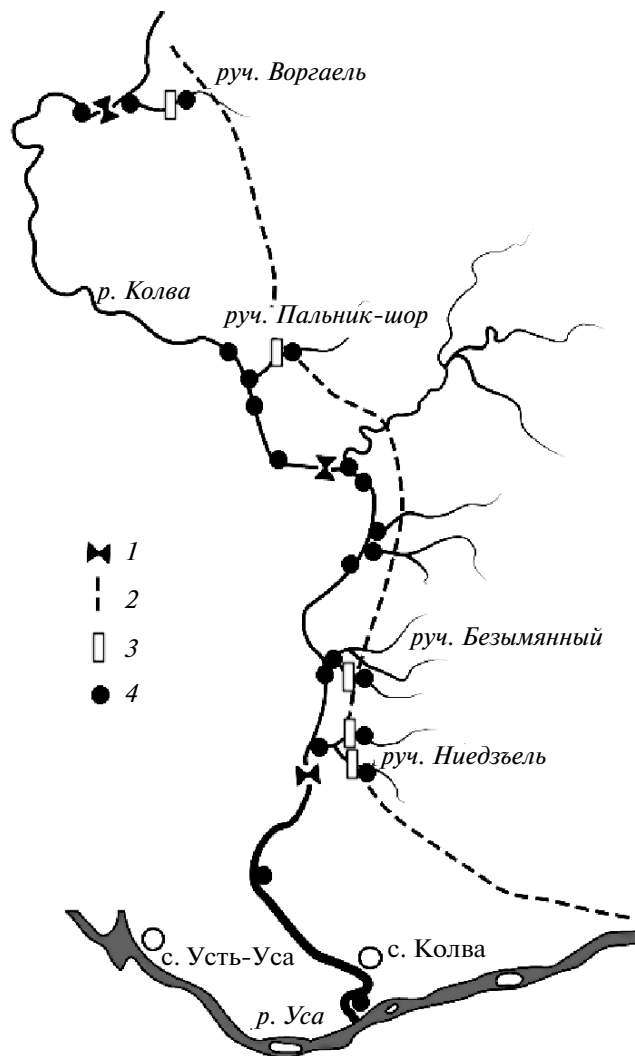


Рис. 1. Карта-схема загрязненного участка бассейна р. Колвы. 1 — мосты, 2 — нефтепровод, 3 — гидроэлектростанции, 4 — места отбора проб зоопланктона.

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

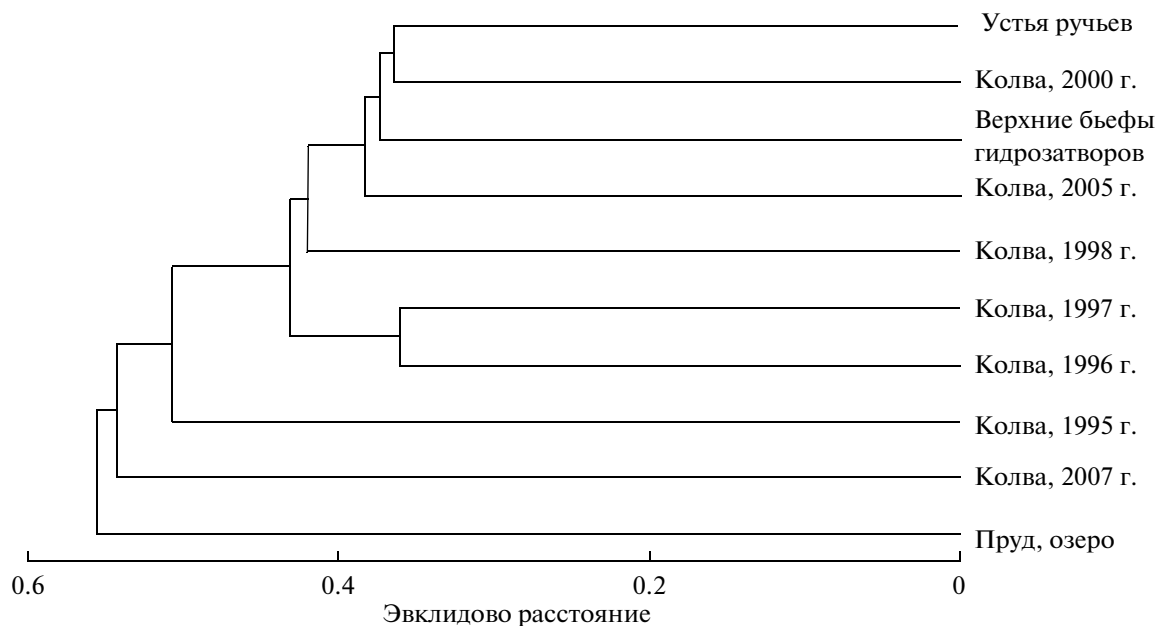


Рис. 2. Кластерная дендрограмма различия-сходства структуры зоопланктона русла р. Колвы в различные годы, ее притоков и водоемов ее водоствора.

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

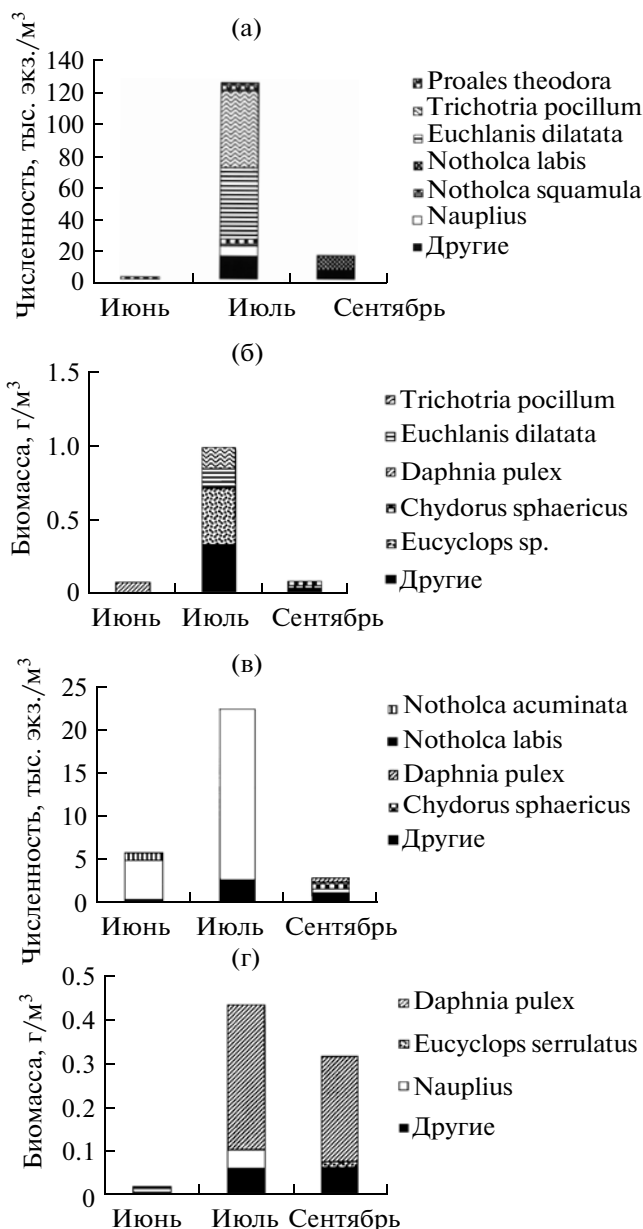


Рис. 3. Сезонная динамика структуры, численности (а, в) и биомассы (б, г) зоопланктона в верхних бьефах гидрозатворов на ручьях Пальник-шор (а, б) и Безымянный (в, г) в 1997 г.

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-

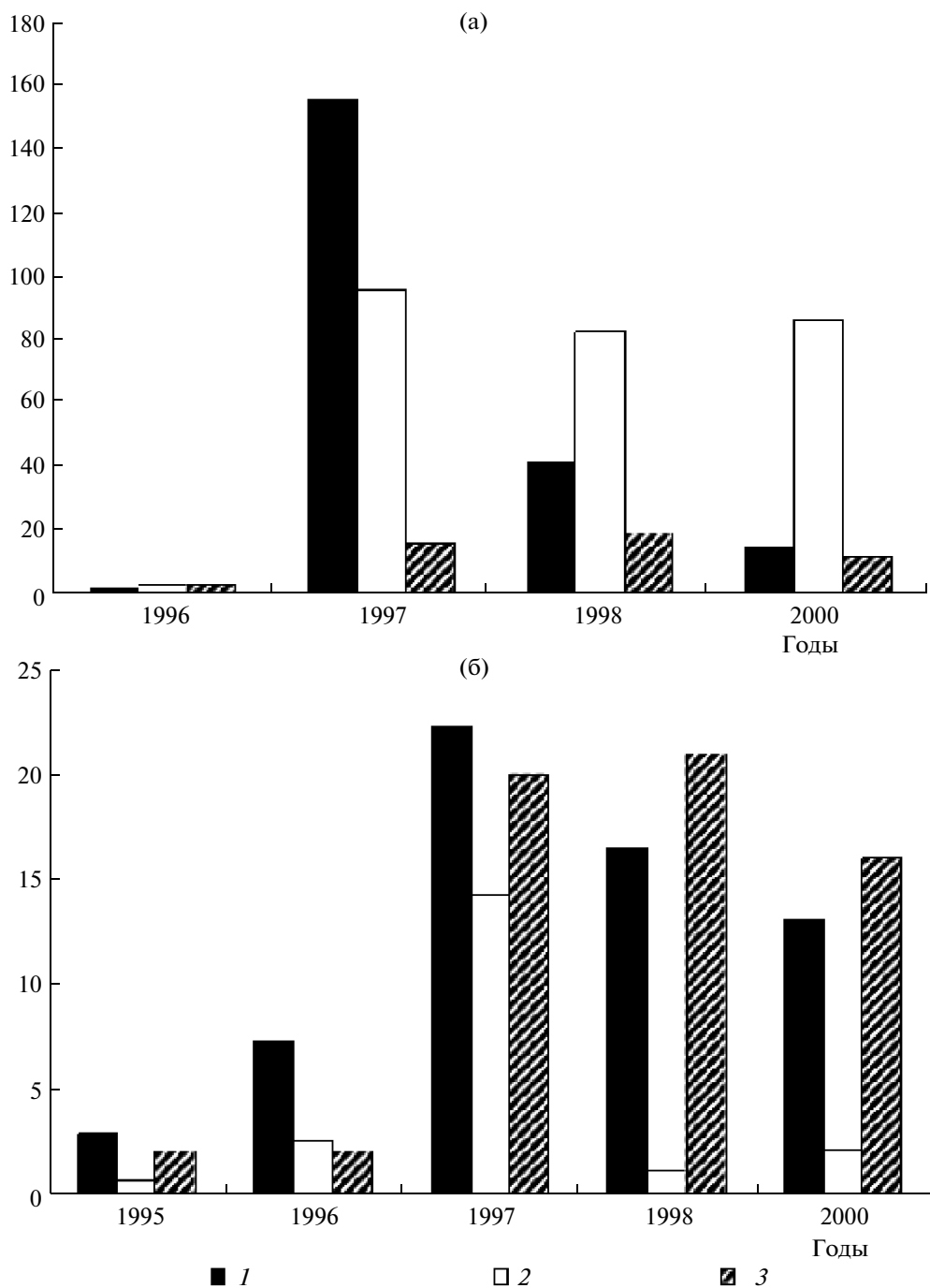


Рис. 4. Межгодовая динамика зоопланктона в верхних бьефах гидрозатворов на ручьях Пальник-шор (а) и Безымянный (б) в августе–сентябре. 1 – численность, экз/10 л; 2 – биомасса, мг/м³; 3 – число видов.

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 Ниедзьель 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]. Нефтеокисляющие 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., Карпичева 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.