



Издатель

ФГБОУ ВО «Петрозаводский государственный университет»
Российская Федерация, г. Петрозаводск, пр. Ленина, 33

Научный электронный журнал

ПРИНЦИПЫ ЭКОЛОГИИ

<https://ecopri.ru>

2026

Главный редактор

А. В. Коросов

Редакционный совет

В. Н. Большаков
А. В. Воронин
Н. Н. Немова
Г. С. Розенберг
А. Ф. Титов
Г. С. Антипина
В. В. Вапиров
А. М. Макаров

**Редакционная
коллегия**

Т. О. Волкова
Е. П. Иешко
В. А. Илюха
Н. М. Калинкина
J. P. Kurhinen
А. Ю. Мейгал
J. B. Jakovlev
B. Krasnov
A. Gugolek
В. Н. Якимов
А. В. Сони́на

Службы поддержки

Н. А. Марфицина
Е. В. Голубев
С. Л. Смирнова
Н. Д. Чернышева
М. Л. Киреева

ISSN 2304-6465

Адрес редакции

185910, Республика Карелия, г. Петрозаводск, ул. Ленина, 33.

E-mail: ecopri@petsu.ru

<https://ecopri.ru>





УДК 574.583

СТРУКТУРНАЯ ОРГАНИЗАЦИЯ СООБЩЕСТВ ЗООПЛАНКТОНА ШУВАЛОВСКОГО КАНАЛА НИЖНЕГО НОВГОРОДА В ЗОНЕ ВЛИЯНИЯ РЕКУЛЬТИВИРОВАННОГО ПОЛИГОНА ТКО

БУБНОВ
Виктор Андреевич

ФГАОУ ВО Национальный исследовательский
Нижегородский государственный университет им. Н.И.
Лобачевского (603022, Нижний Новгород, проспект
Гагарина, 23), viktor.bubnov03@mail.ru

ГАВРИЛКО
Дмитрий
Евгеньевич

кандидат биологических наук, ФГАОУ ВО Национальный
исследовательский Нижегородский государственный
университет им. Н.И. Лобачевского (603022, Нижний
Новгород, проспект Гагарина, 23), dima_gavrilko@mail.ru

СТАРЦЕВА
Наталья
Александровна

кандидат биологических наук, ФГАОУ ВО Национальный
исследовательский Нижегородский государственный
университет им. Н.И. Лобачевского (603022, Нижний
Новгород, проспект Гагарина, 23), startseva@bio.unn.ru

Ключевые

слова:

коловратки,
ракообразные,
сезонная
сукцессия,
видовое
разнообразие,
функциональное
разнообразие,
анализ
избыточности

Аннотация. В условиях городской среды водные объекты подвергаются комплексному антропогенному загрязнению. Полигоны твёрдых коммунальных отходов (ТКО) обладают широким спектром воздействия на водные экосистемы, поскольку содержат большое количество органических и неорганических загрязняющих веществ. Однако отклик гидробиоценозов на данное влияние изучен крайне слабо. В работе дана характеристика видовой и функциональной структуры сообществ зоопланктона участка Шуваловского канала, находящегося под воздействием рекультивированного полигона ТКО. Отбор проб проводили с июня по сентябрь 2023 г. на двух участках канала, выше и ниже полигона. Установлено, что на участке ниже полигона повышены значения хлорофилла а, общей минерализации, концентрации общего железа и марганца и снижена прозрачность воды. Показаны различия в сезонной сукцессии сообществ зоопланктона между двумя участками канала. Под влиянием полигона в сообществе зоопланктона снижалось видовое богатство и разнообразие, наблюдалось угнетение кладоцер и сдвиг функциональной структуры в сторону хищников при снижении общего функционального разнообразия. Высокие значения индекса отношения биомассы Cyclopoida к Calanoida на участке ниже полигона в течение сезона свидетельствуют о сильном эвтрофировании. Продолжающееся воздействие рекультивированного полигона демонстрирует необходимость проведения мониторинговых исследований за состоянием экосистемы водотока.

© Петрозаводский государственный университет

Введение

Загрязнение водных экосистем вызывает глубокие структурные и функциональные нарушения гидробиоценозов. Накопление токсичных веществ, включая тяжелые металлы и ксенобиотики, приводит к деградации трофических цепей, снижению биоразнообразия, нарушению биохимических процессов и отклонениям в работе репродуктивных функций у гидробионтов (Андроникова, 1996; Деревенская, Мингазова, 1998; Stamenković et al., 2021). Так же опасность представляют антропогенное эвтрофирование, вызванное избытком азота и фосфора (Smith, Schindler, 2009), и накопление стойких органических загрязнителей, способных к биоаккумуляции в трофических цепях (Морозов и др., 2022). Эти процессы могут сопровождаться образованием токсичных донных отложений и развитием гипоксии (Тищенко и др., 2020; Павленко и др., 2022).

Полигоны твёрдых коммунальных отходов служат постоянными источниками комплексного загрязнения водных объектов. Одним из главных факторов негативного влияния свалок отходов на окружающую среду является выделение жидкой фракции и вымывание растворимых веществ атмосферными осадками в поверхностные и подземные водные объекты (Василискова и др., 2023; Гудкова и др., 2024). Свалочный фильтрат содержит широкий спектр опасных соединений: от тяжелых металлов и органических веществ до микропластика и фармацевтических препаратов (Kjeldsen et al., 2002; Przydatek et al., 2025). Даже после рекультивации сохраняется риск длительного загрязнения грунтовых вод, особенно в условиях влажного климата, поскольку фильтрат полигонов ТКО может сохранять высокую токсичность десятилетиями, вызывая хроническое загрязнение прилегающих водоемов (Karlsson et al., 2021).

Организмы зоопланктона демонстрируют высокую чувствительность к загрязнению, что делает их ценными биоиндикаторами (Вандыш, 2004; Cabral et al., 2020; Li et al., 2025). Тяжелые металлы и токсичные органические соединения

угнетают репродуктивную функцию коловраток и кладоцер, снижая их численность и видовое богатство (Брагинский, 2003; Черкашин, 2005). Кислотные стоки ($\text{pH} < 5$) вызывают гибель чувствительных видов и приводят к нарушению трофических связей. Хроническое воздействие приводит к доминированию толерантных видов, упрощению структуры сообществ и снижению их устойчивости (Алимов, 1994; Андроникова, 2011). При этом данные о влиянии рекультивированных полигонов ТКО на сообщества зоопланктона в научной литературе практически отсутствуют.

Шуваловский канал, расположенный в Ленинском районе г. Нижнего Новгорода, является искусственным водотоком – притоком второго порядка р. Оки, созданным на месте бывшей озёрной системы, путём соединения озёр между собой. В прилегающей к верхнему течению канала промзоне с 1970-х по 2016 год функционировал полигон твёрдых коммунальных отходов площадью 17,9 га с накопленным объёмом отходов 916,5 тыс. м³, который в 2022 году был рекультивирован посредством сепарации свалочных масс, химической обработки рекультивационного грунта с доведением до 5 класса опасности и укладки 20-сантиметрового растительного слоя (Рекультивация ..., 2021). Исследования зоопланктона Шуваловского канала начались в рамках создания экологических паспортов водных объектов в 2000 году (Гелашвили и др., 2005). Однако, участок рядом с полигоном ТКО паспортизацией затронут не был. Поэтому отсутствуют сведения о том, как рекультивация полигона повлияла на сообщества зоопланктона.

Целью работы была характеристика видовой и функциональной структуры сообществ зоопланктона Шуваловского канала в зоне влияния рекультивированного полигона ТКО.

Материалы

Исследования зоопланктона проводили на двух участках Шуваловского канала, расположенных выше (станции 1-4) и ниже (станции 5-7) по течению относительно рекультивированного полигона ТКО. Отбор проб проводили при единовременных съёмках в июне, июле, августе и сентябре 2023 года (рис. 1).

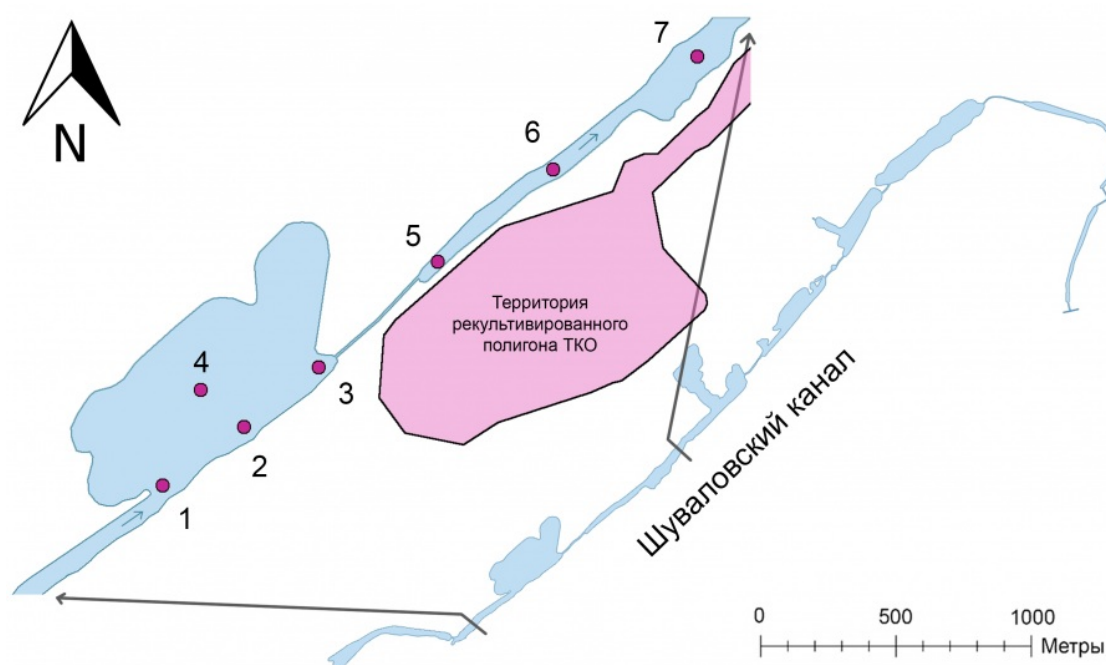


Рис. 1. Схема расположения станций отбора проб зоопланктона на исследованном участке Шуваловского канала

Fig. 1. Schematic layout of zooplankton sampling stations at the surveyed section of the Shuvalov Canal

Методы

Отбор проб проводили стандартной сетью Джеди (размер ячеек 70 мкм) путём вертикального траления в водной толще от дна до поверхности. Пробы фиксировали 40% раствором формалина с доведением до 4% концентрации в пробе. Обработку проб зоопланктона проводили в соответствии с общепринятым в практике гидробиологических исследований счетно-весовым методом (Методы ..., 2024). Идентификацию видов зоопланктона осуществляли с использованием определителей (Определитель ..., 2010; Коровчинский и др., 2021). Всего было собрано и обработано 28 пелагических проб.

В период отбора проб зоопланктона проводили измерения ряда параметров среды. Прозрачность воды определяли по белому диску Секки, температуру, pH, содержание растворённого кислорода, общую минерализацию и содержание хлорофилла *a* в воде измеряли с использованием мультипараметрического зонда Aquaread AP-2000. Также батометром отбирали интегральные пробы воды для проведения гидрохимического анализа. Определение содержания карбонат-ионов, сульфат-ионов, ионов кремния и тяжёлых металлов ($\text{Fe}^{2+/3+}$, Mn^{2+} , Zn^{2+} , Cu^{2+} , Pb^{2+} , Hg^{2+}) было проведено в аккредитованной лаборатории НИИ Химии ННГУ им. Н.И. Лобачевского.

Доминирующие виды зоопланктона выделяли согласно индексу Палия-Ковнацки (Шитиков и др., 2003). В качестве структурного показателя, отражающего степень эвтрофирования, рассчитывали соотношению биомасс веслоногих ракообразных Cyclopoida к Calanoida (Weglenska et al., 1983). Сравнение видовой структуры сообществ с учётом сезонных изменений проводили с помощью многомерного дисперсионного анализа методом перестановок (PERMANOVA) (Anderson, 2001). Разнообразие сообществ оценивали с помощью индексов Шеннона (Margalef, 1957) и Пиелу (Pielou, 1966). Влияние факторов среды на видовую структуру сообществ определяли посредством анализа избыточности (RDA) (Legendre, Legendre, 2012; Шитиков, Розенберг, 2013). Для выделения функциональных групп зоопланктона использовали базу функциональных признаков (Гаврилко и др., 2020). Функциональное разнообразие оценивали с помощью индексов функционального богатства (FRic), выравненности (FEve) и дивергенции (FDiv) (Cornwell et al., 2006; Villeger et al., 2008).

Для определения отклонений от нормального распределения использовали тесты Шапиро-Уилка, Андерсона-Дарлинга и Лиллиефорса. Однородность дисперсий оценивали с помощью теста Левена. Для определения значимости различий анализируемых параметров применяли тест Вилкоксона, t-тест Уэлча и тест Тьюки с поправкой Вестфолла-Янга (Legendre, Legendre, 2012). Общая численность и биомасса, и численности таксономических групп зоопланктона перед анализом были логарифмированы, для соответствия нормальному распределению. Статистическую обработку материала проводили в среде R (пакеты «car», «multcomp», «mvtnorm», «nortest», «readxl», «vegan») (R Core Team, 2026).

Результаты

Сравнительный анализ гидрофизических и гидрохимических показателей на исследуемых участках, расположенных выше и ниже полигона по течению, продемонстрировал наличие статистически значимых различий между ними. Верхний участок канала характеризовался более высокими значениями прозрачности воды и водородного показателя (pH). В то же время, вниз по течению от полигона зарегистрированы повышенные значения общей минерализации и концентрации хлорофилла *a* (рис. 2).

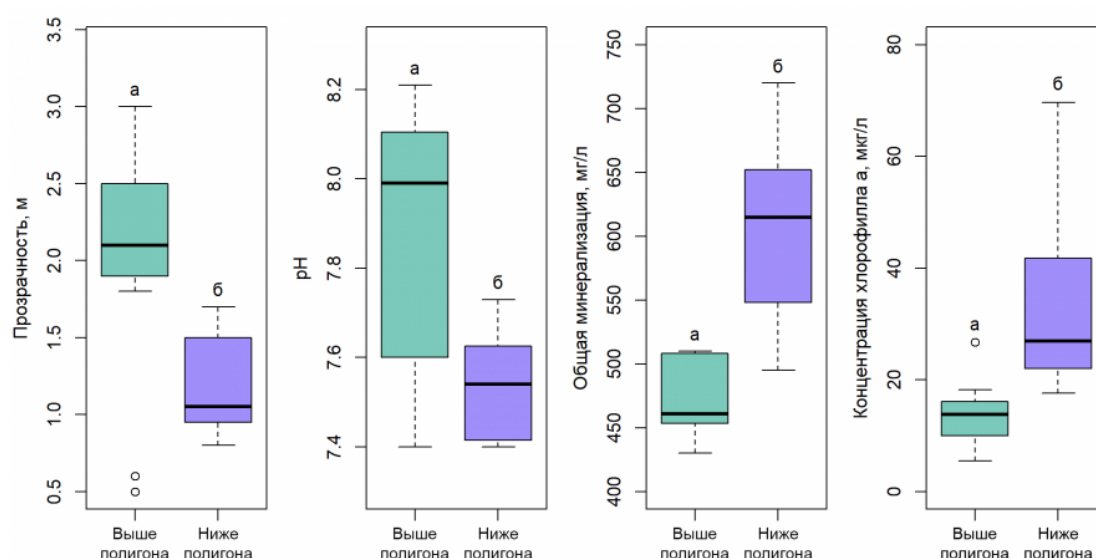


Рис. 2. Диаграммы размаха гидрофизических и гидрохимических параметров на исследованных участках Шуваловского канала. Для обозначения статистически значимых различий добавлены компактные буквенные обозначения

Fig. 2. Box plots of hydrophysical and hydrochemical parameters at the surveyed sections of the Shuvalov Canal. Statistically significant differences are indicated by compact letter notation

Гидрохимический анализ воды показал, что основную часть растворённых солей составляли гидрокарбонаты, при этом зафиксированы значительные превышения ПДК для водных объектов культурно-бытового назначения по марганцу (до 2 ПДК выше полигона и до 22 ПДК ниже полигона в августе-сентябре) и железу (до 35 ПДК ниже полигона в тот же период). Концентрации прочих тяжёлых металлов были ниже порога их обнаружения.

В ходе исследования в зоопланктоне Шуваловского канала было зарегистрировано 111 видов, из них 62 вида коловраток (Rotifera), 33 – ветвистоусых (Cladocera) и 16 – веслоногих (Copepoda) ракообразных. Среди идентифицированных видов присутствовали и чужеродные: североамериканская коловратка *Kellicottia bostoniensis* (Rousselet, 1908) и солоноватоводный рачок *Eurytemora velox* (Lilljeborg, 1853). Кроме того, впервые для водных объектов Нижегородской области был зафиксирован веслоногий рачок *Cyclops bohater* Kozminski, 1933.

Для выделения сообществ зоопланктона и оценки воздействия факторов среды применяли анализ избыточности (RDA) с учетом следующих параметров: глубина, прозрачность воды, температура, pH, концентрация растворенного кислорода, общая минерализация, содержание карбонат-ионов, сульфат-ионов, ионов кремния и тяжёлых металлов. Статистический анализ частных моделей показал значимое влияние на структуру зоопланктонных сообществ восьми факторов (таблица 1). Полная модель RDA объясняла 56.4% ($p < 0.001$) от общей дисперсии видовой структуры сообществ зоопланктона. Статистически значимыми в модели были первые 3 оси.

Таблица 1. Статистический анализ значимости объяснения изменчивости видовой структуры для каждого отдельного фактора Шуваловского канала

Фактор	Скорректированная доля объясняемой дисперсии, %	Значение критерия Фишера, F	p -значение
Прозрачность	15.6	5.99	0.001
Концентрация HCO_3^-	15.4	5.91	0.001

Концентрация кислорода	15.1	5.83	0.001
Концентрация $\text{Fe}^{2+/3+}$	13.8	5.32	0.002
Концентрация Mn^{2+}	13.8	5.35	0.002
Концентрация SO_4^{2-}	13.4	5.18	0.002
Температура	12.9	5.02	0.001
pH	11.4	4.49	0.002
Общая минерализация	8.4	3.50	0.012

Результаты ординации показали пространственно-временную дифференциацию сообществ зоопланктона. Станции 5-7, расположенные ниже полигона, и станции 1-4 выше полигона, сгруппировались соответственно месту и месяцу отбора (рис. 3). Исключение составила станция 4 в июне, которая существенно отличалась от других станций того же участка (выше полигона) по видовой структуре сообщества зоопланктона. Остальные июньские станции демонстрировали сходную видовую структуру и на ординационной диаграмме расположились в сторону увеличения температуры воды. При этом станции, находящиеся ниже полигона, дополнительно смещались вдоль вектора возрастающей минерализации.

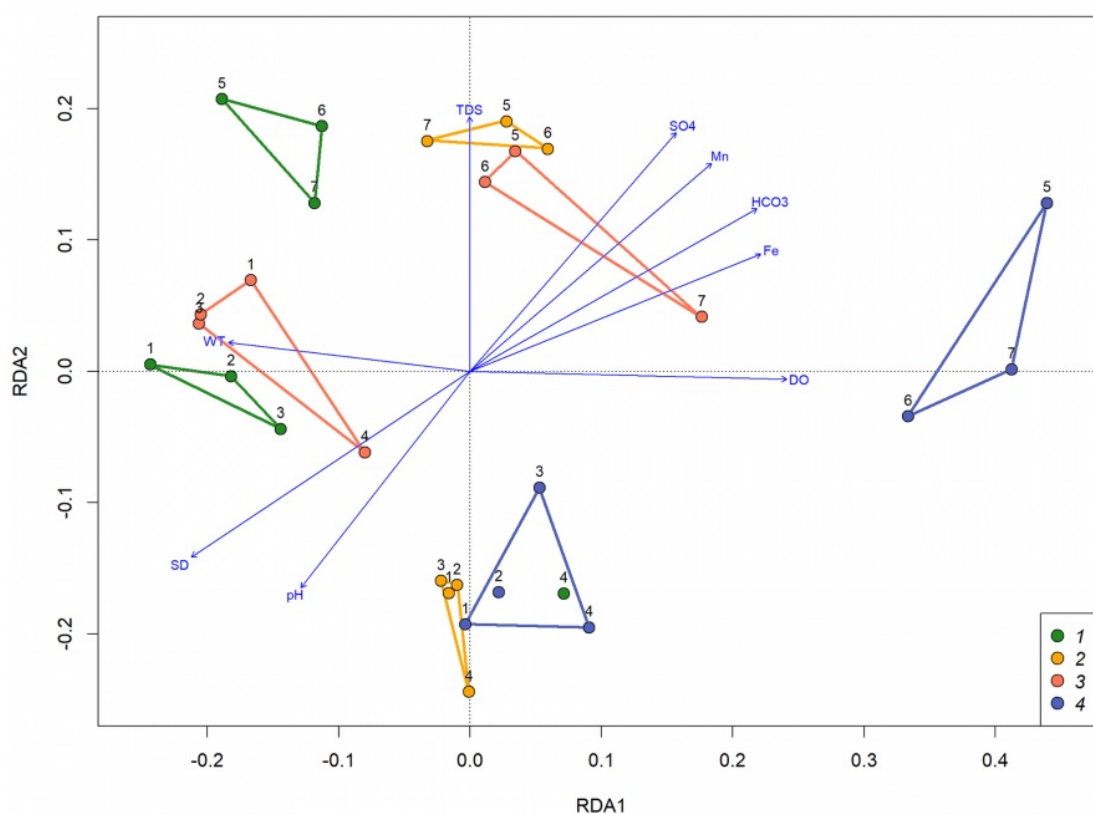


Рис. 3. Ординационная диаграмма, построенная по результатам анализа избыточности для станций отбора проб зоопланктона Шуваловского канала. WT – температура, SD – прозрачность, pH – водородный показатель, DO – концентрация кислорода, TDS – общая минерализация, Mn – концентрация ионов Mn^{2+} , SO_4 – концентрация ионов SO_4^{2-} , HCO_3 – концентрация ионов HCO_3^- , Fe – концентрация ионов $\text{Fe}^{2+/3+}$; 1 – Июнь, 2 – Июль, 3 – Август, 4 – Сентябрь

Fig. 3. Ordination diagram based on redundancy analysis (RDA) for the zooplankton

sampling stations of the Shuvalov Canal. WT – temperature, SD – transparency, pH – hydrogen index, DO – dissolved oxygen concentration, TDS – total dissolved solids, Mn – Mn^{2+} concentration, SO_4 – SO_4^{2-} concentration, HCO_3 – HCO_3^- concentration, Fe – $Fe^{2+}/^{3+}$ concentration; 1 – June, 2 – July, 3 – August, 4 – September

В июле наблюдалась выраженная дифференциация зоопланктонных сообществ по градиенту минерализации. Станции, расположенные ниже полигона, на ординационной диаграмме сместились в сторону увеличения значений минерализации, в то же время станции участка выше полигона демонстрировали противоположную динамику, смещаясь в зону пониженной минерализации. В августе станции нижнего течения сгруппировались в зоне повышенной минерализации и высоких концентраций растворённых ионов (Mn^{2+} , $Fe^{2+}/^{3+}$), тогда как станции верхнего участка ассоциировались с повышенными температурными значениями. В сентябре станции участка ниже полигона расположились по направлению векторов увеличения содержания растворенного кислорода, причём значительно дальше от центра, чем в других месяцах. Станции участка выше полигона сместились в сторону уменьшения минерализации.

Многомерный дисперсионный анализ методом перестановок (PERMANOVA) подтвердил статистически значимые различия ($p < 0.001$) в структуре зоопланктонных сообществ между участками, расположенными выше и ниже полигона, что согласуется с результатами анализа избыточности и свидетельствует об устойчивом пространственном разделении сообществ.

Сезонная динамика (месяц отбора проб) оказалась наиболее значимым фактором, объясняющим 28.6% ($p < 0.001$) общей дисперсии видовой структуры зоопланктонных сообществ. Локализация сообщества относительно полигона (выше или ниже по течению) определяла 12% ($p < 0.001$) дисперсии видовой структуры. При этом взаимодействие пространственного и временного факторов (расположения и месяца отбора проб) вносило существенный дополнительный вклад – 18.5% ($p < 0.001$) объясняемой дисперсии, что указывает на различия в сезонной динамике сообществ выше и ниже полигона.

Выделенные зоопланктонные сообщества во все месяца различались между собой по видовой структуре (таблица 2). На верхнем участке в июне обособилось сообщество станции 4 с доминированием ветвистоусых ракообразных *Bosmina longirostris* (O.F. Müller, 1785), *Daphnia cucullata* (Sars, 1862) и *Keratella quadrata* (O.F. Muller, 1786), в отличие от сообщества станций 1-3, где первенство доминирования имели науплиальные стадии веслоногих ракообразных. В июле и августе науплии сохраняли доминирующие позиции в видовой структуре. Однако, в июле высокую долю в сообществе имела *D. cucullata*, а в августе в состав доминантов вошли копеподитные стадии веслоногих ракообразных. В сентябре в зоопланктоне лидировали коловратки *Asplanchna priodonta* Gosse, 1850 и *Filinia longisetia* (Ehrenberg, 1834).

Таблица 2. Значения индекса доминирования Палия-Ковнацки для наиболее многочисленных видов зоопланктона Шуваловского канала

Месяц отбора проб	Выше полигона		Ниже полигона	
	Вид	D	Вид	D
Июнь	Nauplii Copepoda	37.19	Nauplii Copepoda	66.25
	<i>Keratella quadrata</i>	15.90	<i>Thermocyclops oithonoides</i>	13.73
	<i>Bosmina longirostris</i>	6.16	<i>Bosmina longirostris</i>	5.21
Июль	Nauplii Copepoda	22.42	<i>Thermocyclops oithonoides</i>	31.81
	<i>Daphnia cucullata</i>	18.47	Nauplii Copepoda	19.57
	<i>Keratella quadrata</i>	13.36	<i>Bosmina longirostris</i>	17.18

Август	Nauplii Copepoda	64.56	<i>Keratella cochlearis</i>	36.52
	Copepodit Cyclopoida	11.10	Nauplii Copepoda	21.45
	<i>Keratella cochlearis</i>	9.92	<i>Thermocyclops oithonoides</i>	11.59
Сентябрь	<i>Asplanchna priodonta</i>	16.52	<i>Keratella testudo</i>	46.31
	Nauplii Copepoda	14.04	<i>Thermocyclops oithonoides</i>	24.70
	<i>Filinia longiseta</i>	13.92	<i>Keratella cochlearis</i>	17.35

Зоопланктоценоз нижнего участка характеризовался преобладанием веслоногого рачка *Thermocyclops oithonoides* (Sars, 1863), который входил в состав доминантов в течение всех месяцев с наибольшей долей в июле (таблица 2). Также в летние месяцы доминировали науплиальные стадии веслоногих рачков. В августе на первое место вышла коловратка *Keratella cochlearis* (Gosse, 1851), которая была заменена в сентябре на *Keratella testudo* (Ehrenberg, 1832).

Зоопланктоценозы разных участков канала различались между собой по видовому богатству, разнообразию и количественному развитию. Общее видовое богатство, богатство отдельных таксономических групп и индекс Шеннона были статистически значимо больше на участке выше полигона в июне, июле и сентябре (рис. 4). В июне и июле наблюдалось снижение биомассы кладоцер, численности и биомассы коловраток на участке ниже полигона. Однако с августа численность кладоцер на участке ниже полигона стала больше, чем на участке выше полигона. В сентябре также возросла численность коловраток на участке ниже полигона, по сравнению с соседним участком.

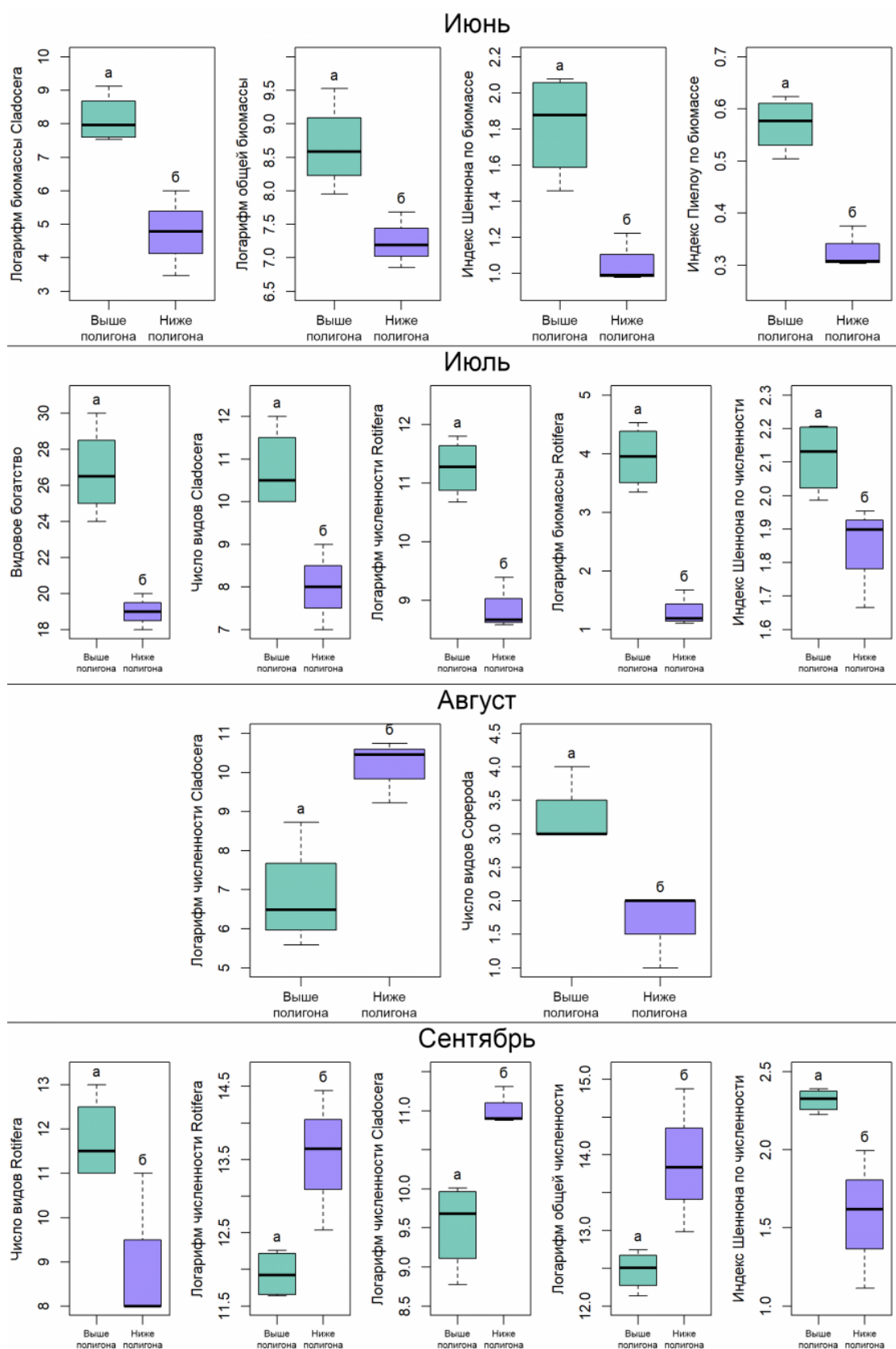


Рис. 4. Диаграммы размаха ценотических параметров сообществ зоопланктона на исследованных участках Шуваловского канала

Fig. 4. Box plots of community parameters of zooplankton communities at the surveyed sections of the Shuvalov Canal

Анализ соотношения биомасс Cyclopoida к Calanoida выявил статистически значимые различия: участок ниже полигона характеризовался более высокими

показателями этого индекса (повышенным уровнем эвтрофирования) в июне и июле, по сравнению с участком выше полигона (рис. 5). При этом наблюдался естественный рост значений индекса на участке выше полигона в течение лета, а затем снижение в сентябре.

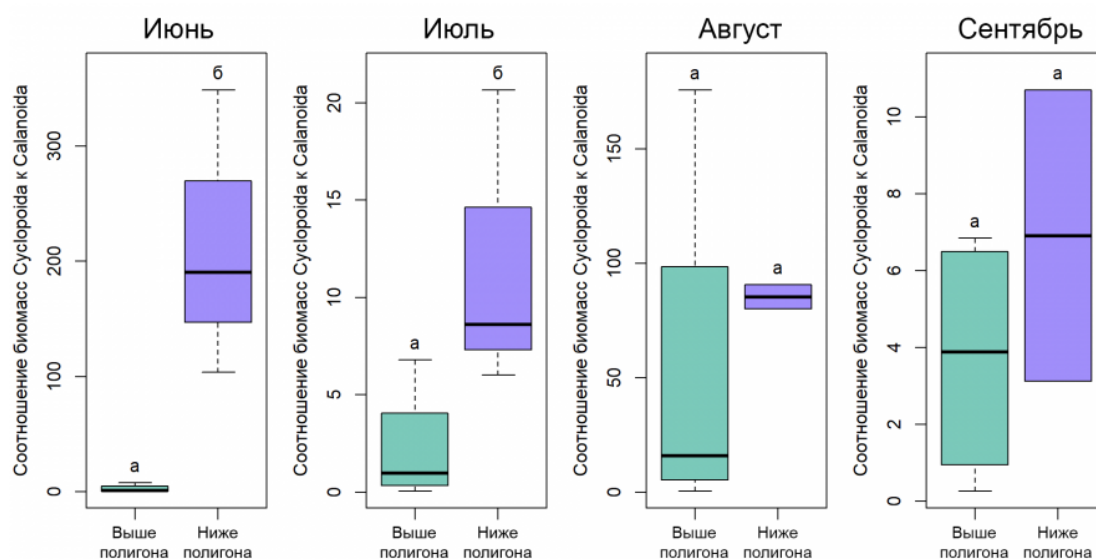


Рис. 5. Диаграммы размаха соотношения биомасс Cyclopoida к Calanoida на исследованных участках Шуваловского канала

Fig. 5. Box plots of the Cyclopoida-to-Calanoida biomass ratio at the surveyed sections of the Shuvalov Canal

В функциональной структуре зоопланктона выявлено 10 функциональных групп, различающихся типом питания, при этом максимальное видовое богатство отмечено среди вертикаторов (33 вида коловраток). Группы первичных и вторичных фильтраторов, представленные ветвистоусыми и веслоногими ракообразными, демонстрировали близкие показатели видового богатства (15 и 16 видов соответственно). Всасыватели включали 15 видов коловраток, тогда как облигатные хищники насчитывали 11 видов (2 вида Cladocera и 9 видов Copepoda). Смешанные трофические группы характеризовались меньшим видовым богатством: вертикаторы-всасыватели (9 видов), хищники-собиратели (6 видов), хищники-всасыватели (5 видов) и хищники-первичные фильтраторы (3 вида). Наименьшая представленность отмечена у собирателей – 1 вид.

Сравнительный анализ функциональной структуры зоопланктонных сообществ выявил различия между двумя участками. На участке ниже полигона на протяжении всего периода исследований отмечено снижение доли первичных фильтраторов как по численности, так и по биомассе при одновременном статистически значимом увеличении биомассы хищников (рис. 6).

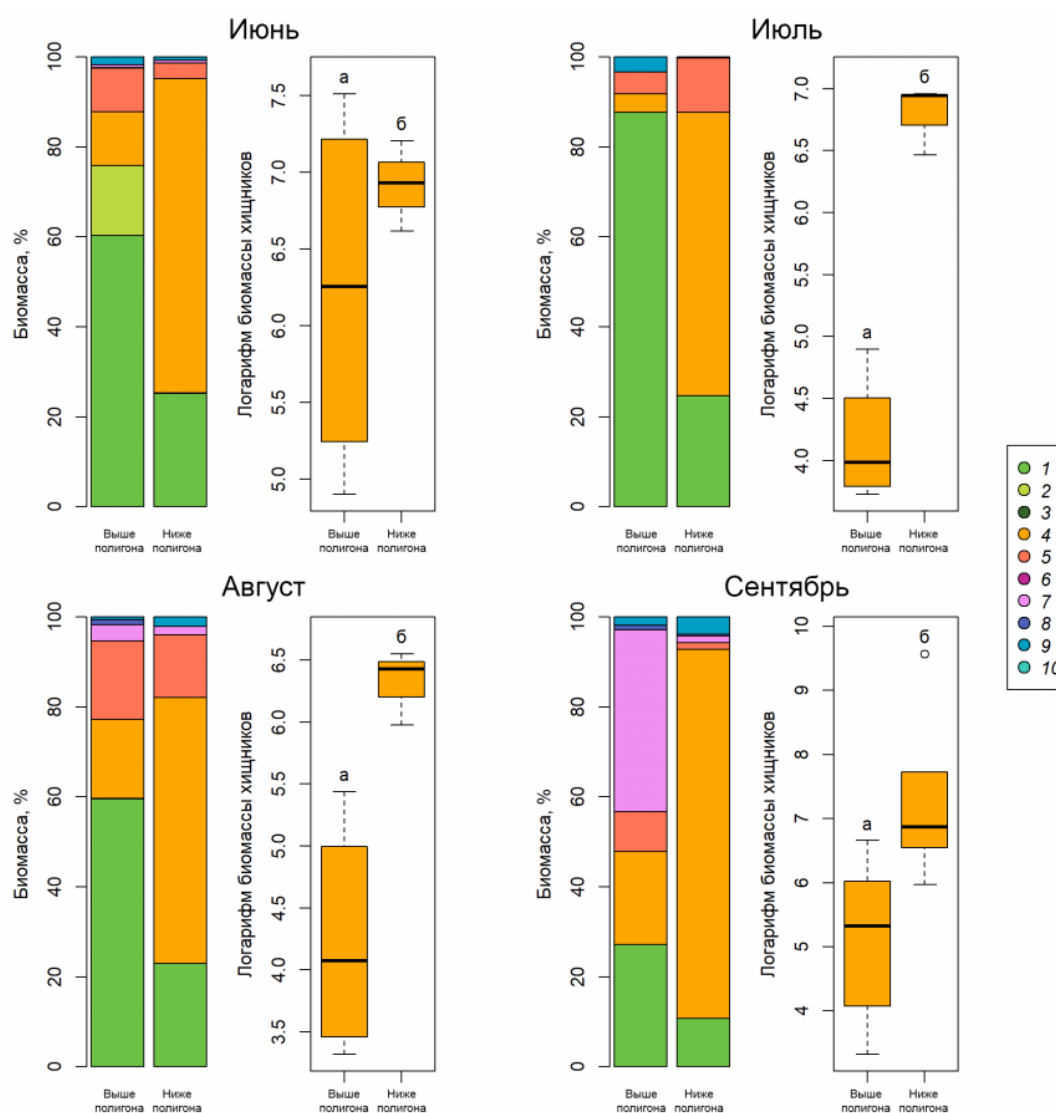


Рис. 6. Распределение биомассы между функциональными группами и диаграммы размаха биомассы хищников на разных участках по месяцам. 1 – первичные фильтраторы, 2 – вторичные фильтраторы, 3 – собиратели, 4 – хищники, 5 – хищники + перв. фильтраторы, 6 – хищники + собиратели, 7 – хищники + всасыватели, 8 – всасыватели, 9 – вертикаторы, 10 – вертикаторы + всасыватели

Fig. 6. Biomass distribution among functional groups and box plots of predator biomass at different sections by month. 1 – primary filter feeders, 2 – secondary filter feeders, 3 – gatherers, 4 – predators, 5 – predators + primary filter feeders, 6 – predators + gatherers, 7 – predators + suction feeders, 8 – suction feeders, 9 – verticators, 10 – verticators + suction feeders

Динамика функциональной структуры зоопланктонных сообществ демонстрировала сходные тенденции на обоих исследуемых участках: в период с июня по сентябрь наблюдалось снижение доли фильтраторов при одновременном увеличении доли хищников. Однако на участке ниже полигона хищники доминировали в течение всего сезона, достигая к сентябрю 80% от общей биомассы, тогда как выше полигона на протяжении лета преобладали первичные фильтраторы.

Анализ функционального разнообразия выявил статистически значимые различия между зоопланктонными сообществами: участок выше полигона характеризовался более высоким функциональным богатством (рис. 7). Значения функциональной выравненности изменялись в диапазоне 0.10 – 0.48 выше полигона, 0.08 – 0.33 ниже полигона, а функциональной дивергенции в диапазоне 0.57 – 0.93 выше полигона, 0.71 – 0.90 ниже полигона, однако различия не были статистически

значимыми.

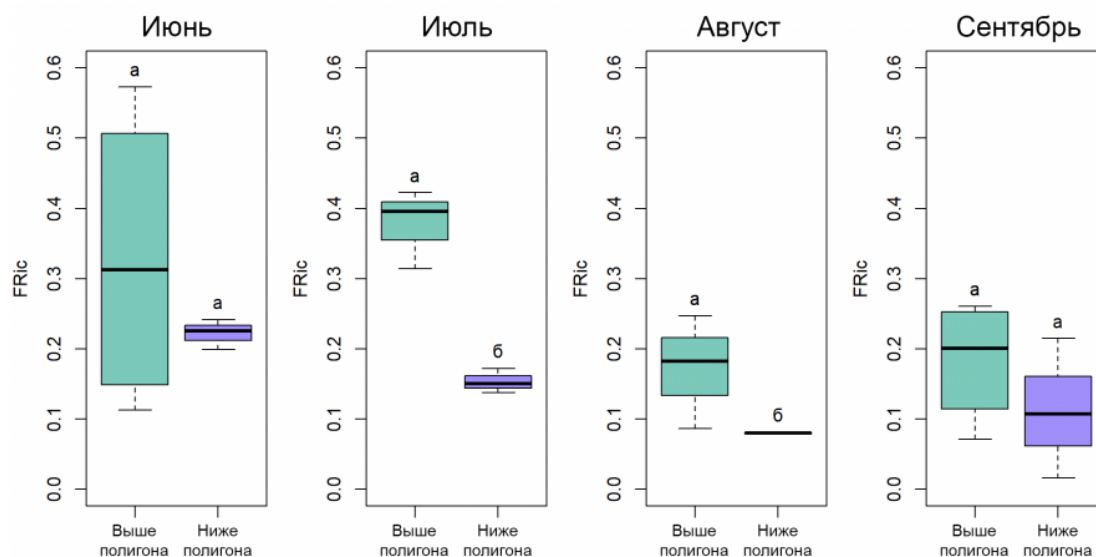


Рис. 7. Диаграммы размаха индекса функционального богатства (FRic) сообществ зоопланктона исследованных участках Шуваловского канала

Fig. 7. Box plots of the functional richness index (FRic) of zooplankton communities at the surveyed sections of the Shuvalov Canal

Обсуждение

Выявленные статистически значимые различия в гидрохимическом режиме между участками, расположенными выше и ниже полигона, а именно, повышенные значения общей минерализации, концентраций хлорофилла *a*, марганца и железа ниже по течению – указывают на сохраняющееся воздействие полигона посредством фильтрационного стока, несмотря на проведённые рекультивационные мероприятия. Существенное превышение ПДК по марганцу (до 22 ПДК) и железу (до 35 ПДК) ниже полигона в августе-сентябре свидетельствует о выраженном негативном воздействии на качество воды, которое усиливается к концу вегетационного сезона. Это согласуется с данными других исследований, подтверждающими, что фильтрат полигонов ТКО может сохранять высокий потенциал загрязнения в течение длительного времени после их закрытия (Slack et al., 2005; Karlsson et al., 2021; Przydatek et al., 2025). Увеличение концентрации железа в воде приводит к его накоплению на дне и угнетению донных беспозвоночных (Теканова и др., 2020). В период весеннего перемешивания воды железо со дна поднимается в толщу воды и воздействует на планктонные сообщества. Поэтому его нахождение в водотоке может иметь долгосрочные последствия. Подтверждением эвтрофирующего влияния полигона служат пониженные значения прозрачности, повышенное содержание хлорофилла *a* и рост доли циклопов относительно каляноид на участке ниже по течению. Последний показатель сохранял устойчиво повышенные значения в течение всего вегетационного сезона, что свидетельствует о продолжающемся поступлении биогенов.

Полученные результаты демонстрируют выраженное пространственно-временное разграничение структуры зоопланктонных сообществ Шуваловского канала, находящихся под влиянием рекультивированного полигона ТКО. Статистический анализ однозначно подтвердил формирование двух экологически обособленных зоопланктонных сообществ на участках выше и ниже полигона. Пространственная дифференциация, хотя и уступала по силе влияния сезонной динамике, оказалась устойчивым и статистически значимым фактором. Ординация проб выявила чёткое смещение сообществ нижнего течения вдоль градиента возрастающей минерализации и концентраций тяжёлых металлов (Mn^{2+} , $Fe^{2+/3+}$). Это позволяет рассматривать минерализацию в качестве ключевого лимитирующего

фактора, структурирующего сообщества ниже полигона. Важно отметить, что взаимодействие факторов «расположение : месяц» внесло существенный вклад, что указывает на неодинаковый характер сезонной сукцессии в сообществах выше и ниже полигона. На участке выше канала сезонная сукцессия зоопланктоценоза шла по классическому сценарию: переход от весеннего доминирования коловраток к босминам в июне, затем преобладание дафний в июле и переход к осеннему доминированию коловраток (Sommer et al., 1986; Gliwicz, Pijanowska 1989). На участке ниже канала на протяжении всего сезона доминировал веслоногий рачок *T. oithonoides*, что говорит о нарушении естественного хода сезонной сукцессии под воздействием полигона ТКО.

В Шуваловском канале на обоих участках в состав доминантов входили обычные толерантные виды, характерные для водотоков и прудов Нижнего Новгорода (Шурганова и др., 2015; Гаврилко и др., 2017). При этом полученные данные показывают, что ответ зоопланктонных сообществ на антропогенное воздействие проявляется как в обеднении видового состава, так и в перестройке видовой структуры и изменении количественных показателей развития зоопланктоценозов, что согласуется с представлениями о зоопланктоне как чувствительном индикаторе. Наиболее чётко под воздействием полигона ТКО снижалось общее видовое богатство и разнообразие, а также видовое богатство и биомасса кладоцер в период их естественного массового развития.

Одним из наиболее значимых последствий антропогенного воздействия явилась трансформация функциональной структуры сообществ зоопланктона. Выявленная сезонная тенденция (снижение доли фильтраторов и рост хищников к сентябрю) наблюдалась на обоих участках, что отражает типичную сукцессию зоопланктона в эвтрофных водоёмах, где к концу вегетации усиливается роль хищных циклопов и коловраток. Однако на участке ниже полигона эта тенденция была выражена значительно сильнее: здесь хищники доминировали на протяжении всего сезона, а их относительная биомасса к сентябрю достигала 80%, тогда как первичные фильтраторы (ветвистоусые и веслоногие) были устойчиво угнетены. Подобный сдвиг свидетельствует о постоянном стрессовом воздействии, связанном с влиянием полигона ТКО, и является типичной реакцией на химический стресс: фильтраторы более уязвимы к токсикантам (Gama-Flores et al., 2007; Литвинчук, 2019), тогда как хищники, особенно Cyclopoida, обладают большей толерантностью и получают преимущество после подавления чувствительных групп (Gerhardt et al., 2005). Таким образом, функциональная перестройка сообщества в сторону хищников может служить дополнительным индикатором антропогенной нагрузки, наряду со структурными сдвигами.

Другой аспект той же трансформации – снижение функционального богатства на участке ниже полигона, особенно выраженное в июле и августе (в периоде максимального развития сообществ), что свидетельствует о функциональном обеднении экосистемы. Это означает, что под влиянием стресса сообщество теряет часть экологических стратегий, представленных в ненарушенных условиях, что снижает его устойчивость и способность к компенсации возмущений.

Заключение

Проведённое исследование подтверждает, что рекультивированный полигон ТКО продолжает оказывать значимое воздействие на экосистему Шуваловского канала, вызывая устойчивые изменения гидрохимического режима и структуры зоопланктоценоза. Под действием полигона отмечаются обеднение видового богатства и разнообразия сообщества зоопланктона, угнетение кладоцер и сдвиг функциональной структуры в сторону хищников при снижении общего функционального разнообразия. Наблюдается не типичный характер сезонной сукцессии зоопланктоценоза. Снижение доли фильтраторов в зоопланктоне приводит к уменьшению общей самоочистительной способности экосистемы. Таким образом, зоопланктон выступает чувствительным индикатором долгосрочных пост-

рекультивационных эффектов. Полученные результаты обосновывают необходимость гидробиологического мониторинга водных объектов в зонах влияния закрытых полигонов ТКО для своевременной оценки эффективности восстановительных мероприятий.

Библиография

1. Алимов А. Ф. Разнообразие в сообществах животных и его сохранение // Успехи современной биологии. 1994. Т. 113. Вып. 6. С. 652–658.
2. Андроникова И. Н. Структурно-функциональная организация зоопланктона озерных экосистем разных трофических типов . СПб.: Наука, 1996. 189 с.
3. Андроникова И. Н. Использование показателей зоопланктона в оценке экологического состояния прибрежной зоны Ладожского озера // Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем II: сборник материалов международной конференции. СПб.: Любавич, 2011. С. 168–174.
4. Брагинский Л. П. К методике токсикологического эксперимента с тяжелыми металлами на гидробионтах // Гидробиологический журнал. 2003. Т. 39. № 1. С. 92–104. doi:10.1615/Hydrobj.v39.i3.80
5. Вандыш О. И. Зоопланктон как индикатор состояния озерных экосистем Кольского полуострова при действии стоков горно-промышленных предприятий // Экология. 2004. № 2. С. 134–140.
6. Василискова А. В., Кондратенко С. В., Меньшенин А. С. Геоэкологическая характеристика водного объекта без названия, расположенного вблизи рекультивированного полигона твердых коммунальных отходов Калининградской области // Известия Иркутского государственного университета. Серия Науки о Земле. 2023. Т. 46. С. 16–34. doi:10.26516/2073-3402.2023.46.16
7. Гаврилко Д. Е., Шурганова Г. В., Зазнобина Н. И. Характеристика сезонных изменений видовой структуры зоопланктонных сообществ зарослей высшей водной растительности (на примере малых водотоков г. Нижний Новгород) // Вода: химия и экология. 2017. №8. С. 19–26.
8. Гаврилко Д. Е., Шурганова Г. В., Кудрин И. А., Якимов В. Н. Выявление функциональных групп пресноводного зоопланктона на основе функциональных признаков видов // Поволжский экологический журнал. № 3. С. 290–306. doi:10.35885/1684-7318-2020-3-290-306
9. Гелашвили Д. Б., Охапкин А. Г., Доронина А. И., Колкутин В. И., Иванов Е. Ф. Экологическое состояние водных объектов Нижнего Новгорода . Нижний Новгород: Изд-во ННГУ, 2005. 414 с.
10. Гудкова Н. К., Горбунова Т. Л., Матова Н. И. Влияние полигонов ТКО на деградацию биогеоценозов прибрежных зон водотоков и Черного моря // Природообустройство. 2021. № 5. С. 117–124. doi:10.26897/1997-6011-2021-5-117-124
11. Деревенская О. Ю., Мингазова Н. М. Сообщества зоопланктона озер при их загрязнении и восстановлении // Гидробиологический журнал. 1998. Т. 34. № 4. С. 50–55.
12. Коровчинский Н. М., Котов А. А., Синёв А. Ю., Неретина А. Н., Гарибян П. Г. Ветвистоусые ракообразные (Crustacea: Cladocera) Северной Евразии. Т. II . М.: Товарищество научных изданий КМК, 2021. 544 с.
13. 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. doi:10.15393/j1.art.2019.8522
14. Методы гидробиологических исследований внутренних вод / А. В. Крылов, И. А. Барышев, Д. М. Безматерных ; под ред. А. В. Крылова. Борок: ИБВВ РАН; Ярославль: Филигрань, 2024. 592 с. doi:10.47021/monography-670cd0a47a4437.24064368
15. Морозов С. В., Ширапова Г. С., Ермолаева О. А., Черняк Е. И., Ткачева Н. И., Батоев В. Б., Могнонов Д. М. Изучение поведения стойких органических загрязнителей в Байкал-Селенгинской экосистеме как элемент выполнения Стокгольмской конвенции // Химия в интересах устойчивого развития. 2022. № 6. С. 620–631. doi:10.15372/KhUR2022423

16. Определитель зоопланктона и зообентоса пресных вод Европейской России. Т. 1. Зоопланктон / под ред. В. Р. Алексеева, С. Я. Цалолыхина. М.: Т-во научных изданий КМК, 2010. 495 с.
17. Павленко Л. Ф., Кораблина И. В., Барабашин Т. О., Экилик В. С. Приоритетные токсиканты в элементах экосистемы Нижнего Дона // Водные ресурсы. Т. 49. № 3. С. 298–304. doi:10.31857/S0321059622030117
18. Рекультивация земельного участка, занятого свалкой промышленных бытовых отходов, расположенных за кладбищем «Красная Этна» на территории Шуваловской промзоны в Ленинском районе города Нижнего Новгорода // Государственное бюджетное учреждение Нижегородской области «Экология региона»: сайт. 2021. URL: <https://ecolog-region.nobl.ru/activity/5903/> (дата обращения: 06.06.2026).
19. Теканова Е. В., Коросов А. В., Калинин Н. М., Исакова К. В., Рыжаков А. В. Модель перераспределения веществ в водах Петрозаводской губы Онежского озера // Принципы экологии. 2020. № 2. С. 97–110. doi:10.15393/j1.art.2020.10762
20. Тищенко П. П., Звалинский В. И., Михайлик Т. А., Тищенко П. Я. Гипоксия залива Петра Великого // Известия ТИНРО. 2021. Т. 201. № 3. С. 600–639. doi:10.26428/1606-9919-2021-201-600-639
21. Черкашин С. А. Отдельные аспекты влияния углеводородов нефти на рыб и ракообразных // Вестник ДВО РАН. 2005. № 3. С. 35–37.
22. Шитиков В. К., Розенберг Г. С., Зинченко Т. Д. Количественная гидроэкология. Тольятти: ИЭВБ РАН, 2003. 463 с.
23. Шитиков В. К., Розенберг Г. С. Рандомизация и бутстреп: статистический анализ в биологии и экологии с использованием R. Тольятти: Кассандра, 2013. 314 с.
24. Шурганова Г. В., Кудрин И. А., Гаврилко Д. Е., Макеев И. С., Ильин М. Ю., Горьков А. С. Зоопланктон малых водотоков урбанизированных территорий (на примере г. Нижний Новгород) // Вода: химия и экология. 2015. № 12. С. 48–55.
25. Anderson M. J. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance // Austral Ecology. 2001. Vol. 26. No. 1. P. 32–46. doi:10.1111/j.1442-9993.2001.01070.pp.x
26. Cabral C. R., Diniz L. P., da Silva A. J., Fonseca G., Carneiro L. S., de Melo Junior M., Caliman A. Zooplankton species distribution, richness and composition across tropical shallow lakes: A large scale assessment by biome, lake origin, and lake habitat // Ann. Limnol. - Int. J. Lim. 2020. Vol. 56. P. 25. doi:10.1051/limn/2020023
27. Cornwell W. K., Schwik D. W., Ackerly D. D. A trait-based test for habitat filtering: convex hull volume // Ecology. 2006. Vol. 87. P. 1465–1471. doi:10.1890/0012-9658(2006)872.0.co;2
28. Gama-Flores J. L., Sarma S. S. S., Nandini S. Effect of cadmium and chromium toxicity on the demography of *Brachionus calyciflorus* and *Brachionus patulus* (Rotifera) // Journal of Environmental Science and Health, Part A. 2007. Vol. 42. No. 6. P. 727–735. doi:10.1080/10934520600564311
29. Gerhardt A., Janssens de Bisthoven L., Soares A. M. V. Evidence for the stepwise stress model: *Gambusia holbrooki* and *Daphnia magna* under acid mine drainage and acidified reference water stress // Environmental Science & Technology. 2005. Vol. 39. No. 11. P. 4150–4158. doi:10.1021/es048589f
30. Gliwicz Z. M., Pijanowska J. The role of predation in zooplankton succession // Plankton ecology: Succession in Plankton Communities / ed. U. Sommer. Berlin: Springer-Verlag, 1989. P. 253–296. doi:10.1007/978-3-642-74890-5_7
31. Karlsson A., Medovar Y. A., Podsechin V. P., Yushmanov I. O., Yushmanova S. I. Prolonged impact of closed municipal solid waste landfills on groundwater // Vatten. 2021. Vol. 77. No. 4. P. 239–248.
32. Kjeldsen P., Barlaz M. A., Rooker A. P., Baun A., Ledin A., Christensen T. H. Present and long-term composition of MSW landfill leachate: A review // Critical Reviews in Environmental Science and Technology. 2002. Vol. 32. No. 4. P. 297–336. doi:10.1080/10643380290813462
33. Legendre P., Legendre L. Numerical Ecology. Oxford: Elsevier, 2012. 990 p.
34. Li X., Deng Y., Yang Z., Liu X., Chang J. A case study supporting the plankton

- communities as bio-indicators of water quality after lake restoration // Journal of Environmental Chemical Engineering. 2025. Vol. 13, No. 6. P. 119772. doi:10.1016/j.jece.2025.119772
35. Margalef R. La teoria de la informacion en ecologia // Mem. Real. Acad. Cienc. Artes Barcelona. 1957. Vol. 32. P. 373–449.
36. Pielou E. The measurement of diversity in different types of biological collections // Journal of Theoretical Biology. 1966. Vol. 13. P. 131–144. doi:10.1016/0022-5193(66)90013-0
37. Przydatek G., Ciula J., Barsan N., Mirila D., Mosnegutu E. Groundwater Quality Analysis: Assessing the Impact of a Closed Landfill – A Case Study on Physico-Chemical and Microplastic Contaminants // Applied Sciences. 2025. Vol. 15. No. 15. P. 8223. doi:10.3390/app15158223
38. R Core Team. R: A language and environment for statistical computing. 2026. URL: <https://www.r-project.org> (дата обращения: 06.06.2026).
39. Slack R. J., Gronow J. R., Voulvoulis N. Household hazardous waste in municipal landfills: contaminants in leachate // Science of the Total Environment. 2005. Vol. 337. No. 1–3. P. 119–137. doi:10.1016/j.scitotenv.2004.07.002
40. Smith V. H., Schindler D. W. Eutrophication science: where do we go from here? // Trends in Ecology & Evolution. 2009. Vol. 24. No. 4. P. 201–207. doi:10.1016/j.tree.2008.11.009
41. Sommer U., Gliwicz Z. M., Lampert W., Duncan A. The PEG model of a seasonal succession of planktonic events in fresh waters // Arch. Hydrobiol. 1986. Vol. 106. No. 4. P. 433–471. doi:10.1127/archiv-hydrobiol/106/1986/433
42. Stamenković O., Simić V., Stojković Piperac M. et al. Direct, water-chemistry mediated, and cascading effects of human-impact intensification on multitrophic biodiversity in ponds // Aquatic Ecology. 2021. Vol. 55. P. 187–214. doi:10.1007/s10452-020-09822-5
43. Villeger S., Mason N. W., Mouillot D. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology // Ecology. 2008. Vol. 89. P. 2290–2301. doi:10.1890/07-1206.1
44. Weglenska T., Bownik-Dylinska L., Ejsmont-Karabin J. Structure and dynamics of zooplankton // Ekol. pol. 1983. Vol. 31. № 3. P. 679–717.

Благодарности

Выражаем благодарность А.В. Митину за помощь в проведении гидрохимического анализа воды, выполненного с использованием оборудования ЦКП "Новые материалы и ресурсосберегающие технологии" НИИ Химии ННГУ им. Н.И. Лобачевского.

STRUCTURAL ORGANIZATION OF ZOOPLANKTON COMMUNITIES IN THE SHUVALOV CANAL OF NIZHNY NOVGOROD IN THE ZONE OF INFLUENCE OF A RECLAIMED MSW LANDFILL

**BUBNOV
Viktor Andreevich**

*Lobachevsky State University of Nizhni Novgorod (603022, Nizhni Novgorod, Gagarin avenue, 23),
viktor.bubnov03@mail.ru*

**GAVRILKO
Dmitriy
Evgenievich**

*PhD, Lobachevsky State University of Nizhni Novgorod (603022, Nizhni Novgorod, Gagarin avenue, 23),
dima_gavrilko@mail.ru*

**STARTSEVA
Natalya
Aleksandrovna**

*PhD, Lobachevsky State University of Nizhni Novgorod (603022, Nizhni Novgorod, Gagarin avenue, 23),
startseva@bio.unn.ru*

Keywords:

rotifera,
crustaceans,
seasonal
succession,
species diversity,
functional
diversity,
redundancy
analysis

Summary:

In urban environments, water bodies are subject to complex anthropogenic pollution. Municipal solid waste (MSW) landfills have a wide range of impacts on aquatic ecosystems, as they contain large quantities of organic and inorganic pollutants. However, the response of hydrobiocenoses to this impact is extremely poorly studied. This paper characterizes the species and functional structure of zooplankton communities in a section of the Shuvalov Canal affected by a reclaimed MSW landfill. Sampling was conducted from June to September 2023 at two sections of the canal, upstream and downstream of the landfill. It was found that the section downstream of the landfill has elevated chlorophyll a, total mineralization, and total Fe and Mn concentrations, while water transparency is reduced. Differences in the seasonal succession of zooplankton communities between the two sections of the canal are demonstrated. Under the impact of the landfill, the zooplankton community experienced a decline in species richness and diversity, with suppression of cladocerans and a shift in functional structure toward predators, along with a decrease in overall functional diversity. High values of the Cyclopoida to Calanoida biomass ratio in the area downstream of the landfill during the season indicate severe eutrophication. The ongoing impact of the reclaimed landfill demonstrates the need for monitoring studies of the watercourse ecosystem.