



Научная статья

Сукцессии зоопланктона малых мелководных озер после проведения мероприятий по экореабилитации

О.Ю. Деревенская 

Казанский (Приволжский) федеральный университет, 420008, Россия, респ. Татарстан, г. Казань, ул. Кремлевская, д. 18

oderevenskaya@mail.ru

Поступила в редакцию: 07.02.2022

Доработана: 23.02.2022

Принята к печати: 03.03.2022

Опубликована онлайн: 18.05.2022

DOI: 10.23859/estr-220207

УДК 574.583

Аннотация. С увеличением площади урбанизированных территорий существенно возрастает необходимость экореабилитации водоемов, подвергнутых сильной антропогенной трансформации. Способом оценки эффективности подобных мероприятий служит исследование сукцессий сообществ гидробионтов в реабилитированном водоеме. В 2017 г. были проведены действия по экореабилитации озер системы Лебяжье (г. Казань), включавшие углубление котловин озер Большое Лебяжье и Светлое Лебяжье до 4 м, изоляцию ложа будущих водоемов бентонитовыми матами, подачу воды из озера Изумрудное по напорному водоводу и заполнение котловин резервуаров водой, благоустройство прибрежной зоны. Затем в 2018–2021 гг. были исследованы показатели зоопланктона указанных озер и построены модели трофических сетей. После выполнения работ произошло успешное заселение водоемов зоопланктоном: в 2018 г. в его составе было выявлено 106 видов, из них 51 вид коловраток (46%), 36 – ветвистоусых (34%) и 19 – веслоногих ракообразных (18%). Однако в отсутствие высших водных растений наблюдалось сильное «цветение» воды при преобладании сине-зеленых водорослей в составе фитопланктона и низкая прозрачность воды. В зоопланктоне в 2020–2021 гг. выявлено уменьшение как общего числа видов, так и числа видов в пробе, а также падение уровня продукции сообществ, смена состава доминирующих видов с преобладанием представителей рода *Brachionus* и повышение вариабельности динамики биомассы. Все отмеченные особенности свидетельствовали о неустойчивости и постепенном упрощении сообщества. В 2021 г. в одном из озер исчезли облигатные хищники, что привело к укорочению трофических цепей.

Ключевые слова: восстановление, водная экосистема, сообщество, эвтрофирование, «цветение» воды, устойчивость, трофические цепи.

Введение

Влияние хозяйственной деятельности на экосистемы в наибольшей степени проявляется на урбанизированных территориях. Преобразование ландшафтов вследствие развития городов приводит к созданию новых водоемов или исчезновению ранее существовавших (Мингазова и др., 2014). Озера урботерриторий выполняют важные экосистемные функции: способствуют сохранению биоразнообразия водных организмов в пределах сильно трансформированных участков, увеличивают местное и региональное биоразнообразие (Bolduc et al., 2016; Celewicz-Goødyn and Kuczyńska-Kippen, 2017; Kuczyńska-Kippen and Joniak, 2016; Stefanidis and Papastergiadou, 2010). Водные объекты часто выполняют рекреационные функции, создают мозаику мест обитания, могут являться элементами зеленого каркаса городов (Celewicz-Goødyn and Kuczyńska-Kippen, 2017; Cereghino et al., 2008a; Cereghino et al., 2008b; Pinel-Alloul and Mimouni, 2013). По этой причине ухудшение экологического состояния, сокращение площади водного зеркала или какие-либо другие трансформации водных экосистем, снижающие их природоохранную, рекреационную ценность, ограничивающие возможность их дальнейшего использования, вызывают необходимость проведения экореконструкционных мероприятий.

Несмотря на возрастающую потребность в восстановлении загрязненных, подвергшихся существенным изменениям водоемов, примеры осуществления таких мероприятий единичны. Еще труднее добиться требуемого состояния резервуара с высоким качеством воды. Следовательно, весьма актуален анализ сукцессий, происходящих в восстановленных озерах. В 2017 г. в г. Казани были проведены мероприятия по экореконструкции системы Лебяжьих озер. Водоемы расположены на особо охраняемой природной территории местного значения «Городской лесопарк Лебяжье»; ранее данная система состояла из четырех озер (Малое, Большое, Светлое и Сухое Лебяжье). По происхождению эти резервуары междюнные или карсто-суффозионные (Очерки..., 1957; Тайсин, 2006), мелководные со средней глубиной 1.1 м, расположены выше уровня грунтовых вод и не имеют от них подпитки. Основными источниками пополнения являлись поверхностный сток и атмосферные осадки. К 2000-м гг., в связи с застройкой территории и сокращением площади водосбора, водоемы обмелели. Озера Сухое Лебяжье, Светлое Лебяжье и Большое Лебяжье постепенно высохли, осталось только одно озеро – Малое Лебяжье, в котором с 2008 г. по 2017 г. уровень воды искусственно поддерживался путем подачи грунтовой воды, выкачиваемой из скважин (Деревенская, 2017).

Для г. Казани горлесопарк «Лебяжье» имеет большое рекреационное значение, поэтому было

принято решение о восстановлении системы озер Лебяжье. В прежних границах озер Большое Лебяжье и Светлое Лебяжье проведены дноуглубительные работы, в результате которых глубина увеличилась до первоначальных значений (до 4 м); кроме того, выполнена гидроизоляция дна бентонитовыми матами. Для водоснабжения резервуаров построен напорный водовод длиной 1.5 км. В октябре 2017 г. котловины озер заполнены водой из оз. Изумрудное. Данный водоем, образовавшийся на месте бывшего карьера по добыче песка, также расположен на территории горлесопарка на расстоянии 1 км от озер системы Лебяжье. На оз. М. Лебяжье восстановительные мероприятия не проводились, но оно соединяется с оз. Б. Лебяжье, поэтому произошедшие изменения его также затронули. Смена основного источника питания привела к изменению типа воды, концентраций преобладающих ионов, уровня минерализации (Деревенская и Уразаева, 2020). В 2019–2020 гг. проведено благоустройство прибрежной зоны озер Малое Лебяжье и Большое Лебяжье: проложены дорожки с деревянным покрытием, реконструирована спортивная площадка, оборудована пляжная зона. Биотехнические мероприятия, направленные на восстановление сообществ гидробионтов, не осуществлялись.

Для анализа эффективности выполненных мероприятий и правильного функционирования основных экосистемных процессов необходимо учитывать несколько групп организмов, принадлежащих к разным трофическим уровням. В частности, сообщество зоопланктона включает растительноядные, хищные и детритоядные виды, играет ключевую роль в переносе вещества и энергии в водных экосистемах, может отражать модификации, произошедшие на более низких или более высоких трофических уровнях (Anton-Pardo et al., 2013). Озера системы Лебяжье уже в первый год после заполнения котловин водой стали успешно заселяться зоопланктоном. Интерес представляют последующие изменения в сообществах зоопланктона и в экосистеме восстановленных озер в целом, оценка долговременности улучшений и возможности достижения стабильного состояния.

Цель работы – оценить сукцессии зоопланктонных сообществ после проведения мероприятий по восстановлению системы Лебяжьих озер.

Материалы и методы

Пробы зоопланктона отбирали на протяжении вегетационных периодов 2018–2021 гг. каждые 12–14 дней. Отбор проб проводился в прибрежной зоне озер, с 1–2 станций на каждом из резервуаров системы. Воду в объеме 50 л процеживали через сеть Апштейна (размер ячеек 70 мкм), фиксировали 4% формалином. Биомассу вычисляли по степенным уравнениям, связывающим длину

организмов с их массой (Методические..., 1982). Видовое разнообразие зоопланктона оценивали по индексу Шеннона (H), рассчитанному по численности и биомассе (Shannon and Weaver, 1949).

При построении моделей трофических сетей спектры питания организмов были взяты из литературных источников (Гутельмахер и др., 1988; Иванова, 1999; Крылов, 1989; Кутикова, 1970; Мошков, 1998). Тот или иной вид рассматривался как элемент трофической цепи при условии, когда его биомасса превышала 2% от общей биомассы зоопланктона. Было выделено 5 возможных звеньев: «мирные» коловратки, хищные коловратки, «мирные» ветвистоусые и веслоногие ракообразные, факультативные хищные веслоногие, облигатные хищники. В одну трофическую группу были объединены все коловратки (кроме р. *Asplanchna*, половина которого образовывала отдельное звено хищных коловраток); кроме того, особую «мирную» категорию составили ветвистоусые фильтраторы семейств Sididae, Daphniidae, Chydoridae, Bosminidae; веслоногие рачки всех возрастов рода *Eudiaptomus*; науплиальные и младшие копеподитные стадии Cyclozoidea. К факультативным хищникам отнесли половину коловраток р. *Asplanchna*, а также взрослых представителей семейства Cyclopidae и их старшие копеподитные стадии. Группа облигатных хищников была представлена половозрелыми ветвистоусыми рачками *Leptodora kindtii* (Focke, 1844) и *Polyphemus pediculus* (Linnaeus, 1761) (Методические..., 1982).

Расчет продукции планктонных коловраток и ракообразных проводили «физиологическим» методом (Методические..., 1982). При расчете продукции и дыхания протозойный зоопланктон не учитывался. Продукцию зоопланктона рассчитывали по следующей формуле:

$$P = R \times k_2 / (1 - k_2),$$

где P – продукция, кал/(м³×сут); R – траты на обмен, кал/(м³×сут); k₂ – коэффициент эффективности использования ассимилированной энергии пищи на образование продукции.

Скорость потребления кислорода вычисляли по формуле

$$Q = a \times w^{a/b},$$

где Q – скорость потребления кислорода при 20 °С, млО₂/(экз×ч); w – средняя масса тела в граммах сырого веса, г; a и a/b – средние значения коэффициентов (Методические..., 1982).

Среднюю массу тела животного рассчитывали, используя формулу

$$w = B/N,$$

где w – средняя масса тела, г; B – биомасса популяции, мг/м³; N – численность популяции, экз/м³.

Для измерения скорости потребления кислорода за сутки значение Q умножали на 24 ч. Для перехода от количества потребления кислорода к тратам на обмен значение Q умножали на оксикалорийный коэффициент, равный 4.86 кал/млО₂.

При отклонении температуры воды на 2 и более градуса от 20 °С значение трат на обмен умножали на температурную поправку q:

$$q = 2.3^{0.1(t-20)},$$

где t – реальная температура воды, °С.

Продукцию и траты на обмен для популяции находили путем умножения соответствующих значений для одного организма на численность вида. Продукцию и траты на обмен групп организмов, составляющих звенья трофической цепи, рассчитывали за вегетационный период по методу трапеции.

Продукцию всего сообщества вычисляли по следующей формуле:

$$P_3 = P_m - R_x,$$

где P₃ – продукция сообщества зоопланктона, кал/(м³×сут), P_m – продукция мирного зоопланктона, кал/(м³×сут), R_x – траты на обмен хищного зоопланктона, кал/(м³×сут).

Одновременно с отбором проб зоопланктона анализировали параметры воды. Ее температуру и содержание кислорода измеряли оксиметром «Марк 302э», электропроводность – кондуктометром DIST HI 98312 (Hanna, Румыния), pH воды – портативным pH-метром pHer+ HI 98108 (Hanna, Румыния). Прозрачность воды определяли по белому диску Секки. Концентрации ионов биогенных элементов находили посредством общепринятых гидрохимических методик в лаборатории ЦСИАК Министерства экологии и природных ресурсов Республики Татарстан.

Статистическая обработка данных включала расчет средних значений, ошибки среднего по каждому показателю сообществ зоопланктона, коэффициента вариации численности и биомассы зоопланктона по годам.

Результаты исследований

На сегодняшний день вода в озерах системы Лебяжье относится к гидрокарбонатно-кальциевому типу. В 2018–2021 гг. электропроводность, косвенно характеризующая величину минерализации, составляла около 200 мкСм/см. В мае 2019 г. средняя концентрация фосфатов равнялась 0.068 мг/дм³, ионов аммония – 0.16 мг/дм³, нитриты и нитраты обнаружены не были. В 2018–2021 гг. содержание кислорода в середине вегетационного периода в озерах Большое Лебяжье

и Светлое Лебяжье достигало 250% от нормального насыщения и было связано с интенсивным «цветением» воды. Вспышки данного явления отмечались уже в первый год после завершения мероприятий в периоды максимального прогревания воды, а с 2019 г. озера «цветут» на протяжении всего вегетационного периода, с усилением в июле. «Цветение» воды приводит к снижению ее прозрачности. Так, на протяжении лета 2021 г., прозрачность воды в озере Большое Лебяжье изменялась от 10 до 50 см, в среднем составляя 30 см,

а в озере Светлое Лебяжье – от 30 до 45 см, в среднем – 37 см. Значения pH воды в период максимального «цветения» повышались до 10, тогда как в обычное время находились в пределах допустимых значений (не превышали 7.5). Известно, что снижение количества бикарбоната углерода и последующий рост уровня кислотности является следствием фотосинтетической активности водорослей (Dorak and Temel, 2015).

С 2018 г. по 2021 г. в системе озер было выявлено 106 видов зоопланктона, из них коловра-

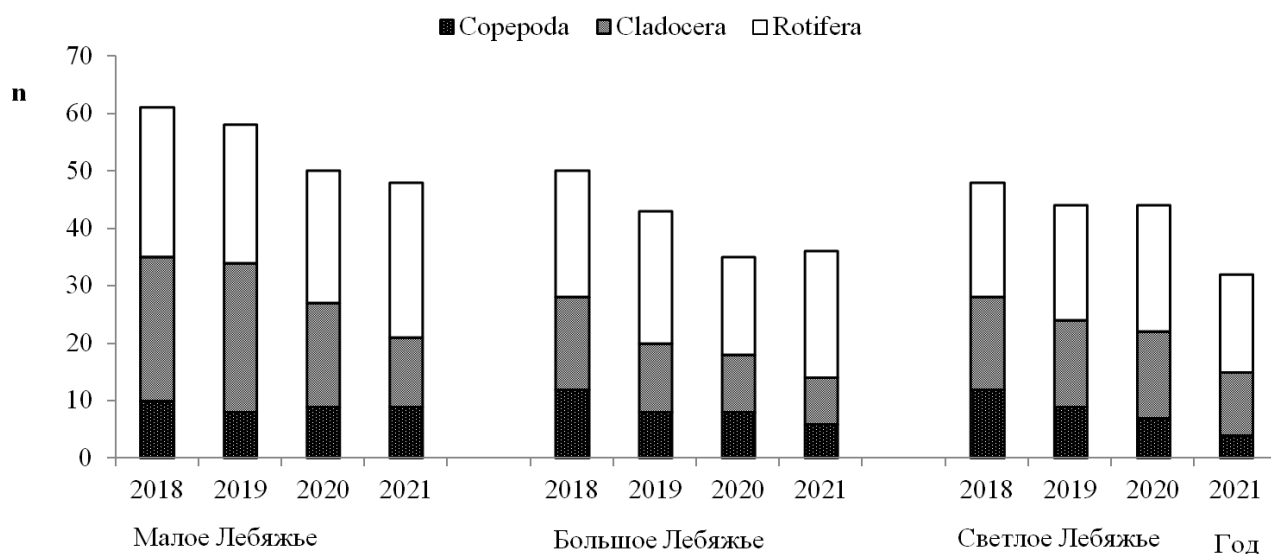


Рис. 1. Число видов (n) в озерах системы Лебяжье.

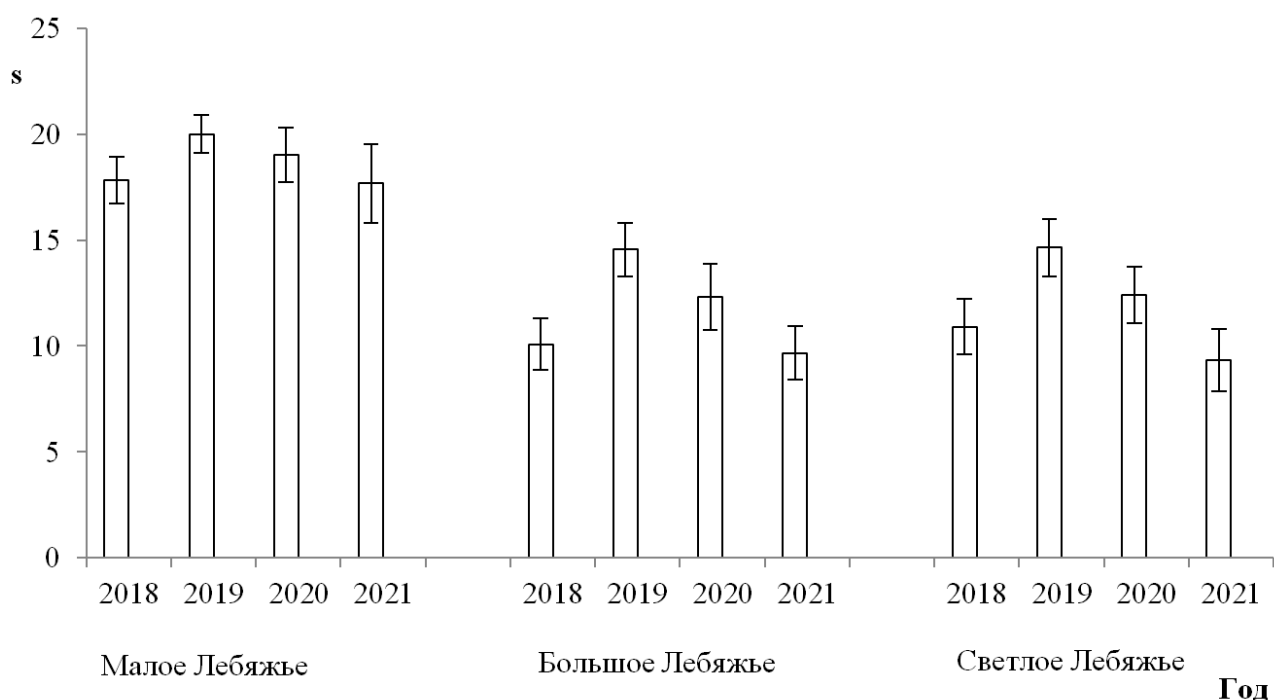


Рис. 2. Среднее число видов в пробе в озерах системы Лебяжье.

ток – 51 (48%), ветвистоусых ракообразных – 36 (34%), веслоногих ракообразных – 19 (18%). Уже в первый год после заполнения озер в них сформировались сообщества зоопланктона с относительно высоким видовым богатством, сопоставимым с тем, что наблюдалось ранее (Деревенская и Уразаева, 2020). В составе зоопланктона достаточно обильно присутствовали виды-индикаторы как олиготрофных (*Kellicottia longispina* (Kellicott, 1879), *Bosmina* (*Eubosmina*) cf. *coregoni* Baird,

1851, *Daphnia* (*Daphnia*) *galeata* G.O. Sars, 1864), так и эвтрофных условий (коловратки родов *Brachionus*, *Keratella*, *Trichocerca*). В последующие годы индикаторы олиготрофных вод встречались все реже и к 2021 г. полностью исчезли из сообщества. В то же время увеличилось число видов рода *Brachionus*.

Общее количество видов, выявляемых в сообществах зоопланктона озер, закономерно снижалось на протяжении периода исследований

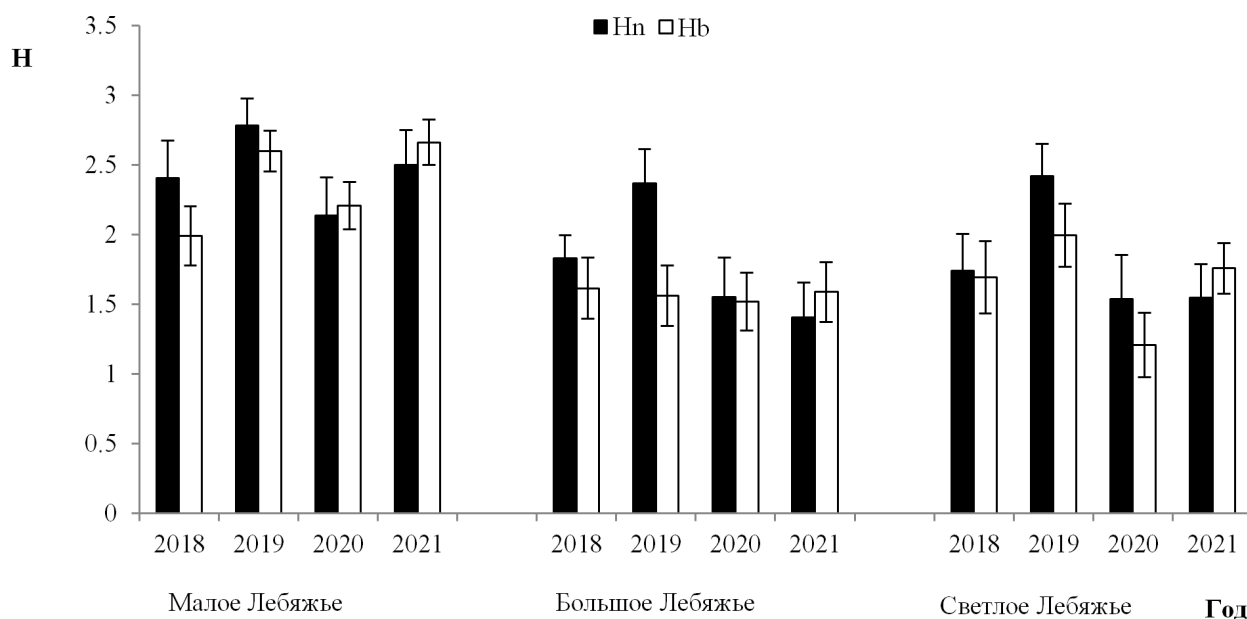


Рис. 3. Значения индекса Шеннона, рассчитанные по численности (Hn) и биомассе (Hb) для зоопланктона озер системы Лебяжье.

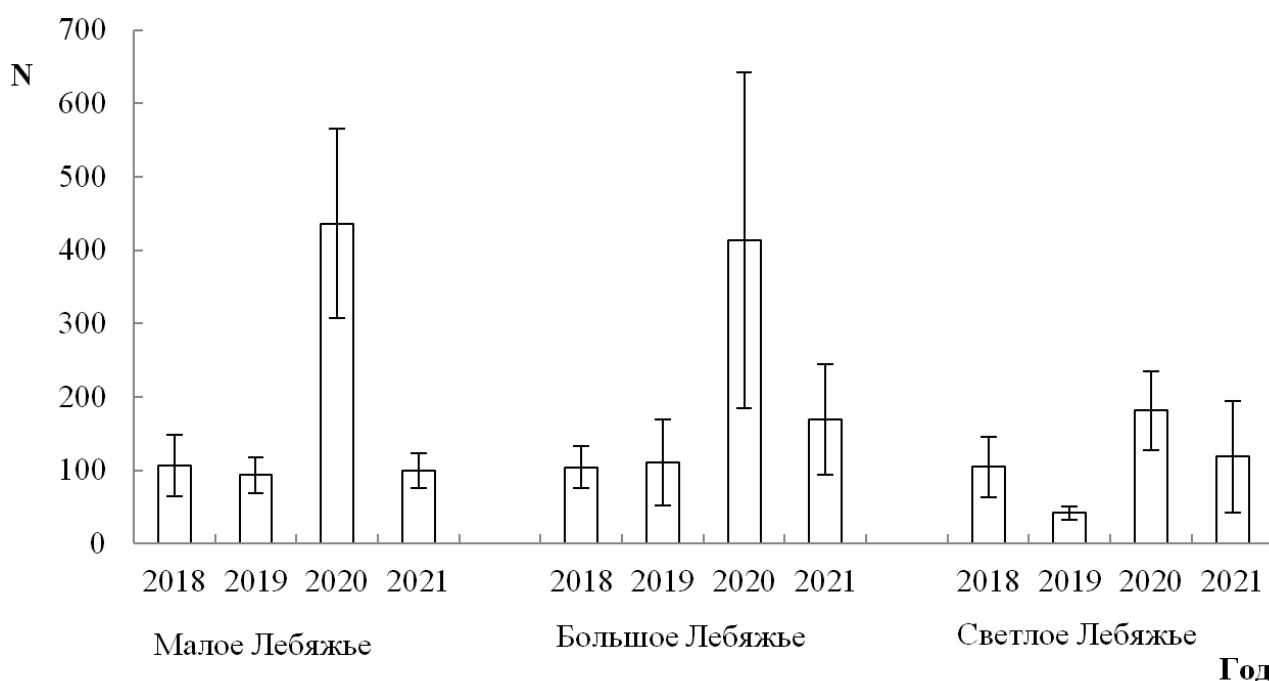


Рис. 4. Средняя численность (N, тыс. экз./м³) зоопланктона озер системы Лебяжье.

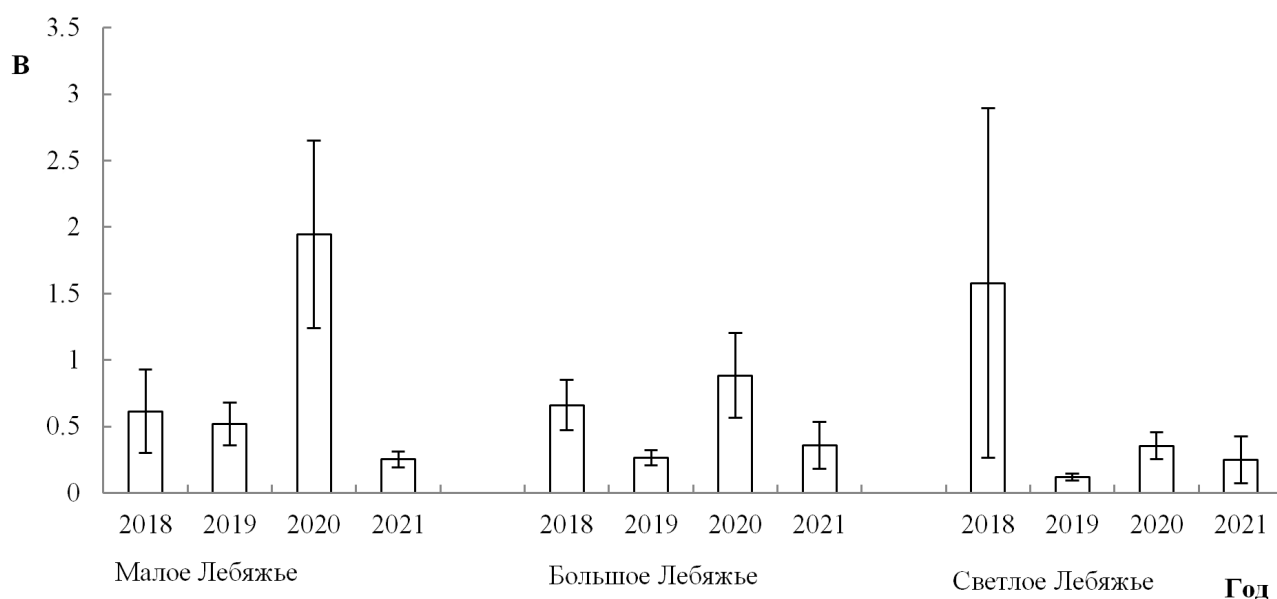


Рис. 5. Средняя биомасса (B, г/м³) зоопланктона озер системы Лебяжье.

(Рис. 1). Сходную динамику демонстрирует и такой параметр, как число видов в пробе (Рис. 2): его наиболее высокие значения отмечались в 2019 г., а в последующие годы показатели уменьшались.

Изменение структуры сообществ на протяжении исследуемого периода демонстрируют значения индекса Шеннона, рассчитанные по численности (Hп) и биомассе (Hб) (Рис. 3). Наиболее высокие показатели отмечались через год после завершения мероприятий (в 2019 г.). В 2020–2021 гг. наблюдалось снижение значений индексов, особенно в озерах Большое Лебяжье и Светлое Лебяжье, следовательно, можно сделать вывод об упрощении сообществ и снижении видового разнообразия.

Состав доминирующих видов не был постоянным на протяжении вегетационного периода, а также варьировал в разные годы. В озерах Большое Лебяжье и Светлое Лебяжье в 2018 г. наблюдалась частая смена доминирующих видов с преобладанием 1–3 из них. В 2019 г. в оз. Большое Лебяжье по численности преобладали *Filinia longiseta* (Ehrenberg, 1834), *K. longispina*, *Eudiaptomus gracilis* (Sars, 1863), в оз. Светлое Лебяжье – *F. longiseta* и *Keratella cochlearis* (Gosse, 1851). В 2020 г. в оз. Большое Лебяжье доминировали *Brachionus calyciflorus* Pallas, 1776, *F. longiseta*, в оз. Светлое Лебяжье – *B. calyciflorus* и *Conochilus unicornis* Rousset, 1892. В 2021 г. в обоих водоемах преобладали *B. calyciflorus*, составляя до 90% от общей численности зоопланктона. В оз. Малое Лебяжье в 2018 г. доминировали *Asplanchna priodonta* Gosse, 1850, *B. longirostris*, *Thermocyclops oithonoides* Sars, 1863, ювенильные стадии циклопов; в 2019 г. –

B. longirostris, *Chydorus sphaericus* O.F. Muller, 1785, *T. oithonoides*, *Mesocyclops leukarti* (Claus, 1857), ювенильные стадии циклопов; в 2020–2021 гг. – *A. priodonta*, *Brachionus diversicornis* (Daday, 1883), *B. calyciflorus*, ювенильные стадии циклопов.

Количественные показатели сообществ зоопланктона были невысокими (Рис. 4, 5): средняя численность в разные годы составляла от 41.8 ± 9.56 до 436.67 ± 128.64 тыс. экз./м³, биомасса – от 0.12 ± 0.02 до 1.58 ± 1.51 г/м³. В первые годы после завершения восстановительных мероприятий наблюдались кратковременные периодические увеличения численности одного из видов зоопланктона, вызывающие рост числа пиков на протяжении вегетационного периода. Так, в 2021 г. в озерах Большое Лебяжье и Светлое Лебяжье численность коловратки *B. calyciflorus* на протяжении большей части вегетационного периода составляла 60–90% от общей численности зоопланктона. Межгодовая изменчивость численности зоопланктона оз. Малое Лебяжье за 2018–2020 гг., оцененная по величине коэффициента вариации (CV), составляла 90%, биомассы – 91%; для оз. Б. Лебяжье эти показатели составили 73% и 53% соответственно, оз. С. Лебяжье – 51% и 117% соответственно.

В качестве меры устойчивости сообществ А.Ф. Алимов с соавторами (Алимов и др., 2013) предложили использовать вариабельность динамики биомасс (соотношение минимальной и максимальной биомассы за вегетационный сезон). В озерах Большое Лебяжье и Светлое Лебяжье наиболее высокие значения данного показателя наблюдались в 2019 г., после чего снизились (Табл. 1). Следовательно, вариабельность сообществ

Табл. 1. Показатели вариабельности динамики биомассы в озерах системы Лебязье.

Озеро	Год			
	2018	2019	2020	2021
Малое Лебязье	0.010	0.015	0.045	0.058
Большое Лебязье	0.030	0.080	0.004	0.011
Светлое Лебязье	0.0004	0.083	0.035	0.004

Табл. 2. Средние значения индивидуальной массы (w , мг) зоопланктона озер системы Лебязье.

Озеро	Год			
	2018	2019	2020	2021
Малое Лебязье	0.0049 ± 0.0006	0.0049 ± 0.0005	0.0076 ± 0.0042	0.0028 ± 0.0004
Большое Лебязье	0.0081 ± 0.0021	0.0056 ± 0.0012	0.0033 ± 0.0008	0.0021 ± 0.0003
Светлое Лебязье	0.0062 ± 0.0025	0.0035 ± 0.0006	0.0047 ± 0.0027	0.0017 ± 0.0002

щества повышалась, что свидетельствует о его неустойчивости.

На протяжении периода исследований в озерах Большое Лебязье и Светлое Лебязье, а также в оз. Малое Лебязье в 2021 г. наблюдалось увеличение доли коловраток, а в некоторых случаях и личиночных стадий циклопов, что привело к снижению средней индивидуальной массы зоопланктона (Табл. 2). По величине индивидуальной массы зоопланктона в 2021 г. озера можно отнести к гипертрофным (Крючкова, 1987).

В сообществах зоопланктона формируются сложные трофические связи, структура которых определяется не только пищевыми предпочтениями видов, образующих сообщество, но и внешними абиотическими и антропогенными факторами. Организмы зоопланктона принадлежат к разным систематическим группам и различаются по типу питания, составу пищи. Среди них есть как «мирные» представители, питающиеся преимущественно растительной пищей и детритом, так и хищные. Ряд видов, относящихся к зоопланктону, имеют смешанный тип питания (Монаков, 1998). В соответствии с теоретическими положениями экологии изменение одного из звеньев системы влияет на структуру и функции других или даже на систему в целом (Реймерс, 1994). Таким образом, смена видового состава может повлечь за собой трансформацию трофической структуры сообщества.

В 2018 г. в оз. Малое Лебязье основной поток энергии в зоопланктонном сообществе проходил через ветвь ракообразных («мирные» ветвистоусые и веслоногие ракообразные → факультативные хищники → облигатные хищники) (Рис. 6А). В 2021 г. указанный поток энергии ветвь сократился, однако весьма существенный вклад в транс-

формацию энергии стали вносить коловратки. Кроме того, увеличилась роль хищных коловраток р. *Asplanchna* (Рис. 7В).

В озерах Большое Лебязье и Светлое Лебязье в 2018 г. (также как и в оз. Малое Лебязье) основной поток энергии проходил через ветвь ракообразных («мирные» ветвистоусые и веслоногие ракообразные → факультативные хищники → облигатные хищники) (Рис. 7А, 8А). В 2021 г. основной стала «коловраточная» ветвь. Продукция, образуемая «мирными» и хищными коловратками (р. *Asplanchna*), в несколько раз превысила этот показатель у ракообразных (Рис. 7В, 8В). В этом же году в оз. Светлое Лебязье произошло сокращение длины трофических цепей по причине отсутствия облигатных хищников (Рис. 8В).

За время исследований наблюдалось существенное снижение продукции всего сообщества зоопланктона. Если за вегетационный период 2018 г. продукция в озерах Малое Лебязье, Большое Лебязье и Светлое Лебязье была равна 4.44, 6.17 и 15.58 ккал/м³, то за вегетационный период 2021 г. эти показатели составили 2.56, 5.37 и 3.96 ккал/м³ соответственно.

Обсуждение результатов

Антропогенное воздействие на экосистемы обычно приводит к упрощению их структуры. Данный эффект наблюдается при загрязнении, acidификации водоемов, изменениях ионного состава и минерализации вод. Загрязнение и эвтрофирование водоемов приводит к снижению разнообразия и стабильности экосистем. Под стабильностью понимается способность систем сохранять свою структуру и функциональные свойства при воздействии внешних факторов. Стабильность экосистем

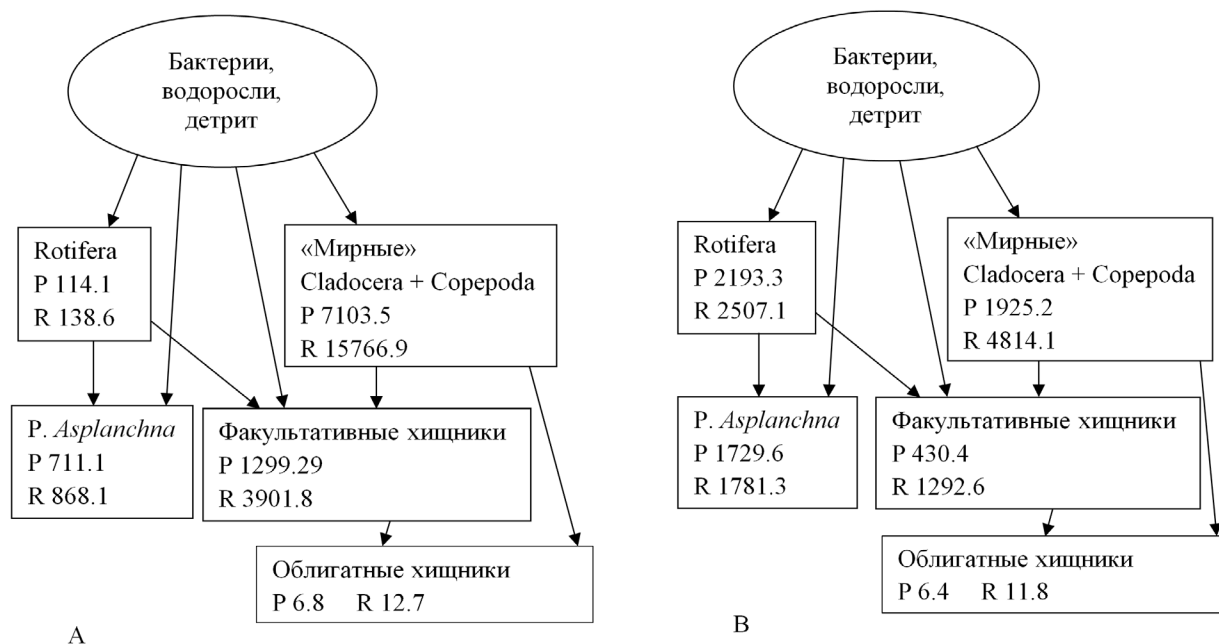


Рис. 6. Схемы трофических сетей в сообществах зоопланктона оз. Малое Лебяжье: **А** – 2018 г., **В** – 2021 г. P – продукция, кал/м³, R – траты на обмен, кал/м³.

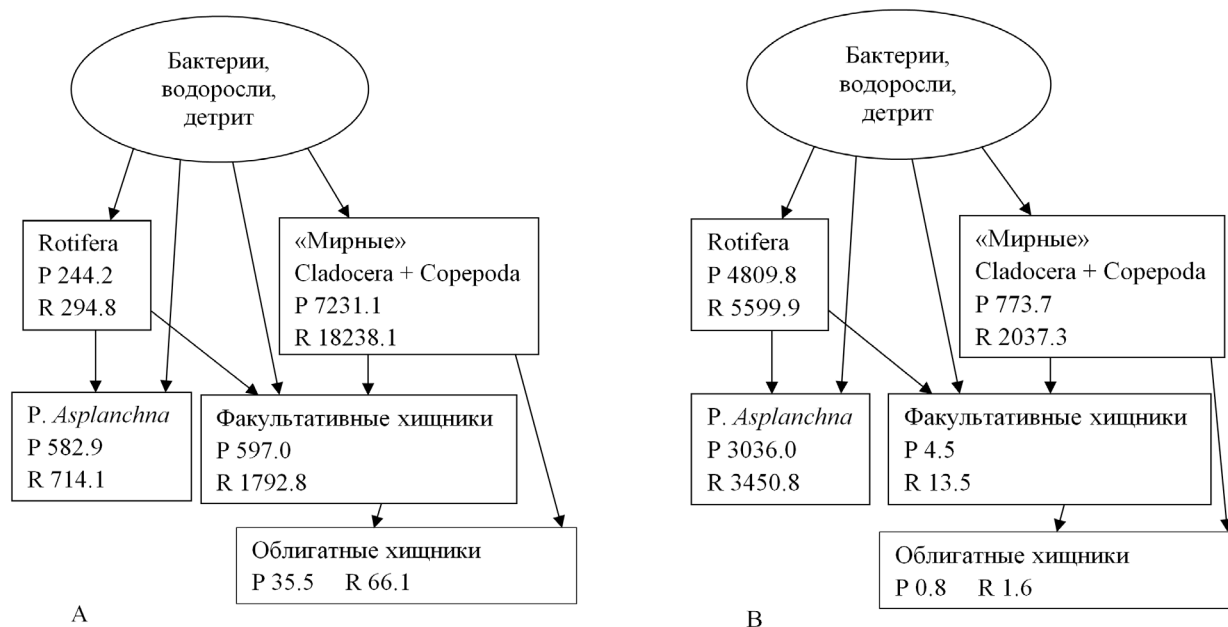


Рис. 7. Схемы трофических сетей в сообществах зоопланктона оз. Большое Лебяжье: **А** – 2018 г., **В** – 2021 г. P – продукция, кал/м³, R – траты на обмен, кал/м³.

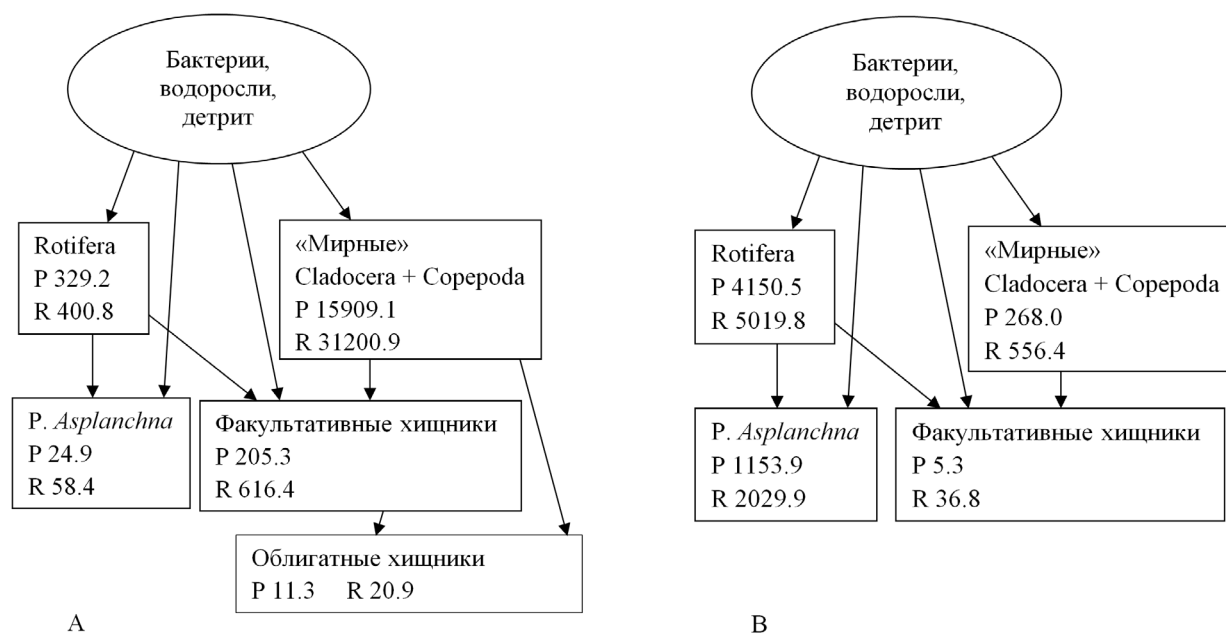


Рис. 8. Схемы трофических сетей в сообществах зоопланктона оз. Светлое Лебязье: **А** – 2018 г., **В** – 2021 г. P – продукция, кал/м³, R – траты на обмен, кал/м³.

во времени поддерживается внутривидовыми взаимоотношениями; сложно и разнообразно организованные системы более стабильны (Алимов и др., 2013). Примеры антропогенного влияния, приводящего к усложнению экосистем, немногочисленны. Одним из видов такого влияния, приводящего к увеличению числа экосистемных связей и усложнению структуры сообществ, можно считать экореставрацию водоемов.

Согласно А.Ф. Алимову с соавторами (2013), устойчивость связывают со способностью систем выдерживать изменения, вызванные влиянием извне, и возвращаться в исходное состояние, сохраняя свою структуру и функциональные особенности. Диапазон отклонений от средних значений различных компонентов экосистемы (видового состава, видового разнообразия, численности, биомассы, продукции, трат на обмен) отражает устойчивость системы. Чем больше размах колебаний, тем менее устойчива система, и, наоборот, с уменьшением размаха устойчивость возрастает. Сохранение среднего уровня отражает стабильность системы во времени. По мере упрощения структуры сообществ и экосистем увеличивается амплитуда сезонных колебаний их функциональных характеристик, в том числе количественные выражения вариабельности динамики биомассы. При увеличении продуктивности или степени эвтрофирования водоемов или водотоков устойчивость экосистем и их составляющих уменьшается. Под воздействием загрязняющих веществ или при других антропогенных нагрузках струк-

турно-функциональные характеристики системы изменяются, и она перейдет в другое состояние, оставаясь стабильной до тех пор, пока будут действовать данные факторы (Алимов и др., 2013).

Действия, направленные на экореставрацию водных объектов, являются условиями, влияющими на ход сукцессионных процессов или запускающими их. В некоторых случаях восстановительные мероприятия позволяют вернуть экосистему на более ранние стадии сукцессии. Однако возврат экосистем к состоянию, имевшему место в давнем геологическом прошлом, не представляется возможным, поскольку изменился состав видов, а следовательно, структурные и функциональные характеристики экосистем. Сокращение поступления биогенных элементов вследствие мероприятий по экореставрации, т.е. изменение условий существования видов, может стать причиной начала сукцессионных трансформаций в экосистемах. Процесс восстановления экосистем происходит в соответствии с законом эволюционно-экологической необратимости (Реймерс, 1994).

Гидротехнические мероприятия, проведенные на системе Лебязьих озер, были направлены на физическое восстановление озер Большое Лебязье и Светлое Лебязье. В результате площадь системы увеличилась до 36.7 га, т.е. в 10.8 раз (по сравнению с 2015 г.). Однако предпринятых действий недостаточно для возрождения экосистемы. Восстановление потоков вещества и энергии, свойственных природным экосистемам – это сложный процесс, который может занять длительное

время и потребует проведения дополнительных биотехнических мероприятий. Уже в первый год после выполнения гидротехнических работ видовой богатство зоопланктона было довольно высоким, что указывало на успешное заселение озер; появились новые виды, выросли количественные показатели зоопланктона, наблюдалось усложнение трофических сетей, появление облигатных хищников. В то же время существенные колебания количественных показателей на протяжении вегетационного периода и в разные годы характеризовали сложившуюся экосистему как неустойчивую.

Отдельной проблемой стало «цветение» воды во вновь восстановленных водоемах. Известно, что при одинаковом количестве доступных для автотрофов биогенных веществ в озере может преобладать как фитопланктон, так и фитобентос (высшие водные растения). Фитопланктон, используя доступные биогенные элементы, быстро наращивает численность, вызывая «цветение» воды, следовательно, ее прозрачность снижается. В результате этого в мелководных водоемах формируется так называемый режим «мутной воды»; возникающий недостаток света препятствует развитию фитобентоса. Напротив, режим «прозрачной воды», при котором прозрачность воды высокая (близка к глубине водоема), создает благоприятные условия для развития донных автотрофов, которые и становятся основными продуцентами (Алимов и др., 2013; Scheffer and van Nes, 2007). В озерах Большое Лебяжье и Светлое Лебяжье даже спустя четыре года после завершения гидротехнических мероприятий площадь зарастания высшими водными растениями составляет лишь около 1% (Деревенская, 2021). Автотрофный компонент в основном представлен фитопланктоном, поэтому биогенные элементы, поступающие в озера, вызывают «цветение» воды. В то же время в оз. Малое Лебяжье отмеченное явление в первые два года не возникало благодаря большой площади зарастания макрофитами и сохранению высокой прозрачности воды. Ранее (до 2000 г.) в озерах системы также наблюдалось довольно сильное зарастание высшей водной растительностью, и «цветения» не наблюдалось. Следовательно, в качестве элемента биотехнической реабилитации озер, способствующего созданию и поддержанию режима «прозрачной воды», в озерах Большое и Светлое Лебяжье необходимо создать биоплато из высших растений.

Таким образом, в связи с отсутствием высших водных растений, экосистемы озер системы Лебяжье развиваются по фитопланктонному пути, что приводит к изменению физико-химических условий существования гидробионтов: прозрачности воды и величины pH; в составе фитопланктона преобладали сине-зеленые водоросли. Это, в

свою очередь, ведет к трансформации сообществ зоопланктона. Уже на третий год существования водоемов наблюдается переход системы в другое устойчивое состояние с более приспособленным к данным условиям сообществом. Его характеризуют невысокое видовое богатство, низкие количественные показатели, укороченные трофические цепи, доминирование представителей рода *Brachionus*.

Заключение

В ходе исследований, проведенных в 2018–2021 г. в зоопланктоне озер системы Лебяжье, было выявлено 106 видов зоопланктона, среди которых насчитывается 51 вид коловраток (48%), 36 видов ветвистоусых (34%) и 19 видов веслоногих ракообразных (18%).

После завершения мероприятий по экореабилитации наблюдалось усложнение структуры сообществ зоопланктона, появление новых видов, в том числе индикаторов олиготрофных вод. Основные потоки энергии в трофических цепях проходили через ветвь ракообразных («мирные» ветвистоусые и веслоногие ракообразные → факультативные хищники → облигатные хищники). Существенные колебания количественных показателей от года к году и в течение одного вегетационного периода характеризовали структуру как неустойчивую.

В отсутствие высших водных растений экосистемы озер развивались по фитопланктонному пути, и уже на третий год существования водоемов сформировалось более выносливое сообщество зоопланктона с низким видовым разнообразием, преобладанием по численности коловраток, массовым развитием *Brachionus calyciflorus*. В трофических цепях зоопланктонных сообществ основную роль стала играть «коловраточная» ветвь; в оз. Светлое Лебяжье облигатные хищники отсутствовали, в результате чего произошло упрощение трофических цепей.

Основываясь на результатах проведения восстановительных мероприятий на озерах системы Лебяжье в г. Казани, можно сделать вывод о том, что достичь устойчивого состояния водной экосистемы с благоприятным для водопользователей качеством воды и высокими эстетическими свойствами резервуара весьма непросто. Следует отметить, что после проведения первой очереди работ требуется мониторинг состояния водоема. Если оно окажется нестабильным или водоем перейдет в другое устойчивое состояние с нежелательными характеристиками, необходимо проведение второй очереди восстановительных мероприятий, направленных на коррекцию сложившейся ситуации.

ORCID

О.Ю. Деревенская  [0000-0001-9473-4352](https://orcid.org/0000-0001-9473-4352)

Список литературы

- Алимов, А.Ф., Богатов, В.В., Голубков, С.М., 2013. Продукционная гидробиология. Наука, Санкт-Петербург, Россия, 339 с.
- Гутельмахер, Б.Л., Садчиков, А.П., Филиппова, Т.Г., 1988. Питание зоопланктона (Итоги науки и техники. Серия Общая экология. Биоценология. Гидробиология. Т. 6). ВИНТИ, Москва, СССР, 156 с.
- Деревенская, О.Ю., 2017. Сообщество зоопланктона озера Лебяжье (г. Казань) в изменяющихся условиях. *Ученые записки Казанского университета. Серия Естественные науки* 159 (1), 108–121.
- Деревенская, О.Ю., 2021. Оценка восстановления высших водных растений и зообентоса озер системы Лебяжье. *Тезисы докладов 65 Международной научной конференции Астраханского государственного технического университета*. Астрахань, Россия, 181–183.
- Деревенская, О.Ю., Уразаева, Н.А., 2020. Оценка восстановления сообществ зоопланктона озер системы Лебяжье после проведения мероприятий по экореабилитации. *Экосистемы* 23, 48–58.
- Иванова, М.Б., 1999. Изменение трофической структуры мезозоопланктона бессточных озер при воздействии антропогенных факторов. В: Алимов, А.Ф., Иванова, М.Б. (ред.), *Структурно-функциональная организация пресноводных экосистем разного типа. (Труды Зоологического института РАН. Т. 279)*. ЗИН РАН, Санкт-Петербург, Россия, 179–194.
- Крылов, П.И., 1989. Питание пресноводного хищного зоопланктона (Итоги науки и техники. Серия Общая экология. Биоценология. Гидробиология. Т. 7). ВИНТИ, Москва, СССР, 145 с.
- Крючкова Н.М., 1987. Структура сообществ зоопланктона в водоемах разного типа. В: Алимов, А.Ф. (ред.), *Продукционно-гидробиологические исследования водных экосистем (Труды Зоологического института АН СССР. Том 165)*. ЗИН АН СССР, Ленинград, СССР, 184–198.
- Кутикова, Л.А., 1970. Коловратки фауны СССР (Rotatoria). Подкласс Eurotatoria (отряды Ploimida, Monimotrochida, Paedotrochida). Наука, Ленинград, СССР, 744 с.
- Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоемах. Зоопланктон и его продукция, 1982. Винберг, В.В., Лаврентьева, М.Г. (ред.). ГосНИОРХ, Ленинград, СССР, 33 с.
- Мингазова, Н.М., Деревенская, О.Ю., Палагушкина, О.В., Павлова, Л.Р., Набеева, Э.Г. и др., 2014. Инвентаризация и экологическая паспортизация водных объектов как способ сохранения и оптимизации их состояния. *Астраханский вестник экологического образования* 2, 32–38.
- Монаков, А.В., 1998. Питание пресноводных беспозвоночных. ИПЭЭ РАН, Москва, СССР, 319 с.
- Очерки по географии Татарии, 1957. Н.И. Воробьев, В.Н. Сементовский (ред.). Таткнигоиздат, Казань, СССР, 357 с.
- Реймерс, Н.Ф., 1994. Экология (теории, законы, правила, принципы и гипотезы). Журнал «Россия Молодая», Москва, Россия, 367 с.
- Тайсин, А.С., 2006. Озера Приказанского района, их современные природные и антропогенные изменения. Издательство ТГГПУ, Казань, Россия, 167 с.
- Anton-Pardo, M., Olmo, C., Soria, J., Armengol, X., 2013. Effect of restoration on zooplankton community in a permanent interdunal pond. *International Journal of Limnology* 49, 97–106.
- Bolduc, P., Bertolo, A., Pinel-Alloul, B., 2016. Does submerged aquatic vegetation shape zooplankton community structure and functional diversity? A test with a shallow fluvial lake system. *Hydrobiologia* 778, 151–165. <http://www.doi.org/10.1007/s10750-016-2663-4>
- Celewicz-Goodyn, S., Kuczyńska-Kippen, N., 2017. Ecological value of macrophyte cover in creating habitat for microalgae (diatoms) and zooplankton (rotifers and crustaceans) in small field and forest water bodies. *PLOS ONE* 12 (5), e0177317. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0177317>
- Cereghino, R., Biggs, J., Oertli, B., Declerck, S., 2008a. The ecology of European ponds: defining

- the characteristics of a neglected freshwater habitat. *Hydrobiologia* **597**, 19–27.
- Cereghino, R., Ruggiero, A., Marty, P., Angélibert, S., 2008b. Biodiversity and distribution patterns of freshwater invertebrates in farm ponds of a southwestern French agricultural landscape. *Hydrobiologia* **597**, 43–51.
- Dorak, Z., Temel, M., 2015. The zooplankton community and its relationship with environmental variables in a highly polluted system, Golden Horn, Turkey. *Journal of Aquaculture Engineering and Fisheries Research* **1** (2), 57–71. <https://doi.org/10.3153/JAEFR15006>
- Kuczyńska-Kippen, N., Joniak, T., 2016. Zooplankton diversity and macrophyte biometry in shallow water bodies of various trophic state. *Hydrobiologia* **774**, 39–51. <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2595-4>
- Pinel-Alloul, B., Mimouni, E., 2013. Are cladoceran diversity and community structure linked to spatial heterogeneity in urban landscapes and pond environments? *Hydrobiologia* **715**, 195–212. <http://doi.org/10.1007/s10750-013-1484-y>
- Scheffer M., van Nes, E.N., 2007. Shallow lakes theory revisited; various alternative regimes driven by climate, nutrients, depth and lake size. *Hydrobiologia* **584**, 455–466. <https://doi.org/10.1007/s10750-007-0616-7>
- Shannon, C.E., Weaver, W., 1949. The mathematical theory of communication. The University of Illinois Press, Urbana, USA, 117 p.
- Stefanidis, K., Papastergiadou, E., 2010. Influence of hydrophyte abundance on the spatial distribution of zooplankton in selected lakes in Greece. *Hydrobiologia* **656**, 55–65. <https://doi.org/10.1007/s10750-010-0435-0>

Article

Zooplankton of small shallow lakes after eco-rehabilitation activities

Olga Yu. Derevenskaya 

Kazan Federal University, ul. Kremlyovskaya 18, Kazan, Republic of Tatarstan, 420008 Russia

oderevenskaya@mail.ru

Abstract. The need for eco-rehabilitation of water bodies affected by strong anthropogenic influence increases greatly with an increase in the area of urbanized territories. The effectiveness of such measures may be evaluated by studying successions of hydrobiont communities in a rehabilitated water body. In 2017, actions were taken to rehabilitate the Lebyazhye Lakes system (Kazan), which included deepening the basins of Bolshoe Lebyazhye Lake and Svetloe Lebyazhye Lake to 4 m, isolating the bed of future basins with bentonite mats, supplying water from Izumrudnoye Lake through a pressure conduit, filling the lakes with water, and improvement of the shores. Then, in 2018–2021, zooplankton indicators of these lakes were studied and models of its food webs were proposed. After the work was completed, the lakes were successfully colonized by zooplankton: in 2018, the identified assemblage included 106 species, with 51 species of rotifers (46%), 36 species of cladocerans (34%) and 19 species of copepods (18%). However, in the absence of higher aquatic plants, a strong “bloom” of water was observed with the predominance of blue-green algae in the composition of phytoplankton and low water transparency. In 2020–2021, the zooplankton composition showed a decrease in the total number of species and the number of species in the sample, a decrease in the production in communities, a change in the composition of dominant species towards representatives of the genus *Brachionus*, and an increase in the variability of biomass dynamics. All these suggested instability and the gradual simplification of the community. In 2021, obligate predators disappeared from one of the lakes, which led to the shortening of food chains.

Keywords: restoration, aquatic ecosystem, community, eutrophication, water “bloom”, sustainability, food chains.