

Восстановление сообществ зообентоса и качества вод речной экосистемы после снижения уровня органического загрязнения

С. М. ГОЛУБКОВ, Е. В. БАЛУШКИНА, М. С. ГОЛУБКОВ

Зоологический институт РАН
199034, Санкт-Петербург, Университетская наб., 1
E-mail: golubkov@zin.ru

Статья поступила 01.10.2019

После доработки 10.10.2019

Принята к печати 21.10.2019

АННОТАЦИЯ

Разработка принципов и методов восстановления экологических систем, подвергшихся интенсивному антропогенному воздействию, относится к важнейшим задачам современной экологии. Исследованы закономерности влияния органического загрязнения на структуру и функциональные характеристики сообществ зообентоса и определены степень восстановления фоновых сообществ донных животных и качество вод малой реки Ижоры по биоиндикационным показателям после снижения уровня загрязнения. Для этого сравнивались результаты исследований 1970-х и 2000-х годов. Интенсивное загрязнение органическими веществами влияло на структуру и функционирование зообентоса, увеличивая биомассу и поток энергии через сообщества донных животных. При этом в донных сообществах резко возрастала роль малоцетинковых червей, снижалась роль личинок амфибиотических насекомых, уменьшались видовое богатство, биологическое разнообразие зообентоса и эффективность передачи энергии между трофическими уровнями первичных и вторичных консументов. Качество вод в соответствии с величинами интегрального показателя IP' соответствовало 5-му высшему классу загрязнения ("грязные"). Ниже по реке благодаря процессам самоочищения качество вод и состояние экосистемы несколько улучшались, но не очень значительно, что свидетельствовало о неспособности экосистемы реки самостоятельно переработать поступающие в реку избыточные количества органического вещества. Введение на очистных сооружениях очистки сточных вод от органических загрязнителей способствовало восстановлению структурно-функциональной организации сообществ зообентоса и значительно улучшило состояние экосистемы реки. Однако полного восстановления качества вод не произошло: оно улучшилось до "умеренно загрязненного".

Ключевые слова: антропогенное воздействие, биоразнообразие, зообентос, органическое загрязнение, экологическая реставрация.

Разработка принципов и методов экологической реставрации, определяемой как восстановление экологической системы, которая была ухудшена, повреждена или уничтожена, относится к важнейшим задачам современной экологии [Aronson, Alexander, 2013]. Это особенно важно для речных экосистем, кото-

рые, как правило, первыми получают сточные воды, поступающие от населенных пунктов, промышленных предприятий, животноводческих комплексов и прочих источников загрязнения. В результате, в реки поступает огромное количество дополнительных органических веществ, которые затем перерабатыва-

ются в процессе самоочищения их экосистемами [Алимов и др., 2013]. Недавние исследования показали, что эффективность процессов самоочищения в современный период снижается [Wen et al., 2017]. Это связано с продолжающимся ростом населения и, как следствие, ростом количества отходов, а также потеплением климата, приводящим в ряде регионов к уменьшению стока рек. Напротив, в других регионах увеличение частоты и амплитуды катастрофических паводков, связанное с изменениями климата [Bogatov, Fedorovskiy, 2016], может приводить к большему смыву загрязняющих веществ с водосбора.

Существует мнение, что биота водоемов обладает значительным самоочистительным потенциалом и может рассматриваться как аналог биореактора с широким спектром биокаталитических возможностей [Остроумов, 2016]. Способность рек к самоочищению от загрязнения органическими веществами основана на способности живых организмов окислять органические вещества в процессе своего метаболизма. В целом экосистема реки работает как “спиральная система”, когда с каждым оборотом спирали и перемещения органических веществ вниз по течению реки происходит их частичная переработка [Gladyshev et al., 2015; Богатов, Федоровский, 2017]. Существенная роль в этом процессе принадлежит организмам зообентоса, который участвует в процессах самоочищения водоемов. Животные потребляют мертвое органическое вещество и связанных с ним бактерий, что, с одной стороны, снижает их численность, а с другой – стимулирует их размножение и процессы бактериальной очистки. Значительная часть органического вещества разлагается в процессах метаболизма животных и, наконец, часть органического вещества, потребленная зообентосом, трансформируется в процессе роста в ткани животных [Алимов и др., 2013].

При загрязнении органическими веществами, происходящем в основном за счет поступления в водоем бытовых стоков и отходов сельскохозяйственного производства, наблюдаются закономерные изменения в организмах и структуре сообществ донных беспозвоночных. Эти изменения положены в основу различных индексов и биомаркеров, успешно используемых для оценки качества вод в водных

экосистемах [Johnson et al., 1993; Berezina et al., 2013]. В экосистемах с высокой степенью проточности приуроченность донных животных к определенной части реки позволяет с большей достоверностью оценить состояние ее отдельных участков.

В настоящее время основным способом восстановления экосистем рек, подвергшихся интенсивному органическому загрязнению, остается предварительная очистка сточных вод в очистных сооружениях. Предполагается, что очищенные от избыточного количества органики стоки не оказывают воздействия на экосистему реки, что постепенно должно привести к полному восстановлению ее естественных характеристик. Однако эффективность такой стратегии восстановления биологических сообществ остается недостаточно изученной.

Река Ижора относится к основным притокам р. Невы, наиболее полноводной артерии бассейна Балтийского моря, обеспечивающей водой население второго по величине города России – Санкт-Петербурга. В Ижору поступают бытовые стоки г. Гатчина. В 1970-е годы вода, поступающая в реку, очищалась на очистных сооружениях за счет осаждения взвеси, и ее дополнительную очистку от органических веществ не проводили. В дальнейшем очистные сооружения реконструировали, и на них началась очистка сточных вод от органических загрязнений. Задачей настоящего исследования было определение степени восстановления структурно-функциональной организации сообществ зообентоса и качества вод р. Ижоры по биоиндикационным показателям после реконструкции очистных сооружений. Мы проверяли гипотезы, что введение очистки сточных вод от органических загрязнителей на очистных г. Гатчина привело к восстановлению фоновых сообществ донных животных и качества вод этой реки и что эффективность процессов самоочищения вод сравнима с эффективностью очистных сооружений. Для этого сравнивались результаты исследований 1970-х и 2000-х годов.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Река Ижора расположена в Ленинградской области на северо-западе Российской Федерации и представляет собой левый приток

р. Невы длиной 75 км и площадью водосбора около 1000 км² [Алимов и др., 1976]. Она получает обильное грунтовое питание за счет карстовых вод. В верховьях река мелкая (средняя глубина 0,66 м), узкая (средняя ширина 2,36 м), течение реки быстрое. Далее река расширяется до 8–10 м, местами – до 20 м. Средний расход воды 11,37 м³/с, средняя скорость течения 1,25 м/с.

Работы проводились в течение вегетационных сезонов 1973–1975, 2000 и 2014 гг. на четырех станциях, последовательно расположенных от верхнего до среднего участка реки. Расстояние от станции 1 до станции 2 по течению реки составляло около 1,5 км, от станции 2 до станции 3 – около 5 км и от станции 3 до станции 4 – около 18 км. В верховьях реки в районе пос. Пудость (ст. 1) и на ее среднем участке в районе г. Коммунар (ст. 4) течение реки быстрое, дно каменистое. На станциях 2 и 3 (пос. Ваялово и пос. Горки) течение реки замедленное, дно заиленное, покрыто зарослями макрофитов. Из-за мелководности прозрачность воды по диску Секки на всех участках была до дна, хотя визуально в 1973–1975 гг. на ст. 2, где в реку поступают стоки г. Гатчина, прозрачность воды заметно ниже, чем на остальных станциях. На этой же станции в те годы отмечалось повышенное содержание взвешенных веществ в воде, на поверхности встречались сгустки нефтепродуктов, донные отложения представляли собой черный ил с запахом нефти, местами появлялся запах сероводорода [Алимов и др., 1976]. Все эти признаки интенсивного загрязнения реки отсутствовали в 2000 и 2014 гг.

Уровень загрязнения органическими веществами определяли по величине биологического потребления кислорода за сутки (БПК-1) [Golterman, 1969; Wetzel, Likens, 2000]. Пробы бентоса отбирали с помощью дночерпателей Петерсена и Экмана – Берджа с площадью захвата 0,025 м². Животных среди водных растений собирали рамкой площадью 0,04 м², на каменистых грунтах проводились количественные смывы.

Определение животных до вида осуществляли сотрудники Зоологического института РАН: олигохет – Н. П. Финогонова и И. Г. Ципленкина, двустворчатых моллюсков – А. Ф. Алимов, гастропод – Я. И. Старобогатов, хирономид – Е. В. Балущкина, ручейников –

Т. В. Меншуткина и В. Г. Власова, поденок – С. М. Голубков. Список видов животных, полученный в 1973–1975 гг., опубликован в работе А. Ф. Алимова и Н. П. Финогоновой [1976]. Для количественной оценки пространственного распределения и динамики структурных характеристик зообентоса сообщества донных животных на каждой станции характеризовали определенным набором показателей: видовым составом, числом групп (Ngr, групп в пробе), числом видов (Nsp, видов в пробе), индексом видового разнообразия Шеннона (H, бит/экз.), численностью (N, экз./м²) и биомассой (B, г/м²) донных животных.

Эффективность передачи энергии между трофическими уровнями в сообществе зообентоса оценивали по отношению величины рационов хищного и нехищного зообентоса, которую рассчитывали по величине трат на метаболизм и удельной продукции животных [Алимов и др., 2013]. При этом использовали уравнения зависимости скорости дыхания от массы тела [Балушкина, 1987; Голубков, 2000; Алимов и др., 2013], а усвояемость пищи принимали равной 0,8 для хищных и 0,6 для нехищных животных.

Для оценки качества вод и состояния экосистемы р. Ижоры использовали интегральный показатель IP', основанный на структурных характеристиках донных сообществ и позволяющий учитывать влияние загрязнения токсическими и органическими веществами [Балушкина, 1997, 2003, 2009; Балущкина, Голубков, 2015, Balushkina, Golubkov, 2018]. В IP' входят индекс сапротоксикобности В. А. Яковлева St [Яковлев, 1988], биотический индекс Вудивисса (BI) [Woodowiss, 1964], индекс Гуднайта и Уитлея (No/Nc) [Goodnight, Whitley, 1961] и индекс Е. В. Балущкиной (Kch) [Балушкина, 1976, 1987]. С увеличением загрязнения значения индексов St, No/Nc и Kch возрастают, значения BI – снижаются (табл. 1). Поэтому мы выразили величину BI обратной его значению величиной (1/Bi), и в этом случае биотический индекс приобретает ту же направленность, что и у остальных трех показателей, т. е. по мере возрастания загрязнения увеличивается. Различная размерность выбранных показателей также затрудняет сравнение их абсолютных величин. Значения индекса No/Nc выражены в процентах. Поэтому показатели

Классы качества вод и состояния экосистем по показателям зообентоса St, No/Nc, Kch, 1/BI и IP', %

Класс вод	Качество вод	Состояние экосистемы	St	No/Nc	Kch	1/BI	IP'
1	Очень чистые		<25	25	<1,22	<10	<9,05
2	Чистые	Относительно удовлетворительное	25,0–37,5	0–50	1,22–9,40	10–20	9,05–29,20
3	Умеренно загрязненные	Напряженное	37,5–62,5	50–60	9,4–56,5	20–33	29,22–53,00
4	Загрязненные	Критическое	62,5–80,2	60,0–77,6	56,5–74,2	33–50	53,0–66,2
4–5	Загрязненные – грязные	Кризисное	80,2–87,5	77,6–80,0	74,20–78,26	33–50	66,25–73,90
5	Грязные	Катастрофическое	87,5–100,0	80–100	78,26–100,00	50–100	73,95–100,00

St, Kch и 1/BI также были выражены в процентах от их максимальных значений. Интегральный показатель IP' рассчитывается как среднее значение из входящих в него показателей, что имеет определенные преимущества при оценке качества вод в тех случаях, когда один из показателей, например Kch, из-за отсутствия хирономид не может быть рассчитан. Оценка качества вод и состояния экосистем Северо-Запада России показала высокую степень совпадения результатов по гидрохимическим показателям и по показателю IP' [Балушкина, 1997, 2003, 2011].

Для оценки состояния экосистем использовали классификацию степени экологического неблагополучия [Критерии..., 1992]. Градации качества вод приняты нами в соответствии с рекомендациями С. М. Драчева [1964]. Шкала IP' имеет непрерывный характер и условно разделена на классы качества вод, которые соответствуют классам состояния экосистем (см. табл. 1). Такая градация классов вод позволяет сравнивать их качество в разных странах, включая и те, где система оценки, в отличие от России, насчитывает 5, а не 6 классов.

РЕЗУЛЬТАТЫ

Характер изменения величин БПК-1 на исследованных станциях р. Ижоры в начале 1970-х и в 2000-х годах был сходным. Наименьшие величины этого показателя наблюдались на ст. 1 в верховьях реки (рис. 1). На ст. 2, непосредственно выше которой расположен выход сточных вод г. Гатчина, они значительно возрастали. При этом в 1970-е годы, когда очистка сточных вод от органических веществ не проводилась, величина

на БПК-1 была почти в 4 раза выше, чем в 2014 г., когда в реку поступали очищенные сточные воды. Ниже по течению реки величины БПК-1 значительно снижались (см. рис. 1).

В 1970-е годы в Ижоре встречалось 125 видов и форм донных животных, в 2000 г. в реке дополнительно отмечено 27, а в июле 2014 г. – еще 5 не встречавшихся ранее видов и форм донных животных.

На ст. 1 число групп животных было наиболее высоким: от 5 до 10 групп в пробе в 1970-е годы и до 16 – в 2014 г. Среднее Ngr последовательно возрастало от 7 в 1970-е годы до 13 групп в пробе в 2014 г. Индексы видового разнообразия Шеннона в разных биотопах составляли в среднем $2,4 \pm 0,3$ бит/экз. в 1970-е годы и 3,1 бит/экз. в 2000 г. (табл. 2). Зообентос на ст. 1 характеризовался большим разнообразием, здесь широко представлены животные, обычные для чистоводных водоемов: поденки, веснянки, двусторчатые моллюски, чистоводные виды хирономид и олигохет. Среди хирономид доминировали чистоводные виды подсемейства Orthocladiinae: *Pseudodiamesa branickii* Now., *Prodiamesa olivacea* Mg., *Euckiefferi-*

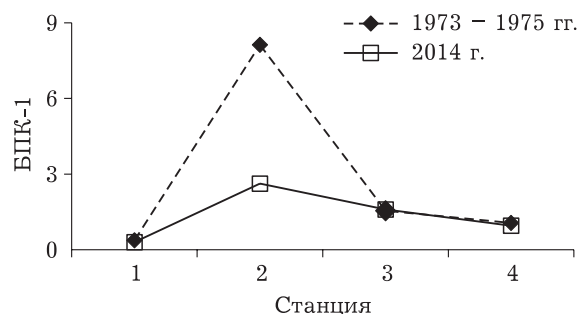


Рис. 1. Величина биологического потребления кислорода (БПК-1) на различных станциях отбора проб в 1973–1975 и 2014 гг.

Число проб (n), среднее число видов в пробе (N_{sp} , видов в пробе), среднее число групп зообентоса в пробе (N_{gr} , групп в пробе), индекс Шеннона (H , бит/экз.), средняя численность (N , экз./м²) и средняя биомасса (B , г/м²) зообентоса в разные периоды исследований на разных станциях р. Ижоры

Станция	Год	n	N_{sp}	N_{gr}	H	N	B
1	1973–1975	8	17	7	$2,4 \pm 0,3$	60385 ± 20147	$51,4 \pm 17,2$
1	2000	2	32	12	3,1	43147	22,8
1	2014	3	–	13	–	207360 ± 107193	$113,8 \pm 21,1$
2	1973–1975	6	9,0	3,0	$1,4 \pm 0,1$	417250 ± 153526	$497,2 \pm 122,8$
2	2000	2	26	6	3,2	35320	96,5
2	2014	3	14	7	$2,1 \pm 0,9$	70907 ± 54782	$93,8 \pm 68,8$
3	1973–1975	10	14	4,1	$2,2 \pm 0,1$	36113 ± 12198	$83,7 \pm 34,8$
3	2000	2	19	7	2,0	18760	150,5
3	2014	2	23	10	3,5	32320	46,6
4	1973–1975	9	10	4,3	$1,8 \pm 0,2$	10511 ± 4536	$26,7 \pm 6,5$
4	2000	2	17	6	2,6	16376	21,0
4	2014	3	–	10	–	62540 ± 17907	$24,0 \pm 9,2$

ella longicalcar Kieff., *Orthocladus* gr. *saxicola* Kieff. Помимо хирономид и олигохет на этом участке реки встречались брюхоногие моллюски *Limnaea ovata* (Draparnand), *L. lagotis* (Schränk), *Valvata cristata* Muller, двустворчатые моллюски *Sphaerium succicum* (Clessin), *S. scaldianum* (Normand), *Pisidium henslowianum* (Sheppard), изоподы *Asellus aquaticus* (L.), водяные жуки, клещи, поденки и другие менее многочисленные группы донных животных. В целом в 1970-е годы на ст. 1 обнаружено 76 видов и групп животных макробентоса. В 2000-е годы здесь в небольшом количестве появились не встречавшиеся ранее чистоводные личинки мошек *Simulium* sp. и ручейников *Potamophilax nigricornis* Piet., *Rhiacophila nubila* Zett.

Ниже стоков г. Гатчина на ст. 2 в 1970-е годы из состава зообентоса исчезли губки, остракоды, личинки поделок, большинство видов моллюсков. Хирономиды встречались лишь в прибрежье реки. Здесь постоянно доминировали лишь три вида олигохет, показателей полисапротоксной зоны: *Tubifex tubifex* (Mull.), *Limnodrilus hoffmeisteri* Clap. и *Potamothrinx hammoniensis* (Mich.), которые составляли до 90 % численности донных беспозвоночных. Среднее число групп животных и число видов в пробе, а также индекс видового разнообразия были наименьшими за все время наблюдений. Напротив, численность и биомасса зообентоса достигали

очень высоких величин: свыше 400 тыс. экз./м² и до 0,5 кг/м² (см. табл. 2). В 2000-е годы численность олигохет на этой станции значительно снизилась. Среди них доминировали более чистоводные виды *Enchytraeidae* gen. sp. Из хирономид стали преобладать *Cladotanytarsus mancus* v. d. Wulp. и *Tanytarsus gregarius* Kieff. Значительно возросла численность изопод *A. aquaticus*, а также хищников (пиявок): *Helobdella stagnalis* L. и *Hirpobdella octoculata* (L.)

На ст. 3 происходило восстановление сообщества донных животных. В 1970-е годы здесь обнаружено 50 видов макрзообентоса. Среднее число видов зообентоса и видовое разнообразие были выше, чем на ст. 2, в основном за счет увеличения разнообразия моллюсков и хирономид. Среди хирономид доминировали хищные личинки рода *Procladius*, среди олигохет по-прежнему превалировал *T. tubifex*, но увеличивалось количество более чистоводных *L. helveticus* Piquet и *Nais simplex* Piquet. В 2000-е годы видовое богатство и видовое разнообразие донных животных заметно возросли (см. табл. 2). В большом количестве стали встречаться амфиподы рода *Gammarus* и в небольших количествах – двустворчатые моллюски. Средние численность и биомасса зообентоса на ст. 3 в 1970-е годы были многократно ниже, чем на ст. 2 (см. табл. 2). В 2000-е годы эта разница между станциями значительно уменьшилась.

Еще ниже по течению реки на ст. 4 за весь период исследований обнаружено 45 видов макрозообентоса. Число групп, число видов и индексы видового разнообразия донных животных в 1970-е годы были невелики. Чистоводные хирономиды подсемейства Orthoclaadiinae в русле реки отсутствовали и встречались лишь в прибрежье. В русле реки господствовали олигохеты *T. tubifex*, *L. hoffmeisteri* и *L. helveticus*, субдоминантной группой были хирономиды, среди которых выделялись *Polypedilum scalaenum* (Schrank) и *T. gregarius*. Численность и биомасса макрозообентоса были также ниже, чем на станциях, расположенных выше по течению реки (см. табл. 2).

Значения интегрального показателя качества вод IP' на ст. 1 во всех биотопах изменялись в 1970-е годы и в 2000 г. от 16,6 до 24,8 %, и воды оценивали как “чистые” (2-й класс вод), а состояние реки – как “относительно удовлетворительное” (табл. 3). В 2014 г. в биотопе заиленных песков значительно возросла доля олигохет – показателей полисапротоксной зоны *L. hoffmeisteri* и *P. hammoniensis*, что привело к повышению индексов Гуднайта – Уитлея (No/Nc) от 17,8 до 35,2–38,0 % и индексов сапротоксности (St) от 58,8 до 84,4–84,8 %. Значения интегрального показателя IP' соответственно увеличились и изменялись в разных биотопах от 26,1 до 46,5 %. Среднее для ст. 1 значение IP' возросло до 38,7 %, что указывало на снижение качества вод до “умеренно за-

грязненных” (3-й класс вод), а экологическое состояние реки оценивалось как “напряженное” (см. табл. 3).

Воды на ст. 2 в 1970-е годы по интегральному показателю оцениваются как “грязные” ($IP' = 74,5$), а состояние реки – как “катастрофическое”. В последующие годы состояние этого участка реки улучшалось. Снизилась доля олигохет – показателей полисапротоксной зоны, произошло восстановление сообщества хирономид, характерного для класса “умеренно загрязненных” вод. В результате и в 2000, и в 2014 гг. воды этого участка реки оценивали по интегральному показателю на три класса выше – как “умеренно загрязненные” ($IP' = 36,6$ и $49,2 \pm 6,8$ % соответственно), а состояние экосистемы – как “напряженное” (см. табл. 3).

Средняя оценка качества вод на ст. 3 в 1970-е годы по интегральному показателю характеризовала их как “загрязненные” ($IP' = 58,5$ %, 4-й класс вод), а состояние участка реки как “критическое”. В 2000 и 2014 гг. качество вод улучшилось на один класс и стало соответствовать 3-му классу вод, что позволило их характеризовать как “умеренно загрязненные”, а состояние участка реки как “напряженное” (см. табл. 3).

Средняя оценка качества вод на ст. 4 в 1970-е годы по интегральному показателю характеризовала их как “загрязненные – грязные” ($IP' = 71,2 \pm 2,2$ %, 4–5-й класс вод), состояние экосистемы реки оценивалось как

Т а б л и ц а 3

Оценка качества вод на разных участках р. Ижоры по индексам No/Nc , Kch , St , BI и интегральному показателю IP' , %

Станция	Годы	No/Nc	Kch	St	BI	IP'	Класс вод
1	1973–1975	4,6	2,3	47,8	26,2	20,2	2
1	2000	9,2	4,9	55,3	13,4	20,7	2
1	2014	28,8	–	74,4	13,0	38,7	3
2	1973–1975	99,6	0	84,9	38,9	74,5	5
2	2000	35,3	23,1	58,9	29,2	36,6	3
2	2014	49,7	–	82,8	18,9	49,2	3
3	1973–1975	80,5	43,9	75,0	28,3	58,5	4
3	2000	27,0	6,7	68,5	20,9	30,8	3
3	2014	68,1	20,0	46,0	18,4	38,1	3
4	1973–1975	80,1	73,0	84,2	38,9	71,2	4–5
4	2000	64,6	9,4	68,8	22,5	41,3	3
4	2014	40,0	–	67,2	13,1	40,1	3

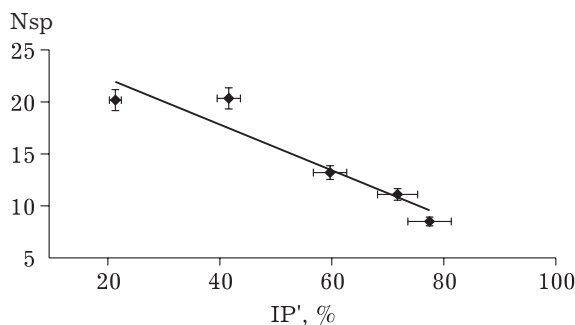


Рис. 2. Зависимость числа видов (Nsp) донных животных от интегрального показателя качества вод (IP')

“кризисное”. В 2000 и 2014 гг. качество вод улучшилось на два класса (IP' = 41,3 и 40,1 %, 3-й класс вод), что позволило относить их к “умеренно загрязненным” (см. табл. 3).

Как и во многих других водоемах и водотоках, в р. Ижоре с увеличением степени загрязнения воды число видов, число групп и индексы видового разнообразия зообентоса закономерно снижались. Среднее число видов животных зообентоса уменьшалось от 20 видов в пробе в классе “чистых” вод при среднем значении IP' = 21,3 ± 0,9 % до 8 видов в пробе в классе “грязных” вод при среднем значении IP' = 77,5 ± 0,8 % (рис. 2). Зависимость числа видов донных животных от интегрального показателя может быть описана уравнением линейной регрессии:

$$y = -0,22x + 26,63 \quad (R = 0,94), \quad (1)$$

где y – среднее число видов зообентоса в пробе; x – среднее значение интегрального показателя, %.

Число групп донных животных снижалось от 8 до 4 при тех же средних значениях IP' в пробе. Зависимость числа групп зообенто-

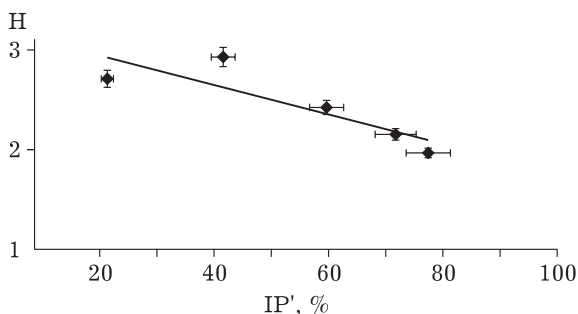


Рис. 3. Зависимость индекса Шеннона (H, бит/экз.) от интегрального показателя качества вод (IP')

са от интегрального показателя также может быть описана уравнением линейной регрессии:

$$y = -0,09x + 10,6, \quad (2)$$

где y – среднее число групп зообентоса в пробе.

Среднее значение индекса Шеннона также снижалось от $2,6 \pm 0,2$ в классе “чистых” до $1,5 \pm 0,2$ бит/экз. в классе “грязных” вод (рис. 3). Зависимость индекса Шеннона от интегрального показателя может быть описана уравнением линейной регрессии с высоким коэффициентом корреляции (0,86):

$$y = -0,02x + 3,36. \quad (3)$$

Здесь y – среднее значение индекса Шеннона.

В то же время с увеличением степени загрязнения воды биомасса донных животных возрастала (рис. 4).

Сообщества зообентоса в р. Ижоре потребляли и окисляли за счет своего метаболизма значительные количества органического вещества (табл. 4). Максимальные величины потребления органического вещества нехищными представителями зообентоса отмечены в 1970-х годах на ст. 2, непосредственно выше которой в реку поступали неочищенные сточные воды. При этом на этой станции в те годы наблюдались очень низкие величины рационов хищного зообентоса и эффективности передачи энергии между трофическими уровнями в сообществе донных животных (см. табл. 4).

ОБСУЖДЕНИЕ

Реки относятся к важнейшим элементам природного ландшафта, служащим источником питьевой воды для множества населенных пунктов, включая крупнейшие мегаполисы

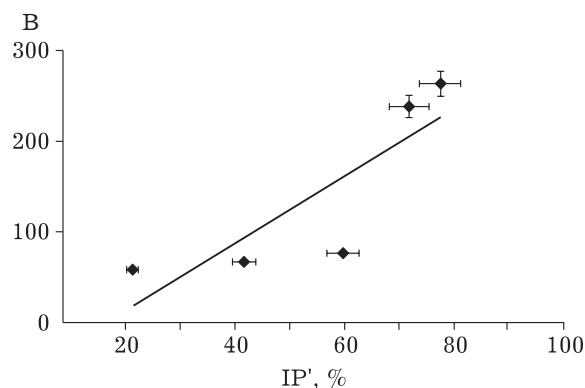


Рис. 4. Зависимость биомассы зообентоса от интегрального показателя качества вод (IP')

**Величины рационов нехищных (Cnpr) и хищных (Cpr) животных
и суммарные затраты на метаболизм всего зообентоса в р. Ижоре в разные годы**

Станция	Годы	Cnpr	Cpr, кал/(м ² ·сут)	R	Cpr/Cnpr, %
1	1973–1975	2615	248	1166	9,5
1	2000	2312	200	709	8,7
1	2014	10086	1045	3567	10,4
2	1973–1975	38971	71	18374	0,2
2	2000	13028	517	5835	4,0
2	2014	8822	1744	4779	19,8
3	1973–1975	3355	179	1544	5,3
3	2000	19002	3067	12829	16,1
3	2014	4687	626	2565	13,4
4	1973–1975	1070	127	544	11,9
4	2000	4978	541	2251	10,9
4	2014	2708	416	1114	15,4

России. Их экосистемы в процессе функционирования перерабатывают и переносят значительные количества органических и биогенных веществ с водосбора [Gladyshev et al., 2015; Богатов, Федоровский, 2017]. В некоторых случаях они могут быть важным источником незаменимых полиненасыщенных жирных кислот для наземных организмов, включая человека [Zinchenko et al., 2014]. Особую роль в этом процессе играют амфибиотические насекомые, доставляющие в процессе вылета имаго значительные количества органических веществ из водных экосистем в наземные [Porova et al., 2017]. В связи с этим реабилитация речных экосистем, подвергшихся антропогенному стрессу, особенно важна для нормального функционирования и сохранения полезных свойств природных ландшафтов. Эффективность реабилитации необходимо оценивать по степени восстановления структурно-функциональной организации водных биоценозов.

Органическое загрязнение влияет на видовой состав, структуру и функционирование речной экосистемы. В р. Ижоре в 1970-е годы при поступлении в реку неочищенных стоков на ст. 2, приносивших значительные количества дополнительных органических веществ, по величине интегрального показателя IP' качество воды резко изменялось от "чистой" (2-й класс) до "грязной" (5-й класс вод) (см. табл. 3). При этом происходило закономерное изменение видового состава зообенто-

са: уменьшение роли амфибиотических насекомых, доминирующих в верховьях реки на ст. 1, и увеличение – малощетинковых червей, которое сопровождалось многократным увеличением биомассы и рациона зообентоса (см. табл. 2, 4). В 1970-е годы сообщество донных животных было представлено двумя – тремя группами: олигохетами, доля численности которых составляла 99 %, и, иногда малочисленными, хирономидами и пиявками.

Такое изменение структуры и продуктивности при органическом загрязнении характерно и для других речных систем. Трофическая структура сообществ донных животных, так же как их видовой состав, закономерно изменяется в зависимости от степени загрязнения реки. В области "загрязненных" вод в водоемах и водотоках, как правило, присутствуют моллюски – соскребатели и фильтраторы, хищные и нехищные хирономиды, олигохеты [Балушкина, 2007; Алимов и др., 2013]. При увеличении загрязнения вод в реках, в классе "грязных" вод, отмеченных на ст. 2 в р. Ижоре в 1970-е годы (см. табл. 3), в сообществах донных животных наблюдается увеличение доминирования животных, относящихся к одной трофической группировке, в которой в абсолютном большинстве олигохеты-грунтозаглатыватели. Например, в загрязненном устье р. Славянка (класс "загрязненных – грязных" вод) доля олигохет-грунтозаглатывателей также значительно возрастала и составляла 96,6 % биомассы всех донных животных

[Балушкина и др., 2004]. Аналогичные изменения в структуре сообществ донных животных под влиянием антропогенного воздействия отмечали в других водоемах Северо-Запада России, в частности в оз. Имандра [Моисеенко, Яковлев, 1990; Яковлев, 2000].

При увеличении органического загрязнения водотоков органическими веществами также закономерно возрастает поток энергии через сообщество зообентоса. Например, на ст. 2 в месте поступления в р. Ижору неочищенных сточных вод потребление органических веществ и их деструкция животными бентоса в 1970-е годы были более чем на порядок величин больше, чем выше по течению на ст. 1 (см. табл. 4). Аналогично в устье р. Славянки в классе “загрязненных – грязных” вод потребление органических веществ и их деструкция донными животными возрастали в 2,2–2,4 раза по сравнению с менее загрязненными участками этой реки [Балушкина и др., 2004].

Резкое возрастание потока энергии через сообщества донных животных при поступлении в водоем или в водоток аллохтонных органических веществ антропогенного происхождения связано с их высокими питательными свойствами. Они обогащены углеводами, липидами, белками и их мономерами (моносахаридами, аминокислотами и жирными кислотами) [Samer, 2015]. Все эти вещества легко усваиваются донными животными. Многие виды олигохет, относящиеся к сем. Tubificidae, способны эффективно использовать органическое вещество сточных вод [Finogenova, Lobasheva, 1987; Rodriguez, Reynoldson, 2011; Golubkov et al., 2019].

Другой группой донных животных, часто достигающих высоких биомасс при органическом загрязнении водоемов и водотоков, являются личинки комаров-звонцов подсем. Chironominae, например личинки *Chironomus plumosus* (L.) [Johnson et al., 1993]. Так, применение метода изотопного анализа тканей гидробионтов в эстуарии р. Невы показало, что основным источником углерода для личинок *Ch. plumosus*, тубифицид *Potamothenio hammoniensis* (Michaelsen) и *Limnodrilus hoffmeisteri* Claparède в верхней и средней частях эстуария, в которые поступают сточные воды Санкт-Петербурга, является углерод антропогенного происхождения [Golubkov et al.,

2019]. В то же время донные ракообразные *Monoporeia affinis* (Lindstrom) (Amphipoda) и *Saduria entomon* (L.) (Isopoda), достигающие высоких биомасс в чистоводных районах Балтийского моря, в основном потребляют автохтонное органическое вещество, поступающее из пелагиали эстуария. В мелководных быстроекучих реках к основным потребителям автохтонного органического вещества (эпифитных водорослей) относятся личинки амфибиотических насекомых [Голубков, 2000, 2013; Алимов и др., 2013]. Важно также отметить, что значительное количество легко усвояемого органического вещества, поступающего со сточными водами, может приводить к дефициту кислорода на дне водоема или водотока. В этом случае оно приводит не к повышению, а снижению количественных показателей зообентоса, а избыточное органическое вещество перерабатывается в “микробильной петле” [Голубков и др., 2019].

Поступление неочищенных стоков в р. Ижору в 1970-х годах закономерным образом сказывалось на структурных показателях зообентоса, приводя к катастрофическому снижению его видового богатства и биологического разнообразия (см. рис. 2, 3, табл. 2). При этом класс вод резко повышался от 2-го (“чистые” воды) до максимально загрязненного 5-го класса (“грязные” воды) (см. табл. 3). Ниже по реке благодаря жизнедеятельности биоты (процессам самоочищения) видовое богатство и биологическое разнообразие несколько увеличивались, а качество вод восстанавливалось. Однако это улучшение было не очень значительным: качество вод повышалось до 4-го или 4–5-го класса (“загрязненные” или “загрязненные – грязные” воды). Таким образом, одних только процессов самоочищения было недостаточно для значимого улучшения/восстановления качества вод. В начале 2000-х годов после прекращения поступления в реку неочищенных стоков г. Гатчина качество воды на ст. 2 снижалось только на один класс по сравнению со ст. 1 (со 2-го до 3-го) и ниже по реке оставалось на том же уровне (см. табл. 3). В 2014 г., по-видимому, благодаря дальнейшим усилиям по улучшению степени очистки сточных вод (<https://asninfo.ru/news/55339-rekonstruktsiya-ochistnykh-sooruzheniy-gatchiny-zavershena>), качество вод на всем исследованном

участке реки по гидробиологическим показателям соответствовало одному (3-му) классу вод.

Таким образом, можно констатировать значимое снижение степени влияния стоков г. Гатчина на речную экосистему, и их намного большую эффективность по сравнению с процессами самоочищения на 23-километровом участке реки. Тем не менее полного восстановления качества вод не произошло: оно улучшилось до “умеренно загрязненного”. Сходные результаты получены и при изучении зоопланктона р. Ижоры [Литвинчук, 2019]. Это вполне соответствует мировому опыту, который показывает, что, несмотря на принимаемые меры, биологические сообщества, как правило, не возвращаются в первоначальное, близкое к естественному, состояние [Sala et al., 2000; Malmqvist, Rundle, 2002; Woodward et al., 2012]. Необходима разработка специальных социально-экономических мер для эффективного восстановления нарушенных экологических систем и их отдельных биотопов [Wortley et al., 2013]. Следует также отметить, что, несмотря на значимое снижение поступления антропогенного органического вещества в р. Ижору, его количество в месте поступления сточных вод на ст. 2 в 2014 г. было заметно больше, чем на остальных исследованных участках реки (см. рис. 1). Это указывает на необходимость дальнейших мер по снижению загрязнения вод этой реки.

Высокая степень загрязнения р. Ижоры в 1970-е годы оказывала негативное воздействие на функционирование сообщества зообентоса, снижая эффективность передачи энергии по трофическим цепям сообщества. На чистоводной ст. 1 отношение рационов консументов 2-го порядка (хищных животных) к рационам консументов 2-го порядка (нехищных животных) составляло около 10 %, что близко к средним показателям эффективности передачи энергии по трофическим уровням в экосистемах водоемов [Алимов и др., 2013]. В месте поступления в реку неочищенных от органических веществ стоков г. Гатчина на ст. 2 это отношение снижалось до очень низких величин – 0,2 %, а затем ниже по реке постепенно восстанавливалось до исходных величин (см. табл. 4). Такое значительное снижение эффективности передачи энергии по трофической цепи ранее отмечалось для экосистем в условиях

экстремально высоких соленостей воды или при высокой степени эвтрофирования водоема и связано с редукцией в этих условиях верхних трофических уровней в экосистеме [Голубков и др., 2018, 2019]. По-видимому, такое изменение структурно-функциональной организации свойственно водным экосистемам и сообществам, находящимся в состоянии экологического стресса. В 2000-х годах после улучшения экологического состояния р. Ижоры эффективность передачи энергии между трофическими уровнями в сообществе зообентоса значительно возросла (см. табл. 4).

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Долговременные исследования зообентоса и качество вод р. Ижоры показали, что интенсивное загрязнение органическими веществами закономерным образом влияло на структуру и функционирование зообентоса, увеличивая биомассу и поток энергии через сообщества донных животных. При этом в донных сообществах резко возрастала роль малоцетинковых червей, снижалось значение личинок амфибиотических насекомых, уменьшались видовое богатство, биологическое разнообразие зообентоса и эффективность передачи энергии между трофическими уровнями первичных и вторичных консументов. Состояние экосистемы в соответствии с величинами интегрального показателя качества вод IP' оценивалось как “катастрофическое”, а качество вод соответствовало 5-му высшему классу загрязнения (“грязные”). Хотя ниже по реке благодаря процессам самоочищения качество вод и состояние экосистемы несколько улучшались, но не очень значительно, что свидетельствовало о том, что экосистема реки была не способна самостоятельно переработать поступающие в реку избыточные количества органического вещества. Введение в г. Гатчина очистных сооружений сточных вод от органических загрязнителей способствовало восстановлению структурно-функциональной организации сообществ зообентоса и значительно улучшило состояние экосистемы реки. Однако полного восстановления качества вод не произошло: оно улучшилось до “умеренно загрязненного”. Это подтверждает мировой опыт, согласно которому биологические сообщества, подвергшиеся ин-

тенсивному антропогенному воздействию, как правило, не возвращаются в первоначальное состояние, близкое к естественному, без проведения специальных реабилитационных мер, направленных на восстановление нарушенных биотопов.

Работа выполнена и подготовлена к публикации в рамках государственной темы № АААА-А19-119020690091-0, “Фондовые коллекции Зоологического института” № 96-03-16 и при поддержке Программы Президиума Российской академии наук № 41 “Биоразнообразие природных систем и биологические ресурсы России” (проект № АААА-А18-118042390186-9).

ЛИТЕРАТУРА

- Алимов А. Ф., Богатов В. В., Голубков С. М. Продукционная гидробиология. СПб.: Наука, 2013. 343 с.
- Алимов А. Ф., Бульон В. В., Озерецковская Н. Г., Умнова Л. П. Общая характеристика исследованных участков некоторых рек Ленинградской, Калининградской и Московской областей // Методы биологического анализа пресных вод. Л.: Изд-во ЗИН АН СССР, 1976. С. 5–15.
- Алимов А. Ф., Финогенова Н. П. Количественная оценка роли сообществ донных животных в процессах самоочищения пресноводных водоемов // Гидробиологические основы самоочищения вод. Л.: Изд-во ЗИН АН СССР, 1976. С. 5–14.
- Балушкина Е. В. Хирономиды как индикаторы степени загрязнения воды // Методы биологического анализа пресных вод. Л.: Изд-во ЗИН АН СССР, 1976. С. 106–118.
- Балушкина Е. В. Функциональное значение личинок хирономид в континентальных водоемах. Л.: Наука. Ленингр. отд-ние, 1987. 180 с.
- Балушкина Е. В. Применение интегрального показателя для оценки качества вод по структурным характеристикам донных сообществ // Реакция озерных экосистем на изменение внешних условий. СПб.: Изд-во ЗИН РАН, 1997. С. 266–292.
- Балушкина Е. В. Структура сообществ донных животных и оценка экологического состояния р. Ижоры. Влияние гидрофизических и гидрохимических параметров воды на структурные характеристики сообществ донных животных // Биология внутр. вод. 2003. № 1. С. 74–80.
- Балушкина Е. В. Оценка состояния эстуария р. Невы в 1994–2005 гг. по структурным характеристикам сообществ донных животных // Биология внутр. вод. 2009. № 4. С. 64–72 [Balushkina E. V. Assessment of the Neva estuary ecosystem state on the basis of structural characteristics of benthic animal communities in 1994–2005 // Inland Water Biology. 2009. Vol. 2. С. 355–363].
- Балушкина Е. В. Оценка качества вод и состояния водоемов и водотоков северо-запада России по характеристикам сообществ донных животных // Вопросы экологического нормирования и разработка системы оценки состояния водоемов. М.: Изд-во Научного совета ОБН РАН по гидробиологии и ихтиологии. Программа фундаментальных исследований Президиума РАН “Биологическое разнообразие”, Учреждение Российской академии наук Институт проблем экологии и эволюции им. А. Н. Северцова, 2011. С. 69–101.
- Балушкина Е. В., Голубков С. М. Биоразнообразие сообществ донных животных и качество вод эстуария р. Невы в условиях антропогенного стресса // Тр. ЗИН РАН. 2015. Т. 319, № 2. С. 229–243.
- Балушкина Е. В., Голубков С. М., Умнова Л. П., Ципленкина И. Г. Структурные и функциональные характеристики сообществ донных животных как показатель качества вод и состояния водных экосистем (на примере рек Славянка и Мга) // Закономерности гидробиологического режима водоемов разного типа. М.: Научный мир, 2004. С. 227–235.
- Богатов В. В., Федоровский А. С. Основы речной гидрологии и гидробиологии. Владивосток: Дальнаука, 2017. 384 с.
- Голубков С. М. Функциональная экология личинок амфибиотических насекомых // Тр. ЗИН РАН. 2000. Т. 284. 294 с.
- Голубков С. М. Роль консументов в динамике пищевых цепей и функционировании водных экосистем // Journal of Siberian Federal University. Biology. 2013. Т. 6, № 4. С. 335–353.
- Голубков С. М., Беляков В. П., Голубков М. С., Литвинчук Л. Ф., Петухов В. А., Губелит Ю. И. Потоки энергии и круговорот фосфора в экосистеме мелководного водохранилища в условиях антропогенного стресса // Экология. 2019. № 6. С. 456–566 [Golubkov S. M., Belyakov V. P., Golubkov M. S., Litvinchuk L. F., Petukhov V. A., Gubelit Yu. I. Energy flows and phosphorus turnover in the system of shallow reservoir under anthropogenic // Russian Journal of Ecology. 2019. Vol. 50, N 4. P. 560–566].
- Голубков С. М., Шадрин Н. В., Голубков М. С., Балушкина Е. В., Литвинчук Л. Ф. Пищевые цепи и их динамика в экосистемах мелководных озер с различной соленостью воды // Экология. 2018. № 5. С. 391–398 [Golubkov S. M., Shadrin N. V., Golubkov M. S., Balushkina E. V., Litvinchuk L. F. Food chains and their dynamics in ecosystems of shallow lakes with different water salinities // Russian Journal of Ecology. 2018. Vol. 49, N 5. P. 442–448].
- Драчев С. М. Борьба с загрязнением рек, озер и водохранилищ промышленными и бытовыми стоками. М.; Л.: Изд-во АН СССР, 1964. 271 с.
- Критерии оценки экологической обстановки территорий для выявления зон чрезвычайной экологической ситуации и зон экологического бедствия. М.: Наука, 1992. 58 с.
- Литвинчук Л. Ф. Особенности зоопланктонного сообщества верхнего течения реки Ижора (бассейн Балтийского моря) в условиях длительного антропогенного воздействия // Принципы экологии. 2019. № 1. С. 47–62.
- Моисеенко Т. И., Яковлев В. А. Антропогенные преобразования водных экосистем Кольского Севера. Л.: Наука. Ленингр. отд-ние, 1990. 221 с.
- Остроумов С. А. Роль биоты в экологических механизмах самоочищения воды. М.: Изд-во МАКС-Пресс, 2016. 124 с.
- Яковлев В. А. Оценка качества поверхностных вод Кольского Севера по гидробиологическим показателям

- и данным биотестирования. Апатиты: Изд-во АН СССР, 1988. 25 с.
- Яковлев В. А. Трофическая структура зообентоса – показатель состояния водных экосистем и качества воды // Водные ресурсы. 2000. Т. 27, № 2. С. 237–244.
- Aronson J., Alexander S. Ecosystem restoration is now a global priority: time to roll up our sleeves // Restoration Ecology. 2013. N 21. P. 293–296.
- Balushkina E. V., Golubkov S. M. Water quality and biodiversity of benthic animals in the Neva estuary under anthropogenic stress // Fundamentalnaya i Prikladnaya Gidrofizika. 2018. Vol. 11, N 2. P. 51–61.
- Berezina N. A., Strode E., Lehtonen K. K., Balode M., Golubkov S. M. Sediment quality assessment using *Gmelinoides fasciatus* and *Monoporeia affinis* (Amphipoda, Gammaridea) in the northeastern Baltic Sea // Crustaceana. 2013. Vol. 8, N 7–8. P. 780–801.
- Bogatov V. V., Fedorovskiy A. S. Freshwater ecosystems of the southern region of the Russian far east are undergoing extreme environmental change // Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems. 2016. Vol. 417, N 34. DOI:10.1051/kmae/2016021
- Finogenova N. P., Lobasheva T. M. Growth of *Tubifex tubifex* Muller (Oligochaeta, Tubificidae) under various trophic conditions // Int. Rev. Hydrobiol. 1987. Vol. 72. P. 709–726.
- Gladyshev M. I., Kolmakova O. V., Tolomeev A. P., Anishchenko O. V., Makhutova O. N., Kolmakova A. A., Kravchuk E. S., Glushchenko L. A., Kolmakov V. I., Sushchik N. N. Differences in organic matter and bacterioplankton between sections of the largest Arctic river: Mosaic or continuum? // Limnol. Oceanogr. 2015. Vol. 60. P. 1314–1331.
- Golterman H. L. Methods for chemical analysis of freshwaters // IBP Handbook. Oxford: Balckwell Scientific Publication, 1969. N 8. 172 p.
- Golubkov S. M., Golubkov M. S., Tiunov A. V. Anthropogenic carbon as a basal resource in the benthic food webs in the Neva Estuary (Baltic Sea) // Marine Pollution Bull. 2019. Vol. 146. P. 190–200.
- Goodnight C. J., Whitley L. S. Oligochaetes as indicators of pollution // Proc. 15th Ind. Waste Conv. 1961. Vol. 106. P. 139–142.
- Johnson R. K., Wiederholm T., Rosenberg D. M. Freshwater biomonitoring using individual organisms, populations, and species assemblages of benthic macroinvertebrates // Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates / Eds. D. M. Rosenberg, V. H. Resh. New York; London: Chapman and Hall, 1993. P. 40–159.
- Malmqvist B., Rundle S. Threats to the running water ecosystems of the world // Environmental Conservation. 2002. Vol. 29, N 2. P. 134–153.
- Popova O. N., Haritonov A. Y., Sushchik N. N., Makhutova O. N., Kalachova G. S., Kolmakova A. A., Gladyshev M. I. Export of aquatic productivity, including highly unsaturated fatty acids, to terrestrial ecosystems via Odonata // Sci. Total Environ. 2017. Vol. 581. P. 40–48.
- Rodriguez P., Reynoldson T. B. The Pollution Biology of Aquatic Oligochaetes. Dordrecht, Heidelberg, London, New York: Springer, 2011. 265 p.
- Samer M. Biological and chemical wastewater treatment processes. IntechOpen. 2015. <https://doi.org/10.5772/61250> <https://doi.org/10.5772/61250>
- Sala O. E., Chapin F. S. 3rd, Armesto J. J., Berlow E., Bloomfield J., Dirzo R., Huber-Sanwald E., Huenneke L. F., Jackson R. B., Kinzig A., Leemans R., Lodge D. M., Mooney H. A., Oesterheld M., Poff N. L., Sykes M. T., Walker B. H., Walker M., Wall D. H. Global biodiversity scenarios for the year 2100 // Science. 2000. Vol. 287. P. 1770–1774.
- Wen Y., Schoups G., van de Giesen N. Organic pollution of rivers: Combined threats of urbanization, livestock farming and global climate change // Sci. Rep. 2017. Vol. 7, N 43289. P. 1–9.
- Wetzel R. G., Likens G. E. Limnological Analyses. New York: Springer, 2000. 429 p.
- Woodowiss F. S. The biological system of stream classification used by the Trent Board // Chem. Ind. 1964. N 11. P. 443–447.
- Woodward G., Gessner M. O., Giller P. S., Gulis V., Hladysz S., Lecerf A., Malmqvist B., McKie B. G., Tiegs S. D., Cariss H., Dobson M., Eloisei A., Ferreira V., Graça M. A., Fleituch T., Lacoursière J. O., Nistorescu M., Pozo J., Risnoveanu G., Schindler M., Vadineanu A., Vought L. B., Chauvet E. Continental-scale effects of nutrient pollution on stream ecosystem functioning // Science. 2012. Vol. 336. P. 1438–1440.
- Wortley L., Hero J.-M., Howes M. Evaluating Ecological Restoration Success: A Review of the Literature // Restoration Ecol. 2013. Vol. 21, N 5. P. 537–543.
- Zinchenko T. D., Gladyshev M. I., Makhutova O. N., Sushchik N. N., Kalachova G. S., Golovatyuk L. V. Saline rivers provide arid landscapes with a considerable amount of biochemically valuable production of chironomid (Diptera) larvae // Hydrobiologia. 2014. Vol. 722, N 1. P. 115–128.

Restoration of zoobenthic communities and water quality in river ecosystem after a decrease in the level of organic pollution

S. M. GOLUBKOV, E. V. BALUSHKINA, M. S. GOLUBKOV

*Zoological Institute of RAS
199034, Saint-Petersburg, Universitetskaya emb., 1
E-mail: golubkov@zin.ru*

The development of principles and methods for restoration of ecological systems that have undergone intense anthropogenic impacts is one of the most important tasks of modern ecology. The work is devoted to the study of the regularities of the influence of organic pollution on the structure and functional characteristics of zoobenthic communities and the degree of restoration of the pristine communities of bottom animals and the quality of the waters of the small Izhora River by bioindication characteristics. For this, the results of studies of the 1970s and 2000s were compared. Intensive organic matter pollution influenced the structure and functioning of zoobenthos, increasing biomass and energy flow through the bottom animal communities. At the same time, the role of oligochaete worms in the bottom communities sharply increased, the role of larvae of amphibiotic insects decreased, the species richness and biological diversity of zoobenthos declined, and the efficiency of energy transfer between trophic levels of primary and secondary consumers fell down. Water quality in accordance with the values of the integrated index IP' corresponded to the fifth highest class of pollution ("dirty"). Downstream, due to self-purification processes, the water quality and ecosystem state improved slightly, but this improvement was not very significant, which indicated that the river's ecosystem was not able to process excess organic matter entering the river. The introduction of wastewater treatment from organic pollutants at sewage treatment plants contributed to the restoration of the structural and functional organization of zoobenthic communities and significantly improved the state of the river ecosystem. However, a complete restoration of water quality did not occur: it improved to "moderately polluted".

Key words: anthropogenic impact, biodiversity, zoobenthos, organic pollution, ecological restoration.